CASAP IX
Santa Marta, Colombia

CALIDAD DE AIRE, CAMBIO CLIMÁTICO Y SALUD PÚBLICA

LIBRO DE MEMORIAS

2023

Autores-compiladores
Juan Felipe Franco
Alejandra Montejo

Editado por
Hill

CALIDAD DE AIRE, CAMBIO CLIMÁTICO Y SALUD PÚBLICA

© Hill Consulting
Todos los derechos reservados
Contacto@hill.com.co

Gracias por descargar este libro electrónico.
No se permite su reproducción, copiado o distribución con fines comerciales.

Autor-compilador: Juan Felipe Franco
Coordinación editorial: Alejandra Montejo
Diseño y diagramación: Pahola Ramos Barbour

ISBN (digital): 978-628-95702-0-5

Cómo citar un artículo de la publicación (según normas APA 7ª edición)
Apellido(s), Inicial Nombre(s) Autor(es) del artículo. (2023). Título del artículo. Franco J. F. ; Montejo A. (Comps). *Calidad de aire, cambio climático y salud pública.* Hill Consulting

Cómo citar la publicación completa (según normas APA 7ª edición)
Franco J. F. ; Montejo A. (Comps), (2023). *Calidad de aire, cambio climático y salud pública.* Hill Consulting

Comité científico del CASAP

Dayana Agudelo
Universidad del Norte
Gestión integral de la calidad del aire y el cambio climático

Luis Carlos Belalcázar
Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá
Gestión integral de la calidad del aire y el cambio climático

Mónica Espinosa
Hill
Salud pública y exposición personal

Lars Gidhagen
Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI)
Modelación de calidad del aire y cambio climático

Miryam Gómez
Politécnico Jaime Izasa Cadavid
Medición y caracterización de contaminantes atmosféricos

Santiago Gómez
EYC Global
Modelación de calidad del aire y cambio climático

Luisa Fernanda González
ONU Ambiente
Gestión integral de la calidad del aire y el cambio climático

María Victoria Toro
Universidad Pontificia Bolivariana
Modelación de calidad del aire y cambio climático

Giovana Constanza Saavedra
Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia
Políticas públicas y gobernanza

Carlos Mario González
Universidad Nacional de Colombia, sede Manizales Modelación de calidad del aire y cambio climático

Rodrigo Jiménez
Universidad Nacional de Colombia, Bogotá
Medición y caracterización de contaminantes atmosféricos

Kento Magara
Universidad Pontificia Bolivariana, Bucaramanga Medición y caracterización de contaminantes atmosféricos

Florentino Márquez Vargas
Universidad Militar Nueva Granada
Políticas públicas y gobernanza

Ricardo Morales
Universidad de Los Andes
Modelación de calidad del aire y cambio climático

Juan Pablo Orjuela
Unidad de Estudios en Transporte (TSU)
University of Oxford
Gestión integral de la calidad del aire y el cambio climático

Jorge Pachón
Universidad de La Salle
Modelación de calidad del aire y cambio climático

Miguel Quirama
Universidad Sergio Arboleda
Políticas públicas y gobernanza

Omar Ramírez
Universidad Militar Nueva Granada
Medición y caracterización de contaminantes atmosféricos

Laura Rodríguez
Universidad Industrial de Santander
Salud pública y exposición personal

Néstor Rojas
Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá Modelación de calidad del aire y cambio climático

Julián Felipe Segura
Universidad EAN
Gestión integral de la calidad del aire y el cambio climático

Juan Felipe Franco
Hill
Políticas públicas y gobernanza



NOVENO CONGRESO COLOMBIANO Y CONFERENCIA INTERNACIONAL CALIDAD DE AIRE, CAMBIO CLIMÁTICO Y SALUD PÚBLICA

LIBRO DE MEMORIAS

CASAP IX
Santa Marta, Colombia

CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS 21

PRÓLOGO 22

01 TECNOLOGÍAS Y CASOS PRÁCTICOS

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE Y LA PERCEPCIÓN DE LA SALUD USANDO CIENCIA CIUDADANA. MUNICIPIO DE LA CEJA ANTIOQUIA
Sandra-María Echeverri-García, Vladimir G Toro, Eliana Martínez-Herrera 25

EVALUATION OF FUEL CONSUMPTION OF AUTO-RICKSHAWS
Mauricio Carmona, Omar Eljaik, José Ignacio Huertas Cardozo, Oscar Serrano 33

IMPLEMENTACIÓN DE UNA RED DE CALIDAD DE AIRE CON SENSORES DE BAJO COSTO PARA EL MONITOREO DE MATERIAL PARTICULADO EN LA CIUDAD DE NEIVA
Javier Ernesto Collazos, Laura Camila Forero, Juan Sebastian Villalba, Max Jauch 40

GESTIÓN DEL RIESGO A LA SALUD HUMANA DEBIDO LOS CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS PM10 Y PM2,5 MEDIANTE LA INTEGRACIÓN DE SENSORES DE BAJO COSTO
Ing. Sebastián Rene Rúgeles Ahumada M.Sc., Dra. Dayana Agudelo-Castañeda 47

DETECCIÓN AUTOMATIZADA DE CHIMENEAS INDUSTRIALES A PARTIR DE IMÁGENES CON DRONES
Pablo Gutierrez Espada, Germán Rueda Saa, Rodrigo Jiménez Pizarro, Enrique A.Torres, Fabio A.Gonzalez 53

EVALUACIÓN EXPERIMENTAL DE LAS EMISIONES DE MATERIAL PARTICULADOEN UN VEHÍCULO LIVIANO CON OPERACIÓN DUAL HIDRÓGENO-DIÉSEL
Elkin Ramírez Correa, Mauricio Osses, Leonardo Bravo, German Amador 57

DESARROLLO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN DE SENSORES DE BAJO COSTO EN AMBIENTE CONTROLADO
K. Pinzon, D. Betancourt, D.A. Arias, J. Tumialan, B. Galvis, E. Bernal, Oscar M. Casas, Sandro F. González, Jorge E. Pachón 64

EVALUACIÓN DE SENSORES DE BAJO COSTO PARA EL MONITOREO DE PM2.5 EN EL VALLE DE ABURRÁ
Jenny Rocío Ríos Martinez, Yris Olaya Morales 70

DECARBONIZATION OF TRANSPORT FLEETS: CARBON CREDITS AS AN ALTERNATIVE TO FINANCE IT
Oscar S. Serrano-Guevara, José I. Huertas 75

EFECTOS EN LA CALIDAD AIRE POR LAS EMISIONES DE LAS TURBINAS DE AVIACIÓN EN LA FUERZA AÉREA
Luz Adriana Suárez, Manuel Alejandro Mayorga, Vladimir Silva Leal, Julieth Alexandra Mahecha Neira, Mauricio Lopez 81

USO DE SENSORES DE BAJO COSTO PARA EL MONITOREO DE PM2.5 EN UN RUTA DE BICICLETA EN MEDELLÍN
Jenny Rocío Ríos Martinez, Yris Olaya Morales 85

EVALUACIÓN DE IMPACTOS EN CALIDAD DEL AIRE POR LA OPERACIÓN DE UN RELLENO SANITARIO CERCA A CENTROS URBANOS-CASO DE ESTUDIO EL CARRASCO
Andrea J. Hernandez, Luis A. Morales-Rincon, Andrés Archila, Javier Carrillo, Helbert Panqueva 90

UNA ESTRATEGIA DE OPTIMIZACIÓN DE RECURSOS PARA LA CONSTRUCCIÓN DE INVENTARIOS DE EMISIONES EN CIUDADES INTERMEDIAS CASO DE ESTUDIO ÁREA METROPOLITANA DE CÚCUTA
Andrea J. Hernandez, Luis A. Morales-Rincon, Jorge Enrique Arenas, Mónica Espinosa, Juan Felipe Franco 95

IMPLEMENTACIÓN DE UN SENSOR ÓPTICO DE CONCENTRACIÓN DE CO2 ATMOSFÉRICO BASADO EN ESPECTROSCOPÍA LÁSER DE DIODO SINTONIZABLE
Julian Rodriguez-Ferreira, Kevin Tautiva, Harley García, Leandro Rojas, Henry Arguello, and Hans Garcia 100

IMPLEMENTACIÓN DE BPM COMO HERRAMIENTA DE GESTIÓN PÚBLICA Y AYUDA MUTUA PARA MEJORAR LA RESPUESTA A EMERGENCIAS CON MATERIALES PELIGROSOS: MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AIRE COMO FACTOR CRÍTICO
Katherine Pachón-Carrascal, Jhon Botello, Guisselle García-Llinás, Aymer Maturana, César Viloria-Núñez, Daniel Romero, Katherine Palacio-Salgar 104

02 SALUD PÚBLICA Y EXPOSICIÓN PERSONAL

NANOPARTICLES ON ELECTRIC, GAS, AND DIESEL BUSES IN BOGOTÁ MASS TRANSIT SYSTEM
Diego Armando Vargas Romero, Boris Galvis, Cristina Vanesa Durán Grados, Camilo Bernal 111

EVALUACIÓN DE LA RADIACIÓN IONIZANTE CAUSADA POR ELEMENTOS RADIACTIVOS EMITIDOS NATURALMENTE - NORM EN EL SUELO, BLOQUE CR2 (SUB-CUENCA RANCHERÍA)
Sonia Salazar, Luis Antonio Castillo 124

EFECTO GENOTÓXICO Y SUSCEPTIBILIDAD GENÉTICA ASOCIADA A LA EXPOSICIÓN CRÓNICA A RESIDUOS DE MINERÍA DE CARBÓN EN LA LOMA-CESAR
Ornella Fiorillo Moreno, Alvaro de Jesús Miranda Guevara, Milton Quintana-Sosa, Antonio Acosta-Hoyos1, Robinson Alvarez, Jose Pérez, Julián Rodríguez, Fredy José Torres, Maria F. Palma, Grethel León-Mejia 128

DETERMINANTES AMBIENTALES ASOCIADOS CON LA TRANSMISIÓN DE LOS VIRUS DE LAS INFECCIONES RESPIRATORIAS AGUDAS: UNA REVISIÓN SISTEMÁTICA
Sebastián Andrés Beltrán Prieto, Claudia Liliana Bernal Bermúdez 134

EVALUACIÓN DE LA CITOTOXICIDAD Y GENOTOXICIDAD DEL MATERIAL QUÍMICO EN FILTROS PM2.5 DE LAS ESTACIONES DE MONITOREO DE LA RED DE CALIDAD DEL AIRE DEL VALLE DE ABURRÁ
Alejandra Betancur Sánchez, Juan Bautista López Ortiz, Carmen Elena Zapata Sánchez 141

ANÁLISIS DE COSTO-BENEFICIO EN SALUD POR LA REDUCCIÓN DE LA EXPOSICIÓN A MATERIAL PARTICULADO FINO EN EL SISTEMA TRONCAL DE TRANSMILENIO DE BOGOTÁ CAUSADA POR LA RENOVACIÓN DE LA FLOTA
Juan Pablo Contreras Soriano, Paula Andrea Bulla Chavarro, Boris Galvis 148

ASSESSING THE FILTRATION EFFICIENCY OF FACEMASK FILTER MATERIALS FOR THE PREVENTION OF COVID-19
Boris Galvis, David Monroy, Camilo Bernal, David E. Sierra, Carlos A. Sanchez, Nestor Rojas 154

EFECTOS EN LA CALIDAD DEL AIRE INTERIOR POR COCCIÓN BAJO CONDICIONES DE TRÓPICO HÚMEDO
Elizabeth Magaña Villegas; Sergio Ramos Herrera; Jesús Manuel Carrera Velueta; Irving Iván Salvador Torres 164

PERCEPCIÓN DE CALIDAD DE VIDA EN PERSONAS CON EXPOSICIÓN DIFERENCIAL A NIVELES DE RUIDO AMBIENTAL EN MEDELLÍN COLOMBIA
Luis Javier Hernández Montes, Oscar Alberto Rojas Sánchez, Jonathan Ochoa Villegas, Diana Marcela Marín Pineda, Juan Gabriel Piñeros Jiménez, Juan Camilo Tobón Santa, Catalina Maria Arango Álzate, Sebastián Bedoya Mejía, Laura Andrea Rodríguez Villamizar 170

ANÁLISIS DE LA AFECTACIÓN AMBIENTAL Y ENFERMEDADES RESPIRATORIAS ASOCIADAS AL NO2: CASO ESTUDIO BARRANQUILLA
Martha Mendoza Hernández, Dayana Agudelo-Castañeda 172

¿CUÁLES SON LOS POTENCIALES EFECTOS DE LAS EMISIONES DEL DIÉSEL EN PERSONAS OCUPACIONALMENTE EXPUESTAS?
Grethel León-Mejia, Milton Quintana-Sosa, Juliana da Silva, João Antonio Pêgas Henriques 177

EFECTOS EN LA SALUD HUMANA DEBIDO AL RUIDO AMBIENTAL. CASO ESTUDIO FONTIBÓN, BOGOTÁ - COLOMBIA
Andrés Camilo Acuña-Mendez, Yojhan Baena Cerquera, Daniel Alejandro Merchán Rojas, Miguel De Luque-Villa 185

ANÁLISIS DE LA RELACIÓN ENTRE LA VARIABILIDAD DE LA FRECUENCIA CARDÍACA Y LA EXPOSICIÓN DIARIA PERSONAL AL MATERIAL PARTICULADO PM2,5 EN UN ESTUDIANTE UNIVERSITARIO RESIDENTE EN LA CIUDAD DE BOGOTÁ, COLOMBIA
Sergio Andrés Gutiérrez Lopera 194

ESTIMACIÓN DE VARIABLES QUE AFECTAN EL RENDIMIENTO DEPORTIVO DE FUTBOLISTAS EXPUESTAS A DIFERENTE CALIDAD DEL AIRE
María Paula Sánchez, Natalia Valentina Alonso Ruano, Miguel Quirama-Aguilar 202

EFECTO A CORTO PLAZO DEL PM2.5 SOBRE LAS EXACERBACIONES DE LA ENFERMEDAD PULMONAR OBSTRUCTIVA CRÓNICA
Astrid Berena Herrera, María Patricia Arbeláez, Carlos Arturo Torres-Duque, Néstor Rojas Y, Víctor Herrera, Laura Andrea Rodríguez 206

CARACTERIZACIÓN DE LA SALUD AMBIENTAL EN EL COMPONENTE DE CALIDAD DEL AIRE EN EL DEPARTAMENTO DE CALDAS, COLOMBIA
Olga Lucía Ocampo López, Paula Tatiana González 208

ANÁLISIS IN VITRO DE CITOTOXICIDAD Y GENOTOXICIDAD CAUSADO POR NANOPARTÍCULAS DE CARBÓN
Alvaro de Jesús Miranda Guevara, Ornella Fiorillo Moreno, Antonio Acosta-Hoyos, Milton Quintana-Sosa, Leonardo Pacheco Londoño, Julian Rodríguez, Fredy José Torres, Maria F. Palma, Wilner Martínez López, Grethel León Mejía 213

MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AIRE Y SU INFLUENCIA EN EVENTOS DE SALUD PÚBLICA
Luis Gabriel Duque Muñoz, Benjamín Di Filippo, Hernando Hernández 218

EVALUACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE EXPOSICIÓN AL MATERIAL PARTICULADO EN USUARIOS DE LA CICLORUTA BOGOTANA EMPLEANDO SENSORES DE BAJO COSTO CASO DE ESTUDIO AVENIDA BOYACÁ
Oscar A. Fajardo, Andrea Silva, Laura Meza 221

EXPOSICIÓN DE ESCOLARES A PM2.5 EN UNA ZONA DE ALTA CONTAMINACIÓN DE BOGOTÁ, COLOMBIA
Oscar A. Fajardo, Yisel Vargas, Néstor Rojas 227

EVALUACIÓN DE LA MORTALIDAD INDUCIDA POR LA EXPOSICIÓN A MATERAL PARTICULADO FINO (PM2.5) EN BOGOTÁ ENTRE LOS AÑOS 2016-2021.
Karen Dayana Quilaguy Salamanca, Oscar Arnulfo Fajardo Montaña, Hugo Franco Triana 234

Relación entre calidad del aire y mortalidad por COVID-19 en dos localidades de Bogotá durante al año 2020
Daniela Rodríguez Sánchez, Luis Jorge Hernández Flórez, Luis Camilo Blanco Becerra 241

INHALACIÓN DE PM2,5 EN EL TRANSPORTE EN BICICLETA EN CALI
Ana Lasso, Sebastián Imery 247

EXPOSICIÓN A RUIDO AMBIENTAL Y EL EFECTO SOBRE LA CALIDAD DEL SUEÑO DE ADULTOS RESIDENTES EN MEDELLÍN, COLOMBIA: Resultados preliminares
Oscar Alberto Rojas-Sánchez, Jonathan Ochoa Villegas, Diana Marcela Marín Pineda, Juan Gabriel Piñeros Jiménez, Laura Andrea Rodríguez-Villamizar 252

CONCENTRACIONES DE PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS FINAS EN AUTOBUSES DE TRANSPORTE PÚBLICO URBANO EN CIUDADES BRASILEÑAS
Julián Felipe Segura Contreras 257

HOJA DE RUTA PARA DESCARBONIZAR EL TRANSPORTE DE CARGA EN AMÉRICA LATINA
Helmer Acevedo, Samantha Pettigrew, Leticia Pineda, y Oscar Delgado 262

ESTUDIO EPIDEMIOLÓGICO PARA IDENTIFICAR ASOCIACIONES ENTRE FACTORES AMBIENTALES Y LA SALUD DE LAS PERSONAS RESIDENTES EN EL ÁREA DE INFLUENCIA DE LAS OPERACIONES MINERAS DE CARBÓN DESARROLLADAS EN LA ZONA CENTRO DEL DEPARTAMENTO DEL CESAR
Jesús Rodríguez García, Rolando Enrique Peñaloza Quintero, María Alexandra Matallana Gómez, Marino Mauricio Mejía Rocha, José Daniel Lancheros Marín, Jeannette Liliana Amaya Lara, David Olaya Escobar 266

03 POLÍTICAS PÚBLICAS Y GOBERNANZA

DISEÑO DEL PLAN DE PREVENCIÓN, CONTROL Y ATENCIÓN DE EPISODIOS POR CONTAMINACIÓN DEL AIRE PARA YUMBO Y PALMIRA
Andrea J. Hernandez, Luis A. Morales-Rincon, Angela Vargas Burbano, Jennifer Marín Ospina, Diego Andrés Arias, Pablo Gutiérrez Espada, Liseth González Delgado, German Rueda Saa, Rodrigo Jimenez 272

PLANES DE CALIDAD DEL AIRE EN LUGARES DEL MUNDO DONDE SE PRESENTAN EPISODIOS CRÍTICOS: UN COMPARATIVO CON VALLE DE ABURRÁ
Dora Luz Yepes Palacio, Miriam Gómez Marín 276

NUMERICAL STUDY OF THE INFLUENCE OF LOCAL CLIMATE ZONES AND GREEN INFRASTRUCTURE ON ATMOSPHERIC VARIABLES
Otavio Medeiros Sobrinho, Guenther Carlos Couto Viana, Vitor Prá de Athayde, Filipe dos Santos Alves, Alexsandra Matilde Resende Rosa, Marcos Vinicius Bueno de Morais, Leila Droprinchinski Martins, Taciana Toledo de Almeida Albuquerque 281

CIUDADANOS CIENTÍFICOS: UNA ESTRATEGIA PARA LA APROPIACIÓN SOCIAL DEL CONOCIMIENTO Y LA GESTIÓN DEL RECURSO AIRE EN EL VALLE DE ABURRÁ
Mauricio Ramírez Arias, Maura Melissa Herrera, Natalia Bernal, Alejandra Montejo Barato, Juan David Berrio, Manuel D. Zuluaga, Ana Z. Orrego, Laura C. Gil 286

COMUNICACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN COLOMBIA: ESTUDIO PILOTO DE PERCEPCIÓN Y SEGMENTACIÓN POBLACIONAL EN UNA COMUNIDAD ACADÉMICA
Juan Sebastián Larrahondo, Mónica Espinosa, Juan Felipe Méndez, Denisse Viviana Cortés, Víctor Fabian Forero, Juan Felipe Franco 290

04 MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AIRE Y CAMBIO CLIMÁTICO

ANÁLISIS DE LA RATIO DE CONCENTRACIONES NO2/NOx OBTENIDA CON UN MODELO DE CALIDAD DE AIRE URBANO
Andrea Pineda Rojas, Rafael Borge, Emilio Kropff 299

“EL CONCEPTO DE CUENCA ATMOSFÉRICA EN EL TRÓPICO”
Juan Camilo Cely Garzón, Carlos Mario González Duque, Andrés Ardila Ardila, Felipe Cifuentes, Rodrigo Jimenez 304

ESTIMACIÓN DE LA ALTURA DE ANÁLISIS PARA LA EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LOS INCENDIOS REGIONALES SOBRE LA CALIDAD DEL AIRE EN EL VALLE DE ABURRÁ
Sara Catalina Grisales Vargas, Diego Alejandro Grajales-González, Jaime Andrés Tavera Sánchez, Juan David Ramírez Cadavid, Manuela Salazar Ramírez, Víctor Hugo Gutiérrez Vélez, Miriam Gómez Marín, Juan Gabriel Piñeros Jiménez 311

EVALUACIÓN DE LAS CONDICIONES METEOROLÓGICAS SOBRE LA CONCENTRACIÓN DEL MATERIAL PARTICULADO EN EL DEPARTAMENTO DEL MAGDALENA, COLOMBIA (2003-2021)
Luis M. Hernández Beleño, Tailin T. Castrillo-Borja, Eliana Vergara-Vásquez, Yiniva Camargo Caicedo, Tomás Bolaño-Ortíz, Andrés M. Vélez-Pereira 315

SIMULACIÓN DE LA EMISIÓN, PRODUCCIÓN SECUNDARIA, TRANSPORTE Y DISPERSIÓN DE MATERIAL PARTICULADO EN EL VALLE GEOGRÁFICO DEL RIO CAUCA
Felipe Cifuentes Castaño, Andrés Ardila Ardila, Carlos Mario González Duque, German Rueda Saa, Rodrigo Jiménez Pizarro 320

DESAGREGACIÓN ESPACIOTEMPORAL DE LOS INVENTARIOS DE EMISIÓN ESTIMADOS EN EL VALLE GEOGRÁFICO DEL RIO CAUCA CON PROPÓSITOS DE SIMULACIÓN DE CALIDAD DEL AIRE
Felipe Cifuentes Castaño, Andrés Ardila Ardila, Carlos Mario González Duque, German Rueda Saa, Rodrigo Jiménez Pizarro 326

IMPACTO DE UN MURO VERDE EN LA CALIDAD DEL AIRE EN EL INTERIOR DE UN EDIFICIO EN CONDICIÓN DE CLIMA TROPICAL HÚMEDO: MONITOREO Y DINÁMICA DE FLUIDOS
Karen Michelle Reyes de la Cruz, José Roberto Hernández Barajas, Elizabeth Magaña Villegas 331

ANÁLISIS DE LAS DINÁMICAS ESPACIO-TEMPORALES DE LA ISLA DE CALOR URBANA EN EL VALLE DE ABURRÁ USANDO EL MODELO WRF/UCM-BEP
Natalia Bernal, Juan José Henao, Angela M. Rendón 336

PATRONES DE CIRCULACIÓN ATMOSFÉRICA EN EL VALLE GEOGRÁFICO DEL RÍO CAUCA Y SU INFLUENCIA EN EL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS
Andrés Ardila Ardila, Felipe Cifuentes, Carlos Mario Gonzalez, Daniel Hernández Deckers, Germán Rueda Saa, Rodrigo Jiménez Pizarro 343

EXPLORACIÓN DE LAS RELACIONES DE LAS DESIGUALDADES DEL AMBIENTE CONSTRUIDO CON LA CALIDAD DEL AIRE: UN ESTUDIO DE CASO
Dayana Agudelo-Castañeda; Julian Arellana; Wendy B. Morgado-Gamero; Fabrício De Paoli; Luana Carla Portz 349

MOVES COMO HERRAMIENTA PARA LA GESTIÓN DE CALIDAD DEL AIRE EN LAS CIUDADES DE MEDELLÍN, CALI Y MANIZALES
Paula Juliana Pinilla Gil, Laura Natalia González Rojas, Erika Marcela Trejos Zapata, Jorge E. Pachon 353

MOVES COMO HERRAMIENTA PARA LA GESTIÓN DE CALIDAD DEL AIRE EN LAS CIUDADES DE BOGOTÁ, BUCARAMANGA Y CÚCUTA
Camila Andrea Valdés Oliveros, Mabel Tatiana Puentes Gutiérrez, Erika Marcela Trejos Zapata, Jorge E. Pachon 357

CALIBRACIÓN DE MODELOS DE DISPERSIÓN MEDIANTE ANÁLISIS DE DATOS PAREADOS, NO PAREADOS Y FUNCIONES OBJETIVO
Edgar Alejandro Vélez; Juan Alejandro Carmona; David Arboleda Gonzales; Carlos Mario Sepulveda 362

ESTIMACIÓN DEL APORTE POR FUENTES A LA CONCENTRACIÓN DE PM2.5 EN EL VALLE DE ABURRÁ
María Isabel González Ospino, María Victoria Toro Gómez, Ana Zuleima Orrego Guarín 367

IMPLEMENTACIÓN Y EVALUACIÓN DE UN MODELO DE PRONÓSTICO ESTADÍSTICO DE PM2.5 PARA EL VALLE DE ABURRÁ
Mauricio Ramírez, K. Santiago Hernández, Jhayron S. Pérez-Carrasquilla, Paola Montoya, Juan M. Sánchez, Manuel D. Zuluaga 373

SIMULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE EN INTERIORES DEBIDO A ACTIVIDADES COTIDIANAS NECESARIAS Y NO NECESARIAS, MEDIANTE UNA APLICACIÓN MÓVIL
Rubí Espinoza Sánchez, Elizabeth Magaña Villegas, Jesús Manuel Carrera Velueta 379

FACTORES DE EMISIÓN Y COMPORTAMIENTO DE PM2,5 DEBIDO AL USO DE AROMATIZANTES
José Antonio Martínez de Dios, Elizabeth Magaña Villegas, Jesús Manuel Carrera Velueta 384

LIFE CYCLE ANALYSIS OF GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM ETHER AND ETHANOL-BASED OXYGENATED GASOLINES IN COLOMBIA
Sarah Cashman, Ben Young, Andrew Henderson, John Koupal 389

05 MEDICIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS

IMPACTO DEL POLVO AFRICANO EN LA CALIDAD DEL AIRE EN YUCATÁN, MÉXICO
Carolina Ramírez-Romero, María F. Córdoba, Luis A. Ladino, Alejandro Jaramillo, Javier Miranda, Harry Alvarez-Ospina, Daniel Rosas, Talib Amador, Darrel Baumgardner, Graciela B. Raga 396

DEPOSICIÓN PULMONAR DE MATERIAL PARTICULADO EN BOGOTÁ
Lady Mateus Fontecha, Rodrigo Jiménez, Néstor Y. Rojas-Roa 402

ANÁLISIS DE LAS CONDICIONES DE FONDO DE PM10 EN LA ZONA FRANCA DE MAMONAL, BOLÍVAR

Juan Alejandro Carmona, Alexander López Villamizar, Edgar Alejandro Vélez 407

ANÁLISIS DE PARTÍCULAS SUSPENDIDAS UTILIZANDO EL ENFOQUE DE ANÁLISIS DE DATOS FUNCIONALES
Rafael Melendez Surmay y Heli Arregoces Reinoso 412

EFECTOS DE LA SINCRONIZACIÓN DE SEÑALES EN LA ESTIMACIÓN DEL DESEMPEÑO AMBIENTAL DE VEHÍCULOS EN LATINOAMÉRICA
Juan Carlos Restrepo Mejia, Michael Daniel Girado Galindo, José Ignacio Huertas Cardozo 417

TEMPORARY VARIATION OF THE PARTICLE NUMBER CONCENTRATION OF ULTRAFINE PARTICLES IN MEDELLÍN, COLOMBIA
Sebastián Castillo Franco, Daniela Uribe Zuluaga, John Ramiro Agudelo Santamaria, María Luisa Botero Vega 422

MORPHOLOGICAL AND ELEMENTAL CHARACTERIZATION OF PM2.5 COLLECTED IN RESIDENTIAL AND HIGH TRAFFIC AREAS OF MEDELLIN CITY
Daniela Uribe Zuluaga, John Ramiro Agudelo Santamaría, María Luisa Botero, Diana Marcela Marín, María Victoria Toro, Ricardo Morales, Carlos Daniel Ramos, Francisco Molina 428

CONCENTRACIÓN DE CARBONO NEGRO Y METEOROLOGÍA PRE Y POST CUARENTENA POR COVID-19, EN TACNA-PERÚ
Rafael N. Liñán-Abanto, P. Arnott, G. Paredes-Miranda, D. Salcedo, Omar Ramos-Pérez, Rosa M. Liñán-Abanto, Hugo Torres-Muro, G. Carabali. 436

VARIACIÓN DEL BCE EN LA ESTACIÓN MED-BEME MEDIDO POR EQUIPO MABI 2019-2022 MEDELLIN - COLOMBIA
Diego Alejandro Grajales-González, Luis Miguel Román Pereira, Miriam Gómez Marín 440

EVALUACIÓN DE OZONO TROPOSFÉRICO BASADA EN CONFIGURACIONES LOCALES EN ALGUNAS CIUDADES LATINOAMERICANAS
Angel David Gálvez Serna, Mauricio Orozco-Alzate, Carlos Mario González Duque 445

DESARROLLO DE ESTIMACIONES DE SUPERFICIES DE CONCENTRACIONES DE PM2.5 Y NO2 MEDIANTE REGRESIONES DE USO DE SUELO PARA CUATRO CIUDADES DE COLOMBIA
Laura A. Rodriguez-Villamizar, Yurley Rojas, Sara Grisales, Sonia C. Mangones-Matos, Jhon J. Cáceres, Dayana M. Agudelo-Castañeda, Victor M. Herrera-Galindo Diana Marín, Juan G. Piñeros Jiménez, Luis C. Belalcázar-Ceron, Oscar A. Rojas-Sánchez, Jonathan Ochoa Villegas, Leandro López, Oscar Mauricio Rojas, Maria C. Vicini, Gisela Arizabaleta, Ana Zuleima Orrego, Margarita Castillo, Scott Weichenthal, Jill Baumgartner, Nestor Y. Rojas 451

CARACTERIZACIÓN DEL PM2.5, ZONA HABITACIONAL-VALLE DE ABURRÁ EN PERIODOS ANTES Y DURANTE LA PANDEMIA POR COVID-19. 2019-2021.

MEDELLIN-COLOMBIA
Miriam Gómez Marín, Kelly Viviana Patiño Lopez, Diego Alejandro Grajales Gonzalez 454

EVALUACIÓN DEL APORTE DE FUENTES DE EMISIÓN A LA CONTAMINACIÓN DEL AIRE POR MATERIAL PARTICULADO EN LA ZONA URBANA DE MANIZALES
Laura Ximena Echeverri Gutierrez, Carlos Mario González Duque 460

ESTIMACIÓN DE ACTIVIDAD VEHICULAR A PARTIR DE REGISTROS DE ODÓMETRO EN CENTROS DE DIAGNÓSTICO AUTOMOTOR
Diego Andrés Arias, Luz Adriana Pereira, Cesar Andrés Ojeda, Sonia C. Mangones, Germán Rueda Saa, Rodrigo Jiménez Pizarro 466

ESTIMACIÓN DE FLUJOS ATMOSFÉRICOS EN CONDICIONES DE TURBULENCIA NO ESTACIONARIA
Diego Andrés Arias, Cesar Andrés Ojeda, Rodrigo Jiménez Pizarro, Javier Fochesatto 471

ESTUDIO DEL MATERIAL PARTICULADO INHALABLE (PM2.5) RESUSPENDIDO Y SU RELACIÓN CON LA CALIDAD DEL AIRE
Alejandro Marín Sánchez, Maria Isabel Gonzalez Ospino, Pablo García Rivera, Maria Victoria Toro Gómez, Ana Zuleima Orrego Guarín, Laura Catalina Gil Salazar, Martha Yolanda Herrera Zapata 477

ESTIMACIÓN DE FACTORES DE EMISIÓN DE MATERIAL PARTICULADO POR ACTIVIDADES AGRÍCOLAS EN LA ORINOQUIA COLOMBIANA
Andrés Ardila Ardila, Angela Vargas Burbano, Elizabeth León Velásquez, Rodrigo Jiménez Pizarro 483

IDENTIFICACIÓN, CUANTIFICACIÓN DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS ASOCIADOS AL MATERIAL PARTICULADO (PM2.5) EN BARRANQUILLA Y SU EVALUACIÓN EN LA ACTIVIDAD HEMOLITICA
Carlos Andrés Guerra Manjarrés, Dayana Agudelo Castañeda 488

ANÁLISIS COMPARATIVO DE PARTÍCULAS SUSPENDIDAS PM2.5 EN LAS CIUDADES DE MEDELLÍN, BOGOTÁ Y CALI
Darien Daileth Guerra Fuentes, Anderson De Armas Gordillo, Braian Pérez Mazilli 492

CARACTERIZACIÓN DE LOS NIVELES DE FONDO DE MATERIAL PARTICULADO EN EL VALLE DE SOGAMOSO PARA LA DEFINICIÓN DE ÁREAS DE INFLUENCIA EN ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL
Edgar Alejandro Vélez; Juan Alejandro Carmona; Alexander López Vallamizar; David Arboleda Gonzales 496

ANÁLISIS DE PARTÍCULAS SUSPENDIDAS PM10 Y PM2.5 EN LA CIUDAD DE MEDELLÍN
Juana Valentina Pimienta Morales, Darien Daileth Guerra Fuentes, Braian Pérez Mazilli 503

PROCESOS DE DISPERSIÓN DE PM2·5 EN UN EVENTO DE CONTAMINACIÓN POR TRANSPORTE REGIONAL DE AEROSOLES: EL ROL DE LA TURBULENCIA

ATMOSFÉRICA EN UN VALLE URBANIZADO Y TOPOGRÁFICAMENTE COMPLEJO.
Guiller Alexis Ayala Parra, K. Santiago Hernández, Camilo Chalán Fernandez,
Mauricio Ramírez Arias, Manuel D. Zuluaga 508

TECNOLOGÍAS BASADAS EN MICROSENSORES PARA ESTUDIOS DE CALIDAD DEL AIRE
Michel Grutter, Armando Retama, Olivia Rivera, Jaime Contreras, Omar López,
Thania Arredondo, Eugenia González del Castillo 513

CARACTERÍSTICAS DE LA ISLA DE POLUCIÓN DEL AIRE URBANA EN LA REGIÓN METROPOLITANA DE SAN PAULO: UN ENFOQUE COMBINANDO DATOS DE SATÉLITE Y DE SUPERFICIE
Fabian Leonardo Moreno Camacho, Admir Targino2 518

ANÁLISIS DE INTERSECCIONES SEMAFORIZADAS Y VARIABLES DE SU OPERACIÓN QUE AFECTAN LA CALIDAD DEL AIRE EN SANTA MARTA
Fredy Armando Cuervo Lara, Jesus Cuases Arrieta Yurainis Nuñez Pinto 526

MONITOREO DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS EN AIRE AMBIENTE, ENTRE LA PERTINENCIA TÉCNICA Y LA NORMATIVA COLOMBIANA
Camilo Zapata Mora, Wilson Sandoval Vera 531

06 GESTIÓN INTEGRAL DE LA CALIDAD DEL AIRE Y EL CAMBIO CLIMÁTICO

METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN INTEGRADA PARA SELECCIONAR ESTRATEGIAS DE REDUCCIÓN DE LAS EMISIONES DEL TRANSPORTE URBANO DE PASAJEROS
Yohén Cuéllar-Álvarez, Alain Clappier, Luis Carlos Belálcazar-Cerón 538

COMPORTAMIENTO DE PM 10 Y PM 2.5 DURANTE LA PANDEMIA Y POSTPANDEMIA DE LA ESTACIÓN TRES AVEMARÍAS UBICADAS EN EL BARRIO PARAÍSO EN LA LOCALIDAD NORTE- CENTRO HISTORIO DE BARRANQUILLA
Maicky Daniela Peinado Sinning, María José Gutiérrez Peña, Margarita Castillo Ramirez,
Martha Alicia Mendoza, Alexander Parody Muñoz 543

ZONIFICACIÓN ACÚSTICA PARA LA GESTIÓN DEL RUIDO AMBIENTAL
Diana Catalina Hoyos Giraldo, Enrique Córdoba, Diego Mauricio Murillo,
Jonathan Ochoa, Luis Esteban Gómez 548

INCIDENCIA DE LOS INCENDIOS FORESTALES Y LAS ELEVADAS CONCENTRACIONES DE MATERIAL PARTICULADO Y GASES EN PARAGUAY

Nilda Carolina Recalde Acosta, Genaro Coronel Martínez,
Álvaro Joaquín Oñat Hermosilla, Ángel Rincón 553

MAPAS DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE ALTA RESOLUCIÓN DE LAS EMISIONES DE ESCAPE DEL TRANSPORTE POR CARRETERA EN CHILE, 1990 – 2020
Mauricio Osses, Cecilia Ibarra, Néstor Rojas, Nicolás Huneeus 558

ESTIMACIÓN DEL INVENTARIO DE EMISIONES ASOCIADAS A LA ACTIVIDAD VEHICULAR EN EL ÁREA DE INFLUENCIA DE PALMIRA Y YUMBO
Angela Vargas Burbano, Luis David López Buitrago, Pablo Gutiérrez Espada,
Liseth González Delgado, Sonia Cecilia Mangones, German Rueda Saa, Rodrigo Jiménez 563

PROGRAMA PARA LA REDUCCIÓN DE OLORES OFENSIVOS EN AMAGÁ ANTIOQUIA
Maria Victoria Toro Gomez, Fredy Hernando Garcia, Daniel Escobar Isabel M Diaz Forero 568

CÁLCULO DE HUELLA DE CARBONO DEL SECTOR INDUSTRIAL Y PORTUARIO DEL DISTRITO DE BARRANQUILLA
Margarita Castillo Ramírez, Martha Mendoza Hernández, Dilson Goethe Flórez,
David Blanco Álvarez 576

INFLUENCIA DE ESPECIES ARBÓREAS DOMINANTES EN UN BOSQUE URBANO EN LOS ANDES TROPICALES SOBRE LA REGULACIÓN Y REDISTRIBUCIÓN DE LA PRECIPITACIÓN
Karina Lazcarro, Brenda Guzmán, Kimberly Góez, Santiago Vásquez 581

ANÁLISIS DE LA VARIABILIDAD ESTACIONAL, INTERANUAL Y TENDENCIA DEL OZONO (O_3) Y SUSPRECURSORES, ASÍ COMO LA DINÁMICA OXIDATIVA DE LA ATMÓSFERA EN BOGOTÁ ENTRE 2010 Y 2020
Jenny Fernanda Baquero Rojas, Néstor Y. Rojas Roa 585

USO DE UNA RED DE SENSORES DE BAJO COSTO PARA MONITOREAR LA CALIDAD DEL AIRE ALREDEDOR DE VÍAS CON ALTO FLUJO VEHICULAR
José Ignacio Huertas Cardozo, Moisés Alejandro Leyva Sanjuan 587

EVALUACIÓN DE LA HUELLA DE CARBONO EN LA PRODUCCIÓN DE BIOCOMBUSTIBLES A PARTIR DE ACEITE DE PALMA Y ACEITE DE PALMISTE UTILIZADOS EN TURBINAS DE AVIONES DE LA FUERZA AÉREA COLOMBIANA PARA GENERAR ESTRATEGIAS DE MITIGACIÓN DE LOS GASES DE EFECTO INVERNADERO GEI
Luz Adriana Suárez, Carlos Andrés Piar, Juan Manuel Pedraza, William Evelio Rodriguez 594

APROXIMACIÓN A LA PROYECCIÓN DE EMISIONES POR EL TRANSPORTE TERRESTRE POR CARRETERA EN COLOMBIA
Julieth V. Alfonso A., Mauricio Osses, Sonia Mangones, Néstor Rojas 599

MODELADO Y SIMULACIÓN DE UNA BIORREFINERÍA PARA LA PRODUCCIÓN COMBINADA DE EPÓXIDOS, PRODUCTOS ALIMENTICIOS Y ENERGÍA A PARTIR DE AJONJOLÍ: EVALUACIÓN ECONÓMICA Y AMBIENTAL
Juan M. Gonzalez Martinez, Karina A. Ojeda Delgado, Eduardo Sánchez Tuirán 604

ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO DEL MATERIAL PARTICULADO (PM10 Y PM2.5) A TRAVÉS DEL MODELO DE DISPERSIÓN QGIS, EN EL CORREGIMIENTO DE JUAN MINA PARA EL PRIMER SEMESTRE DEL 2022
Fiorella Andrea Folgoso Carrascal, Manuel Alejandro de la Ossa Suarez, Margarita Castillo Ramírez, Martha Mendoza Hernández, Sofia Sulbaran Siado 609

FORMULACIÓN Y EVALUACIÓN DE MEDIDAS DE REDUCCIÓN DE EMISIONES EN EL SECTOR LADRILLERO DEL VALLE DE ABURRÁ
María Victoria Toro Gómez, Oscar Fabián Arcos Jiménez, Ramiro Giraldo Salinas 614

IMPLEMENTACIÓN DE UNA RED DE MONITOREO DE PM 2,5 EN UN SECTOR DE LA CIUDAD DE QUITO
Karina Pazmiño, Carlos Ulloa , Karol Gonzalez, Nicol Salazar. 624

MEDICIONES DE PM 2,5 UTILIZANDO SENSORES DE BAJO COSTO COLOCADOS ALREDEDOR DE DOS ESTACIONES DE MONITOREO CONTINUO EN LA CIUDAD DE QUITO
Carlos Ulloa, Edison Veintimilla, Danilo Guerrero 629

INFLUENCIA DE LAS CONDICIONES METEOROLÓGICAS SOBRE EL TRANSPORTE Y CONCENTRACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO PM10 Y PM2,5 EN LA ZONA CARBONÍFERA DEL CESAR
Angie Lizeth Pérez Rueda, Angela María Rendón Pérez 634

DESARROLLO Y ANÁLISIS DE UNA BASE DE DATOS METEOROLÓGICOS DEPURADA DEL VALLE GEOGRÁFICO DEL RÍO CAUCA
Andrés Ardila Ardila, Felipe Cifuentes, Carlos Mario Gonzalez, Germán Rueda Saa, Rodrigo Jiménez Pizarro 641

RETOS PARA LA BICICLETA COMO UN MODELO SOSTENIBLE Y SALUDABLE DE MOVILIDAD EN EL VALLE DE ABURRÁ
Alejandro Builes-Jaramillo 648

EVALUACIÓN COMPARATIVA AMBIENTAL DE VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE BIOMASA RESIDUAL POR GASIFICACIÓN Y DIGESTIÓN ANAERÓBICA, SEGÚN EL CONTEXTO DE APLICACIÓN INDUSTRIAL Y RURAL
Angie Natalia Fuentes Ochoa, Oscar A. Fajardo, Heidy Marcela Suarez 654

LOS COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES BIOGÉNICOS (COVBS) COMO PRECURSORES DE O3 TROPOSFÉRICO EN UNA ATMÓSFERA URBANA. CASOS DE ESTUDIO EN EL MUNDO Y EL FUTURO DE BOGOTÁ
León Alejandro Ortega Erazo, Oscar Arnulfo Fajardo Montaña 660

MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AIRE EN LA CIUDAD DE CUENCA – ECUADOR AÑO 2021
Cristian Caguana Romero, Claudia Espinoza Molina, Kevin Chavez Loja 667

HOJA DE RUTA PARA DESCARBONIZAR EL TRANSPORTE DE CARGA EN AMÉRICA LATINA
Helmer Acevedo, Samantha Pettigrew, Leticia Pineda, y Oscar Delgado 675

PATROCINADORES Y ALIADOS 680



AGRADECIMIENTOS

En nombre del Comité Promotor del CASAP IX, expresamos nuestro más sincero agradecimiento a todos los autores de trabajos técnicos, así como, a los integrantes del Comité Científico que evaluó y seleccionó los trabajos para su publicación en las memorias. Su compromiso y dedicación en el proceso de revisión fueron fundamentales para el éxito del académico del Congreso y para la difusión del conocimiento.

A todos los aliados académicos y patrocinadores un reconocimiento especial. ¡Gracias por hacer posible esta versión!

PRÓLOGO

El Congreso Colombiano y Conferencia Internacional en Calidad de Aire, Cambio Climático y Salud Pública (CASAP) es un evento referente en Colombia y se posiciona como uno de los más relevantes en América Latina. Este espacio ha reunido desde el 2007, y cada dos años, a profesionales, investigadores, estudiantes, empresarios y ciudadanos para socializar y actualizarse en los últimos desarrollos en la gestión integral de la contaminación del aire, y su relación con el cambio climático y la salud pública.

El CASAP en su novena versión (CASAP IX) se desarrolló en marzo de 2023 en la ciudad de Santa Marta, Colombia. Congregar a la comunidad científica y profesional permitió reforzar la necesidad de aunar esfuerzos para el estudio y control de la contaminación atmosférica en América Latina. Es creciente la evidencia regional sobre la condición de deficiente calidad del aire en ciudades y su impacto negativo en la salud y calidad de vida de las personas, conllevando a costos económicos y sociales.

Las intervenciones en el CASAP IX mostraron que cada vez es mayor el involucramiento de otros actores en la gestión de la calidad del aire. El monitoreo con sensores de bajo costo, la democratización de herramientas para inventarios de emisiones y modelación, y la estructuración de planes de descontaminación son prácticas que han promovido la participación de ciudadanía, academia y la empresa privada. Asimismo, el entender las sinergias entre calidad del aire y mitigación del cambio climático ha traído a la discusión a agencias de cooperación internacional y banca de desarrollo, abriendo espacios para estructuración de soluciones con fuentes alternativas de financiación.

En este contexto, el CASAP tiene el potencial y la visión de consolidarse como la plataforma para fortalecer redes de colaboración y gestión del conocimiento en Colombia y América Latina, y promover una visión integrada entre la contaminación local y global, considerando la estrecha relación entre sus causas y soluciones. Las expectativas de la comunidad CASAP están también alineadas con este propósito.



Juan Felipe Franco
En nombre del Comité Promotor CASAP IX

TECNOLOGÍAS Y CASOS PRÁCTICOS

01

PRÓLOGO

Tecnología y Casos Prácticos

Los desarrollos tecnológicos en el campo de la contaminación atmosférica son cada vez más imprescindibles. Por ejemplo, desde el punto de vista de aplicación industrial, las tecnologías que permitan mayor eficiencia en procesos productivos y la implementación de sistemas de control de emisiones, conllevan a menor contaminación en el aire ambiente de nuestros centros urbanos. De igual forma, conectar a la ciudadanía con la temática de la contaminación atmosférica y su aplicación desde el punto de vista práctico, es un reto que cobra cada vez más relevancia dentro de la comunidad científica.

Uno de los componentes que puede afianzar la denominada ciencia ciudadana, es el desarrollo e implementación de sensores de bajo costo. Este es un campo en auge que implica grandes retos y responsabilidad, ya que no es únicamente desarrollar un equipo que pueda ser utilizado de forma simple para mediciones de calidad del aire, sino también que seamos capaces de responder preguntas como ¿Qué tan confiable y preciso es mi dispositivo de medición?, ¿Cómo analizar e interpretar la información que me entrega mi dispositivo?, ¿Cómo puedo hacer un acompañamiento o servir de guía al ciudadano que se interesa por el tema y utiliza este tipo de dispositivos? Es allí donde el conocimiento que tenemos como estudiosos de las ciencias atmosféricas gana mayor relevancia, transmitiendo a la comunidad un poco de este emocionante mundo de la calidad del aire. El CASAP es un espacio donde convergen estas aproximaciones y es el escenario para visibilizar tanto las apuestas tecnológicas orientadas a la transformación productiva, como aquellas usadas para para democratizar la gestión de la calidad del aire.

Carlos Mario González Duque
Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales

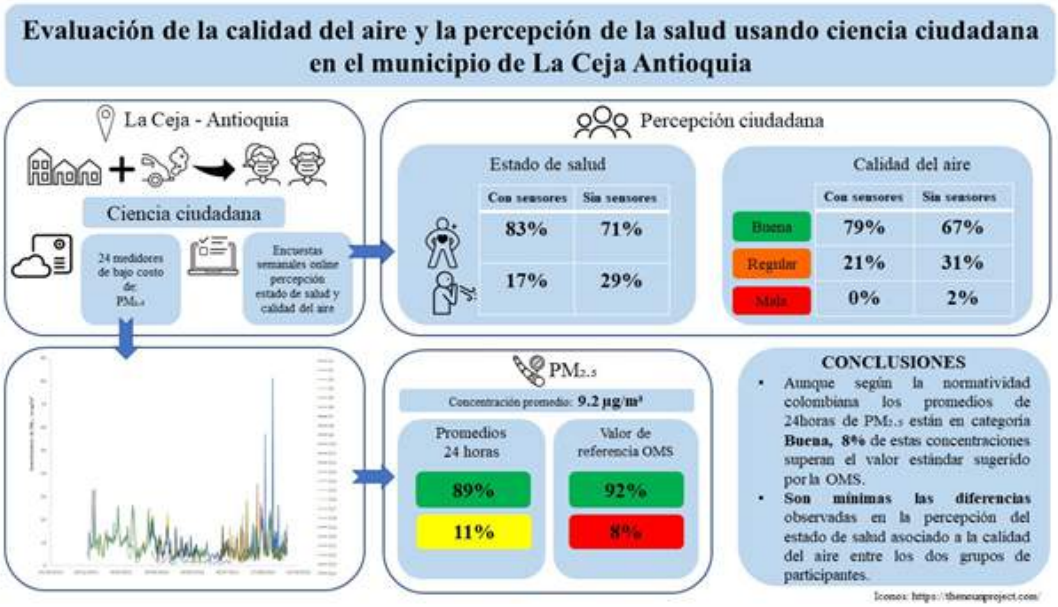
EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE Y LA PERCEPCIÓN DE LA SALUD USANDO CIENCIA CIUDADANA. MUNICIPIO DE LA CEJA ANTIOQUIA

Sandra-María Echeverri-García[1], Vladimir G Toro[2], Eliana Martínez-Herrera[3]

Palabras clave:

Contaminación atmosférica; material particulado; salud pública; ciencia ciudadana; percepción

RESUMEN GRÁFICO



RESUMEN

La mayoría de los municipios de Colombia, excepto algunas ciudades capitales, carecen de instrumentos y/o redes de monitoreo de calidad del aire que permitan a la ciudadanía tomar decisiones sobre las condiciones que podrían afectar su salud. Es el caso de La Ceja (Antioquia), donde se ha experimentado en los últimos años un acelerado crecimiento demográfico, y por consiguiente un incremento de la urbanización y del parque automotor con posibles efectos en la calidad del aire. Atendiendo a esta situación, esta investigación pretende conocer la percepción ciudadana de la salud y obtener información indicativa sobre la calidad del aire. Para ello se instalaron en diferentes sectores del municipio 24 dispositivos de bajo costo que miden PM2.5 con el apoyo de la ciudadanía. Para entender la percepción ciudadana, se seleccionaron dos grupos de personas, uno de los cuales tiene a su cargo los dispositivos y el otro no cuenta con ellos. Ambos grupos diligenciaron encuestas semanales sobre la percepción de su estado de salud y de la calidad del aire. Con los datos medidos se realizaron análisis temporales y espaciales de la calidad del aire y con los resultados de las encuestas se evaluó la percepción ciudadana. Los resultados sugieren que la categoría predominante para promedios de 24 horas de PM2.5 es buena (89%) de acuerdo con la Resolución 2254 de 2017. Sin embargo, en

1 Estudiante Maestría en Gestión Ambiental, Universidad de Antioquia, sandra.echeverrig@udea.edu.co

2 Corporación Académica Ambiental, Universidad de Antioquia, vladimir.toro@udea.edu.co

3 Facultad Nacional de Salud Pública Héctor Abad Gómez, Universidad de Antioquia, eliana.martinez@udea.edu.co

algunos eventos puntuales como las fiestas de fin de año (2021) se observaron mayores concentraciones de este contaminante con categoría aceptable, asociadas al uso de material pirotécnico. El 8% de los promedios diarios superan el valor de referencia establecido por la OMS. En la percepción del estado de salud y de la calidad del aire entre los participantes con sensores a cargo y sin sensores a cargo no se evidenciaron diferencias. Esta investigación plantea la posibilidad que una red de calidad del aire implementada sea apoyo para la gestión de la salud pública ambiental en los municipios a mediano y largo plazo.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire es uno de los principales retos para la salud ambiental a nivel mundial (OMS, 2021). En 2018 la contaminación del aire con material particulado fino (PM2.5) produjo más de tres millones de muertes a nivel global y 61.600 en Suramérica (Watts et al., 2021). En Colombia, aproximadamente 8.000 muertes al año estarían relacionadas con la contaminación del aire. Durante el período 2005-2019 las enfermedades crónicas de las vías respiratorias inferiores fueron la causa del 23,5% de la mortalidad general y las enfermedades del sistema respiratorio del 14,9% de las muertes de menores de cinco años (Ministerio de Salud y Proteccion social, 2021). Los contaminantes predominantes en el país son PM2.5 y PM10, originados principalmente por fuentes móviles (IDEAM, 2019; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2019).

Según el IDEAM (2019), en 2018 operaron 27 sistemas de vigilancia de calidad del aire que cuentan con 203 estaciones de monitoreo. Estas estaciones están ubicadas en solo 83 municipios del país y alcanzan una cobertura menor al 8%. Es un imperativo el fortalecimiento del monitoreo del aire en todas las regiones de Colombia. Adicionalmente, ENCA -Estrategia Nacional de Calidad del Aire para Colombia-recomienda la implementación de medidas que permitan avanzar en temas de gobernanza, actualización normativa, fomento de la investigación, educación y participación ciudadana (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2019).

Entre los municipios que no cuentan todavía con un sistema de monitoreo de calidad del aire se incluye La Ceja - Antioquia, la segunda ciudad intermedia de la subregión Oriente (Valencia Zapata, 2019). La Ceja ha presentado un acelerado crecimiento urbanístico y poblacional en los últimos años, pasando de 46.268 habitantes en 2005 a 64.889 en 2020 (Alcaldía de La Ceja del Tambo, 2020; Secretaría de Protección Social La Ceja, 2019).

De acuerdo con lo mencionado anteriormente y conociendo los procesos acelerados de urbanización y posiblemente de contaminación del aire en La Ceja se implementó dentro de un marco de participación comunitaria, un conjunto de dispositivos para monitorear PM2.5. De manera simultánea al monitoreo, se realizaron encuestas semanales para conocer la percepción de la salud de la población. Con los resultados arrojados se espera sumar a la evidencia para la formulación de políticas y estrategias municipales de prevención y control de la contaminación del aire.

MATERIALES Y MÉTODOS

El eje central de la metodología es la participación comunitaria por medio de elementos de ciencia ciudadana. La incorporación de la comunidad favoreció, el acercamiento integral desde lo participativo a la problemática asociada con la calidad del aire.

2.1 Monitoreo ciudadano de PM2.5 con dispositivos de bajo costo

Considerando que los niveles de PM2.5 están influenciados por las condiciones meteorológicas y topográficas, los usos del suelo y la densidad del flujo vehicular, la selección de los puntos de monitoreo se realizó en función de las actividades económicas que se desarrollan en el municipio, zonas residenciales y educativas, y las principales vías de la malla vial. En la zona urbana se instalaron sensores en áreas con alto y constante flujo vehicular y/o actividad industrial (alrede-

dores de Central Integrada de transporte, plaza de mercado e instituciones educativas, vías de ingreso y salida a ciudades vecinas). Se ubicaron algunos sensores en zonas residenciales con una exposición media/baja a fuentes de contaminación y se incluyó un punto blanco en el área rural (Vereda El Chuscal) con nulas fuentes cercanas de contaminación.

Para estar a cargo de los sensores se seleccionaron voluntarios mayores de 18 años en diferentes intervalos de edad: entre 18 y 25 años, entre 26 y 40 años, entre 41 y 60 años y mayores de 61 años, residentes permanentes del municipio.

Se utilizó un conjunto de 24 dispositivos de bajo costo para el monitoreo ciudadano durante diez meses consecutivos (diciembre 2021 a octubre 2022). Los dispositivos utilizados fueron desarrollados en Colombia por la iniciativa Aire Ciudadano, son de código abierto y permiten obtener datos cuantitativos en tiempo real de PM2.5 con una resolución temporal de un minuto. Estos dispositivos realizan las mediciones con un sensor óptico Sensirion SPS30 que tiene un contador óptico de partículas basado en dispersión láser y cuenta con certificación MCERTS[1]. Se realizó una validación con un grupo de cinco dispositivos seleccionados aleatoriamente en una campaña de quince días en la que se realizaron mediciones simultáneas cerca de una estación robusta de material particulado certificada por la EPA. Los resultados mostraron valores similares entre la estación de referencia y los sensors de bajo costo utilizados en este estudio.

Los sensores se instalaron a alturas entre los 2.50 y los 3.50 m. Un total de 23 dispositivos se ubicaron en exteriores (ventanas y balcones) y solo 01 sensor se ubicó en uno de los corredores interiores que rodean el patio central del Centro de Bienestar del Anciano del municipio. Los datos fueron compilados en series temporales horarias de PM2.5.

[1]Environment Agency's Monitoring Certification Scheme for equipment, personnel and organisations

2.2 Percepción de salud relacionada con la calidad del aire en los habitantes del municipio

Se evaluaron las condiciones de salud y la percepción de la salud relacionada con la calidad del aire, por medio de dos instrumentos (tipo encuesta) que fueron diligenciados por los participantes a través de un formulario de Google. Con estas encuestas se identificaron las condiciones iniciales del estado de salud y la percepción del estado de salud y de la calidad del aire de los participantes en el estudio.

La encuesta inicial de situación de salud incluyó datos personales y detallados de salud. Entre ellos sexo, edad, hábitos, condiciones crónicas y actuales de salud, consumo de medicamentos y frecuencia de visitas al médico.

Las encuestas de percepción de salud y calidad del aire fueron diligenciadas semanalmente durante el tiempo de ejecución del estudio por los ciudadanos que tuvieron a su cargo los dispositivos de monitoreo. Estas encuestas se enfocaron en la percepción de la calidad del aire y del estado de salud haciendo énfasis en síntomas respiratorios.

También diligenciaron encuestas iniciales y de percepción, 16 ciudadanos que no estuvieron a cargo de los sensores y no tenían acceso a los datos medidos de calidad del aire. Los resultados de las encuestas diligenciadas por ambos grupos se analizaron estadísticamente.

2.3 Análisis estadístico

Con los datos medidos por los sensores se determinaron las concentraciones diarias (promedios de 24 horas) de PM2.5 para cada sensor, estos resultados se compararon con normas de calidad del aire nacionales e internacionales estableciendo el nivel de riesgo para la población expuesta en el área de estudio.

Con los datos de las encuestas de situación de salud se realizaron análisis estadísticos descriptivos que permitieron caracterizar demográficamente la población de estudio, identificar los comportamientos de riesgo y la situación de salud al iniciar el estudio, así como definir los antece-

dentes de salud más significativos. Se utilizaron métodos estadísticos descriptivos para el análisis de las encuestas semanales de percepción de salud y calidad del aire diligenciadas por las personas con y sin dispositivos a cargo. Se identificó la presencia de síntomas, la asistencia a consulta médica y la calificación otorgada al estado de salud y la percepción de la calidad del aire.

Con el fin de evaluar la relación entre los datos de material particulado y las encuestas se implementó un modelo de regresión logística. Este modelo incluyó las variables percepción estado de salud, percepción de calidad del aire y PM2.5.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Monitoreo de PM2.5

Con los 24 sensores instalados se calcularon promedios horarios de PM2.5 (Figura 1). La concentración promedio durante todo el período de monitoreo fue de 9.2µg/m³. Es de notar que se presentaron valores que superan los 30µg/m³ en la noche de fin de año -diciembre 31 de 2021 y enero 1 de 2022- y en los meses de agosto y septiembre de 2022.

La concentración máxima durante los diez meses de monitoreo fue de 295 µg/m³ medida por el sensor 8 y la concentración mínima de 0,01 µg/m³ medida por el sensor 3 (Tabla 1). Durante la noche del 31 de diciembre de 2021 y la madrugada del 1 de enero de 2022 se evidenciaron altas concentraciones de PM2.5 probablemente asociadas al extenso uso de material pirotécnico.

Se calcularon los promedios diarios de PM2.5, de acuerdo con lo establecido por la resolución 2254 de 2017, el 89% de estos promedios están en categoría buena, el 8% supera el valor recomendado por la OMS de 15 µg/m³.

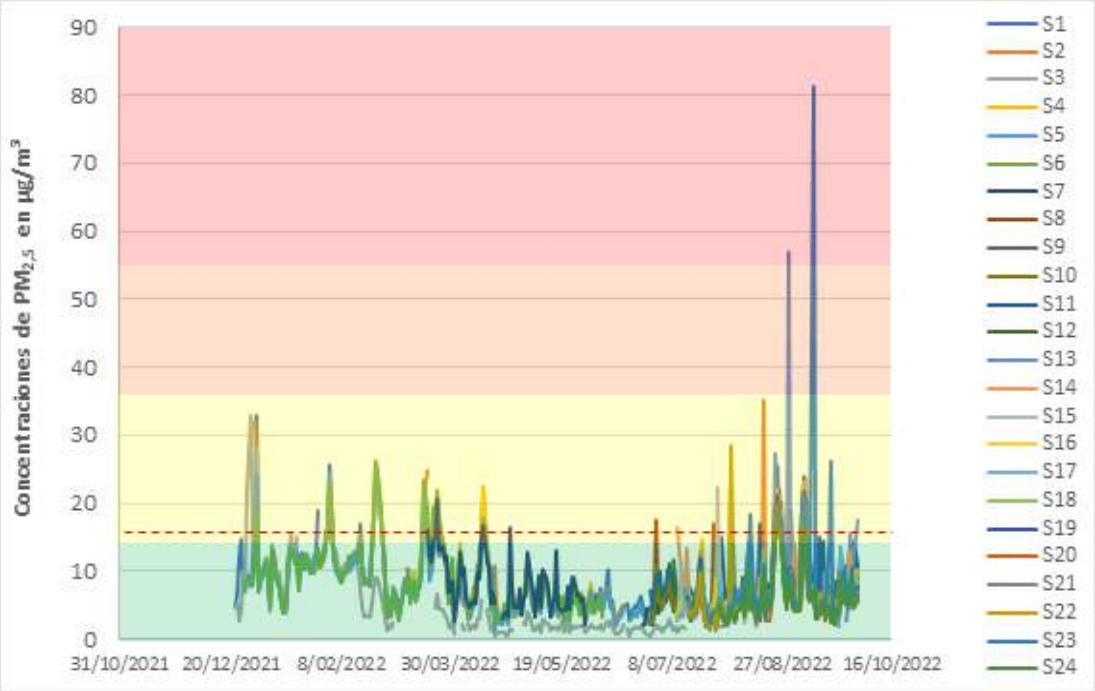


Figura 1. Concentraciones PM2,5 promedios diarios. La escala de colores en el fondo representa las categorías establecidas por la normatividad colombiana (Resolución 2254 de 2017) para promedios diarios de PM2.5 (Verde: Buena – Amarilla: Aceptable – Naranja: Dañina a la salud grupos sensibles – Roja: Dañina a la salud). La línea punteada representa el valor de referencia establecido por la OMS para los promedios diarios.

Tabla 1. Resumen estadístico descriptivo basado en mediciones horarias de PM2.5 realizadas entre diciembre de 2021 y octubre de 2022

Semana / Estadístico	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12
Mínimo	0,1	0,1	0,01	0,1	0,05	0,01	0,05	1	1	1	1	1
Máximo	138	155	97	99	75,6	91,4	179	295	65	106	116	56
Mediana	7	6	3	6	6	7	5	5	3	6	5	5
Promedio±SD	8,4±7	8±10	5,6±6,9	7,9±7,4	7,5±6,3	8,7±6,9	7±8,6	7±13,4	4,1±5,3	8±8,4	6,5±6,1	6,3±6
Semana / Estadístico	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S20	S21	S22	S23	S24
Mínimo	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Máximo	199	236	201	95	73	64	224	41	57	105	159	73
Mediana	4	4	5	3	6	5	5	4	5	4	6	5
Promedio±SD	5±4,1	5±4,1	7±13,4	5±5,9	8,1±8,8	6,7±6,3	6,3±6,1	5±4,2	7±13,5	5,5±6,1	8,3±8,4	7,1±6,6

3.2 Encuestas

Con el análisis de las encuestas iniciales, se obtuvo el perfil demográfico. En el grupo con sensores a cargo: 65% de los participantes tienen entre 26 y 40 años, el 26% entre 18 y 25 años y el 4% entre 41 y 60 años y 61 años o más; el 52% son hombres y el 48% mujeres. El número máximo de habitantes en los hogares en los que se instalaron los sensores es 4, en 9 de las residencias habitan mayores de 60 años, en ninguno de los hogares habitan menores de 5 años. En relación con los antecedentes y hábitos se identificaron condiciones médicas y conductas que pueden aumentar la susceptibilidad individual a una deficiente calidad del aire. 83% de las personas reportaron que realizan actividad física, en un mayor porcentaje al aire libre. 67% de los encuestados reportaron que han padecido rinitis. Uno de los encuestados es fumador (Tabla 2).

Tabla 2. Caracterización inicial de los participantes con sensores a cargo

Características demográficas	Porcentaje
Mujeres	48%
Hombres	52%
18-25 años	26%
26-40 años	65%
41 a 60 años	4%
61 años o más	4%
Mayores de 60 años en el hogar	39%
Menores de 5 años en el hogar	13%

Antecedentes médicos y hábitos	Porcentaje
Rinitis	39%
Asma	4%
Enfermedad respiratoria	30%
Alergias	13%
Realiza actividad física	82%
Actividad física al aire libre	68%
Actividad física espacio cerrado	32%

En el grupo sin sensores a cargo: 50% de los participantes tienen entre 26 y 40 años, el 38% entre 18 y 25 años y el 6% entre 41 y 60 años y 61 años o más; el 81% son mujeres y el 19% hombres. El número máximo de habitantes en los hogares es 5, en 1 de las residencias habitan mayores de 60 años, y en 1 habitan menores de 5 años. Algunos de los participantes relataron condiciones médicas y hábitos que pueden aumentar la susceptibilidad individual a una deficiente calidad del aire. 19% son asmáticos, 31% han padecido rinitis y el 13% son alérgicos al polvo y al frío; 75% de los encuestados realizan actividad física, en un 58% al aire libre. Uno de los encuestados es fumador (Tabla 3).

Tabla 3. Caracterización inicial de los participantes sin sensores a cargo

Antecedentes médicos y hábitos	Porcentaje	Antecedentes médicos y hábitos	Porcentaje
Rinitis	31%	Rinitis	31%
Asma	19%	Asma	19%
Enfermedad respiratoria	31%	Enfermedad respiratoria	31%
Alergias	13%	Alergias	13%
Realiza actividad física	75%	Realiza actividad física	75%
Actividad física al aire libre	58%	Actividad física al aire libre	58%
Actividad física espacio cerrado	42%	Actividad física espacio cerrado	42%

De acuerdo con las encuestas semanales, en el grupo de participantes con sensores a cargo, el 83% percibe su estado de salud como bueno, el 16% como regular y solo el 1% como malo. En este último caso, se relatan síntomas asociados entre los que se incluyen dolor de garganta, rinitis, cefalea, ardor en los ojos y ansiedad. El 79% de las respuestas indican que los participantes perciben una buena calidad del aire en el municipio y el 63% considera que el momento del día con mejor calidad del aire es la mañana. Entre los encuestados sin sensores a cargo, el 71% percibe su estado de salud como bueno, el 28% como regular y el 1% como malo. Los síntomas asociados más reportados son ardor en los ojos, dolor de garganta y tos. El 67% percibe una buena calidad del aire en el municipio y el 76% considera que el momento del día con mejor calidad del aire es la mañana (Tabla 4).

Tabla 4. Respuesta a la pregunta sobre: Percepción del estado de salud/calidad del aire; momento del día con mejor calidad del aire.

Atributo	PERCEPCION ESTADO DE SALUD		CALIDAD DE AIRE		Atributo	MOMENTO DEL DIA CON MEJOR CALIDAD DE AIRE	
	Sensores		Sensores			Sensores	
	Si	No	Si	No		Si	No
Bueno	(235) 83%	(158) 71%	(224) 79%	(150) 67%%	Mañana	(177)63%	(171) 76%
Regular	(44) 16%	(63) 28%	(59) 21%	(69) 31%	Tarde	(46) 16%	(13) 6%
Malo	(4) 1%	(3) 1%	(0) 0%	(5) 2%	Noche	(60) 21%	(40) 18%
TOTALES	(283)	(224)	(283)	(224)		(283)	(224)

En este estudio no se presentaron diferencias notables en la percepción de salud entre los participantes con y sin sensores a cargo. Los resultados del análisis de regresión logística evidenciaron que no existe relación entre las concentraciones de PM2.5 medidas por los sensores y la percepción ciudadana del estado de salud y de la calidad del aire, lo que podría reflejar un seguimiento superficial de los valores medidos por los sensores y un entendimiento somero de los efectos de la calidad del aire en la salud.

La implementación de una red pionera de mediciones indicativas de material particulado en el municipio ha sido posible gracias a la participación ciudadana. La información recopilada por los sensores, permite inferir que en las zonas estudiadas las concentraciones diarias de PM2.5 no superan los límites considerados como seguros para la salud humana por la normatividad colombiana. No obstante, algunas de estas concentraciones superan el valor máximo recomendado por la OMS.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La red de monitoreo implementada y las mediciones indicativas de PM2.5 en obtenidas con este estudio permitirán a corto y mediano plazo promover entre la población el acceso a información sobre las condiciones ambientales en el territorio y a los tomadores de decisiones orientar acciones de ordenamiento territorial que garanticen la salud pública.

Para estudios futuros se recomienda la implementación de acciones sistemáticas de monitoreo y seguimiento, así como ampliar la cobertura; se sugiere realizar mediciones en zonas rurales, en el sector del parque principal y en el sector El Tambo en el que se ubican dos centros educativos y por el que transitan vehículos de carga que transportan productos agrícolas desde algunas veredas con amplio potencial productivo. Recomendamos involucrar en estas iniciativas a la Secretaría de Salud municipal, y considerar la generación de datos epidemiológicos más allá de la percepción de la salud por parte de los ciudadanos. De esta manera se pueden orientar decisiones de salud pública acordes a condiciones de deterioro de la calidad del aire, como las asociadas al uso de material pirotécnico, el cual genera picos en las concentraciones de PM2.5.

No se observaron diferencias mayores en la percepción de salud entre ambos grupos de participantes; en un alto porcentaje esta percepción se calificó como Buena. Los encuestados reconocieron muchos de los síntomas -ansiedad, rinitis, dolor de garganta, ardor en los ojos- que se pueden asociar al deterioro de la calidad del aire, y algunos tuvieron acceso a los datos medidos por los sensores en tiempo real; sin embargo, no reportaron en las encuestas alteraciones en la percepción de su estado de salud y de la calidad del aire durante los períodos en los que se observaron concentraciones de PM2.5 que superan los valores promedio. Teniendo en cuenta que en La Ceja no se habían implementado previamente estaciones o redes de monitoreo que permitieran el acceso a información sobre la calidad del aire, es posible que para la ciudadanía no resulten evidentes los períodos en los que se presenta aumento en las concentraciones de los contaminantes atmosféricos, y no se considere que en el municipio exista contaminación atmosférica.

La ciencia ciudadana es una excelente estrategia de avance en la apropiación social del conocimiento al favorecer la difusión de información relacionada con este tema. Falta mayor apropiación de los datos y de la información generada por los sensores, lo que evidencia la necesidad de fortalecer estos ejercicios de participación con acciones educativas y de divulgación.

AGRADECIMIENTOS

Los autores de este trabajo agradecen el financiamiento al proyecto MOHPA: MOnitoring environmental & Health quality with Participatory Approaches (referencia COOPB20549) financiado en la Convocatoria I-COOP+2020 del CSIC de España y a la Universidad de Antioquia. De manera especial a los ciudadanos voluntarios de la red ciudadana de monitoreo de calidad del aire WAIRA - La Ceja.

REFERENCIAS

Alcaldía de La Ceja del Tambo. (2020). *Plan de Desarrollo Municipal 2020-2023 La Ceja del Tambo, Antioquia* (p. 146). https://www.laceja-antioquia.gov.co/Transparencia/PlaneacionGestionyControl/PLAN DE DESARROLLO 2020.pdf

Caro, S. T., Henríquez, P., & Osses, M. (2016). *Análisis de variables significativas para la generación de un inventario de emisiones de fuentes móviles y su proyección.* Ingeniare, 24, 32–39. https://doi.org/10.4067/S0718-33052016000500005

IDEAM. *Informe del Estado de la Calidad de Aire en Colombia 2018.* Bogotá, D.C., 2019.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, C. (2019). *Estrategia nacional de Calidad del Aire:* Vol. XI.

Ministerio de Salud y Proteccion social. (2021). *Análisis de Situación de Salud (ASIS).*

OMS. (2021). *Directrices mundiales de la OMS sobre la calidad del aire Resumen ejecutivo.* 1–16.

Secretaría de Protección Social La Ceja. (2019). *Análisis de la situación de salud (ASIS) La Ceja 2019.*

Senev, A., Van Loon, E., Lerut, E., Callemeyn, J., Coemans, M., Van Sandt, V., Kuypers, D., Emonds, M. P., & Naesens, M. (2021). *Risk factors, histopathological features, and graft outcome of transplant glomerulopathy in the absence of donor-specific HLA antibodies.* Kidney International, 100(2), 401–414. https://doi.org/10.1016/j.kint.2021.01.029

Valencia Zapata, L. M. (2019). *Variación de las emisiones atmosféricas generadas por fuentes fijas dentro de la jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional de las cuencas del río Negro y Nare -CORNARE: Una estrategia para un control y seguimiento eficiente.*

Watts, N., Amann, M., Arnell, N., Ayeb-Karlsson, S., Beagley, J., Belesova, K., Boykoff, M., Byass, P., Cai, W., Campbell-Lendrum, D., Capstick, S., Chambers, J., Coleman, S., Dalin, C., Daly, M., Dasandi, N., Dasgupta, S., Davies, M., Di Napoli, C., … Costello, A. (2021). *The 2020 report of The Lancet Countdown on health and climate change: responding to converging crises.* The Lancet, 397(10269), 129–170. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)32290-X

EVALUATION OF FUEL CONSUMPTION OF AUTO-RICKSHAWS

Mauricio Carmona[1], Omar Eljaik[1], José Ignacio Huertas Cardozo[2], Oscar Serrano[2]*

Palabras clave:
Auto-rickshaws; fuel consumption; CO2 emissions estimation; micro-trip method.

INTRODUCCIÓN

The Auto-Rickshaw is a motorized tricycle with low power (~10 hp), and low acquisition cost (~ 1.000 USD), which makes it attractive for passenger transport over short distances in urban centers without the need for air conditioning or last mile freight transport. There is concern about the effects of its recent massification. Little is known about their energy performance and contribution to greenhouse gas emissions and air pollutants. The objective of this work is to characterize the energy and environmental performance of the Auto-Rickshaw, especially in the context of Latin America.

The experimental determination of the real energy efficiency and emissions of air pollutants and GHG from vehicles has been extensively carried out by several authors in heavy-duty vehicles (Zhu et al., 2011, Giraldo & Huertas, 2019), and light-duty vehicles (Kumar Pathak et al., 2016). However, few studies have been carried out for motorcycles (Adak et al., 2016) or auto-rickshaw (Grieshop et al., 2012). Protocols and appropriate instrumentations are well established. Nevertheless, those protocols and recommended instrumentation cannot be directly used in auto-rickshaw because the maximum speed of the vehicle is too low to follow an existing homologation driving cycle or because the accepted instrumentation is heavier than the maximum loading capacity of the auto-rickshaw.

Fuel flow, speed and position were monitored for three months in six of these vehicles during their normal operation as a taxi in a Colombian Caribbean region, the specific fuel consumption (SFC) was obtained.

This value is half of those reported in the literature, especially in India, where the use of this type of vehicles is common. Contrary to expectations, this energy efficiency is higher than the most efficient light vehicles (5.5 L/km-pass) when considering the load capacity.

It was also found that in the Caribbean these vehicles operate at an average speed of 12.49 (km/h), an average positive acceleration of 0.12 (m/s^2) and a percentage of idling time of 13.2% with a maximum speed of 41 (km/h). The driving cycle that describes how these vehicles are driven was also obtained. This information is essential for sizing the powertrain of a possible electrified version of these vehicles.

MATERIALES Y MÉTODOS

The methodology for the development of the work is described below. A representative region is selected to monitor for a long period of time (>1 month) autorickshaws. The monitored vehicle is implemented with what is required to determine the driving pattern, specific fuel consumption and CO_2 emissions, to finally find an electric alternative for the powertrain.

The region under study

Vehicle monitoring was conducted in the municipality of Soledad, located in northern Colombia (10,9099 longitude north, -74,766889 latitu-

1 Mechanical Engineering Department, Universidad del Norte, Barranquilla, Colombia
2School of Engineering and Sciences, Tecnologico de Monterrey, Monterrey, Mexico
* Correspondence: a00829611@tec.mx

de). The region is mostly flat with an extension of 67 km^2 at 6 masl. The climate has a temperature range from 20 °C to 35°.

The area has a considerable presence of Auto-Rickshaws with approximately 6.500 of these vehicles, which are mainly used for passenger transportation. Soledad has more than 40% of its roads unpaved. 20% of the territory still does not have the appropriate conditions for mobility (Municipality of Soledad, 2020).

a b



Figure 1. Location of the study region and visiting frequency of the monitored autorickshaws.

Auto-Rickshaws

The data acquisition is performed for 6 different Auto-Rickshaws of two different brands, but of the same technology and of an age range between 2016 to 2018. Regarding their technical specifications, it can be mentioned that they are vehicles powered by a ~0,2 L, ~10 hp, four (4) stroke, carbureted, mono-cylinder, without any post-combustion gas treatment system, which makes their study more important from the perspective of the impact generated by combustion gases.

a b



Figure 2. Auto-rickshaws used in this study when they work on (a) asphalt tracks (b) and unpaved tracks.

Table 1. Bajaj Torito RE Passenger Model Specifications.

Engine	Type	4Stroke, Spark Ignition, Force air cooled, Single cylinder.
	Max. Net Power (IS: 14599)	8.1 kW at 5 000 +/- 250 rpm.
	Max. Net Torque (IS: 14599)	18.0 Nm at 3 500 +/- 250 rpm
	Max. Speed	Petrol: 65 km/h.
	Displacement	198.88 cc.
	Clutch Type	Wet, multiplate.
Vehicle	Size	
	Length x Width x Height	2 635 mm x 1 300 mm x 1 710 mm.
	Wheelbase	2 000 mm.
	Ground Clearance	200 mm.
	Kerb Weight	**337 kg**.
	Tank Capacity	Petrol (8 full +1.5 reserve) Litres.
	Suspension	Double Acting Hydraulic Shock Absorber.
Brakes and Tyre Size	Brake	Hydraulic expanding shoe type.
	Front	4.00 – 8 6 PR.
	Rear	4.00 – 8 6 PR.

From: RE-4 Stroke, Bajaj User's guide, 2018.

Vehicle instrumentation

For the development of the work, we seek to monitor on the one hand the position and velocity over time, for this is that a GSP is equipped. On the other hand, it is also sought to have the fuel flow data with a low-flow fuel meter.

Table 2. Technical characteristics of instruments used to monitor the location, speed, and fuel consumption of autorickshaws used in Colombia for the transport of people.

Variable	*Instrument/Trademark*	*Technical Characteristics*
Position (Latitude, Longitude	GPS / GeoSmart	Speed: 0.05 m/s, RMS steady state.
Speed and time		Pulse per minute (PPM)
		Time: 1 min
		Frequency: 1 min
Flow rate	SLF3S-1300F Liquid Flow Sensor/ Sensirion	H_2O sensor output limit: ±65 ml/min
		Accuracy: ±5 % of measured value/
		0.05 ml/min
		Supply voltage: 3.2 – 3.8 V DC
		Calibration: H2O
		Protocole: I2C
		I2C SCL frequency: 0.5 ms

Monitoring campaign

To have a real monitoring of the behavior of the vehicle, it is requested to comply with the daily work without drawing a predefined route, where its main operation is due to passenger transport. For this purpose, data will be collected for three months (Jun-Aug 2021).

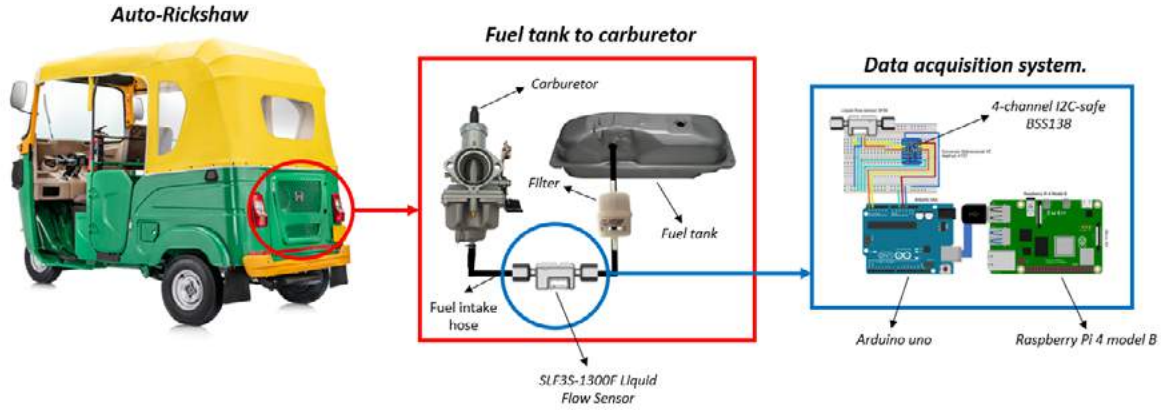


Figure 3. Measurement of fuel consumption. Illustration of the flow meter installed in the fuel line and of the wireless data acquisition system implemented to send measurements to the cloud.

Driving pattern

Driving patterns describe how drivers drive their vehicles (Huertas et al., 2021). They are obtained by monitoring at 1 Hz the speed of a representative sample of vehicles during a prolonged time under everyday conditions of operation. A driving pattern can be described by a set of characteristic parameters (CPs), a speed acceleration probability distribution (SAPD) diagram or a frequency distribution of VSPs diagram, or a driving cycle (DC).

Powertrain

The objective with respect to the powertrain is that the engine is direct to the wheel, in order to determine what is necessary it is first necessary to determine the torque $(\tau_{\_m})$, which depends on the aerodynamic force $(F_{\_a})$, the rolling resistance $(F_{\_r})$, (if present) the gravitational force $(F_{\_g})$ resulting from a road grade and inertial force, the implication of the direct drive is that both the mass factor $(m_{\_fi})$ and the variable gear ratios $(NTD_{\_i})$.

$$\tau_m = \frac{((F_a + F_r + F_g) + Mam_{fi}) \cdot R_r}{NTD_i \eta_t} \quad (1)$$

$$P_m = \tau_m \omega \quad (2)$$

The energy consumed (EC) depends mainly on the energy consumed by the engine, which is determined by the ratio of its instantaneous power with time (Δt). A constant value (C) is added to consider the operation of auxiliary systems, in this case only the lighting elements of the vehicle have an influence.

$$E_C = P_m \Delta t + C \quad (3)$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

From a frequency diagram it is possible to represent the behavior of the studied vehicle. Figure 1 shows two ways to characterize the Auto-Rickshaw. Among the important aspects that can be seen in the SAPD (Figure 1.a) is the high percentage concentration (71%) under 20 km/h and in an acceleration range of -0.43 and 0.58 m/s^2 in a large part of the time (87%).

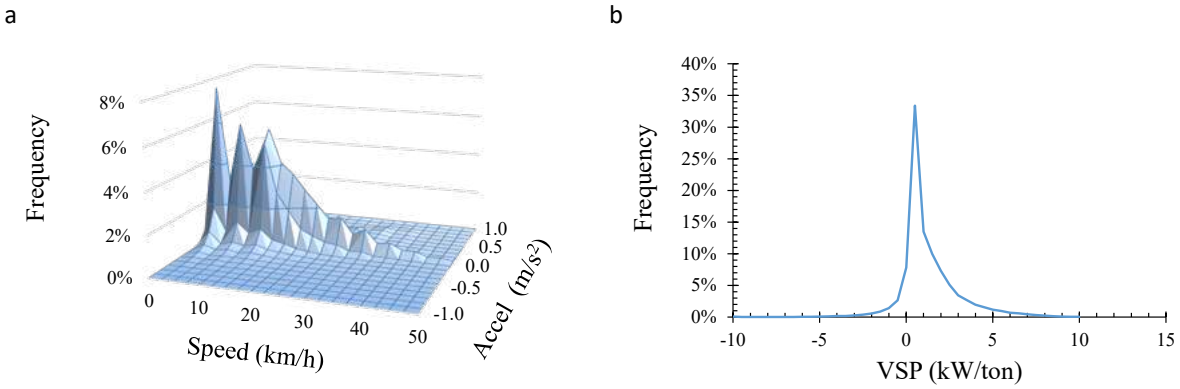
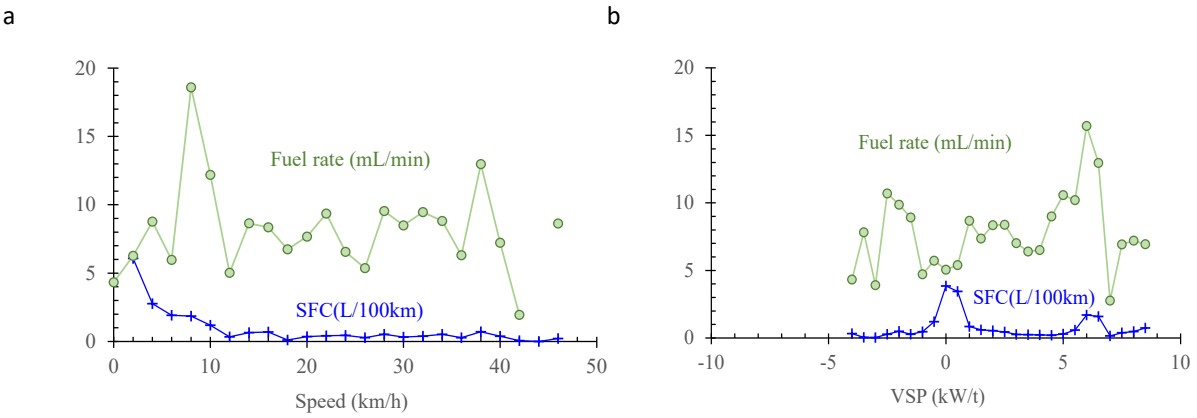


Figure 4. Driving patter of autorickshaws in Colombia expressed as a) SAFD and b.) VSP frequency distribution diagrams.

In this case, a SFC of 3.18 L/100km was observed. The SFC was obtained as the total fuel consumed divided by the total distance traveled during the time the vehicle was monitored. It was obtained that autorickshaws emit 79 CO2 g/km under real operating conditions as a taxi in Soledad, Colombia.

$$f_{c\,i} = \frac{\frac{1}{2}\rho C_d A v_i^3 + f_r\, M g v_i + M g sen\,\theta_i + M(1 + 0.04N_{td} + 0.0025N_{td}^2)a_i v_i}{\eta_{th}\,\eta_m\,\rho_f\,LHV} \quad (4)$$



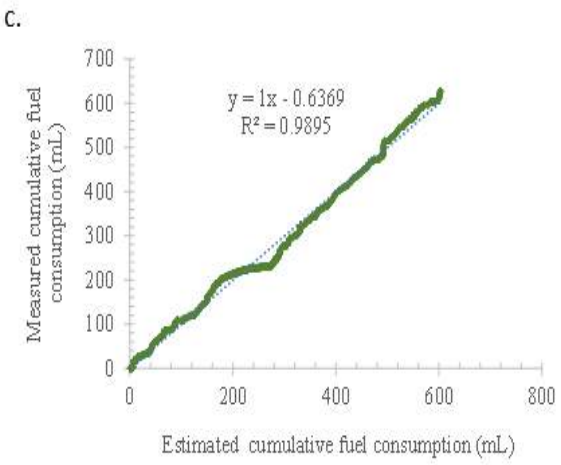


Figure 5. Fuel consumption of autorickshaws used for the transport of people in Soledad, Colombia, in 2021. a.) Fuel rate and SFC as a function of vehicle speed (a), and VSP (b). c.) Comparison of the cumulative fuel consumption measured and estimated through Equation 4.

From the driving cycle, a maximum torque of 100 Nm was determined. Then, from equation 3, one of the parameters for battery sizing is obtained.

Table 3: Battery characteristics.

Characteristic		Units
Type	Lead Acid	[-]
Model	MOTIVE T-1275 PLUS	[-]
Nominal Voltage	12.00	[V]
Capacity	166.00	[Ah]
Weight	39.00	[kg]
Volume	16.20	[L]
Battery Energy	1992	[Wh]
Gravimetric Energy Density	51.08	[Wh/kg]
Volumetric Energy Density	122.98	[Wh/L]
Discharge Efficiency	0.80	[-]
Coulombic Efficiency	0.82	[-]
Specific Power	183.88	[W/kg]
CP	597600	[As]
Price	$315.00	[USD]
Cost per kWh	$158.13	[USD/kWh]
Useful Life	2000	[Cycles]

From: Trojan Battery Company.

Finally, it was estimated necessary to supply an autonomy of 160 km. As a result of vehicles with similar conditions, the voltage used is 48V. Thus, the number of batteries that meet the conditions is 4 of the lead acid type.

Table 4: Motor-differential characteristic.

Characteristic		Units
Voltage	48	[V]
Power	3000	[W]
Max. speed	40	[km/h]
Gear ratio	1/10	[-]

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Conventional auto-rick shaws, fueled by gasoline, do not have exhaust gas post-treatment systems, therefore, the emission of criteria pollutants exceeds the permissible limits, which is detrimental to human health.

Through the use of the electric power train for this type of vehicle, the aim is to avoid the emission of these pollutants and improve the air quality of the cities where these vehicles are applied.

AGRADECIMIENTOS

The authors thank the Latin American Network for Research in Energy and Vehicles RELIEVE (Ref. 720RT0014) within the framework of the Ibero-American Program of Science and Technology (CYTED) for their support in the development of this work. The authors also thank the contributions of MSc Oscar Serrano and Franco Quezada from the Energy and climate change research group of Tecnológico de Monterrey.

REFERENCIAS

Adak, P., Sahu, R., & Elumalai, S. P. (2016). Development of emission factors for motorcycles and shared auto-rickshaws using real-world driving cycle for a typical Indian city. Science of the Total Environment, 544, 299–308. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.099

Data sheet, Trojan Battery Company (2022).

Grieshop, A. P., Boland, D., Reynolds, C. C. O., Gouge, B., Apte, J. S., Rogak, S. N., & Kandlikar, M. (2012). Modeling air pollutant emissions from Indian auto-rickshaws: Model development and implications for fleet emission rate estimates. Atmospheric Environment, 50, 148–156. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.12.046

Huertas, José Ignacio, Quirama, L. F., Giraldo, M. D., & Díaz, J. (2019). Comparison of driving cycles obtained by the micro-trips, markov-chains and mwd-cp methods. International Journal of Sustainable Energy Planning and Management, 22, 109–120. https://doi.org/10.5278/ijsepm.2554

Kumar Pathak, S., Sood, V., Singh, Y., & Channiwala, S. A. (2016). Real world vehicle emissions: Their correlation with driving parameters. Transportation Research Part D: Transport and Environment, 44, 157–176. https://doi.org/10.1016/j.trd.2016.02.001

Municipio de Soledad. (2020). Plan de Desarrollo de Soledad 2020-2023. 324.

Quirama, L. F., Giraldo, M., Huertas, I., Tibaquir, J. E., & Cordero-moreno, D. (2021). *Main characteristic parameters to describe driving patterns and construct driving cycles*. *97*(July). https://doi.org/10.1016/j.trd.2021.102959

User´s guide, Bajaj RE-4 Stroke, 2018

Zhu, D., Nussbaum, N. J., Kuhns, H. D., Chang, M. C. O., Sodeman, D., Moosmüller, H., & Watson, J. G. (2011). Real-world PM, NOx, CO, and ultrafine particle emission factors for military non-road heavy duty diesel vehicles. Atmospheric Environment, 45(15), 2603–2609. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.032

IMPLEMENTACIÓN DE UNA RED DE CALIDAD DE AIRE CON SENSORES DE BAJO COSTO PARA EL MONITOREO DE MATERIAL PARTICULADO EN LA CIUDAD DE NEIVA

Javier Ernesto Collazos[1], Laura Camila Forero[2], Juan Sebastian Villalba[3] , Max Jauch[4]

Palabras clave:
Contaminación atmosférica; calidad de aire; sensores; analítica de datos; Neiva.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

Desde el año 2011 la Corporación Autónoma Regional del Alta Magdalena (CAM) Autoridad Ambiental en el departamento del Huila, cuenta con una red de monitoreo de calidad de aire para la ciudad de Neiva para la medición de material particulado PM10. Esta red está compuesta de equipos semiautomáticos que no permiten conocer la concentración del contaminante en tiempo real dificultando la posibilidad de toma de decisiones por parte de las autoridades correspondientes. El uso de sensores de bajo costo constituye una herramienta de fácil acceso para los tomadores de decisiones ya que permite la vigilancia de la calidad de aire y un bajo costo operacional.

MATERIALES Y MÉTODOS

Con el fin de monitorear el material particulado en tiempo real y conocer el estado de la calidad del aire, se diseñó una red de vigilancia con nueve puntos de monitoreo la cual fue instalada en el mes de mayo de 2022 y se desarrolló un dispositivo electrónico funcional para la recolección de datos y un software para la visualización y análisis de los datos.

2.1 SENSOR DE MONITOREO DE MATERIAL PARTICULADO PURIFY CITY

Cada punto de monitoreo cuenta con un sensor pasivo láser PM2.5 (*Karagulian, 2019*) el cual tiene una eficiencia de conteo de 98% para partículas mayores a 0.5 µm y de 50% para partículas de 0.3 µm. Adicionalmente, cada dispositivo tiene un margen de error 10% cada 500 µg/m3.

1 Laura Camila Forero, laura.forero@purify-city.com
2 Javier Ernesto Collazos, jcollazos@cam.gov.co
3 Juan Sebastian Villalba, sebas.villalba@purify-city.com
4 Max Jauch, max.jauch@purify-city.com

El sensor láser captura el material particulado PM1, PM2.5 Y PM10. Cada sensor cuenta con un módulo de comunicación para enviar la información recolectada vía Wifi o GSM. Estos sensores funcionan con energía eléctrica y cuentan con baterías para poder funcionar con una autonomía de aproximadamente 5 horas. Por último, cada sensor cuenta con un microcontrolador ESP32 (*Babiuch, 2019*) que se encarga de la recolección y el envío de datos. Los datos son enviados usando el protocolo MQTT (*Yassein, M. B, et al., 2017*) ampliamente usado para mensajes en el contexto del Internet de las Cosas (IoT), al servicio Amazon IoT Core (*Kurniawan, 2018*) en la nube de Amazon Web Services (AWS) para el debido almacenamiento y preprocesamiento de datos.



Figura 1. Sensores de monitoreo de material particulado instalados en la ciudad de Neiva. Fuente: Propia.



Figura 2. Locación de sensores de monitoreo de calidad de aire en la ciudad de Neiva. El sensor número siete (Coomotor) no se instaló. Fuente: Propia.

2.2 PLATAFORMA WEB PURIFY CITY

Con el propósito de visualizar y analizar los datos obtenidos por los sensores de monitoreo, se desarrolló una plataforma web en donde los usuarios podían acceder fácilmente a los datos. Para esto se utilizaron diferentes servicios de AWS, como lo son DynamoDB (*Sivasubramanian, 2012*) y Elastic Compute Cloud (*Amazon, 2022*). El primero nos brinda una base de datos no relacional que almacena los datos recolectados por cada

equipo de monitoreo, el segundo nos brinda una instancia de cómputo en la nube para alojar nuestra aplicación web donde se podrán visualizar y analizar los datos disponibles. En la construcción de la aplicación web se utilizó la librería Streamlit (*Khorasani, 2022*) del lenguaje de programación Python (*vanRossum, 1995*). Estas herramientas se utilizaron para la visualización y orquestación de los datos en todo el proyecto de cara al usuario o cliente final.

El ingreso a la plataforma se da a través de la página web https://purify-city.com/ en la opción aplicación. En la sesión registro se puede crear un usuario con contraseña y acceder como se observa en la figura 3.

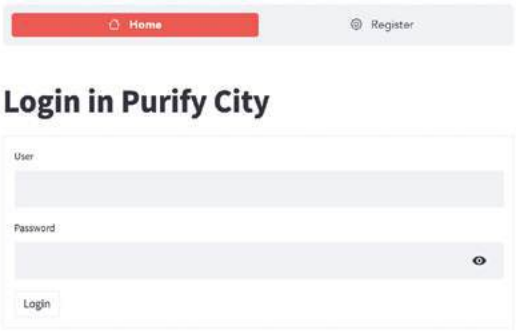


Figura 3. Acceso a plataforma de datos. Fuente: Propia.

Los datos pueden ser visualizados por punto de monitoreo, contaminantes, fecha inicial, fecha final y en concentraciones diarias o en tiempo real como se puede observar en la figura 4. Adicionalmente, la aplicación permite visualizar el Índice de calidad de aire (AQI) para una mejor interpretación por parte de la comunidad en general. Igualmente la aplicación permite descargar los datos en un archivo *.CSV para su manejo e interpretación de acuerdo a las necesidades de cada usuario.



Figura 4 Plataforma web www.purify-City.com.
Fuente: Propia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A partir del 1 de junio de 2022 y hasta el 31 de diciembre de 2022 los sensores determinaron la concentración de PM10 y PM2.5 de manera simultánea en cada sensor. En total se generaron 470.714 entradas para cada contaminante. Cada sensor toma datos de manera independiente de tal manera que no todos tomaron la misma cantidad de mediciones. El sensor que más mediciones hizo fue 'Tecnoparque del Jardín' con 83.944 y el que menos hizo fue 'Droguería Tenerife' con 6.312 mediciones. Otro factor importante de los datos tomados es la calidad de los mismos. Se estableció que tanto para PM2.5 como PM10, una medición de más de 100 µg/m3 sería poco razonable. Además, una medición negativa o de 0 µg/m3 para cualquiera de los contaminantes denota un error del sensor. Por ende, se excluyen en el análisis los datos que cumplían estas características.

El sensor que más porcentaje de datos válidos tomó tanto para PM2.5 como para PM10 fue 'Hábitar Séptima' con 99.9% en ambos casos. Por el contrario, el sensor con peor calidad de datos para PM2.5 y PM10 fue 'CAM' con un porcentaje de 76.9% y 75.9% respectivamente. En la Tabla 1 a continuación se pueden ver con mayor detalle las características de los datos levantados.

Tabla 1. Características de los datos recolectados.

	# Observaciones	1 obs cada	PM2.5			PM10		
		# mins	> 100	= 0	Tot. Válidos	> 100	= 0	Tot. Válidos
Alcaldía de Neiva	41080	7.5	2	212	40866 (99.5%)	2	212	40866 (99.5%)
CAM	63931	4.8	5989	8801	49141 (76.9%)	6608	8801	48522 (75.9%)
Droguería Tenerife	6312	48.8	3	0	6309 (100.0%)	3	0	6309 (100.0%)
Empresa G&J	49586	6.2	7	224	49355 (99.5%)	11	224	49351 (99.5%)
Hotel circunvalar	60132	5.1	78	3329	56725 (94.3%)	150	3329	56653 (94.2%)
Hábitar séptima	47544	6.5	19	29	47496 (99.9%)	32	29	47483 (99.9%)
Tecnoparque del Jardín	83961	3.7	53	448	83460 (99.4%)	70	448	83443 (99.4%)
USCO	68618	4.5	2876	58	65684 (95.7%)	5130	58	63430 (92.4%)
Universidad Corhuila	49601	6.2	3	456	49142 (99.1%)	41	456	49104 (99.0%)
Total/Promedio	470765	10.4	9030	13557	448178 (95.2%)	12047	13557	445161 (94.6%)

Fuente: Propia.

Luego se hizo una agregación de los datos de manera horaria, contando cada hora de cada fecha diferente por separado. El cálculo realizado fue la media de los valores tomados en la misma hora excluyendo los valores no válidos. La Tabla 2 muestra dichas agregaciones para PM2.5, PM10 y PM1. Además se muestra el número de veces que cada sensor en promedio en una hora superó el valor límite recomendado por la OMS (PM2.5: 15 µg/m3, PM10: 45 µg/m3). Las tres estaciones con la mayor media de PM2.5 fueron en su orden USCO, CAM y Hotel circunvalar. Por el contrario, las estaciones con menores medias de PM2.5 fueron en su orden Alcaldía de Neiva, Empresa G&J y Tecnoparque del Jardín.

Tabla 2. Agregación datos horarios, valor promedio por contaminante e incumplimiento límites OMS.

	# Obs	PM2.5	incumple	PM10	incumple	PM1.0
	horarias	(media)	PM2.5	(media)	PM10	(media)
Alcaldía de Neiva	2171	9.09	290 (13.4%)	9.57	0 (0.0%)	6.48
CAM	3605	21.80	1247 (34.6%)	22.17	519 (14.4%)	22.36
Droguería Tenerife	436	11.16	85 (19.5%)	11.87	0 (0.0%)	7.92
Empresa G&J	3344	9.33	476 (14.2%)	9.86	5 (0.1%)	6.66
Hotel circunvalar	3308	12.45	1230 (37.2%)	13.66	26 (0.8%)	8.83
Hábitar séptima	2653	11.81	710 (26.8%)	12.68	1 (0.0%)	8.37
Tecnoparque del Jardín	4467	10.29	887 (19.9%)	11.03	43 (1.0%)	7.33
USCO	3644	23.20	2064 (56.6%)	25.43	540 (14.8%)	16.79
Universidad Corhuila	2905	10.81	449 (15.5%)	11.44	20 (0.7%)	7.68

Fuente: Propia.

3.2 Gráfica diaria material particulado

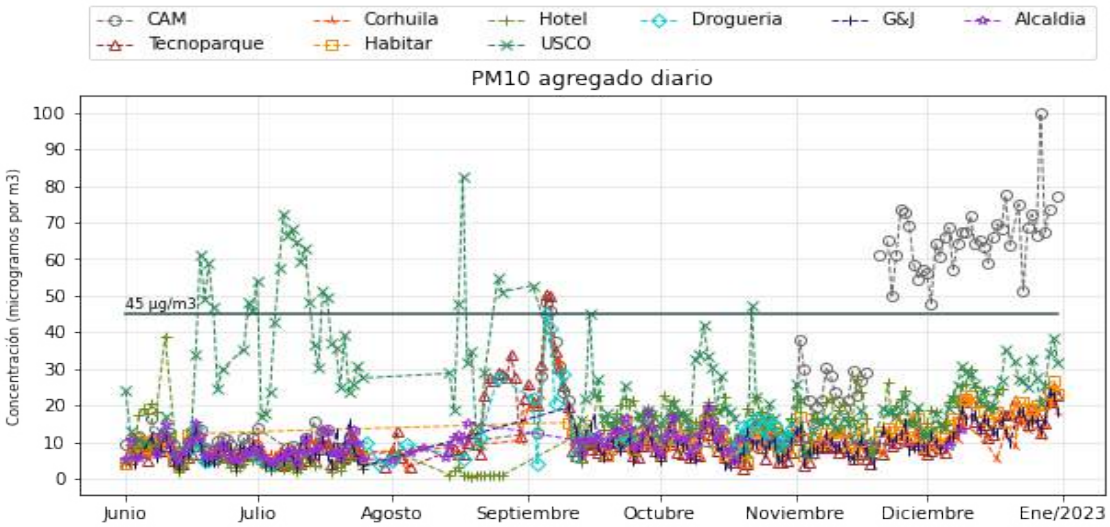


Figura 5. Concentración agregada diaria de PM2.5.

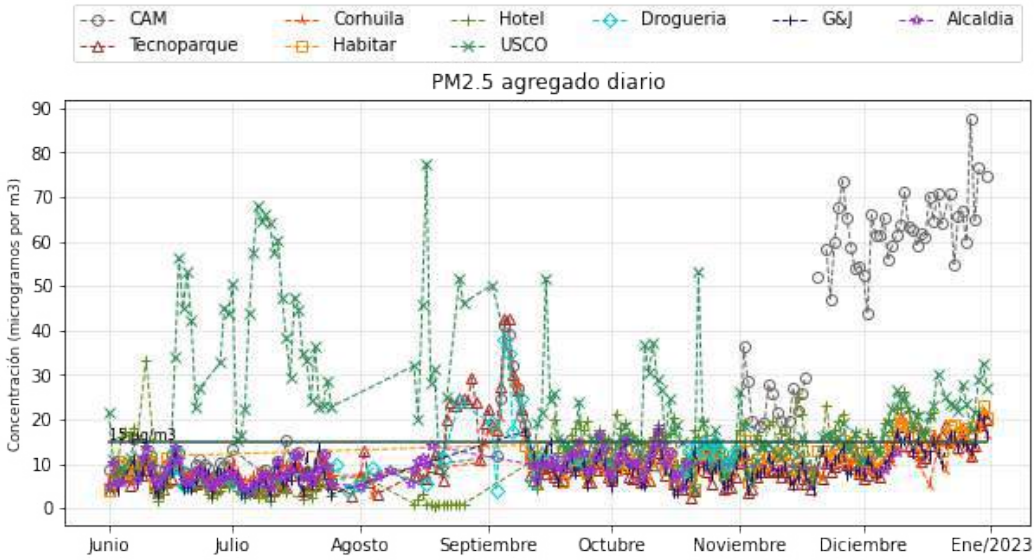


Figura 6. Concentración agregada diaria de PM10.

Como se puede observar en la figura 4 y 5, la concentración de PM2.5 y PM10 presentó picos importantes en los meses de junio a agosto en la estación de la USCO, debido a obras civiles que se están desarrollando en la zona y que influyen de manera importante en los resultados. En el mes de septiembre, la estación Tecnoparque, Usco y CAM presentaron concentraciones similares alcanzando un pico de concentración de 40 µg/m3 para PM2.5 y de 60 µg/m3. También se puede observar la relación que existe entre entre la concentración de PM10 y PM2.5, donde presenta curva de concentración similares.

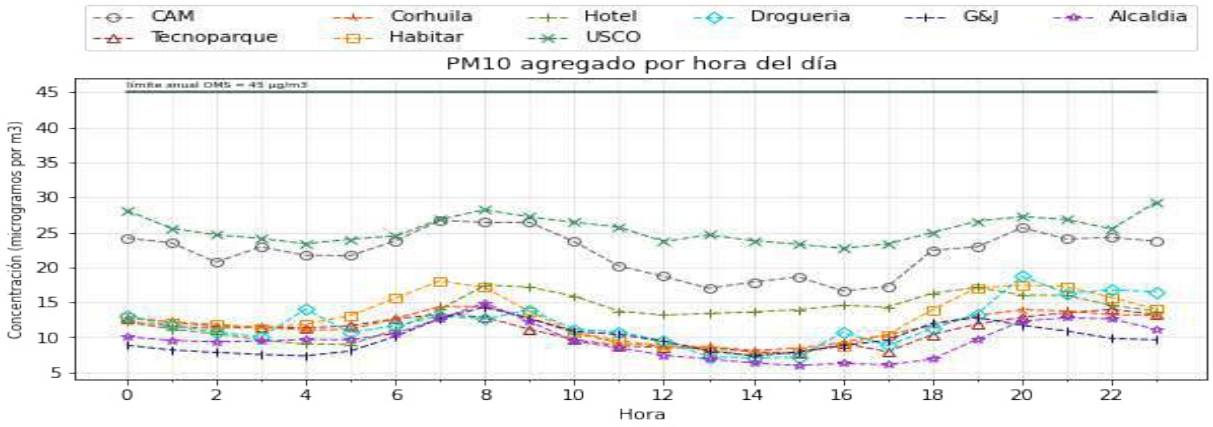


Figura 7. Concentración agregada horaria de PM2.5.

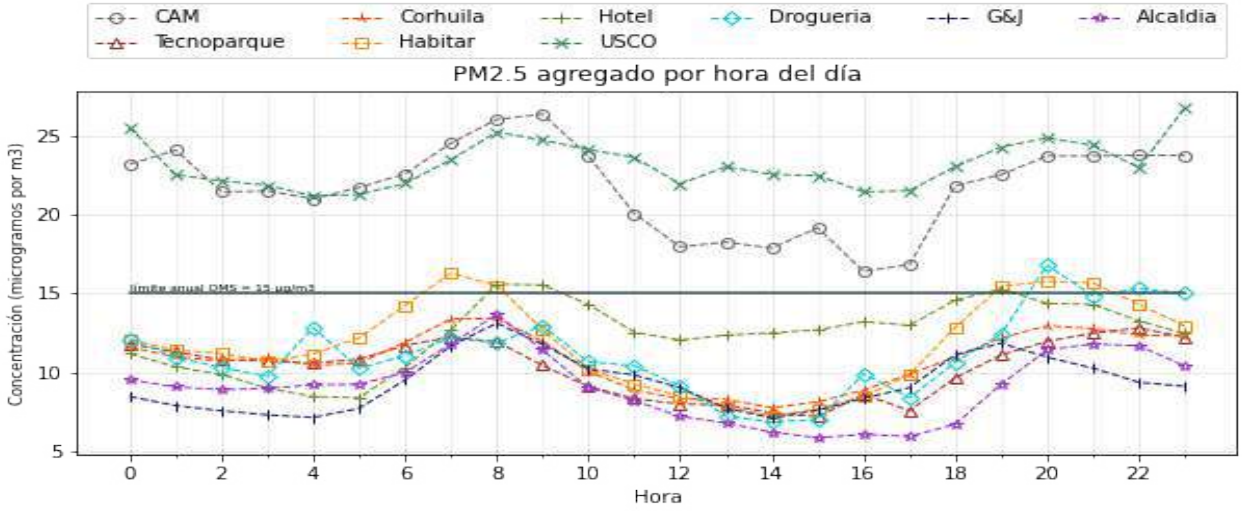


Figura 8. Concentración agregada horaria de PM2.5.

Las gráficas de concentración horaria permiten evidenciar el comportamiento de la contaminación con el paso de las horas y determinar posibles fuentes aportantes de material particulado. Como se puede evidenciar en las Figuras 7 y 8, se presentaron picos de concentración entre las 6:00 - 8:00 y las 18:00 - 20:00, lo cual está asociado a los desplazamientos que realizan lo neivanos en vehículos y motocicletas para ir de camino al trabajo y al estudio.

Los resultados obtenidos en el periodo de estudio, permiten concluir que Neiva tiene una buena calidad de aire ya que las concentraciones de material particulado están por debajo de los niveles máximos permisibles establecidos en la norma de calidad de aire ambiente para Colombia y de los directrices de la Organización de Mundial de la Salud. Lo anterior se atribuye al tamaño de la ciudad, que según proyecciones del DANE para el año 2021 es de 367,401 habitantes. Además su baja actividad industrial y las condiciones topográficas, favorecen la dispersión del contaminante en la atmósfera.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La utilización de sensores de bajo costo para el monitoreo de la calidad de aire permiten conocer resultados de concentración en tiempo real, lo que constituye una gran ventaja operacional tanto para los tomadores de decisión como para la comunidad en general, ya que representa herramienta de fácil acceso para el control y vigilancia del recurso atmosférico. Es importante que dentro del marco normativo colombiano se pueda establecer los procedimientos y protocolos para utilizar esta tecnología, con el fin de complementar las redes de vigilancia de calidad de aire y poder migrar a sistemas automáticos con bajo costo de operación e inversión.

Conocer el comportamiento de la concentración de material particulado permite tomar decisiones y enfocar políticas públicas que vayan encaminadas al mejoramiento de la calidad de vida de las personas. Es por eso que se debe implementar diferentes estrategias de movilidad con el fin de evitar los picos de concentración que se atribuyen al tránsito de fuentes móviles, el cual no solo aumenta la concentración de material particulado sino que aumenta los niveles de ruido ambiental.

Purify-City puede llegar a convertirse en un aliado estratégico para las autoridades ambientales, el sector privado, industrias, universidades y demás partes interesadas en la vigilancia de la calidad del aire.

REFERENCIAS

Babiuch, M., Foltýnek, P., & Smutný, P. (2019, May). Using the ESP32 microcontroller for data processing. In *2019 20th International Carpathian Control Conference (ICCC)* (pp. 1-6). IEEE.

Karagulian, F., Barbiere, M., Kotsev, A., Spinelle, L., Gerboles, M., Lagler, F., ... & Borowiak, A. (2019). Review of the performance of low-cost sensors for air quality monitoring. *Atmosphere*, *10*(9), 506.

Kurniawan, A. (2018). *Learning AWS IoT: Effectively manage connected devices on the AWS cloud using services such as AWS Greengrass, AWS button, predictive analytics and machine learning*. Packt Publishing Ltd.

Yassein, M. B., Shatnawi, M. Q., Aljwarneh, S., & Al-Hatmi, R. (2017). Internet of Things: Survey and open issues of MQTT protocol. In *2017 international conference on engineering & MIS (ICEMIS)* (pp. 1-6). Ieee.

Sivasubramanian, S. (2012, May). Amazon dynamoDB: a seamlessly scalable non-relational database service. In *Proceedings of the 2012 ACM SIGMOD International Conference on Management of Data* (pp. 729-730).

Amazon, E. C. (2022). Amazon ec2. *línea]. Available: https://aws. amazon. com/es/ec2*.

Khorasani, M., Abdou, M., & Hernández Fernández, J. (2022). Getting Started with Streamlit. In *Web Application Development with Streamlit* (pp. 1-30). Apress, Berkeley, CA.

vanRossum, G. (1995). Python reference manual. *Department of Computer Science [CS]*, (R 9525).

GESTIÓN DEL RIESGO A LA SALUD HUMANA DEBIDO LOS CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS PM10 Y PM2,5 MEDIANTE LA INTEGRACIÓN DE SENSORES DE BAJO COSTO

Ing. Sebastián Rene Rúgeles Ahumada M.Sc.[1], Dra. Dayana Agudelo-Castañeda[2]

Palabras clave:
Sensores de bajo costo; calidad de aire; material particulado.

INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica se ha convertido en una problemática ambiental con gran relevancia, debido a las diversas afecciones negativas que tiene sobre la salud humana, lo anterior es resultado de las diversas actividades desarrolladas a diario, que de una forma u otra emiten contaminantes a la atmósfera, ya sea de forma natural (emisiones volcánicas, biogénicas, desérticas, marinas), o antropogénica (incremento exponencial del parque automotor, actividades industriales, quemas cielo abierto, entre otros). De esta manera, la sociedad moderna cuenta con un número creciente y significativo de fuentes fijas y móviles de emisión de contaminantes atmosféricos (Ballester, 2005) que generan un aumento del riesgo en la población a causa de esa exposición.

Teniendo en cuenta lo anterior, surge la necesidad de implementar acciones y metodologías que permitan determinar, de manera óptima y eficaz, el aporte de la fuente emisora de contaminantes en el área de interés, planteando así el uso e integración de tecnologías existentes de bajo costo. Éstas, al igual que los sensores tradicionales, son capaces de recolectar los mismos datos por un valor comercial mucho más accesible, por lo cual este trabajo tuvo como finalidad estudiar el desempeño de sensores de bajo costo en exteriores e interiores y compararlos con equipos de referencia utilizados en la ciudad de Barranquilla por la Autoridad Ambiental, y con ello desarrollar un sistema de alerta temprana al que pueda acceder la comunidad y a través de ello disminuir la exposición a las altas concentraciones de material particulado.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Tipo de investigación

Se realizó una investigación de tipo descriptiva y cuantitativa, ya que se realizaron ajustes y calibraciones matemáticas de los sensores a partir de los datos obtenidos de las mediciones en conjunto con los equipos de referencia, tales como los utilizados en el SVCA de EPA Barranquilla Verde, todo lo anterior con la finalidad de evaluar el comportamiento de los sensores de bajo costo al realizar la recolección de datos de los contaminantes PM10 y PM2,5.

La investigación fue desarrollada bajo la modalidad de Etapas, las cuales fueron:

1 Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad del Norte, rugeless@uninorte.edu.co

2 Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad del Norte, mdagudelo@uninorte.edu.co



Figura 1. Etapas metodológicas.
Fuente: Elaboración propia.

2.2. Equipos

Se hizo uso de sensores experimentales como sensores meteorologicos-DHT22 y sensores PMS7003. Así mismo se utilizó la estación de calidad de aire APM-2 ubicada en el laboratorio de la Universidad del Norte, la estación móvil ubicada en las canchas externas de la Universidad del Norte, y la estación de referencia Environmet S.Ad ubicada en Las Tres Avemarías.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Análisis descriptivo comparativo de mediciones (Experimental vs Referencia)

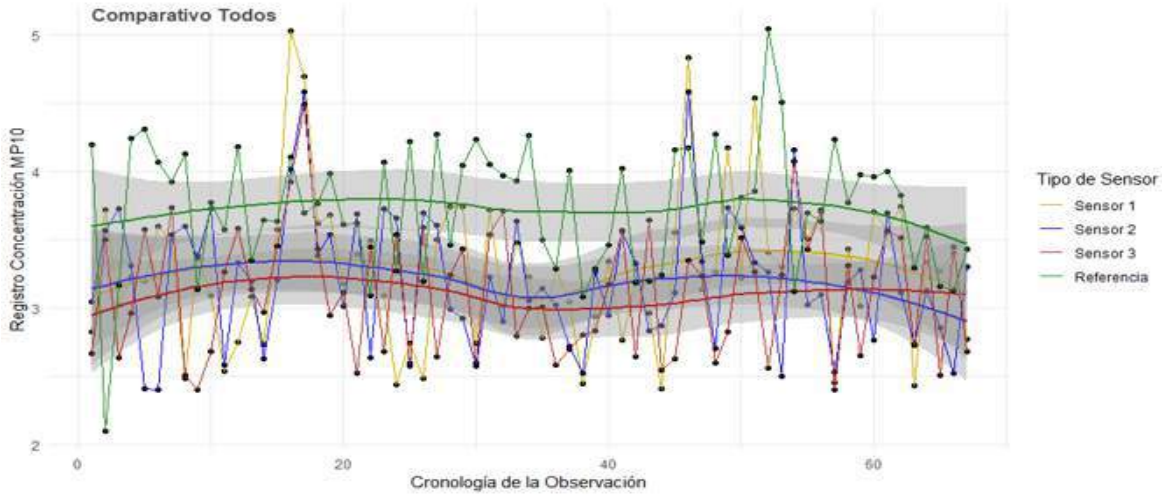


Figura 1. Series de observaciones de PM2,5 y PM10.
Fuente: (Sebastian Rugeles, 2021).

Fuente: (Sebastian Rugeles, 2021).por tres sensores experimentales y el sensor de referencia (Autoridad Ambiental). Se trabajó con un registro de 68 mediciones para PM2.5, y 71 mediciones para PM10, lo anterior en intervalos de tiempo desiguales. Como resultado de las mediciones de PM2.5, se pudo observar que los sensores experimentales registran relativamente un valor aproximado entre ellos, y con el sensor referencia. Combinando la información para un mayor análisis, las siguientes gráficas muestran que las formas de las series experimentales son diferentes a la serie de referencia, siendo la más similar la del sensor 2, y la del sensor 1 la menos ajustada. En el caso de PM10, se observa que las formas de las series experimentales son muy similares a la serie de referencia, siendo la más similar la del sensor 2, y la del sensor 3 la menos ajustada.

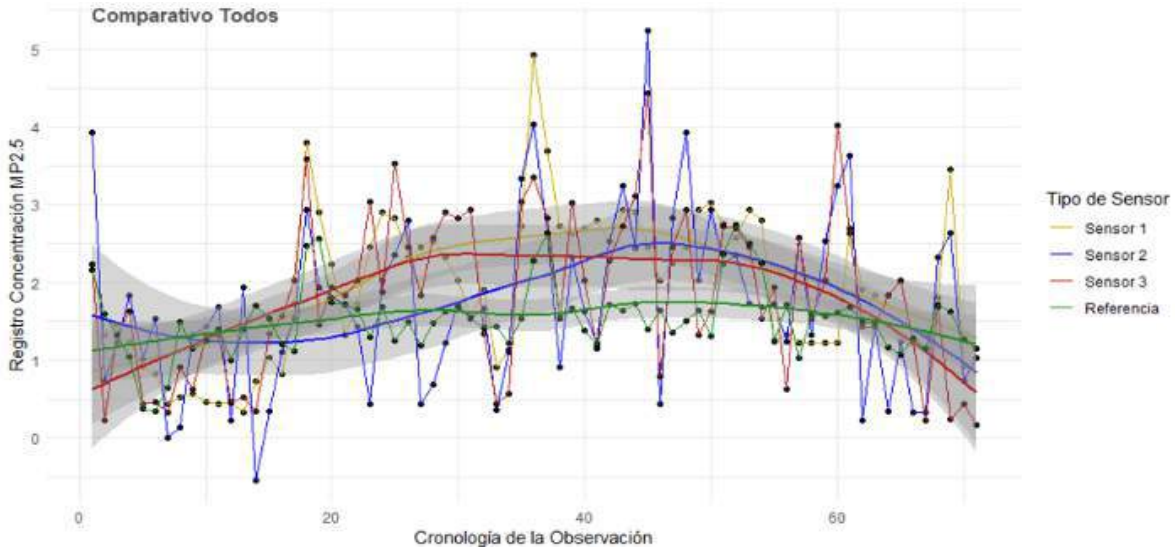


Figura 2. Series de observaciones de PM2,5 y PM10-interior/S1, S2 y S3.
Fuente: (Sebastian Rugeles, 2021).

En cuanto a las mediciones generadas en el exterior del laboratorio, se ejecutó un análisis descriptivo comparativo de las mediciones de concentración de Material Particulado PM2.5 y PM10 registradas por los sensores experimentales y los sensores calibrados referencia (Autoridad Ambiental) para cada estación y escenario (exterior). Se trabajó con un registro aproximado de 228 mediciones para concentración de PM2.5 y 164 de PM10, lo anterior en intervalos de tiempo desiguales. En promedio, los registros para los sensores tuvieron un comportamiento semejante, sin embargo, es también evidente que los valores registrados en cada punto son diferentes en magnitud, observándose además, mayor variabilidad en los registros emitidos por el sensor de referencia.

E1 – EXTERIOR E2-EXTERIOR

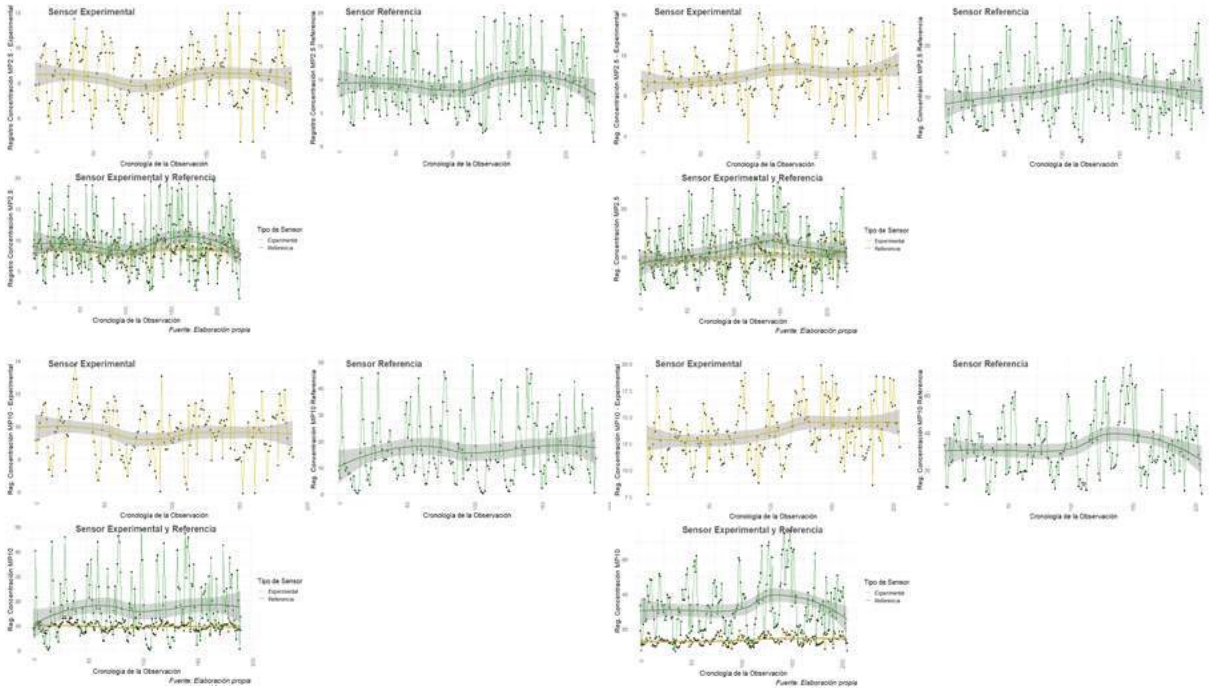


Figura 3. Series de observaciones de PM2,5 y PM10-exteriores/E1 y E2.
Fuente: (Sebastian Rugeles, 2021).

Posteriormente, se ejecutaron Modelos Estadísticos con el fin de obtener expresiones matemáticas que nos permitieran representar el comportamiento de los registros hechos por los sensores experimentales respecto a los referenciales en la medición de MP2.5, MP10. Se estimaron modelos lineales y no lineales, los no lineales corresponden a modelos obtenidos mediante regresión por Spline lineales (de grado 1), cuadráticos (de grado 2) y Spline cúbico natural (de grado 3); el número de grados de libertad y de cortes (knots) para la generación de los Splines se ha determinado, para cada modelo estimado, a partir de los quintiles (Q_1,Q_2,Q_3,Q_4,) de la variable observada a través del sensor experimental con la finalidad de minimizar el error cuadrático medio de los errores de validación cruzada ECM (evc). Se presenta a continuación, un resumen de todos los modelos implementados por parámetro (PM10 y PM2.5), por estación y por ambiente (Externo e Interno).

Tabla 1. Análisis de medida de resumen.

Variable	Min	Cuartil 1	Mediana	Cuartil 3	Max	Media	D. Estándar	Cof. Variación.
Exp. E1 MP2,5	4.642	7.306	8.439	9	11.972	8.33	1.521	0.1826
Exp. E1 MP10	5.896	8.571	9.715	10.642	13.748	9.637	1.536	0.1594
Ref. E1 MP2,5	0.622	6.252	9.016	11.847	19.913	9	4.403	0.465
Ref. E1 MP10	0.286	8.483	13.106	24.057	47.348	16.721	11.613	0.6945
Exp. E2 MP2,5	3.37	8.276	9.647	11.548	16.145	9.996	2.538	0.2539
Exp. E2 MP10	7.732	11.915	13,328	15.33	19.87	13.652	2.493	0.1826
Ref. E2 MP2.5	1.29	6.805	10.97	14.721	26.118	11.291	5.827	0.5161
Ref. E2 MP10	7.12	22.46	32.13	41.173	76.3	33.11	15.127	0.4569
Exp. S1 MP2,5	0.33	1.23	1.91	2.69	4.93	1.917	0.9772	0.4992
Exp. S2 MP2,5	0.01	1.025	1.67	2.4	5.24	1.738	1.089	0.6264
Exp. S3 MP2,5	0.17	0.97	1.66	2.57	4.43	1.77	1.021	0.5769
Exp. S1 MP10	2.41	2.971	3.279	3.613	5.184	3.366	0.6768	0.2011
Exp. S2 MP10	2.401	2.865	3.165	3.545	4.583	3.198	0.4694	0.1468
Exp. S3 MP10	2.39	2.667	3.128	3.509	4.904	3.131	0.5104	0.163
Ref. E2 MP2,5 Int.	0.346	1.254	1.498	1.689	2.74	1.524	0.455	0.2983
Ref. E2 MP10 Int.	2.39	2.67	3.128	3.509	4.902	3.13	0.5104	0.163

Fuente: (Sebastian Rugeles, 2021).

Por último, se formuló un formato de calibración de sensores low-cost, teniendo en cuenta los diferentes ambientes de monitoreo (Exteriores e Interiores), y se desarrolló una red de monitoreo que integra sensores son tecnología loT, que recolecta en tiempo real datos de concentraciones de calidad de aire, para tener una transmisión de datos continua y de esta manera permitir el seguimiento de variables ambientales. El propósito es que los ciudadanos interesados en estas temáticas tengan la posibilidad de conocer de forma oportuna la calidad del aire que respiran en diferentes zonas, y que las Autoridades Ambientales consideren robustecer los sistemas de vigilancia y control de calidad de aire, a partir de la integración de sensores low-cost.

En cuanto a los resultados obtenidos, estos no indicaron una buena correlación entre los conjuntos de datos de los sensores experimentales y los equipos de referencia. En exterior, se obtuvo un mejor resultado para el sensor E2 en parámetro MP2,5 con un R2 de 0,1943, y en parámetro PM10 con un R2 de 0,1424, ambos con el modelo Spline Cuadrático. Del mismo modo, en interiores los resultados más satisfactorios se presentaron en el sensor S1 con R2 de 0,3133 en modelo Spline lineal para PM 2,5, y el sensor S2 con un R2 de 0,3394 para PM10, con el modelo Spline cúbico natural. Tal como concluye (Meiling y otros, 2015), si bien esta correlación puede no parecer alta, al identificar posibles puntos críticos de contaminación del aire los sensores tienen un comportamiento similar, aunado a la diferencia de costo entre los dos, se destaca el buen desempeño y potencial de los sensores low-cost para ser utilizados para detectar rápidamente grandes áreas de contaminación y ayudar a identificar dónde es necesario un seguimiento más específico.

Considerando este comportamiento, se proponen diferentes opciones con el fin de mejorar los resultados a futuro, dentro de las cuales se considera el diseño de una cámara aislada que permita evaluar el comportamiento de las variables meteorológicas, como temperatura y humedad relativa, para encontrar finalmente una ecuación que incluya la dependencia existente entre dichas variables y la señal reportada por el sensor, y en consecuencia obtener valores de correlación con mayor ajuste. Por otro lado, teniendo en cuenta que el rendimiento de los sensores disminuye en condiciones de alta humedad relativa, se recomienda diseñar un sistema de deshumidificación y/o succión que permita controlar esta variable en campo, y lograr automatizar el filtrado en los equipos por correcciones adicionales

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Como se ha mencionado, a nivel mundial la salud de las personas se ha visto fuertemente afectada por la mala calidad del aire producto de la contaminación atmosférica, esta problemática se agrava por la falta de programas de monitoreo, análisis y seguimientos continuos para la determinación de la calidad del aire, dentro de los cuales se deben tener en cuenta alertas tempranas para la ciudadanía en las situaciones que puedan llegar a ser críticas. Colombia no es la excepción a esta problemática, el departamento del Atlántico no cuenta con suficientes estaciones para monitorear la calidad de aire (Ministerior de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2017), lo que ocasiona que no se pueda proporcionar información exacta sobre la distribución espacial de los contaminantes atmosféricos que se generan y tampoco se puede identificar los posibles “hot spots” de contaminación. La Autoridades Ambientales y los centros de investigación podrán integrar tecnologías de sensores convencionales y de bajo costo para el monitoreo de contaminantes atmosféricos como PM10 y PM2,5, ya que estos sensores son capaces de recolectar los mismos datos por un valor comercial mucho menor al de las tecnologías tradicionales, además al ser más pequeños y manejables se pueden colocar decenas en cualquier localidad y crear una red de sensores que permita obtener la información global de la calidad del aire y de los sectores donde se ubicaron, debido a que estos tienen una capacidad de res-

puesta positiva ante las altas concentraciones de gases contaminantes. Asimismo, son dispositivos de fácil manipulación, portabilidad y permiten su calibración de acuerdo con las condiciones del lugar, lo que los hace atractivos para la comunidad científica.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimiento a la Universidad de la Norte por poner a disposición de esta investigación sus instalaciones, equipos y personal docente, al EPA BARRANQUILLA VERDE por facilitar el uso de sus equipos y permitir hacer uso de la información recopilada en estos, para el desarrollo de esta investigación, y al Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación porque a través de la convocatoria 809 me permitió vincularme y finalizar con éxito la etapa de postgrado.

REFERENCIAS

Ballester, F. (2005). Contaminación atmosferica, cambio climatico y salud. Revista Española de la Salud Pública, 79. Retrieved 2020, from http://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1135-57272005000200005

Meiling, G., Junji, C., & Edmund, S. (23 de 01 de 2015). A distributed network of low-cost continuous reading sensors to measure spatiotemporal variations of PM2.5 in Xi'an, China. Xi'an, China.

Ministerior de Ambiente y Desarrollo Sostenible, M. (26 de Marzo de 2017). Inauguración de red de monitoreo de calidad de aire para el departamento del Atlantico. Barranquilla, Atlantico, Colombia. https://www.minambiente.gov.co/index.php/noticias/2727-minambiente-inaugura-red-de-monitoreo-de-calidad-del-aire-para-el-departamento-del-atlantico

Sebastian Rugeles, D. A. (2021). Gestión del riesgo a la salud humana debido los contaminantes atmosféricos PM10 y PM2,5 mediante la integración de sensores de bajo costo. Barranquilla, Atlantico, Colombia.

DETECCIÓN AUTOMATIZADA DE CHIMENEAS INDUSTRIALES A PARTIR DE IMÁGENES CON DRONES

Pablo Gutierrez Espada[1], Germán Rueda Saa[2] , Rodrigo Jiménez Pizarro[3], Enrique A.Torres[2], Fabio A.Gonzalez[4]

Palabras clave:
Chimeneas industriales; detección automatizada; contaminación atmosférica; sensores remotos.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

En gran parte del mundo, los habitantes de las áreas urbanas están expuestos a una mayor cantidad de emisiones contaminantes (Bassi Penteado et al., 2022), un porcentaje significativo de estas se encuentra asociado a la quema de combustibles fósiles por parte del sector industrial, que libera estos contaminan-

1 universidad Nacional de Colombia Sede Palmira, Pgutierreze@unal.edu.co
2 universidad Nacional de Colombia Sede Palmira, Departamento de Ingeniería, ghruedas@unal.edu.co,
3 universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y ambiental, rjimenezp@unal.edu.co
4 universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá, Departamento de Ingeniería de Sistemas e Industrial, fagonzalezo@unal.edu.co

tes a través de ductos o chimeneas industriales (Han et al., 2020), generando problemas ambientales y de salud tales como enfermedades cardiovasculares y respiratorias (Bergstra et al., 2022). Adicionalmente, factores como el crecimiento poblacional, urbanístico, y una tendencia al desarrollo industrial de manera exponencial intensifican los riesgos mencionados, principalmente en países que tienen mayor dificultad para ejercer control y seguimiento sobre la industria, así como también una menor capacidad de inversión en ciencia y tecnología que permita encontrar soluciones a esta problemática.

En este contexto La detección y localización de las fuentes fijas de contaminación, es de suma importancia en la gestión de la calidad del aire, ya que representa un avance significativo en gobernanza ambiental especialmente en países en vía de desarrollo, donde hay informalidad y estadísticas desactualizadas que dificultan el control y seguimiento de las descargas contaminantes al aire por fuente industriales. En esta investigación se propone una solución acorde a las condiciones adversas que dificultan avanzar en actividades de identificación y localización de las fuentes emisoras, lo que permitirá analizar el impacto real en la calidad del aire de las diferentes actividades industriales. Esta propuesta se basa en el reconocimiento y georreferenciación de chimeneas industriales utilizando imágenes de alta resolución a través de técnicas de inteligencia y visión artificial de forma automatizada. Tiene como objetivo determinar la eficiencia y aplicabilidad de estas tecnologías, de tal forma que permita construir una herramienta para la detección de chimeneas industriales que pueda apoyar a las autoridades ambientales encargadas en los procesos de control y seguimiento de las emisiones por fuentes fijas industriales en el país.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Zona de estudio

El presente estudio fue realizado en el Corregimiento de *La Dolores*, zona industrial ubicada en el municipio de *Palmira, Valle del Cauca,* que cuenta con una extensión cercana a las 130 hectáreas, donde se registraron cerca de 40 fuentes fijas activas, pertenecientes a más de 30 establecimientos industriales.

2.2 Levantamiento de Información.

Para la creación del dataset de imágenes de entrenamiento, se realizaron sobrevuelos a la zona, utilizando drones equipados con el sensor *Zenmuse H20T,* los días 29 de noviembre y 1 de diciembre del año 2021. Se capturaron ortofotos con un traslape horizontal y vertical del 80% e imágenes oblicuas a 45° de inclinación, que posteriormente fueron revisadas y procesadas utilizando el software *Pix4Dmapper*. Para el estudio se obtuvieron más de 3.000 ortofotos y 300 imágenes oblicuas con una resolución cercana a los 8 y 10 cm/píxel respectivamente.

2.3 Detección automatizada de chimeneas.

Para la detección automatizada de chimeneas se utilizó una "*red neuronal convolucional*" que detecta objetos en imágenes llamada *You Only Look Once* (YOLOv5). Para su funcionamiento, la red neuronal divide la imagen en regiones, prediciendo cuadros de identificación y probabilidades por cada región, posteriormente las cajas son ponderadas a partir de las probabilidades predichas, y de esta forma el algoritmo aprende representaciones generalizables de los objetos de interés, permitiendo un bajo error de detección para entradas nuevas, diferentes al conjunto de datos de entrenamiento.

2.3.1 Preparación del dataset de entrenamiento.

Inicialmente para preparar el conjunto de datos de entrenamiento es necesario realizar un proceso llamado *etiquetado* o *labeling* de las imágenes, este proceso se realiza a través de un paquete de *Python* llamado *labelImg,* y consiste en delimitar minuciosamente el área del objeto de interés (chimenea) y asignarle una clasificación taxonómica única para cada grupo de objetos que se quiera identificar. En este estudio se utili-

zaron *Chimney* para identificar objetos de interés y *No Chimney* haciendo alusión a aquellos objetos que no son una chimenea, pero que pueden ser fácilmente identificados como tal y generar errores (Postes de luz, ductos de ventilación, tanques de almacenamiento, entre otros.) Finalmente, *labelImg* crea un archivo de tipo XML con toda la información de interés asociada a cada imagen. Al tratarse de una gran cantidad de archivos de este tipo, se creó un código *Python* en *Jupyter Notebook* que permite la gestión y organización de los archivos para su fácil entrada a YOLOv5.

2.3.2 Ejecución del algoritmo.

La ejecución del algoritmo se realiza directamente en la plataforma *Google Colab*, hasta el momento se han realizado 3 pruebas piloto del algoritmo variando la cantidad de datos utilizados, esto con la finalidad de llegar a un número óptimo de imágenes que permita obtener eficiencias de detección significativas (70-80 % de precisión en los objetos identificados), y a su vez disminuya el costo computacional que aumenta al entrenar el algoritmo con una mayor cantidad de imágenes.

2.4 Creación de los Modelos Digitales de Superficie (MDS).

Haciendo uso del set de imágenes original mencionado en la sección 2.2 de este documento, se crearon modelos digitales de superficie (MDS) correspondientes a la zona de estudio, este procedimiento se realiza dividiendo la zona en celdas de 1 ha, para facilitar el procesamiento de los datos a través del software GIS especializado *Agisoft metashape v1.7.3.* La obtención de estos modelos permite identificar características físicas de las chimeneas que las diferencian sobre otros elementos como es el caso de la altura de manera que se puedan contrastar los resultados del algoritmo YOLO v5 con estos modelos de elevación, generando así una herramienta complementaria para el control y eliminación de falsos positivos, es decir, objetos que puedan ser catalogados como elementos de interés (chimeneas) por el algoritmo, pero que realmente no lo sean.

RESULTADOS PRELIMINARES

3.1 Ejecución del algoritmo.

Actualmente se han ejecutado 3 pruebas piloto del algoritmo variando la cantidad de datos utilizados, con la intención de llegar a un número óptimo de imágenes que permita obtener eficiencias de detección significativas (70-80 % de precisión en los objetos identificados), lo anterior se debe al tiempo que supone organizar y procesar los datos para obtener los archivos en los formatos input solicitados por el algoritmo YOLO v5 y a su vez al costo computacional que aumenta al procesar un mayor número de imágenes.

De esta forma en la primera ejecución del algoritmo se utilizaron 150 de las 313 imágenes oblicuas, en la segunda y tercera se utilizaron 250 y 500 de las 3.383 ortofotografías. En estas 3 corridas los resultados arrojaron los porcentajes de detección consignados en la Tabla 1. La variación del porcentaje de identificación efectiva indica que es necesario aumentar el dataset de entrenamiento, razón por la cual actualmente se están organizando pruebas adicionales , generando los archivos input para ejecutar el algoritmo con 750 y 900 ortofotografías para su entrenamiento.

Tabla 1. Resultados de las pruebas iniciales del algoritmo YOLOv5

PRUEBA	IMÁGENES UTILIZADAS	OBJETOS IDENTIFICADOS	CHIMENEAS IDENTIFICADAS	IDENTIFICACION EFECTIVA (%)
1	150	37	10	27
2	250	68	24	35
3	500	76	31	40

Fuente: Elaboración Propia

3.2 Creación de los Modelos Digitales de Superficie (MDS).

Actualmente se avanza en el proceso de creación de los MDS , por el momento se cuenta con el 65% de la zona, es decir, cerca de 84 ha con su respectivo MDS. Se ha manejado una resolución aproximada entre 4-5cm/píxel como se puede apreciar en la Figura 1. Adicionalmente, se encuentran en desarrollo los ejercicios de contraste entre los resultados de las primeras pruebas realizadas con el algoritmo YOLOv5 y la información de elevación obtenida por los MDS.



Figura 1. Modelo Digital de superficie generado.
Fuente: Elaboración Propia

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La identificación y localización de fuentes fijas es un proceso plagado de retos, actualmente, estas son contabilizadas a través de estudios como los inventarios de emisiones, sin embargo, la extensión y condiciones de acceso al territorio usualmente imposibilita el reconocimiento total de estas descargas contaminantes al aire. En este sentido, las instituciones y entidades encargadas han realizado avances en la creación de estrategias para el levantamiento de esta información, adelantando acciones en campo como jornadas de visita y reconocimiento de las áreas de estudio, así como también haciendo uso de los recursos virtuales a través de registros ambientales. A pesar de estos esfuerzos, la no obligatoriedad de entregar esta información por parte de algunas empresas, sumado a la clandestinidad de otras organizaciones, sigue dejando sin contabilizar una cantidad considerable de fuentes fijas de emisión de contaminantes atmosféricos, lo que ocasiona que se tenga una subestimación del impacto de las fuentes de emisión industriales. Este proyecto pretende desarrollar una herramienta computacional que contribuya a la identificación de fuentes fijas industriales, que permita a las entidades ambientales completitud en la información de chimeneas en empresas, lo cual permitirá optimizar el seguimiento y control de estas actividades, adicionalmente, a partir de la definición del área de interés se pretende espacializar y georreferenciar las chimeneas lo que permitirá elaborar inventarios detallados y completos.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, CVC, a través del convenio interadministrativo 036-2021 “Convenio CVC-UNAL para contribuir a la gestión y planificación del recurso aire en los municipios de Palmira y Yumbo en el Valle del Cauca, mediante la actualización de inventarios, la modelación de material particulado y la elaboración del plan de prevención, control y atención de episodios por contaminación del aire”.

REFERENCIAS

Bassi Penteado, P., Covaes Nogarotto. (2022). Inorganic pollution in urban topsoils of Latin American cities.In *Catena* (Vol. 210). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105946

Bergstra, A. D., Been, J. v., & Burdorf, A. (2022). The association of specific industry-related air pollution with occurrence of chronic diseases 209. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112872

Han, C., Li, G., Ding, Y., Yan, F., & Bai, L. (2020). Chimney detection based on faster r-cnn and spatial analysis methods in high resolution remote sensing images. In Sensors (Switzerland) (Vol. 20, Issue 16, pp. 1–12). MDPI AG. https://doi.org/10.3390/s20164353

EVALUACIÓN EXPERIMENTAL DE LAS EMISIONES DE MATERIAL PARTICULADOEN UN VEHÍCULO LIVIANO CON OPERACIÓN DUAL HIDRÓGENO-DIÉSEL

Elkin Ramírez Correa[1], Mauricio Osses[2], Leonardo Bravo [3], German Amador[4]

Palabras clave:

Hidrógeno; diésel; operación dual; contaminantes; superficie activa

INTRODUCCIÓN

Chile se ha comprometido ante las Naciones Unidas para lograr los compromisos adquiridos en el acuerdo de París, referente a lograr la carbono-neutralidad en el año 2050. Para lograr esta meta, una de las principales iniciativas es impulsar la transformación sostenible mediante el desarrollo del hidrógeno verdecomo una tecnología clave para lograr la descarbonización de la matriz energética nacional y global (Ministerio de Energía, Gobierno de Chile, 2022). A finales del 2021, 47% del hidrógeno que se produce a nivel mundial proviene del gas natural, 27% de gasificación de carbón, 22% como subproducto de petróleo y solo 4% por electrolisis del agua, siendo esta ultima la opción verde que genera cero emisiones de GEI (IRENA, 2022). Además de la producción, el hidrógeno tiene muchas otras barreras en cuanto a almacenamiento, distribución y aplicaciones claves para la transición energética (Gisbert & Careaga, 2021). Hasta la fecha, se han encontrado investigaciones experimentales en motores diésel operando en condiciones estacionarias cuyos resultados arrojan una mejora en el desempeño y la reducción de emisiones, (Samuel & McCormick, 2010); (Chaichan, 2015); (Karagöz, 2018); (Sharma & Dhar, 2019); (L. Estrada et al.); (Santos Barreiros, 2022); así como también simulaciones (Osama,2013), (Chintala & Subramanian, 2017), sin embargo, ninguna reporta resultados utilizando condiciones dinámicas en un ciclo de conducción.

Este estudio busca constatar cómo el hidrógeno presenta disminuciones de algunos GEI y el comportamiento del material particulado en pruebas dinámicas en un ciclo de conducción, como un aporte que va orientado a disponer de técnicas de disminución de emisiones provenientes de energéticosde origen fósil y al aprovechando del potencial que tiene Chile con las tecnologías ya existentes.

MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología descrita se refiere a un conjunto de pruebas de emisiones en una camioneta de carga liviana Euro5. A continuación, se describe la metodología de manera detallada:

Vehículo utilizado: Se usó una camioneta de carga liviana Euro5 con las especificaciones que se muestranen la Tabla 1.

1 candidato a Magister en Ciencias de la Ingeniería Mecánica UTFSM, elkin.ramirez@usm.cl

2 académico UTFSM, mauricio.osses@usm.cl

3 candidato a Magister en Ciencias de la Ingeniería Mecánica UTFSM, leonardo.bravoo@sansano.usm.cl

4 Académico UTFM, german.amador@usm.cl

Tabla 1. Información técnica de la camioneta medida.

Parámetros	
Marca	*Mitsubishi*
Modelo	*L200*
Año	*2019*
Motor	*2.4 DOHC common rail TDI (Turbo dieselIntercooler)*
Cilindrada [cc]	*2,442*
Potencia	*152 hp @ 3500 rpm*
Torque	*380 Nm @ 1500-2500 rpm*
Norma de Emisiones	*Euro V*
Tracción	*4x2*
Transmisión	*Mecánica, 6 velocidades*

Condiciones de prueba: Las pruebas se llevaron a cabo en un dinamómetro de chasis expuesto a condiciones ambientales NO controladas. Se cumplió el ciclo de conducción NEDC, que es un ciclo de conducción estandarizado diseñado para evaluar las emisiones y el consumo de combustible de vehículosligeros.

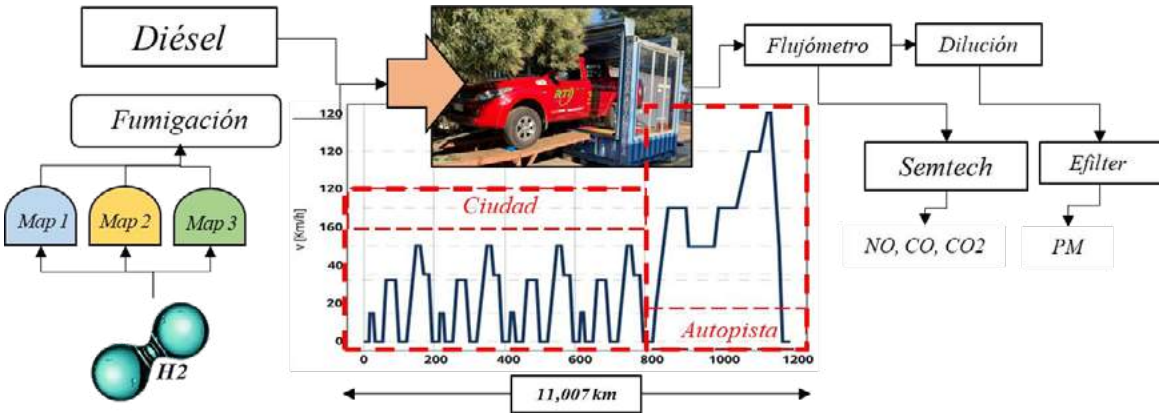


Figura 1. Esquema general de las pruebas realizadas. Fuente: Elaboración propia.

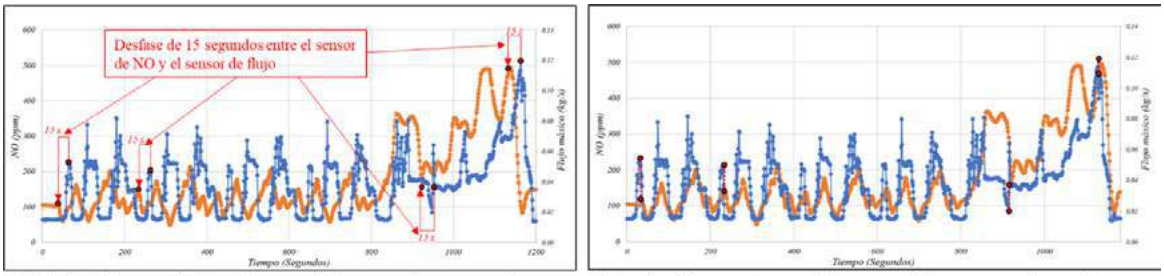
Mediciones de emisiones: Se midieron las emisiones de gases CO, CO2 y NO con el equipo Semtech-D. Asimismo, se midió el material particulado con el conjunto Dilutor-EFilter mediante la técnica de carga por difusión de partículas.

Pruebas: Se realizaron pruebas que consistieron en seguir un ciclo de conducción completo y para cada mapa de sustitución se hicieron 10 pruebas. También se realizaron 10 pruebas para la condición de líneabase.

Sistema de fumigación de H2: El sistema de fumigación de H2 suministra de acuerdo con un mapa que depende del régimen de giro del motor y el acelerador. El mapa 1 aporta menos H2 que el mapa 2, y así mismo este menos que el mapa 3.

Calibración: Se llevó a cabo usando gases patrones con concentraciones conocidas de los gases que se midieron, estos sirvieron como referencia sobre la cual se calibraron los equipos en periodos de entre dosy cuatro mediciones.

Sincronización de flujo: Las mediciones de flujo, gases y material particulado se llevaron a cabo con distintos equipos, los cuales presentan desfase en sus lecturas. Por lo tanto, es necesaria una etapa de sincronización para poder calcular correctamente las emisiones de la camioneta cada segundo.



a) Señales del sensor de NO y del sensor de flujo para la misma prueba.

b) Señales del sensor de NO y del sensor de flujo sincronizadas para la misma prueba.

Figura 2. Sincronización de las señales de contaminantes y la de flujo másico de los gases de escape con distintos medidores.
Fuente: Elaboración propia.

Cálculo del Factor de Emisión: Posterior a la sincronización se puede calcular el índice de emisión de la prueba. El cálculo de las emisiones másicas instantáneas en [g/s] se realiza por medio de la siguiente ecuación, la cual es tomada de REGLAMENTO (UE) 2016/427, Pág. 46-47 (LA COMISIÓN EUROPEA, 2016).

$$m_{gas,i} = u_{gas} \cdot c_{gas,i} \cdot q_{mew,i} \qquad \textit{Ec. 1}$$

Donde $m_{gas,i}$ es la masa del componente "gas" en $[g/s]$ en el segundo i, u_{gas} es una relación entre las densidades del "gas" de escape y la densidad global de escape total obtenidas de la Tabla 2, $c_{gas,i}$ es la concentración en $[ppm]$ obtenido de los analizadores en base humedad y $q_{mew,i}$ es el caudal másico obtenido del flujómetro en $[kg/s]$.

Tabla 2: Valores de u_{gas} de los contaminantes en función del tipo de combustible.

Combustible	***u_{gas} para cada contaminante [gas]***			
	NO	***CO_2***	***CO***	***HC***
Diésel	*0.001586*	*0.001517*	*0.000966*	*0.000482*

Fuente: (LA COMISIÓN EUROPEA, 2016).

El factor de emisión es la sumatoria de las emisiones de cada segundo de un ciclo de conducción dividido por la distancia recorrida, que para el ciclo NEDC son 1,181 segundos y 11.007 km, respectivamente.

$$FE = \frac{(\sum_{i=1}^{i=1181} m_{gas,i})g}{11.007\ km} \qquad \textit{Ec. 2}$$

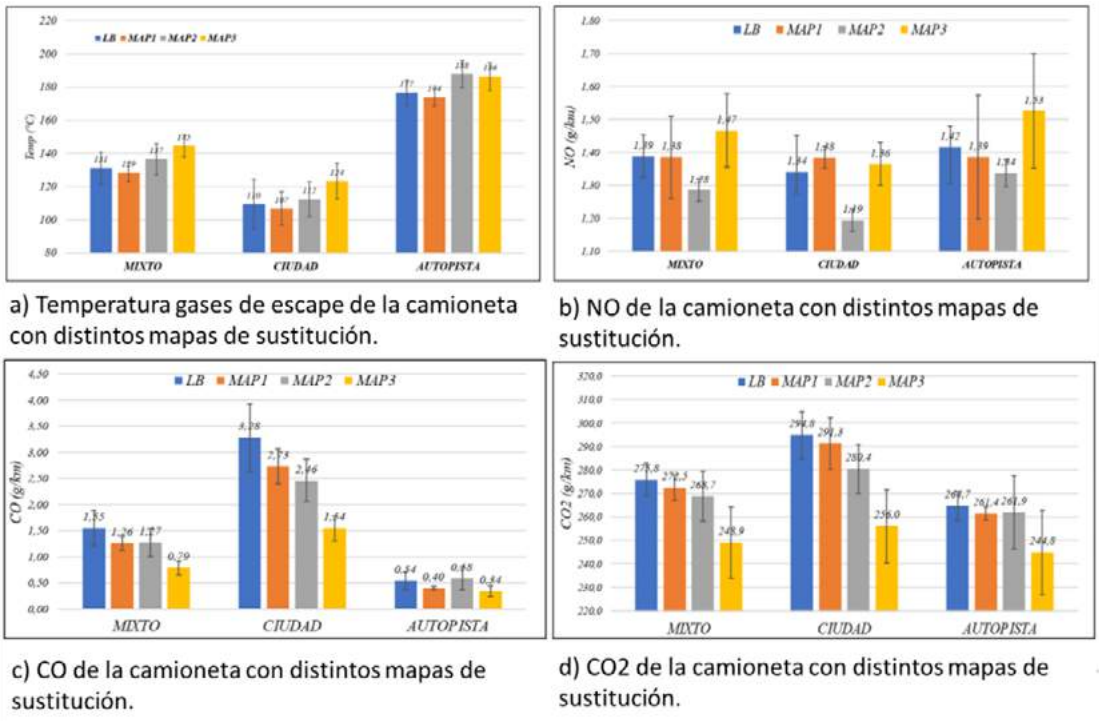
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Temperatura y Gases Contaminantes

Los resultados de las pruebas experimentales realizadas en la camioneta diésel con fumigación de hidrógeno en la admisión de aire indican cambios significativos en las emisiones de gases contaminantes.Se ha observado que el aumento del porcentaje de sustitución de combustible ha llevado a un aumento en la temperatura promedio de los gases de escape, lo que puede conducir a un aumento en las emisiones de partículas (PM) y óxidos de nitrógeno (NO) (Heywood, 2018).

Los datos obtenidos muestran un aumento en la concentración de partículas en todos los mapas, en comparación con la línea base. Este resultado se puede atribuir a la mayor producción de partículas debidoa la combustión incompleta de combustible en la presencia de hidrógeno. Sin embargo, se observó una disminución en la concentración de NO en los mapas 1 y 2, lo que puede ser debido al uso de un sistema de recirculación de gases de escape (EGR), que reduce la cantidad de oxígeno y por ende la formación deNO. En el mapa 3, sin embargo, se observó un aumento en la emisión de NO, lo que indica que el sistemaEGR puede no estar siendo tan efectivo a altos porcentajes de sustitución.

En resumen, la fumigación de hidrógeno puede tener efectos significativos en las emisiones de gases contaminantes, especialmente en la concentración de partículas. Aunque el uso de un sistema EGR puedeayudar a reducir la emisión de NO, su efectividad puede disminuir a altas cargas. Estos hallazgos pueden ser útiles para desarrollar estrategias para reducir las emisiones de motores diésel.



a) Temperatura gases de escape de la camioneta con distintos mapas de sustitución.

b) NO de la camioneta con distintos mapas de sustitución.

c) CO de la camioneta con distintos mapas de sustitución.

d) CO2 de la camioneta con distintos mapas de sustitución.

Figura 3. Temperatura y gases de escape medidos para los mapas de sustitución en las pruebas.
Fuente: Elaboración propia.

En cuanto a las emisiones de CO y CO2, se observó una disminución en ambas emisiones con el aumentodel porcentaje de sustitución de combustible. El CO disminuyó en un 19%, 18% y 49% en los mapas 1, 2 y3 respectivamente, mientras que el CO2 disminuyó en un 1.2%, 2.6% y 9.7% en los mismos mapas. Estos porcentajes variaron entre el tramo de ciudad y el tramo de autopista, con mayores disminuciones de CO2 y CO en el tramo de ciudad y una relación menos clara entre la sustitución y las emisiones en el tramode autopista.

En conclusión, los resultados de las pruebas indican que la fumigación de hidrógeno en un motor Diésel produce cambios significativos en las emisiones de los gases contaminantes, con una disminución general en las emisiones de CO y CO2, una disminución inicial en las emisiones de NO y una disminución en las emisiones de PM contrarrestada por un aumento en la temperatura de los gases de escape. Estos resultados muestran el potencial de la fumigación de hidrógeno como una técnica para reducir las emisiones de los motores Diésel, aunque se deben realizar más pruebas para evaluar su efectividad en una variedad de condiciones ambientales y de conducción.

Material Particulado

El presente estudio encontró que las emisiones de masa de particulado de la camioneta aumentaron conla sustitución del combustible de origen fósil por hidrógeno, presentando un incremento del 60 %, 51 % y38 % para los mapas 1, 2 y 3, respectivamente, en comparación con la línea base. Sin embargo, se observó una ligera disminución en los mapas 2 y 3 en comparación con el mapa 1. Este comportamiento también se presentó al analizar por separado los tramos de ciudad y autopista. En cuanto a la superficie activa (LDSA), no se encontró una relación directa o inversa entre el PM y la sustitución, y en lugar de eso, se observó un aumento y luego una disminución a partir de cierto nivel de sustitución.

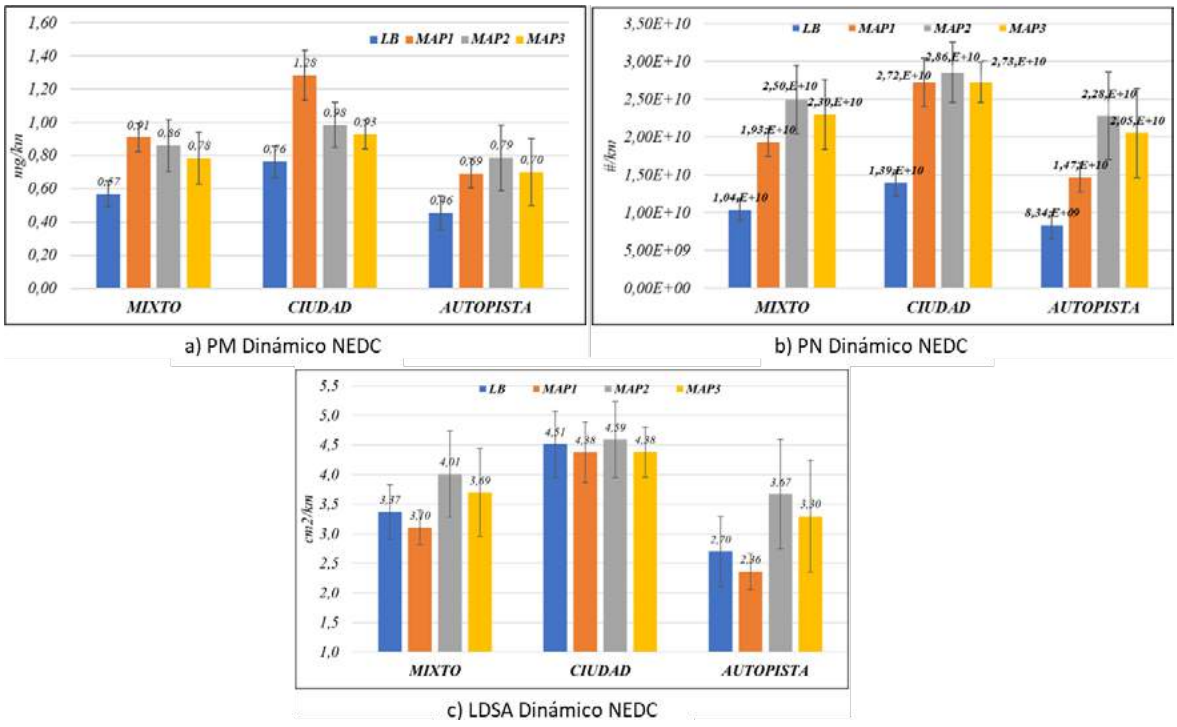


Figura 4. Emisiones de Material particulado para el Ciclo NEDC de la línea base y los 3 mapas de sustitución utilizados.
Fuente:Elaboración Propia.

Cabe destacar que este comportamiento se asemeja a lo encontrado por otros estudios (Chaichan, 2015), pero con la diferencia de que, en este estudio, el grado de inyección no se modificó, ya que la unidad de control del motor de la camioneta no lo permite. Al analizar los resultados de material particulado con los gases contaminantes, se observó que fumigar hidrógeno por la admisión de aire mejora el rendimiento en cuanto a este último, sin embargo, es importante ser consciente de que esta técnica de sustitución del combustible de origen fósil tiene un efecto contraproducente en el particulado, ya que sobre todo para los vehículos diésel, las técnicas de postratamiento han tenido un gran avance en la mitigación del material particulado y sus precursores.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

En Latinoamérica, el transporte de carga pesada todavía depende en gran medida del motor diésel, lo que tiene un impacto significativo en el medio ambiente. Sin embargo, se están desarrollando tecnologías más limpias, como celdas de combustible, *e-fuels* y dual amoniaco, que podrían ayudar a alcanzar la carbono- neutralidad para 2050. Para financiar estos proyectos, se necesita la colaboración entre empresas y académicos, con el apoyo del gobierno para asegurar que estos proyectos tengan un impacto en las políticas públicas. En Chile, el gobierno está apoyando activamente la producción de H2 verde, así como otras tecnologías que buscan aprovechar este recurso. Aunque el H2 puede ser una alternativa viable desde el punto de vista energético y ambiental, es importante tener en cuenta que existen barreras técnicas y económicas que deben ser superadas.

AGRADECIMIENTOS

A ***Empresas RTI*** por proporcionar la camioneta convertida al sistema dual Diésel-Hidrógeno; así como también, por mostrar especial interés en trabajar de la mano de la academia para avanzar como país.

Al proyecto Interno PIM109 de la Universidad Técnica Federico Santa María por los recursos económicos para el financiamiento de los equipos y fungibles comprados, así como por su capacidad técnica, profesional y equipos dispuestos en la Sede ubicada en Viña del Mar, Chile.

Se agradecen también a la Universidad Técnica Federico Santa María por las becas de Arancel de Postgrado, Beca Financiera de Postgrado y Beca de Alimentación.

REFERENCIAS

Armijo, J., & Philibert, C. (2020). Flexible production of green hydrogen and ammonia from variable solarand wind energy: Case study of Chile and Argentina. *International Journal of Hydrogen Energy 45*, 1541 - 1558.

Cecere, D., Giacomazzi, E., & Ingenito, A. (2014). A review on hydrogen industrial aerospaceapplications. *International journal of hydrogen energy 39 (2014)* , 10731 - 10747.

Chaichan, M. T. (2015). The Effects of Hydrogen Addition to Diesel Fuel on the Emitted Particulate Matters. *International Journal of Scientific & Engineering Research, Volume 6, Issue 6, June-2015*, 1081--1087.

Chintala, V., & Subramanian, K. (2017). A comprehensive review on utilization of hydrogen in a compression. *Renewable and Sustainable Energy Reviews 70*, 472–491.

Gisbert, N., & Careaga, I. (30 de 11 de 2021). *HIDRÓGENO: OPORTUNIDADES Y RETOS DE SU CADENA DE VALOR.* Obtenido de https://cicenergigune.com/es/blog/hidrogeno-oportunidades-retos-cadena-valor

IRENA. (2022). Obtenido de https://www.irena.org/

JB., H. (2018). *Internal Combustion Engine Fundamentals, 2nd Edition.* New York: McGraw-Hill.

Karagöz, Y. (2018). Effect of hydrogen addition at different levels onemissions and performance of a diesel engine. *Journal of Thermal Engineering, Vol. 4, No. 2, Special Issue 7pp*, 1780-1790.

LA COMISIÓN EUROPEA. (2016). *Reglamento (UE) 2016/427.*

Ministerio de Energía, Gobierno de Chile. (28 de Abril de 2022). *Chile y la Unión Europea profundizan su cooperación para el desarrollo del Hidrógeno Verde.* Obtenido de https://energia.gob.cl/noticias/nacional/chile-y-la-union-europea-profundizan-su-cooperacion- para-el-desarrollo-del-hidrogeno-verde

Samuel, S., & McCormick, G. (2010). Hydrogen Enriched Diesel Combustion. *SAE International*. Santos Barreiros, R. (2022). Effect on Diesel Engine Performance Parameters Using Hydrogen and Oxygen Produced on Demand. *Energies 2022, 15, 7285; https://doi.org/10.3390/en15197285*, 1-16.

Sharma, P., & Dhar, A. (2019). Effect of hydrogen fumigation on combustion stability and unregulated emissions in a diesel fuelled compression ignition engine. *Applied Energy 253 (2019) 113620*.

DESARROLLO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN DE SENSORES DE BAJO COSTO EN AMBIENTE CONTROLADO

K. Pinzon[1], D. Betancourt[2], D.A. Arias[3], J. Tumialan[4], B. Galvis[5], E. Bernal[6], Oscar M. Casas[7], Sandro F. González[8], Jorge E. Pachón[9].

Palabras clave:

Sensores de bajo costo; calidad del aire; material particulado; sistemas de monitoreo y vigilancia de la calidad del aire; cámara condiciones controladas.

INTRODUCCIÓN

Los Sensores de Bajo Costo (SBC) son equipos para el monitoreo de contaminantes de la atmósfera (tanto sustancias gaseosas como material particulado), que se han surgido recientemente como complemento a los sistemas de monitoreo y vigilancia de la calidad del aire (SMVCA). Los SBC son económicos, portables, de bajo consumo energético y simples de operar (Suárez, 2014) . Los sensores electroquímicos son utilizados en la medición de variables gaseosas (Cano et al., 2017; Jha, 2020), mientras que los sensores ópticos miden el material particulado de acuerdo con características físicas como tamaño y color (Maldonado & Rojas, 2019).

Los SBC requieren ser evaluados y calibrados con equipos de referencia en condiciones controladas o en campo. En el primer caso, se emplean cámaras de prueba con equipos de referencia y fuentes artificiales de gases o partículas. En este caso es posible el control de variables externas como la temperatura y la humedad relativa. En el segundo caso, los SBC son evaluados a partir de su compasión con equipos instalados en SVMCA. En ambos casos se estiman métricas de desempeño entre ambas tecnologías. Sin embargo, pocas veces se evalúa el nivel de interacción del SBC con el usuario, más allá de la apariencia física del sensor, su compatibilidad con equipos celulares y su costo (Feenstra et al., 2019).

Este estudio propone una metodología de evaluación para SBC en condiciones controladas, evaluando métricas de desempeño y de interacción con el usuario.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Identificación de tecnologías de bajo costo

Se identificaron SBC teniendo en cuenta: medición de $PM_{2.5}$ y costo entre 400 y 2800 USD. Se seleccionaron ocho marcas comerciales: Clarity, Modulair-PM, PurpleAir, AirLink, EVA, NuboAir, CanAir.IO y CalidAir. De acuerdo con su costo, los sensores fueron clasificados en gama alta - media (≥250 USD) y baja (≤249 USD).

2.2. Selección de instrumentos de referencia

Se emplearon dos equipos de referencia en las mediciones de $PM_{2.5}$: el PALAS – Fidas 200 como

1 Centro Lasallista de Investigación y Modelación Ambiental, CLIMA. Universidad de La Salle, kpinzon78@unisalle.edu.co

2 Grupo en Automatización, Visión Artificial, Robótica y Control, AVARC. Universidad de La Salle, dbetancourt69@unisalle.edu.co

3 Grupo en Automatización, Visión Artificial, Robótica y Control, AVARC. Universidad de La Salle, daarias48@unisalle.edu.co

4 Grupo en Automatización, Visión Artificial, Robótica y Control, AVARC. Universidad de La Salle, jtumialan@gmail.com

5 Centro Lasallista de Investigación y Modelación Ambiental, CLIMA. Universidad de La Salle, bgalvis@unisalle.edu.co

6 Grupo en Automatización, Visión Artificial, Robótica y Control, AVARC. Universidad de La Salle, ingebernal@ieee.org

7 I&D Calidad de combustibles, Instituto Colombiano del Petróleo, ECOPETROL, oscar.casas@ecopetrol.com.co

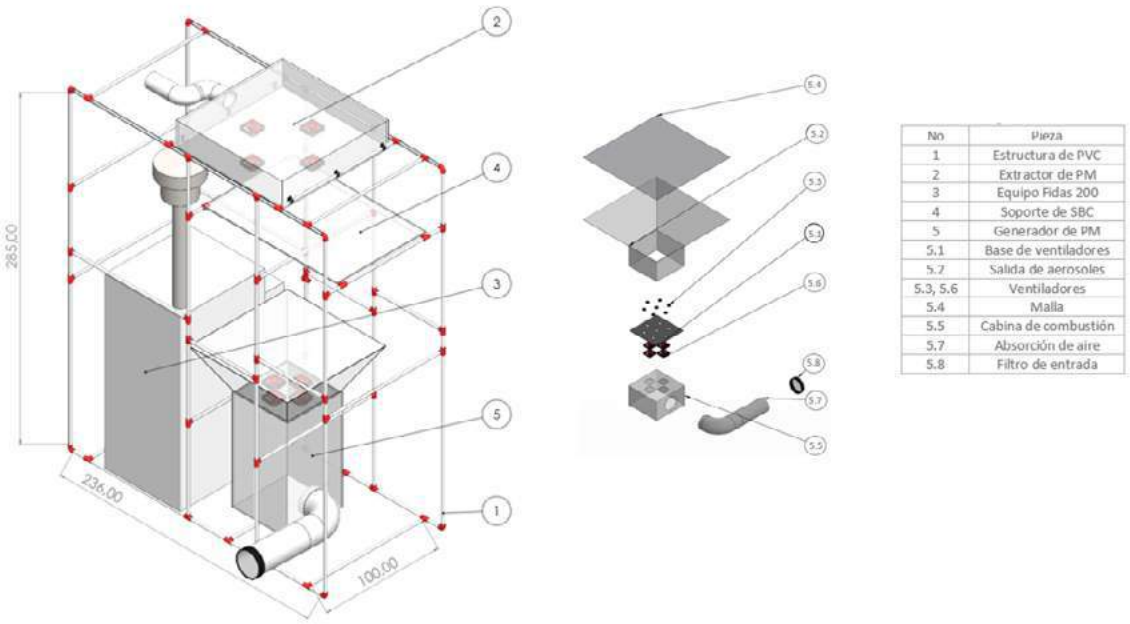
8 I&D Calidad de combustibles, Instituto Colombiano del Petróleo, ECOPETROL, sandro.gonzalez@ecopetrol.com.co

9 Centro Lasallista de Investigación y Modelación Ambiental, CLIMA. Universidad de La Salle, jpachon@unisalle.edu.co

dispositivo óptico de medición de partículas individuales para el control simultaneo de $PM_{2.5}$ y PM_{10} según los estándares Europeos - EU Equivalence Guide GDE (PALAS, 2022); y el DustTrak DRX que mide concentraciones ambientales de $PM_{2.5}$, PM_{10} y PM total mediante dispersión de luz. Las mediciones de estos dos monitores se hicieron comparables con un factor de ajuste obtenido a partir de redes neuronales.

2.3 Diseño y construcción de una cámara en condiciones controladas

Se construyo una cabina aislada con materiales flexibles y económicos como tubos de PVC, plástico y cinta industrial. Dentro de la cámara se ubicó el equipo de referencia y los diferentes SBC. La generación de partículas $PM_{2.5}$ se realizó mediante la quema de varas de incienso. Para garantizar una distribución uniforme del $PM_{2.5}$ se instalaron cuatro ventiladores en la zona de generación que distribuían las partículas generadas y cinco ventiladores en la zona de descarga para la circulación de aire dentro de la cabina. Adicionalmente, se ubicó una malla cedazo con agujeros de tres pulgadas para formar un laminar de aire uniformemente distribuido (Figura 1).



No	Pieza
1	Estructura de PVC
2	Extractor de PM
3	Equipo Fidas 200
4	Soporte de SBC
5	Generador de PM
5.1	Base de ventiladores
5.2	Salida de aerosoles
5.3, 5.6	Ventiladores
5.4	Malla
5.5	Cabina de combustión
5.7	Absorción de aire
5.8	Filtro de entrada

Figura 1. Diseño y partes de la cabina.

2.4 Análisis de datos y estimación de métricas de evaluación

Se estimaron tres métricas de evaluación entre los SBC y los equipos de referencia: exactitud, precisión y linealidad. La exactitud se calculó por medio del error cuadrático medio (RMSE) y el sesgo (BIAS) de acuerdo con las Ecs 1 y 2:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}(V_{i_{ref}} - V_i)^2} \qquad \text{Ecuación 1}$$

$$BIAS = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}(V_{i_{ref}} - V_i) \qquad \text{Ecuación 2}$$

Donde N es el número total de puntos en todas las pruebas, V_{iref} la concentración de PM del equipo profesional y V_i concentración de PM para cada SBC. Para la precisión se midió la concordancia entre repeticiones de la misma propiedad bajo las mismas condiciones (Kang et al., 2022). En este caso se estimó el error relativo (y la des-

viación estándar del error relativo (de acuerdo con las Ecs. 3 y 4. Finalmente, para determinar la linealidad de las mediciones se consideró el valor de regresión lineal (R^2) de acuerdo con la Ec. 5.

$$E_{R_i} = \frac{V_{i_{ref}} - V_i}{V_{i_{ref}}} \times 100\ \% \qquad \text{Ecuación 3}$$

$$E_{R_\sigma} = \sqrt{\frac{1}{N-1}\sum_{i=1}^{N}(E_{R_i} - \overline{E_R})^2} \qquad \text{Ecuación 4}$$

$$R^2 = \frac{\left(\frac{\sum V_i V_{i\_ref}}{N} - \overline{V}\ \overline{V_{ref}}\right)^2}{\left(\frac{\sum V_i{}^2}{N} - \overline{V}^2\right)\left(\frac{\sum V_{i\_ref}{}^2}{n} - \overline{V_{ref}}^2\right)} \qquad \text{Ecuación 5}$$

Se generó el indicador de desempeño como una ponderación de las anteriores métricas (exactitud, precisión y linealidad). Teniendo en cuenta la posibilidad de ajustar las mediciones de los SBC con respecto a las lecturas de referencia, se asignó un peso de 4 a la linealidad, 2 a la precisión, y 1 la exactitud. Se formularon expresiones para normalizar cada una de las métricas (Ecs. 6 – 8). La Ec. 9 presenta el indicador de desempeño con un valor mínimo de 0 y máximo de 7.

$$Exactitud = peso \times \frac{\max(RMSE) - RMSE_{SBC}}{\max(RMSE) - \min(RMSE)} \qquad \text{Ecuación 6}$$

$$Precisión = peso \times \frac{max(E_\sigma) - E_{\sigma SBC}}{max(E_\sigma) - min(E_\sigma)} \qquad \text{Ecuación 7}$$

$$Linealidad = peso \times \frac{R^2_{SBC} - \min(R^2)}{\max(R^2) - \min(R^2)} \qquad \text{Ecuación 8}$$

$$Desempeño = (Exactitud + Precisión + Linealidad) \qquad \text{Ecuación 9}$$

Se definió la interacción de los SBC con el usuario por medio de seis parámetros: i) búsqueda en la plataforma (BG); ii) diseño de la página web (DP); iii) visualización de la información (VI), iv) practicidad de acceso (MM); v) descarga de la información (DI); vi) control y manejo sin capacitación previa (CP). Cada uno de los parámetros fue ponderado (Ec. 10), dándose un mayor valor a los factores (VI) y (DI) dado que son los componentes que emplean con mayor frecuencia los usuarios al acceder en las plataformas. Los usuarios, mediante una encuesta realizada, asignaron una puntuación de 1 a 5 para cada parámetro obteniendo un valor del indicador final (PFSBC) usando la Ec. 11, con un valor máximo de 7 puntos.

$$P = BG + DP + 2\,VI + MM + 2\,DI + CP \qquad \text{Ecuación 10}$$

$$PFSBC = \frac{10 * (PROMEDIO.SI(P;>0) - 12}{40 - 12} \qquad \text{Ecuación 11}$$

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Pruebas de sensibilidad dentro de la cabina

Durante las pruebas en la cámara controlada se alcanzaron concentraciones máximas de $PM_{2.5}$ de 100 a 200 µg/m³ y valores mínimos de 5 a 20 µg/m³. En la Figura 2 se observa un ejemplo de pruebas realizadas con el equipo de referencia PALAS y tres SBC: QuantAQ, Clarity 1 y Clarity 2. Se puede observar, que en general, los SBC reproducen la serie temporal del PALAS con valores subestimados (QuantAQ) o sobrestimados (Clarity). Se evidencio que estas pruebas son valiosas y fácilmente replicables para la evaluación de los SBC, ya que en conjunto la metodología condensa el funcionamiento de los SBC contra instrumentos de grado profesional.

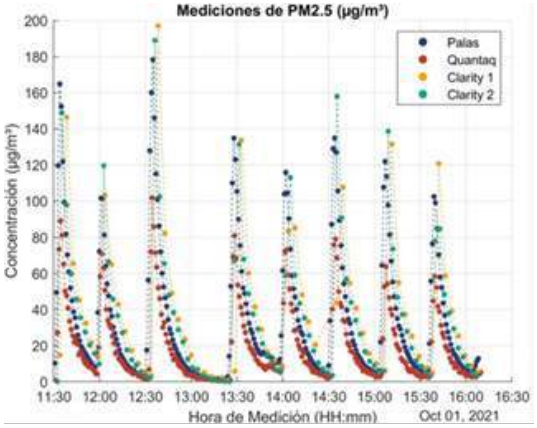


Figura 2. Pruebas de sensibilidad para tres SBC con el equipo profesional PALAS.

3.2. Desempeño de los SBC

Luego de realizar pruebas con equipos de referencia y SBC, se definieron los rangos para estimar cada una de las métricas de evaluación: exactitud, precisión y linealidad (Tabla 1).

Tabla 1. Métricas de desempeño.

Métrica	Criterio	Clasificación					
Exactitud	RMSE	Error bajo		Error medio		Error alto	
		RMSE < 20 µg/m³		20 µg/m³ ≤ RMSE < 40 µg/m³		RMSE ≥ 40 µg/m³	
	BIAS	Subestimación Alta	Subestimación Media	Subestimación Baja	Sobrestimación Baja	Sobrestimación Media	Sobrestimación Alta
		BIAS < −30 µg/m³	−30 µg/m³ ≤ BIAS < −15 µg/m³	−15 µg/m³ ≤ BIAS < 0 µg/m³	0 µg/m³ ≤ BIAS < 15 µg/m³	15 µg/m³ ≤ BIAS < 30 µg/m³	BIAS > 30 µg/m³
Presión	Error relativo	Precisión Alta		Precisión Media		Precisión Baja	
		$E_{R\sigma}$<25 %		25 % ≤ $E_{R\sigma}$<50%		$E_{R\sigma}$≥50 %	
Linealidad		Linealidad Alta		Linealidad Media		Linealidad Baja	
		0.9≤R^2<1		0.8≤R^2<0.9		R^2<0.8	

3.3. Clasificación de SBC

De acuerdo con la clasificación por indicadores (Tabla 2) para los sensores de gama alta y media sobresalen con mayor calificación los sensores Modulair-PM, Clarity y NuboAir. Con una menor calificación (<10) están CalidAir PM+Gases, EVAs y PurpleAir. Para los sensores de gama baja la mejor calificación la obtuvo AirLink. Los sensores CalidAirPM y Canair.io fluctúan entre calificaciones bajas y altas.

Tabla 2. Clasificación de SBC.

Gama	Sensor	Exactitud (E)	Precisión (P)	Linealidad (L)	Desempeño (E+P+L)	Interacción	Total
Gama alta y media	Modulair 0075	1,00	1,94	3,41	6,38	7	13,3
	Clarity A431GG69	0,80	1,76	2,14	4,71	6,3	11,01
	NuboAir	0,69	2,00	2,42	5,11	5,8	10,91
	Clarity ANJPMWYY	0,75	1,76	1,75	4,27	6,3	10,57
	Clarity AN92S2XQ	0,79	1,71	1,29	3,80	6,3	10,1
	Clarity A3050YJL	0,90	1,76	0,83	3,49	6,3	9,79
	CalidAir PM+GAS 1	0,69	1,82	3,42	5,93	3,8	9,73
	CalidAir PM+GAS 2	0,63	1,79	3,50	5,92	3,8	9,72
	EVA 1	0,93	1,75	3,60	6,28	2,9	9,18
	EVA 2	0,94	1,77	3,21	5,92	2,9	8,82
	PurpleAir	0,01	1,47	1,06	2,54	3,7	6,24

Gama baja	AirLink	0,84	1,72	2,55	5,11	7	12,11
	CalidAir PM (H) 7	0,80	1,96	3,44	6,21	3,8	10,01
	CalidAir PM (H) 6	0,72	1,96	3,23	5,91	3,8	9,71
	Canair.io5796	0,31	0,01	2,12	6,46	3	9,46
	CalidAir PM 5	0,87	1,70	2,94	5,50	3,8	9,3
	CalidAir PM 2	0,89	1,68	2,93	5,49	3,8	9,29
	Canair.io50AA	0,42	1,99	3,80	6,20	3	9,2
	CalidAir PM 1	0,91	1,88	2,58	5,38	3,8	9,18
	CalidAir PM 4	0,88	1,65	2,80	5,33	3,8	9,13
	Canair.io4F6E	0,49	1,96	3,67	6,12	3	9,12
	CalidAir PM (H) 8	0,43	1,98	2,29	4,71	3,8	8,51
	CalidAir PM 3	0,82	1,63	1,53	3,98	3,8	7,78
	Canair.io539A	0,25	0,73	2,06	2,42	3	5,42

El desempeño de los SBC sugiere que logran medir concentraciones de $PM_{2.5}$ que se pueden presentar en condiciones ambiente con un desempeño aceptable en precisión y linealidad, las cuales se pueden mejorar por medio de ecuaciones de calibración individualmente de acuerdo con los resultados de cada SBC.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El estudio de SBC y su contexto de aplicación, permite identificar e incentivar la medición de calidad de aire con tecnologías costo-eficientes, generar el fortalecimiento de capacidades locales y la apropiación social del conocimiento en ciudades como Bogotá. Estas tecnologías también permiten involucrar no solo a las autoridades distritales, si no que se consolida como un instrumento de gobernanza de calidad de aire, al ser practico para cualquier ciudadano interesado en consolidar una red colaborativa de monitoreo de calidad de aire con colegios, universidades, ancianatos y entre otras instituciones.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por ECOPETROL S.A. en el desarrollo del Convenio No. 3041059 con la Universidad de La Salle. Agradecemos la colaboración del Centro Tecnológico de Ambiente y Sostenibilidad – CTAS de la Facultad de Ingeniería.

REFERENCIAS

Cano, L., Luna, A. & Talavera, Á. (2017). Uso de sensores electroquímicos de bajo costo para el monitoreo de la calidad del aire en el distrito de San Isidro - Lima – Perú.

Feenstra, B., Papapostolou, V., Hasheminassab, S., Zhang, H., Boghossian, B. der, Cocker, D. & Polidori, A. (2019). Performance evaluation of twelve low-cost PM2.5 sensors at an ambient air monitoring site. Atmospheric Environment, 216, 116946. https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2019.116946

Jha, R. K. (2020). Air Quality Sensing and Reporting System Using IoT. 2020 Second International Conference on Inventive Research in Computing Applications (ICIRCA), 790–793. https://doi.org/10.1109/ICIRCA48905.2020.9182796

Kang, Y., Aye, L., Ngo, T. D. & Zhou, J. (2022). Performance evaluation of low-cost air quality sensors: A review. Science of The Total Environment, 818, 151769. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.151769

Maldonado, A. & Rojas, N. (2019). Propuesta de Bajo Costo Para El Monitoreo de Material Particulado $PM_{2.5}$ y PM_{10} en Tiempo Real en la Univer-

sidad El Bosque, Bogotá. Universidad del Bosque.

PALAS. (2022). Fidas® 200 S - Product Lines - Palas. https://www.palas.de/en/product/fidas200s

Suarez, C. (2014). Implementación de una red de sensores inalámbricos y base de datos para medición de variables medioambientales utilizando dispositivos Android. https://repositorio.uniandes.edu.co/bitstream/handle/1992/16365/u686530.pdf?sequence

EVALUACIÓN DE SENSORES DE BAJO COSTO PARA EL MONITOREO DE $PM_{2.5}$ EN EL VALLE DE ABURRÁ

Jenny Rocío Ríos Martinez[1], Yris Olaya Morales[2]

Palabras clave:

Sensores de bajo costo; material particulado; calidad de datos; calibración de sensores.

INTRODUCCIÓN

Los sensores de bajo costo (SBC) para el monitoreo de contaminación de aire se están convirtiendo en una herramienta cada vez más popular para medir la calidad del aire en diferentes entornos, ya que son más accesibles y fáciles de usar que los dispositivos de alta calidad utilizados por las agencias gubernamentales (Morawska et al., 2018; Rai et al., 2017). Sin embargo, es importante evaluar su desempeño en el campo para garantizar su precisión y confiabilidad en diferentes aplicaciones de uso, tales como en proyectos de ciencia ciudadana, para brindar información y educación a la comunidad, complementar redes de monitoreo, entre otros (Karagulian et al., 2019; Tagle et al., 2020)

La evaluación del desempeño de los SBC se puede realizar en laboratorio o en campo mediante la comparación de los datos recogidos por los SBC con los datos recogidos por dispositivos de uso regulatorio (Fanti et al., 2021) (NGMS. Esto permite determinar características en los SBC como completitud de datos, precisión y exactitud en las mediciones realizadas(Lee et al., 2020; Wang et al., 2015).

Este estudio compara el desempeño de tres diferentes SBC para el monitoreo de material particulado en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá Dylos DC 1700-PM (Dylos Corporation, 2022), CanairIO (CanAirIO, 2021) y Unloquer (Valencia & Fonseca, 2019) durante un periodo de 8 semanas junto a un equipo de referencia de la red de Monitoreo Siata. Los resultados indican una mejor respuesta del modelo random forest (RF) comparado con regresión lineal.

MÉTODOS

La campaña de calibración de los SBC se realizó desde el 18 mayo hasta el 15 de julio de 2021 en la estación de monitoreo SIATA I.E. Concejo de Itagüí. Se ubicaron tres dispositivos Dylos DC 1700-PM, siete dispositivos CanairIO y diez dispositivos Unloquer junto al equipo de referencia BAM 1020 (Met One Instruments Inc, 2021) para medir PM2.5, de donde se obtuvieron datos por minuto y por hora. CanairIO y Unloquer son iniciativas de ciencia ciudadana que han diseñado y desarrollado dispositivos de monitoreo usando sensores de bajo costo para el monitoreo del PM2.5 (Mahajan et al., 2022). CanairIO utiliza el sensor Sensirion SPS30 y Unloquer el sensor Plantower PMS7003.

El desempeño de los SBC se puede desarrollar evaluando diferentes características de los dispositivos como los son la precisión, la exactitud, la respuesta lineal y completitud de datos (Kang et al., 2022; Lewis et al., 2016; Williams et al., 2014).

Exactitud: evalúa la calidad de los datos al comparar las mediciones de los SBC con un valor de referencia. Esto le permite determinar qué tan cerca están las lecturas del sensor del valor real. Se puede medir usando métricas como el coeficiente de correlación de Pearson y el RMSE.

Precisión: se refiere a la consistencia de las lecturas de los SBC. Si un dispositivo es exacto, producirá la misma lectura cada vez que se utilice

1 Departamento de Ciencias de la Computación y la Decisión, Universidad Nacional de Colombia, jrriosm@unal.edu.co

2 Departamento de Ciencias de la Computación y la Decisión, Universidad Nacional de Colombia, yolayam@unal.edu.co

en las mismas condiciones. La dispersión de los datos se puede medir con la desviación estándar o la varianza.

Linealidad: La linealidad de un SBC es una medida de qué tan cerca su salida sigue una línea recta. Un sensor con alta linealidad producirá una salida consistente en un rango de valores de entrada, mientras que un sensor con baja linealidad puede no ser tan consistente. Se puede medir con el intercepto y la pendiente de la ecuación lineal.

Completitud de datos: se refiere a la cantidad de datos de los SBC que se obtuvieron con respecto a la cantidad esperada. Esta característica se puede medir con el porcentaje de datos perdidos o inválidos.

1.1 Modelos de Machine Learning

Los métodos de aprendizaje aoutomático o aprendizaje de máquinas son métodos de aprendizaje estadístico desarrollados para analizar grandes conjuntos de datos con el objetivo de identificar patrones y hacer predicciones. Los métodos de aprendizaje automático hacen suposiciones mínimas sobre el proceso de generación de datos. A medida que las capacidades predictivas de los algoritmos de aprendizaje automático superan a los modelos estadísticos, los modelos de aprendizaje automático se utilizan cada vez más para la calibración de LCS.

Los métodos de aprendizaje automático se clasifican con frecuencia como supervisados, cuando el aprendizaje del modelo se guía mediante variables de salida, y aprendizaje no supervisado, cuando no hay variables de salida para guiar el aprendizaje y el objetivo del modelo es identificar patrones.

La calibración del sensor de bajo costo se basa en los datos recopilados y comparados con un instrumento de referencia. Por lo tanto, los métodos de calibración para LCS son métodos de aprendizaje supervisado. Los modelos de aprendizaje automático también se clasifican como paramétricos, cuando asumen una forma funcional para el modelo con un conjunto fijo de parámetros que se estimarán a partir de los datos, y no paramétricos cuando el modelo encuentra la forma funcional que mejor se ajusta a los datos.

1.2 Bosque aleatorio (RF)

Un modelo RF es un algoritmo de aprendizaje automático para resolver problemas de regresión o clasificación (Breiman, 2001). Funciona mediante la construcción de un conjunto de árboles de decisión utilizando un conjunto de datos de entrenamiento; el valor medio de ese conjunto de árboles de decisión se usa para predecir el valor de los nuevos datos de entrada. La figura 1 presenta los pasos para desarrollar un modelo de bosque aleatorio en el que el usuario especifica el número máximo de árboles que componen el bosque. RF utiliza el algoritmo de embolsado para construir los árboles de decisión. El embolsado (agregación de arranque) muestrea aleatoriamente las observaciones y sus características de predicción con un reemplazo de un conjunto de datos de entrenamiento (el muestreo con reemplazo se puede definir como un muestreo aleatorio que permite que las unidades de muestreo ocurran más de una vez). El tamaño de los subconjuntos es el mismo que el tamaño del conjunto original.

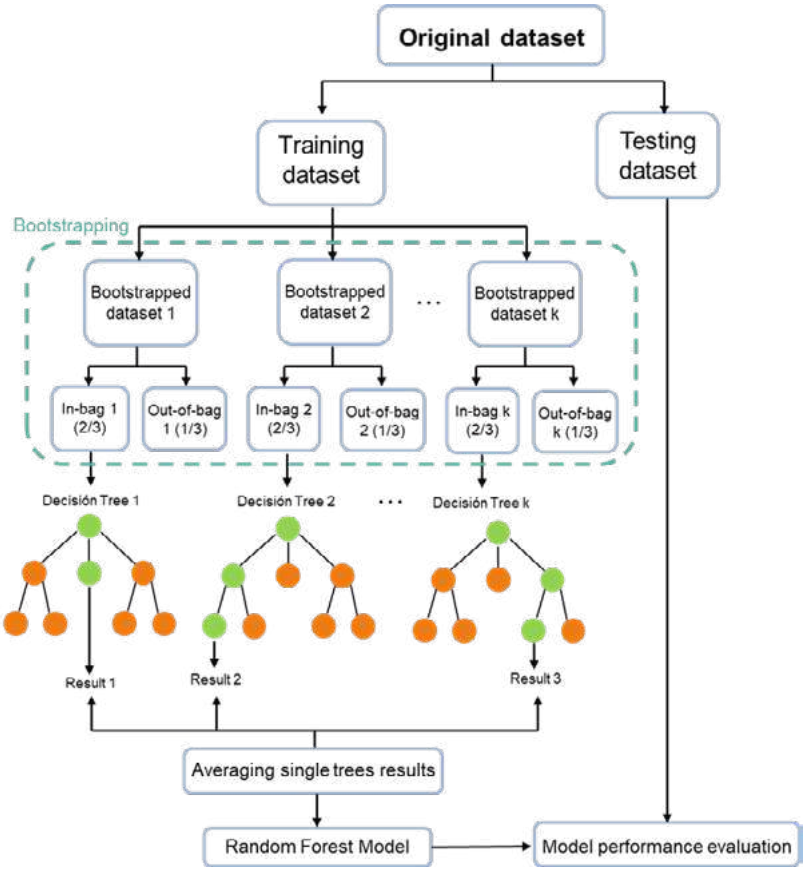


Figura 1. Pasos de Bosque aleatorio según (Zimmerman et al., 2018) y (Rodriguez-Galano et al., 2012).

1.3 Metricas de evaluación de modelos

Para evaluar los modelos de calibración del sensor, se pueden utilizar las siguientes métricas: Coeficiente de determinación (R2) para medir la correlación, Sesgo medio normalizado (MNB) para medir el sesgo del sensor, Error absoluto medio (MAE), Error cuadrático medio (RMSE) , como se presenta en las siguientes ecuaciones:

$$MNB = \frac{\sum_{i=1}^{n}\left(c_{estimated,i} - c_{true,i}\right)}{\sum_{i=1}^{n}\left(c_{true,i}\right)}$$

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^{n}\left|c_{estimated,i} - c_{true,i}\right|}{n}$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}\left(c_{estimated,i} - c_{true,i}\right)^2}{n}}$$

RESULTADOS

La evaluación de SBC se realiza con tres diferentes referencias de dispositivos que fueron sometidos a las mismas condiciones ambiente y por un mismo periodo de tiempo, que para este estudio fue de 58 días. Cada SBC toma medidas de $PM_{2.5}$ por minuto. Los resultados evidencian que el alto porcentaje de datos perdidos, por lo tanto, fue necesario descartar resultados de un Dylos (70% datos perdidos) y dos CanairIO (86 y 30 % datos perdidos). Por otro lado, los diez SBC Unloquer presentaron datos perdidos entre 20-30%. Con respecto a los resultados de exactitud, se encontraron valores de coeficiente de correlación de Pearson que oscilan entre 0.4-0.6 entre los SBC y BAM 1020. Los resultados de precisión indican buena consistencia entre SBC de la misma referencia con rangos de desviación estándar entre 5-12 µg/m^3. Con respecto a los resultados de calibración, el modelo RF presenta valores de coeficiente de correlación de Pearson que oscilan entre 0.5-0.7.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El problema de contaminación de aire es de principal importancia en los mayores centros urbanos. Autoridades reguladoras como las Agencias de Protección Ambiental (EPA) y los legisladores en muchos países han respondido estableciendo redes de monitoreo de la calidad del aire y políticas para reducir exposición personal a la contaminación del aire (Hofman et al., 2022) Kunak. Sin embargo, en los últimos años ha habido un crecimiento constante en el uso de SBC para monitorear la calidad de aire, en especial en proyectos de ciudadanos científicos donde la comunidad tiene un papel importante no solo en la generación de nuevo conocimiento, sino en la participación ciudadana en la toma de decisiones(Mahajan et al., 2020).

La evaluación del desempeño de los SBC costo para monitorear la contaminación del aire puede tener importantes implicaciones políticas, ya que estos dispositivos pueden ser usados para asistir en la toma de decisiones y el planteamiento de nuevas regulaciones relacionadas con la calidad del aire (Mahajan et al., 2022). Sin embargo, las limitaciones de estos sensores en términos de exactitud y precisión pueden afectar su capacidad para reflejar el estado real de la calidad del aire en un lugar determinado (Williams et al., 2014). Aunque existen estuios que evaluaan el desempeño de los SBC en laboratorio (Bulot et al., 2020; Wang et al., 2015) es importante también conocer y evaluar el desempeño de dichos dispositivos en ambientes urbanos en Colombia. Es por esta razón que es importante el estudio del desempeño de los SBC cuando son usados en aplicaciones urbanas de tipo no regulatorio.

BIBLIOGRAFÍA

Bulot, Russell, H., Rezaei, M., Johnson, M., Ossont, S., Morris, A. K. R., Basford, P. J., Easton, N. H. C., Foster, G. L., Loxham, M., & Cox, S. J. (2020). Laboratory Comparison of Low-Cost Particulate Matter Sensors to Measure Transient Events of Pollution. *Sensors*, *20*(8), 2219. https://doi.org/10.3390/s20082219

CanAirIO. (2021). *CanAirIO*. Citizen network for monitoring air quality. https://canair.io/index.html

Dylos Corporation. (2022, octubre 10). *Dylos Corporation. Air quality monitoring innovation.* http://www.dylosproducts.com/

Fanti, G., Borghi, F., Spinazzè, A., Rovelli, S., Campagnolo, D., Keller, M., Cattaneo, A., Cauda, E., & Cavallo, D. M. (2021). Features and Practicability of the Next-Generation Sensors and Monitors for Exposure Assessment to Airborne Pollutants: A Systematic Review. *Sensors*, *21*(13), Art. 13. https://doi.org/10.3390/s21134513

Hofman, J., Peters, J., Stroobants, C., Elst, E., Baeyens, B., Van Laer, J., Spruyt, M., Van Essche, W., Delbare, E., Roels, B., Cochez, A., Gillijns, E., & Van Poppel, M. (2022). Air Quality Sensor Networks for Evidence-Based Policy Making: Best Practices for Actionable Insights. *Atmosphere*, *13*(6). Scopus. https://doi.org/10.3390/atmos13060944

Kang, Y., Aye, L., Ngo, T. D., & Zhou, J. (2022). Performance evaluation of low-cost air quality sensors: A review. *Science of The Total Environment*, *818*, 151769. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151769

Karagulian, F., Barbiere, M., Kotsev, A., Spinelle, L., Gerboles, M., Lagler, F., Redon, N., Crunaire, S., & Borowiak, A. (2019). Review of the Performance of Low-Cost Sensors for Air Quality Monitoring. *Atmosphere*, *10*(9), 506. https://doi.org/10.3390/atmos10090506

Lee, H., Kang, J., Kim, S., Im, Y., Yoo, S., & Lee, D. (2020). Long-Term Evaluation and Calibration of Low-Cost Particulate Matter (PM) Sensor. *Sensors*, *20*(13), 3617. https://doi.org/10.3390/s20133617

Lewis, A. C., Lee, J. D., Edwards, P. M., Shaw, M. D., Evans, M. J., Moller, S. J., Smith, K. R., Buckley, J. W., Ellis, M., Gillot, S. R., & White, A. (2016). Evaluating the performance of low cost chemical sensors for air pollution research. *Faraday Discussions*, *189*, 85-103. https://doi.org/10.1039/C5FD00201J

Mahajan, S., Chung, M.-K., Martinez, J., Olaya, Y., Helbing, D., & Chen, L.-J. (2022). Translating citizen-generated air quality data into evidence for shaping policy. *Humanities and Social Sciences Communications*, *9*(1), Art. 1. https://doi.org/10.1057/s41599-022-01135-2

Mahajan, S., Kumar, P., Pinto, J. A., Riccetti, A., Schaaf, K., Camprodon, G., Smári, V., Passani, A., & Forino, G. (2020). A citizen science approach for enhancing public understanding of air pollution. *Sustainable Cities and Society*, *52*, 101800. https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101800

Met One Instruments Inc. (2021). *BAM 1020 Continuous Particulate Monitor*. https://metone.com/wp-content/uploads/2019/10/BAM-1020-1.pdf

Morawska, L., Thai, P. K., Liu, X., Asumadu-Sakyi, A., Ayoko, G., Bartonova, A., Bedini, A., Chai, F., Christensen, B., Dunbabin, M., Gao, J., Hagler, G. S. W., Jayaratne, R., Kumar, P., Lau, A. K. H., Louie, P. K. K., Mazaheri, M., Ning, Z., Motta, N., … Williams, R. (2018). Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: How far have they gone? *Environment International*, *116*, 286-299. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.018

Rai, A. C., Kumar, P., Pilla, F., Skouloudis, A. N., Di Sabatino, S., Ratti, C., Yasar, A., & Rickerby, D. (2017). End-user perspective of low-cost sensors for outdoor air pollution monitoring. *Science of The Total Environment*, *607-608*, 691-705. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.266

Tagle, M., Rojas, F., Reyes, F., Vásquez, Y., Hallgren, F., Lindén, J., Kolev, D., Watne, Å. K., & Oyola, P. (2020). Field performance of a low-cost sensor in the monitoring of particulate matter in Santiago, Chile. *Environmental Monitoring and Assessment*, *192*(3), 171. https://doi.org/10.1007/s10661-020-8118-4

Valencia, J.-C., & Fonseca, O. (2019). *AIR POLLUTION, CITIZEN DATA COLLECTIVES AND COMMUNICATION AGENDA SETTING IN COLOMBIA*. 33-43. https://doi.org/10.2495/AIR190041

Wang, Y., Li, J., Jing, H., Zhang, Q., Jiang, J., & Biswas, P. (2015). Laboratory Evaluation and Calibration of Three Low-Cost Particle Sensors for Particulate Matter Measurement. *Aerosol Science and Technology*, *49*(11), 1063-1077. https://doi.org/10.1080/02786826.2015.1100710

Williams, R., Kilaru, V., Snyder, E., Kaufman, A., Dye, T., Rutter, A., Russell, A., & Hafner, H. (2014). *Air Sensor Guidebook*. https://www.epa.gov/air-sensor-toolbox/how-use-air-sensors-air-sensor-guidebook

DECARBONIZATION OF TRANSPORT FLEETS: CARBON CREDITS AS AN ALTERNATIVE TO FINANCE IT

Oscar S. Serrano-Guevara[1], José I. Huertas[1]

Keywords:
carbon credits; fleet transport; fuel consumption; CO2 emissions; decarbonization.

ABSTRACT

Heavy-duty vehicles (HDVs) account for a quarter of carbon dioxide (CO2) emissions in the transportation sector, due to their reliance on fossil fuels, such as diesel. This generates the emission of high levels of criteria pollutants as well as greenhouse gases (GHG), so it is important to seek and implement low-carbon technologies to decarbonize the sector. Carbon offset projects focused on freight transport represent a large area of alternative financial opportunities in the sector.

This work evaluates the possible strategies to reduce greenhouse gas emissions through the use of alternative fuels and improvement of efficiency of internal combustion engines and certify such reduction in the international carbon market.

The emissions avoided from these actions in a fleet of 3,800 HDVs were calculated using the AMS-III.S methodology of the Clean Development Mechanism. Different alternatives or reduction strategies were proposed and projected in medium-term scenarios (10 years) in order to determine the feasibility of this proposal.

It was found that the total amount of GHG emissions can be reduced by up to 7% each year. With a certification through The Gold Standard, the total amount of money derived from the project activity works out to USD 38 million over ten years.

A total-cost ownership analysis (TCO) was performed in order to quantify how these actions can finance these strategies, as well as establish a guide on how to achieve a successful reduction of CO2 emissions and other greenhouse gases in the sector.

Finally, the recommendation is to emphasize on these actions in order to obtain a faster and more effective decarbonization of the sector.

INTRODUCTION

Around 14.2% of the global greenhouse gas emissions (GHG) in the world come from the transportation sector. Passenger vehicles are the largest contributors (45%), followed by heavy duty vehicles (29%) and international and domestic aviation (12%). Mexico occupies the 9th place in the world in terms of GHG emissions in the transportation sector, with emissions of 148 million tons of CO2 each year (Ruiz et al., 2022).

Despite the small fraction of Heavy-Duty vehicles (HDV) with respect to the total number of road vehicles, HDVs represent a quarter of CO_2 emissions of the transport sector (IEA, 2017) due to their high dependence on high-greenhouse gas emitting fossil fuels, such as diesel. This generates the emission of high levels of criteria pollutants such as carbon monoxide (CO), nitrogen oxide (NOx) and particulate matter (PM), as well as greenhouse gases (GHG), mainly carbon dioxide (CO_2), methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O). Therefore, it is important to seek and implement low-carbon technologies to start decarbonizing the sector, to reach the 45% emission reduction goal proposed in the Paris Agreement (Fontaras et al., 2017)

1 Energy and Climate Change Research Group, School of Engineering and Science, Tecnologico de Monterrey, Monterrey, Mexico

With the objective of meeting the goals of reducing GHG emissions and in the long-term achieving a total decarbonization of the sector, companies and governments establish actions that help to progressively meet them, mainly the electrification of the sector is highlighted, as well as the use of alternative fuels. and the improvement of energy efficiency in internal combustion engines (ICCT, 2020; NREL, 2020).

Additionally, the actors seek how to finance these actions, sometimes governments offer tax incentives in order to speed up the processes, on other occasions low-interest loans or credits are accessed with the support of institutions that seek to comply with those goals. From this point of view, we propose accessing the carbon credit market for reducing greenhouse gas emissions in transport, and with the amount of credits granted (reduced emissions sold in this market (DfT, 2021)), partially finance these decarbonization strategies.

MATERIALS AND METHODS

2.1 Transportation fleet

A transport fleet of approximately 3,800 freight transport vehicles that cover the entire Mexican territory was analyzed. These vehicles are categorized as T3 (Semi-articulated truck with three axles) according to the Ministry of Communications and Transportation SCT, 2017). 94% of them use diesel and the remaining 6% Compressed Natural Gas (CNG) as fuel. The average age of the transportation fleet is 3.8 years; thus, their vehicles are within their useful life. Figure 1. shows model year and fuel of the vehicles of this fleet. Additionally, most of these vehicles correspond to Manufacturer Kenworth, and use Cummins ISX engine for diesel case, and Cummins ISN 12N for CNG.

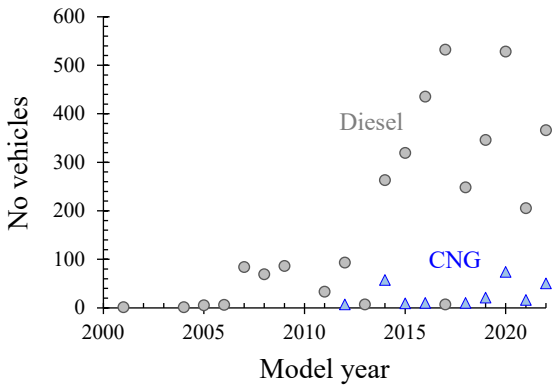


Figure 1. Number of vehicles by fuel of the transportation fleet.

2.2 Greenhouse gases estimation

The CO2 equivalent emissions were calculated according to the different properties of the used fuels given by local authorities, among them the lower heating value (LHV), density (ρ), and composition, i.e., the main gases present in natural compressed gas. According to IPCC, methane (CH4), and Nitrous oxide (N2O) have a global warming potential (GWP) equivalent to 28 and 265 times that of CO2 (IPCC, 2014). The United Nations Clean Development Mechanism (CDM) Methodology Booklet in the AMS III.S methodology indicates that the carbon present in the fuel is expelled as CO2 after a combustion process (United Nations, 2012). In this way and applying the GWP of the other GHGs, the equivalent CO2 emissions (CO2eq) can be calculated.

According to (Serrano-Guevara et al., 2023) per each liter of diesel, 3.42 kg CO2eq are emitted to the environment. For the case of CNG and electricity, a reference unit is used, in this case equivalents liters of diesel (DEL). In this work, authors determined that 1.06 sm3 of CNG and 5.57 kWh of electricity are equal to 1 DEL. Under this interpretation and analysis, per one DEL of CNG, and electricity, 2.76 and 1.97 kg CO2eq are emitted, respectively.

2.3 Total cost of ownership

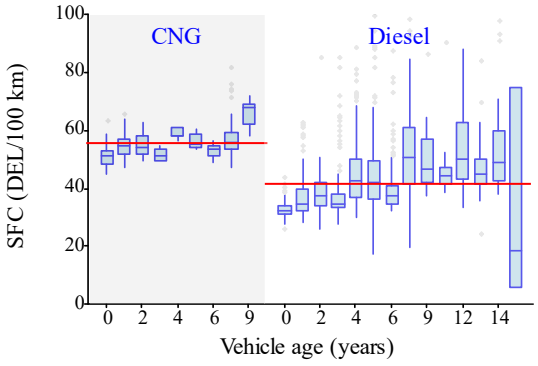
A traditional total cost of ownership (TCO) was applied for the different vehicle technologies available in the market (electric, diesel, and CNG), in order to look for the most affordable strategy to maximize the reduction of GHG emissions, and therefore increase the generation of generated carbon credits. This kind of analysis measures the true cost of a vehicle (USD/km), including all associated expenses like acquisition, initial investment, insurance, fuel costs, penalties, maintenance, loans, interest rates, taxes, among others (Huertas et al., 2022). For the application of HDV in Mexico, the TCO for diesel, CNG, and Electric vehicles is 0.52, 0.46, and 0.67 USD/km, respectively.

RESULTS

3.1 Fuel energy efficiency

The fleet management team of the aforementioned transport company, helped us to determine the baseline of energy efficiency, where we highlight that the specific fuel consumption, given in DEL/100 km, is 15-20% higher for CNG vehicles, as shown in figure 2.a. Even though CNG has a lower emission factor than diesel (given in section 2.2), using this alternative fuel could not be contributing to reducing greenhouse gas emissions, as shown in figure 2.b. Weighted average of SFC for diesel vehicles (44 DEL/100km) is above national average (40.3 DEL/100 km) determined in (Serrano-Guevara et al., 2023)

a.



b.

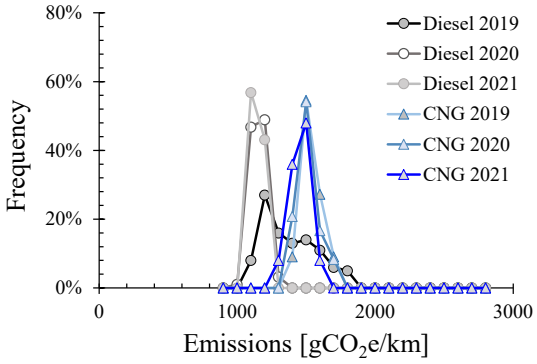


Figure 2. Fuel energy efficiency and equivalent CO2 emissions baseline for transportation fleet.

According to these results, diesel and CNG vehicles can emit up to 1.2 kg CO_{2eq} and 1.5 kg CO_{2eq} respectively, per traveled kilometer. With this, we highlight that the energy efficiency of CNG vehicles must be improved to achieve the objective of contributing to reducing GHG emissions.

3.2 Deterioration of SFC with age

Figure 3. shows the variation in fuel consumption between the different vehicle technologies according to their model year. A linear regression model is applied to identify the trend of SFC reduction or efficiency improvement with newer vehicles. Although statistically the equations of linear regression model are not supported by their null determination coefficient (R2), these models are subsequently used to project the evolution of the energy efficiency of vehicle fleet in the medium term (10 years) and thereby estimate the potential for emission savings.

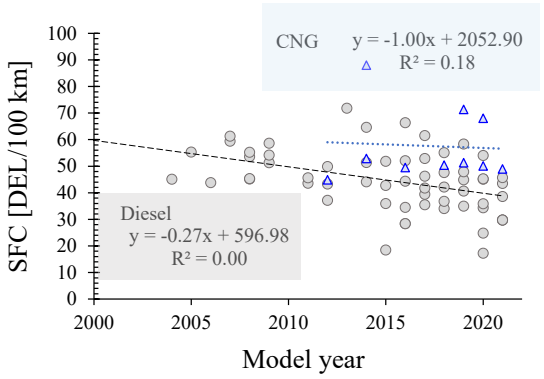


Figure 3. Deterioration of SFC according to vehicle age and linear model for diesel and CNG technologies.

3.3 GHG projection and carbon credits quantification.

According to the transport fleet expansion plan, expressed by its managers, its growth is 12.5% per year (in number of vehicle units), it is wanted that soon 24% of vehicles use CNG, 1% electric and the remaining 75% diesel. In addition, the maximum vehicle age is 10 years and there is the possibility that it will be reduced to a maximum of 6 years of vehicle age. In addition, the maximum vehicle age is 10 years and there is the possibility that it will be reduced to a maximum of 6 years of vehicle age. Based on this premise, the scenarios summarized in Table I are proposed, explained below.

Base: No action is done; the current situation is maintained.

Case 0: Planned growth, maximum 10 years old of vehicle age, the current technological composition is maintained.

Case 1: Planned growth, maximum 6 years old of vehicle age in the following 10 years, the desired technological composition is completed.

Case 2: Planned growth, maximum 6 years old of vehicle age in the following 5 years, the desired technological composition is completed.

Case 3: Planned growth, maximum 6 years old of vehicle age in the following 10 years, the desired technological composition is completed, adding the improvement of 10% of energy efficiency in CNG vehicles.

Case 4: Planned growth, maximum 10 years old of vehicle age, the only used technology are diesel vehicles

Table 1. Proposed scenarios for reducing emissions and generating carbon credits.

Cases	Growth rate %	Oldest vehicle age years	Fleet composition
Base	0.0	unlimited	94% diesel, 6% CNG
0	12.5	10	94% diesel, 6% CNG
1	12.5	6 in 10 years	75% diesel, 24% CNG, 1%E
2	12.5	6 in 5 years	75% diesel, 24% CNG, 1%E
3	12.5	10	75% diesel, 24% CNG, 1%E (10% reduction on CNG SFC)
4	12.5	10	100% diesel

From this, the growth of the vehicle fleet was projected for the following years, as shown in Figure 4.a, where the compositions are those mentioned in Table 1. Figure 4.b shows the emission factor of CO2eq for those scenarios, where it is shown that case 2 is which achieve the greatest reduction. Consequently, Figure 4.c shows the savings in CO2 emissions for the following years for each scenario, where it can be confirmed that scenario 2 is the one that provides the greatest amount of savings in CO2 emissions. Table 2 shows the detail of emission savings under each

scenario and the projection of generation of carbon credits, since each ton of CO2 reduced can cost an average of 17 USD in the carbon market according to reports reviewed in the last months (Gold Standard, 2022).

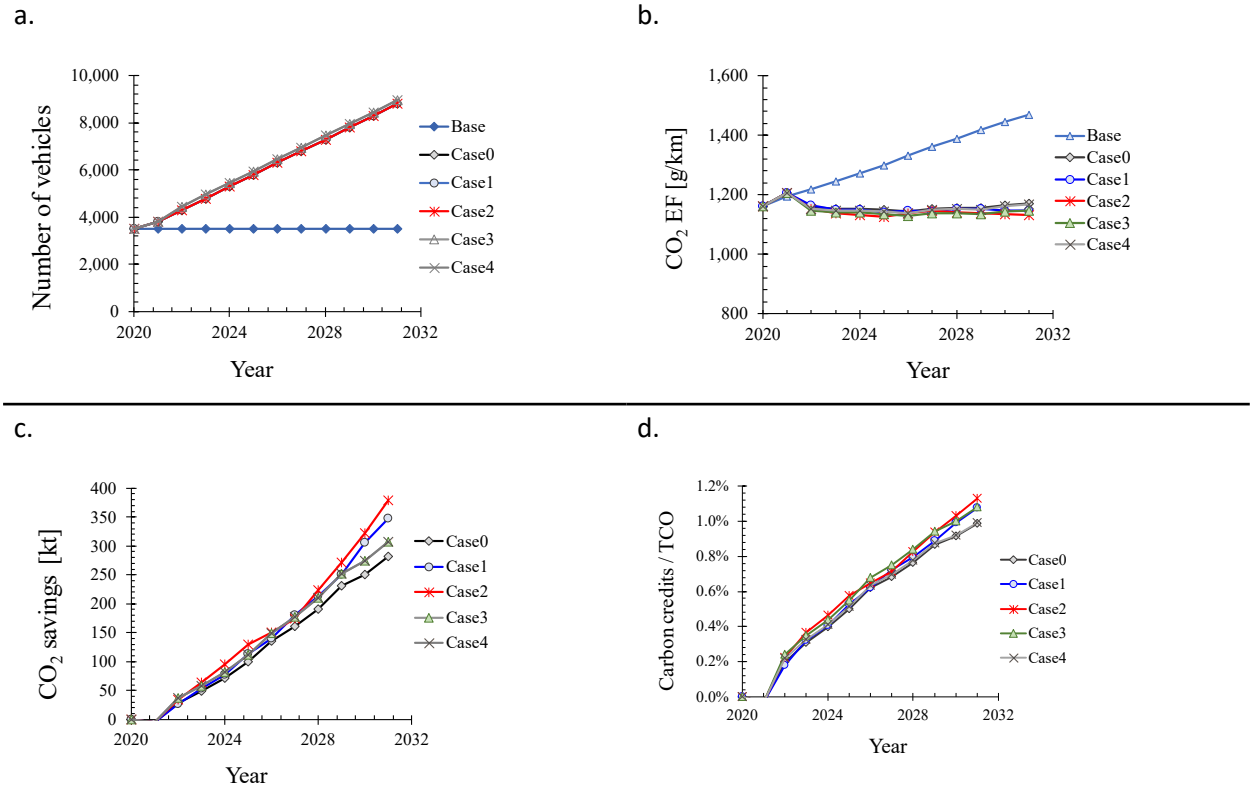


Figure 4. Scenarios projection for the following factors: a) fleet growth, b) emission factor under the different cases, c) CO2 savings for each case, and d) relationship between the carbon credits generated and the total cost ownership.

Finally, Figure 4.d shows the Carbon Credits – TCO relationship, where it can be shown that carbon credits could contribute up to 1% to the total cost of ownership of this transport fleet for the mentioned strategies reductions are implemented.

Table 2. CO_2 emissions savings and carbon credits generation for the following 10 years.

Cases	10-years CO2 savings (Mt)	Potential carbon credits (M$USD)
0	1.95	33.24
1	2.14	36.42
2	2.28	38.85
3	2.18	37.18
4	2.08	35.36

FINAL REMARKS AND PUBLIC POLICY IMPLICATION

The energy evaluation of a transport fleet is the first step for the calculation and estimation of GHG emissions. In this particular case, it is observed that its SFC is higher than the national average, and that the performance of CNG vehicles is less than diesel ones. This makes the GHG emissions benefit using CNG zero. A total of 413, and 485kt of CO_2 were emitted in 2020 and 2021, respectively.

Planned strategy of the fleet (12.5% growth, 24% CNG and 1% electric, Max 6 years vehicle age) will lead to an estimated savings of 2.28 Mt in 10 years (38 MUSD in carbon credits generation)

Large CO_2 savings can be achieved operating with electric vehicles.

Start adoption of electric vehicles with caution

Limit the use of electric vehicles for the case where low autonomies are appropriate and where air conditioning is not mandatory.

Combine with strategies to generate or use electricity from green sources

These results can be used in public policy to: establish an energy efficiency standard for vehicles in this category, ensure the reduction of GHG emissions with the use of alternative technologies and finally present a way to finance decarbonization strategies for the sector.

REFERENCES

DfT. (2021). *Carbon offsetting in transport: government response*. https://www.gov.uk/government/consultations/carbon-offsetting-in-transport-a-call-for-evidence/outcome/carbon-offsetting-in-transport-government-response#conclusions-and-next-steps

Fontaras, G., Zacharof, N. G., & Ciuffo, B. (2017). Fuel consumption and CO2 emissions from passenger cars in Europe – Laboratory versus real-world emissions. *Progress in Energy and Combustion Science*, *60*, 97–131. https://doi.org/10.1016/j.pecs.2016.12.004

Gold Standard. (2022). *CARBON PRICING: What is a carbon credit worth?*

Huertas, J. I., Mogro, A. E., & Jiménez, J. P. (2022). Configuration of Electric Vehicles for Specific Applications from a Holistic Perspective. *World Electric Vehicle Journal*, *13*(2). https://doi.org/10.3390/wevj13020029

ICCT. (2020). *Vision 2050: A strategy to decarbonize the global transport sector by mid-century*.

IEA. (2017). The Future of Trucks – Implications for Energy and the Environment. In *International Energy Agency*.

IPCC. (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution. In *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.

NREL. (2020). *Transportation Decarbonization Research*. https://www.nrel.gov/transportation/transportation-decarbonization.html

Ruiz, A., Hernández, J., & García, E. (2022). *3 líneas de acción para descarbonizar al sector transporte en México*. https://wrimexico.org/bloga/3-líneas-de-acción-para-descarbonizar-al-sector-transporte-en-méxico

NORMA Oficial Mexicana NOM-012-SCT-2-2017, Sobre el peso y dimensiones máximas con los que pueden circular los vehículos de autotransporte que transitan en las vías generales de comunicación de jurisdicción federal., (2017). https://www.sct.gob.mx/fileadmin/DireccionesGrales/DGAF/Nom012/NOM-012-2017.pdf

Serrano-Guevara, O. S., Huertas, J. I., Quirama, L. F., & Mogro, A. E. (2023). Energy Efficiency of Heavy-Duty Vehicles in Mexico. *Energies*, *16*(1). https://doi.org/10.3390/en16010459

United Nations. (2012). *AMS-III.S Introduction of low-emission vehicles/technologies to commercial vehicle fleets*.

EFECTOS EN LA CALIDAD AIRE POR LAS EMISIONES DE LAS TURBINAS DE AVIACIÓN EN LA FUERZA AÉREA

Luz Adriana Suárez[1], Manuel Alejandro Mayorga[2], Vladimir Silva Leal[3], Julieth Alexandra Mahecha Neira[4], Mauricio Lopez[5]

Palabras clave:
Emisiones; turbinas aviación; dióxido carbono.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

A pesar del avance en la implementación y uso de tecnologías sostenibles como los parques eólicos, las fotoceldas y los biocombustibles, aún el 80% del consumo energético procede de los combustibles fósiles, lo cual a su vez aumenta la concentración de gases de efecto invernadero GEI (García, 2020). Por lo tanto, los acuerdos y políticas en favor de reducir los GEI y mitigar los efectos del cambio climático son cada vez más imperantes.

Colombia se ha comprometido a reducir un 50% de sus emisiones en el Acuerdo de París de 2015, aunque no es uno de los países que más genera emisiones. Una de las estrategias generadas en pro de este acuerdo se ha venido trabajando desde la Universidad ECCI y la Fuerza Aérea Colombiana FAC, con el proyecto "*Evaluación del comportamiento de mezclas de Biocombustibles Colombianos en Turbinas aeronáuticas* ". El fin de este proyecto es contribuir a la sostenibilidad mediante el uso de combustibles de origen vege-

1Universidad ECCI, adrisuarezsu@gmail.com
2 Universidad ECCI, mmayorgab@ecci.edu.co
3 Universidad ECCI, vsilval@ecci.edu.co.
4 Universidad ECCI, mahecha.juliette@ecci.edu.co
5 Fuerza Aérea Colombiana, MAURICIO.LOPEZG@fac.mil.co

tal en aviones de la FAC, debido a que el sector aeronáutico está en crecimiento y a futuro requerirá implementación de combustibles de origen vegetal. Iniciativas como CORSIA, apalancan cada vez más este tipo de estrategias y medidas para reducir las emisiones de este sector.

Son varios los estudios que corroboran la disminución en las emisiones de carbono usando biocombustibles, pero a su vez se aumentan las concentraciones de nitrógeno. Se han hecho estudios de emisiones a partir del uso de biomasa en periodos de 1 a 3 meses(Cheng, Yu, Liu, Zhu, & Zhang, 2021) encontrando bajas concentraciones de C y altas para nitrógeno . Por lo tanto, el estudio y prueba de las mezclas de aceite, de catalizadores entre otras condiciones del proceso deben ser estudiadas para así conseguir un combustible sostenible.

Se realizaron tres pruebas de los motores J69, durante el 2021 y el 2022, se utilizó un analizador de gases SERIE ECOM-J2KNpro y también se revisaron los reportes de emisiones NO_2, SO_2, O_2, PM_{10}, $PM_{2,5}$ Y PST de la red Subsistema de Información Sobre Calidad Del Aire - SISAIRE del IDEAM. No se encontró un impacto significativo de acuerdo a la norma.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las pruebas con biocombustibles se realizaron en la base área de Caman ubicada en Madrid Cundinamarca Colombia, para ello se realizaron mezclas de Jet Fuel A1 con 5% de aceite de palma, y se probaron en las turbinas con el fin de estudiar su comportamiento a nivel mecánico, químico y ambiental(Jackson et al., n.d.).

2.1 Pruebas

Las pruebas se realizaron en marzo y septiembre, junio de la siguiente manera:

Tabla 1. Pruebas de B5 en turbinas de la FAC.

Fecha	Turbina	Tipo de combustible:	Corridas
Septiembre 2021	J69	JET FUEL A1 B5	4
Junio 2021	J69	JET FUEL A1 B5	4

2.2 Medición de gases

Se utilizó un analizador de gases SERIE ECOM-J2KN, para el día de las pruebas y los datos de la red SISAIRE, para hacer un seguimiento después de la prueba.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Emisiones

Según la resolución 254 de 2017 en la cual "norma de calidad del aire y se dictan otras disposiciones "para "para PM 2,5 establece que el máximo permitido diario son 50 µg/m3, como se ve en la Figura 8 no se exceden los límites permitidos ni el día ni posterior al día de prueba. Para PM 10 según la norma lo máximo permitido diario son 100 µg/m3 en la Figura 9, al igual que para PM 2,5 no se incumple la norma. Para O3 un parámetro relacionado con las emisiones de NO_2 el valor máximo permitido es 100 µg/m3 por cada 8 horas, se puede ver que no se excede en el día de la prueba ni días posteriores.

Al igual que las medidas de septiembre de 2021 se presentan concentraciones de PM10 y O3 por debajo de la resolución 254 de 2017. Para material particulado menor a 40 µg/m3 ver Figura 11 ozono infeior a 8 µg/m3 ver Figura 12.

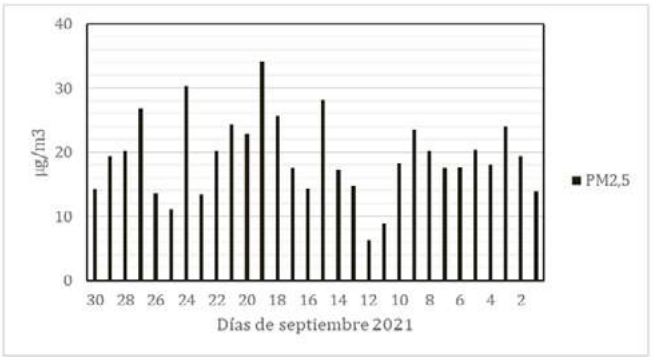


Figura 1. PM 2,5 medida junio.



Figura 2. PM 10 medida septiembre 2021.

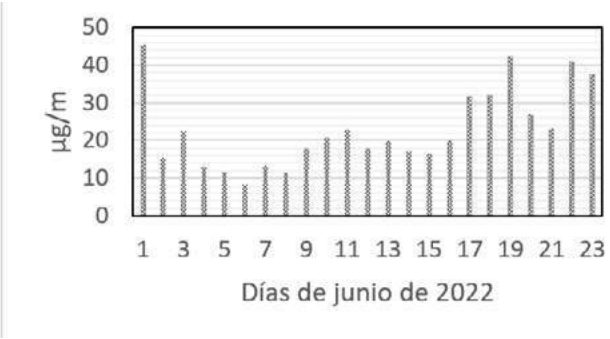


Figura 3. PM 10 medida junio 2021.





Figura 4. Ozono medida septiembre de 2021.

Colombia cuenta con la Resolución 2254 de 2017 en esta se adopta la norma de calidad del aire y se definen los niveles máximos permisibles de contaminantes criterio. Para PM10 el nivel máximo permisible anual es de 50 (µgm3), para PM2.5 es de 25 (µgm3) en un tiempo de exposición anual, para SO_2 es de 50 (µgm3) en 24 horas, NO_2 no debe superar niveles de 60 (µgm3) anual y para O_3, el nivel máximo permitido anual es de 100 (µgm3) en 8 horas, diferente a lo que sucede en países como Perú con el DECRETO SUPREMO N° 074-2001-PCM, que es el reglamento de estándares nacionales de calidad ambiental del aire.

Según este Decreto, el PM10 en un periodo de exposición anual su estándar es de 50 (µgm3), igual que en Colombia. Para SO_2 el estándar es de 80 (µgm3), ampliando el nivel permisible a diferencia de Colombia, lo mismo que sucede con el NO_2, con un estándar de 100 (µgm3) anual. Perú define el estándar para O_3 con un valor de 120 (µgm3) en un periodo de exposición de 8 horas, ampliando en 20 unidades más el límite permitido en Colombia.

Brasil cuenta con la Resolución 3/1990 del CONAMA, la cual fija estándares de calidad del aire, dicha resolución regula el PM10 y el O_3. Para emisiones de PM10 Brasil exige un máximo de 50 (µgm3), al igual que Colombia y Perú en un tiempo de exposición anual y para el O_3 la resolución fija límite para una hora de 160 (µgm3), lo que es inusual ya que para otros países y para la OMS lo común es una periodicidad de exposición de 8 horas.

Bajo este panorama de los estándares o límites de emisión de algunos contaminantes atmosféricos en otros países latinoamericanos y el análisis de calidad de aire para las Estaciones CE-

MODAE y PTAR I de la CAR y el IDEAM, refleja que:

los parámetros de calidad del aire de la estación CEMODAE, MADRID pertenecientes a la CAR y SISAIRE (IDEAM) para los años 2020, 2021 y 2022. El PM10 y PM2.5 en estos años se encuentra bajo los niveles máximos permisibles definidos por la Res 2254 de 2017.

El registro de concentraciones de NO_2 de la Estación CEMODAE sólo se obtuvo de la base de datos de la CAR con registros poco representativos, ya que fue solo para dos meses del 2020 y 5 meses de 2021, por lo cual no se puede comparar con referencia normativa dado que no hay análisis completo anual.

La Res 2254 de 2017 establece el nivel máximo de concentración permisible diaria para SO_2 de 50 (µgm3) y según registros de la estación CEMODAE de la CAR el mes de Julio de 2021, presento cinco días con concentraciones superiores, incumpliendo este estándar. Para el O_3, Bajo la Res 2254 de 2017 ningún registro diario del cual se realizó el procesamiento para análisis medio mensual de 2021 y 2022, excede los límites máximos permisibles de 100 (µgm3) en un tiempo de exposición de 8 horas.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los impactos a la calidad del aire son importantes a nivel ambiental por las implicaciones al ecosistema y por los efectos a la salud. Estos resultados serán importantes para las Ministerios de Salud y ambiente y por lo tanto puedan generar políticas que vigilen e implementen tecnologías más sostenibles, basados en un criterio ambiental, social y económico.

AGRADECIMIENTOS

Se da un agradecimiento al Ministerio de Ciencia y Tecnología, el cual fue desarrollado en el marco del contrato N° 728 de 2020, convocatoria 852 de 2019 de MINCIENCIAS, el cual fue financiado con recursos provenientes del “PATRIMONIO AUTÓNOMO FONDO NACIONAL DE FINANCIAMIENTO PARA LA CIENCIA, LA TECNOLOGÍA Y LA INNOVACIÓN FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS.”

REFERENCIAS

Cheng, Y., Yu, Q., Liu, J., Zhu, S., & Zhang, M. (2021). Model vs . observation discrepancy in aerosol characteristics during a half-year long campaign in Northeast China : The role of biomass burning. *Environmental Pollution*, *269*(x), 116167. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116167

García, H. M. (2020). *La emisión de gases de efecto invernadero en tiempos de COVID-19*. 16–21.

USO DE SENSORES DE BAJO COSTO PARA EL MONITOREO DE $PM_{2.5}$ EN UN RUTA DE BICICLETA EN MEDELLÍN

Jenny Rocío Ríos Martinez[1], Yris Olaya Morales[2]

Palabras clave:
Sensores de bajo costo; material particulado; bicicletas; emisiones de transporte.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire relacionada con vehículos de transporte es un problema significativo en las ciudades de todo el mundo, ya que tiene un impacto negativo en la salud y el bienestar de la población (Cepeda et al., 2017). En particular, las emisiones de material particulado (PM) pueden provocar problemas respiratorios como el asma, la bronquitis y la neumonía (Deng et al., 2019). También pueden aumentar el riesgo de enfermedades cardiovasculares y de ataques al corazón (Shah et al., 2013). Además, las partículas de tipo finas y ultrafinas pueden dañar el cerebro y el sistema nervioso, y pueden afectar el desarrollo fetal en las mujeres embarazadas (Kim et al., 2015).

Principales capitales carecen de sistemas eficientes de transporte público, lo que significa que muchas personas dependen de sus propios vehículos para desplazarse, aumentando aún más las emisiones de contaminantes de aire (Boniardi et al., 2021). En centros urbanos como el Valle de Aburrá, no solo las emisiones del sector transporte contribuyen con el problema de contaminación de aire, también este problema se ve intensificado por características meteorológicas como el fenómeno de inversión térmica, la topografía del valle, el elevado crecimiento poblacional, incendios forestales y arenas del Sahara (AMVA, 2019).

Es importante conocer la exposición personal en los medios de transporte, en particular en un medio como la bicicleta donde los usuarios pueden estar expuestos a mayores dosis inhaladas comparado con el uso del vehículo (Bergmann et al., 2021). Este estudio utiliza SBC para el monitoreo de $PM_{2.5}$ en una ruta en bicicleta en la ciudad de Medellín durante diferentes horas del día. Adicionalmente, se comparan los resultados obtenidos usando el dispositivo SBC Dylos DC 1700-PM (Dylos Corporation, 2022).

MÉTODOS

Este estudio desarrolló una campaña de mediciones de $PM_{2.5}$ en bicicleta en una ruta cerrada en la ciudad de Medellín. Dicha ruta contempla el uso de carriles exclusivos para bicicletas, llamados ciclo rutas, que pueden estar ubicados sobre el andén o sobre la carretera. La ruta que se diseñó es de aproximadamente 15 kilómetros y se realizaron recorridos en horas pico y no pico durante los meses de Octubre a Diciembre de 2020. La bicicleta fue adaptada para llevar en la parte frontal una canasta con los dispositivos de monitoreo. Las mediciones de $PM_{2.5}$ se tomaron por minuto y se desarrollaron en total 29 recorridos en tres horarios diferentes: mañana (6:00 a.m.to 9:00 a.m), medio día (1:00 p.m.to 3:00 p.m.) y tarde (5:00 p.m. to 7:00 p.m.). El resumen de los resultados de las mediciones en bicicleta se presenta en la Tabla 1

[1] Departamento de Ciencias de la Computación y la Decisión, Universidad Nacional de Colombia, jrriosm@unal.edu.co
[2] Departamento de Ciencias de la Computación y la Decisión, Universidad Nacional de Colombia, yolayam@unal.edu.co



Figura 1. Bicicleta usada para los recorridos en Medellín con canasta delantera con dispositivos de monitoreo.

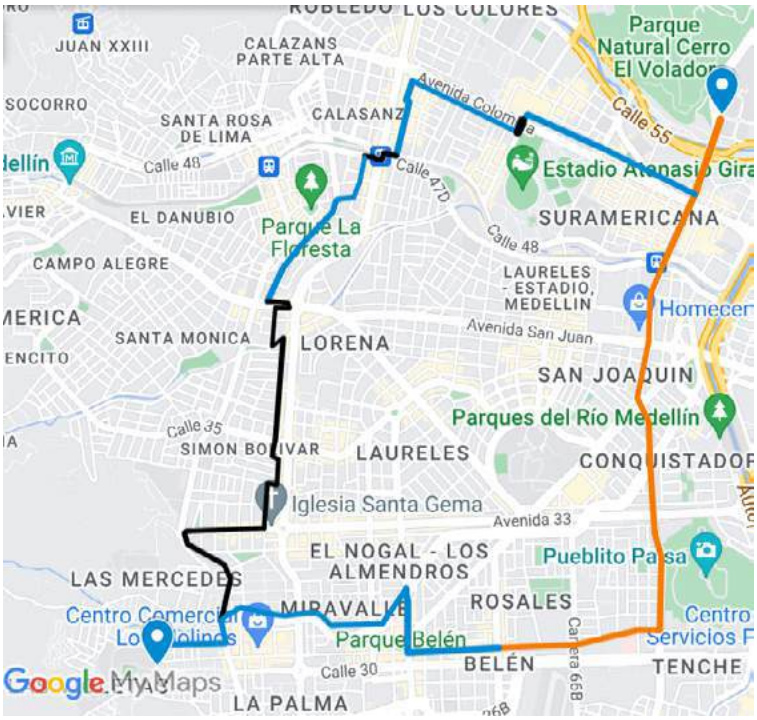


Figura 2. Mapa de la ruta de 15 km en la ciudad de Medellín usando ciclorutas separadas en el andén y separadas en la acera.

Tabla 1. Resumen de mediciones en Bicicleta: número total de viajes, número de viajes completos, largo promedio de la ruta, tiempo promedio y velocidad promedio durante tres diferentes horarios del día.

Hora del día	Recorridos (#)	Recorridos completos (#)	Largo de la ruta ± SD (km)	Tiempo promedio ± SD (min)	Tiempo total (min)	Velocidad promedio ± SD (km/h)
Mañana	8	6	15.06 ± 0.63	76 ± 7	461	13.13 ± 0.81
Medio dia	10	8	15.27 ± 0.49	70 ± 6	564	14.46 ± 1.31
Tarde	11	7	14.94 ± 1.05	76 ± 9	533	13.89 ± 2.09

Adicionalmente en este estudio se calculó la dosis inhalada de PM utilizando la ecuación:

$$Dosis\ Inhalada_{PM2.5}\ por\ recorrido = C_{PM2.5} \times VR \times t_{Route} \quad (1)$$

Donde,

$C_{PM2.5}$ Concentración promedio $PM_{2.5}$ durante el recorrido en µg/m³

VR Tasa de ventilación en m³/hr

t_{Route} Tiempo de recorrido of the route during MPH, OPH, and EPH in hours

Y la dosis inhalada por kilómetro viajado (Manojkumar et al., 2021):

$$Inhaled\ dose_{PM2.5}\ per\ km\ traveled = \frac{C_{PM2.5} \times VR \times t_{Route}}{D_{Route}} \quad (2)$$

Donde, D_{Route} es el largo de ruta en Bicicleta en km para MPH, OPH, and EPH. La tasa de ventilación (VR) para hombres y mujeres de diferentes grupos de edad cuando desarrollan actividad física de alta intensidad (Metabolic equivalent value METS>6) tal como el manejar bicicleta fue obtenido del documento Metabolically Derived Human Ventilation Rates (U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 2009).

RESULTADOS

Los resultados de las mediciones usando los SBC indican que, durante el horario de la mañana, la concentración de $PM_{2.5}$ fue de 33.8 µg/m³ , mayor que durante medio día (11.1 µg/m³) y la tarde (16.1 µg/m³) como se presenta en la Tabla 1.

Tabla 2. Estadística descriptiva de mediciones de $PM_{2.5}$: Min (µg/m³), Max (µg/m³), Promedio (µg/m³), Mediana (µg/m³), SD (µg/m³), IQR (µg/m³), y CV (sin dimensiones).

Hora del día	Min	Max	Promedio	Mediana	SD	IQR	CV
Mañana	11.4	136.9	33.8	31.5	13.7	17.8	0.4
Medio dia	1.3	55.3	11.1	9.4	7.1	7.6	0.6
Tarde	3.3	68.9	16.1	13.4	10.3	9.9	0.6

Tabla 3. $PM_{2.5}$ Percentaje de concentración data points superior a P90, entre P75 y P90, e inferior a P75 para diferentes horas del día durante los recorridos en bicicleta.

Hora del día	% data >P90	% data P75-P90	% data <P75
Mañana	27.4	32.5	40.1
Medio dia	0.6	3.2	96.3
Tarde	4.6	12.8	82.6

Tabla 4. Valores estimados de $PM_{2.5}$ dosis inhalada por viaje y por kilómetro viajado en bicicleta (promedio, mínimo y máximo) durante mañana, medio día y tarde.

	$PM_{2.5}$ Dosis inhalada por viaje en bicicleta (µg)			**$PM_{2.5}$ Dosis inhalada por kilómetro viajado (µg/km)**		
Hora del día	**Promedio**	**Min**	**Max**	**Promedio**	**Min**	**Max**
Mañana	140.19	47.30	568.00	9.31	3.14	37.72
Medio dia	42.07	4.95	210.53	2.76	0.32	13.79
Tarde	66.16	13.57	283.30	4.43	0.91	18.96

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

En las grandes ciudades, donde el tráfico es intenso, las emisiones son especialmente altas. Esto es especialmente cierto en las ciudades con grandes centros de empleo y turismo, donde hay un alto número de vehículos en las carreteras todos los días. Para abordar este problema, es importante promover el uso del transporte público y fomentar la adopción de vehículos más limpios y eficientes. Las medidas para reducir el tráfico en las ciudades, como carriles exclusivos para autobuses y bicicletas y restricciones para vehículos muy contaminantes, también pueden ser efectivas para reducir la contaminación del aire. Es esencial que se tomen medidas urgentes para abordar la contaminación del aire relacionada con el tráfico en las ciudades para proteger la salud y el bienestar del público.

BIBLIOGRAFÍA

AMVA. (2019). *Condiciones especiales del valle de aburrá*. https://www.metropol.gov.co:443/ambientales/calidad-del-aire/generalidades/condiciones-especiales

Bergmann, M. L., Andersen, Z. J., Amini, H., Ellermann, T., Hertel, O., Lim, Y. H., Loft, S., Mehta, A., Westendorp, R. G., & Cole-Hunter, T. (2021). Exposure to ultrafine particles while walking or bicycling during COVID-19 closures: A repeated measures study in Copenhagen, Denmark. *Science of The Total Environment*, *791*, 148301. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148301

Boniardi, L., Borghi, F., Straccini, S., Fanti, G., Campagnolo, D., Campo, L., Olgiati, L., Lioi, S., Cattaneo, A., Spinazzè, A., Cavallo, D. M., & Fustinoni, S. (2021). Commuting by car, public transport, and bike: Exposure assessment and estimation of the inhaled dose of multiple airborne pollutants. *Atmospheric Environment*, *262*, 118613. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118613

Cepeda, M., Schoufour, J., Freak-Poli, R., Koolhaas, C. M., Dhana, K., Bramer, W. M., & Franco, O. H. (2017). Levels of ambient air pollution according to mode of transport: A systematic review. *The Lancet Public Health*, *2*(1), e23-e34. https://doi.org/10.1016/S2468-2667(16)30021-4

Deng, Q., Deng, L., Miao, Y., Guo, X., & Li, Y. (2019). Particle deposition in the human lung: Health implications of particulate matter from different sources. *Environmental Research*, *169*, 237-245. https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.11.014

Dylos Corporation. (2022, octubre 10). *Dylos Corporation. Air quality monitoring innovation.* http://www.dylosproducts.com/

Kim, K.-H., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, *74*, 136-143. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005

Manojkumar, N., Monishraj, M., & Srimuruganandam, B. (2021). Commuter exposure concentrations and inhalation doses in traffic and residential routes of Vellore city, India. *Atmospheric Pollution Research*, *12*(1), 219-230. https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.09.002

Shah, A. S., Langrish, J. P., Nair, H., McAllister, D. A., Hunter, A. L., Donaldson, K., Newby, D. E., & Mills, N. L. (2013). Global association of air pollution and heart failure: A systematic review and meta-analysis. *The Lancet*, *382*(9897), 1039-1048. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(13)60898-3

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2009). *Metabolically Derived Human Ventilation Rates: A Revised Approach Based Upon Oxygen Consumption Rates* (EPA/600/R-06/129F). National Center for Environmental Assessment. https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=202543

EVALUACIÓN DE IMPACTOS EN CALIDAD DEL AIRE POR LA OPERACIÓN DE UN RELLENO SANITARIO CERCA A CENTROS URBANOS-CASO DE ESTUDIO EL CARRASCO

Andrea J. Hernandez[1*], Luis A. Morales-Rincon[2], Andrés Archila[3], Javier Carrillo[4] Helbert Panqueva[5]

Palabras clave:
Contaminación atmosférica; relleno sanitario; impactos ambientales; El Carrasco.

INTRODUCCIÓN

El sitio de disposición final de residuos El Carrasco recibe diariamente cerca de 900 toneladas de residuos provenientes de seis (6) municipios del departamento de Santander: Bucaramanga, Girón, Piedecuesta, Floridablanca, Rionegro y el Playón. Las emisiones atmosféricas asociadas a la operación del sitio incluyen: las emisiones por combustión de biogás a través de las teas que constituyen el sistema de manejo de gases del sitio; las emisiones fugitivas y emisiones por combustión de la maquinaria usada para las actividades de disposición y cobertura de los residuos; las emisiones de la actividad de almacenamiento y manejo de lixiviados; las emisiones fugitivas que se generan a través de la superficie del sitio de disposición final, y las emisiones de los vehículos requeridos para las actividades del proyecto. Dentro de las medidas de manejo, el proyecto realiza control de emisiones de material particulado mediante el riego de vías y de los gases generados en el proceso mediante la combustión del biogás extraído por las chimeneas instaladas. El Carrasco se encuentra ubicado en área rural sobre la vía Girón – Bucaramanga, y en sus alrededores predomina el uso de suelo industrial. No obstante, dado que se tiene presencia de comunidades en áreas ubicadas al oriente del sitio de disposición, y que, además, recientemente se realizó la construcción de un parque sobre una zona clausurada al extremo este del predio, se requiere evaluar el impacto de las emisiones atmosféricas generadas por la operación. El principal propósito de este estudio fue identificar los posibles impactos que se puedan asociar a las emisiones generadas por el sitio de disposición final en su escenario de operación actual.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las emisiones de las actividades realizadas en El Carrasco fueron estimadas empleando factores de emisión de compilaciones internacionales como la de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA), referencias de literatura internacional y datos de mediciones realizadas en El Carrasco (caudales de las teas, composición del biogás, caudal y composición de lixiviados). El inventario de emisiones realizado para la implementación del modelo de dispersión incluyó: Emisiones de fuentes móviles por combustión y resuspensión en vías; emisiones fugitivas de material particulado y emisiones por combustión de la maquinaria usada para las actividades de cobertura de los residuos; emisiones por combustión de maquinaria y emisiones fugitivas de H_2S generadas por actividades de descarga y compactación de residuos (frente activo); emisiones por combustión de biogás a través de las teas que constituyen el sistema de manejo de gases del relleno; emisiones fugitivas de olores (H_2S y NH_3)

1 SLC Association S.A.S., email: juliana.hernandez@slcaconsultores.com

2 SLC Association S.A.S., email: info@slcaconsultores.com

3 Empresa de Aseo de Bucaramanga, email: andresarchila901101@gmail.com

4 Empresa de Aseo de Bucaramanga, email: direccionoperativa@emab.gov.co

5 Empresa de Aseo de Bucaramanga, email: gerencia@emab.gov.co

que se generan a través de la superficie de todo el relleno sanitario, y emisiones de amoniaco (NH_3) por la actividad de almacenamiento y manejo de lixiviados. Adicionalmente, el modelo incluyó fuentes de emisión externas, que por su cercanía al Carrasco pueden no estar consideradas dentro de las mediciones empleadas para caracterizar la concentración de fondo. La simulación se realizó empleando el modelo regulatorio AERMOD, el cual es un modelo gaussiano de estado estacionario recomendado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA). Para la simulación se empleó meteorología del modelo *Weather Research Forecasting*, WRF.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El modelo de dispersión permitió estimar los impactos de las emisiones de fuentes fijas, fuentes móviles y de área en el sitio de disposición final El Carrasco. Para los contaminantes PM2.5, CO, H_2S y NH_3 se presentan concentraciones muy inferiores a los niveles máximos permisibles para todos los tiempos de exposición. Para el contaminante PM10 se presentan algunas excedencias normativas en los dos tiempos de exposición para ciertos receptores del dominio cercanos a las vías de acceso al sitio, sin embargo, se encuentran dentro o muy cerca del límite predial de El Carrasco.

En el caso de los contaminantes NO_2 y SO_2, para tiempos de exposición largos, anual y 24 horas respectivamente, en todo el dominio de simulación se presenta cumplimiento normativo y solo se presentan algunas excedencias a la norma horaria en ciertos puntos del dominio, que, para el caso del NO_2, corresponden a puntos dentro del área del frente activo en donde se realiza manejo de residuos y operación de maquinaria. En el caso del SO_2 son los receptores ubicados cerca de las fuentes externas (ladrilleras) los que registran los mayores impactos.

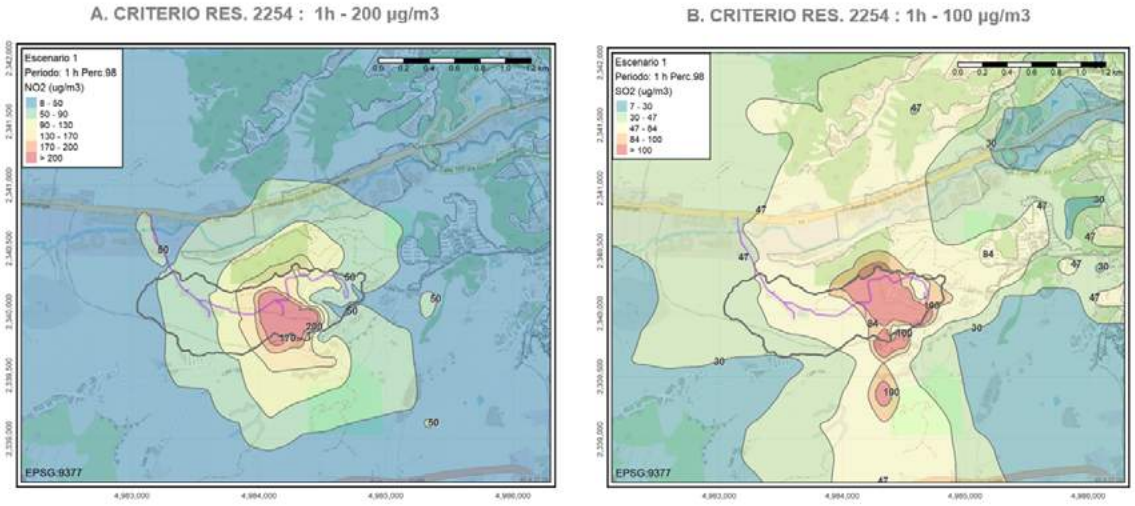


Figura 1. A) Concentraciones de NO_2 en aire ambiente para tiempo de exposición de 1 hora. B) Concentraciones de SO_2 en aire ambiente para tiempo de exposición de 1 hora.

Los resultados de SO_2 reflejan un escenario que podría presentarse con las tres ladrilleras operando simultáneamente bajo condiciones meteorológicas desfavorables para la dispersión de contaminantes. Adicionalmente, los modelos de dispersión son más confiables para estimar las concentraciones de tiempos de exposición largos que para tiempos de exposición cortos (Barratt, 2001), y las estimaciones para tiempos cortos pueden estar impactadas por incertidumbres tanto en las condiciones meteorológicas como incertidumbres propias de los modelos gaussianos.

En cuanto a los receptores de interés (áreas residenciales cercanas al sitio de disposición final El Carrasco) la simulación confirmó el cumplimiento de los niveles normativos de todos los contaminantes para todos los tiempos de exposición. La Tabla 1 presenta los aportes del proyecto y concentración con fondo incluido en los receptores de interés para el mayor tiempo de exposición de cada contaminante.

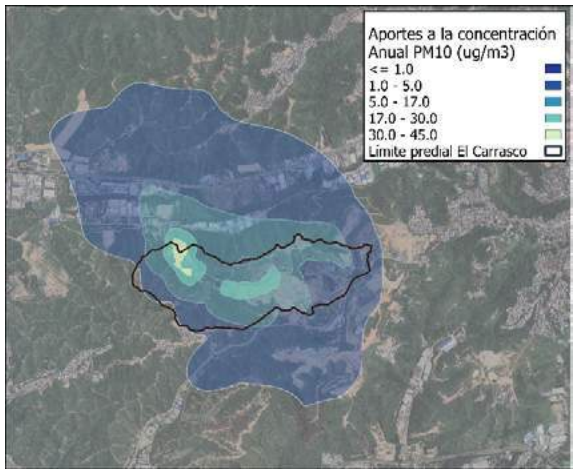
Tabla 1. Aporte de concentraciones de contaminantes en aire ambiente del proyecto El Carrasco.

Contaminante / Receptor		PM10 (µg/m³)	PM2.5 (µg/m³)	NO_2 (µg/m³)	SO_2 (µg/m³)	CO (µg/m³)	H_2S (µg/m³)	NH_3 (µg/m³)
Tiempo de exposición		Anual	Anual	Anual	24 h	8 h	24 h	24 h
Nivel máximo permisible		50	25	60	100	5000	7	91
El Fical	Aporte del proyecto	1,72	0,82	2,14	10,10	13,90	0,09	3,50
	Concentración con fondo incluido	29,82	7,52	9,64	16,20	493,70	1,25	10,26
Parque Contemplativo	Aporte del proyecto	3,09	0,75	0,88	9,78	12,42	0,06	2,57
	Concentración con fondo incluido	31,19	7,45	8,38	15,88	492,22	1,22	9,33
Pueblo Viejo	Aporte del proyecto	0,71	0,15	0,49	1,42	9,35	0,03	1,05
	Concentración con fondo incluido	28,81	6,85	7,99	7,52	489,15	1,19	7,81
El porvenir	Aporte del proyecto	0,38	0,20	0,20	5,12	3,63	0,01	0,51
	Concentración con fondo incluido	28,48	6,90	7,70	11,22	483,43	1,17	7,27

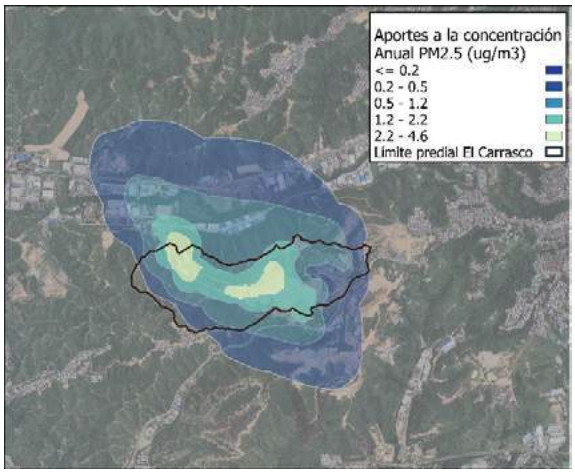
Por otro lado, con el fin de evaluar la magnitud de los aportes del proyecto en las concentraciones en el aire ambiental, se tomaron como referencia los criterios de "Significant Impact Level" (SIL) reportados en la EPA (TCEQ, 2019) para contaminantes criterio. Estos valores representan los aumentos detectables de concentración en el aire ambiental que pueden ser atribuibles a un proyecto. La referencia cita que concentraciones mayores al SIL representan un cambio detectable en las concentraciones, puesto que supera la variabilidad ambiental típica de las concentraciones en el aire causada por la variabilidad intrínseca de las emisiones y meteorología que controlan el transporte y formación de los contaminantes (USEPA, 2018).

Los aportes de la operación de El Carrasco a los niveles de SO_2 y CO se encuentran por debajo de los límites SIL en todos los puntos del dominio de simulación, por lo cual puede concluirse que no se realiza un impacto significativo a los niveles de estos contaminantes, tanto dentro como fuera del límite predial del sitio de disposición final. Para el caso del PM10, PM2.5 y NO_2, se encontró que solo se presentan concentraciones superiores al SIL en el área del sitio de disposición final y en áreas cercana a este, que corresponde en gran medida a suelo de uso industrial sin áreas residenciales.

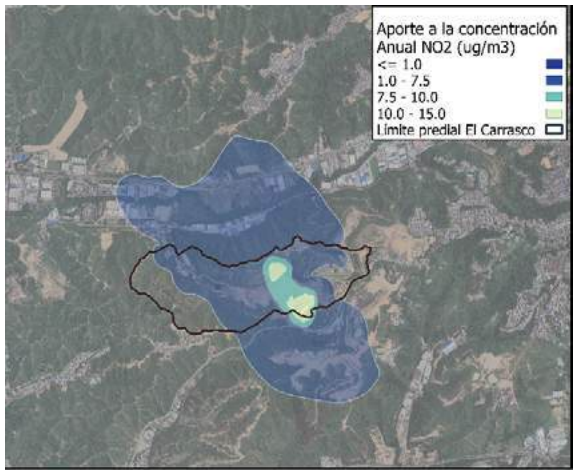
(A) PM10 – SIL 1 µg/m^3



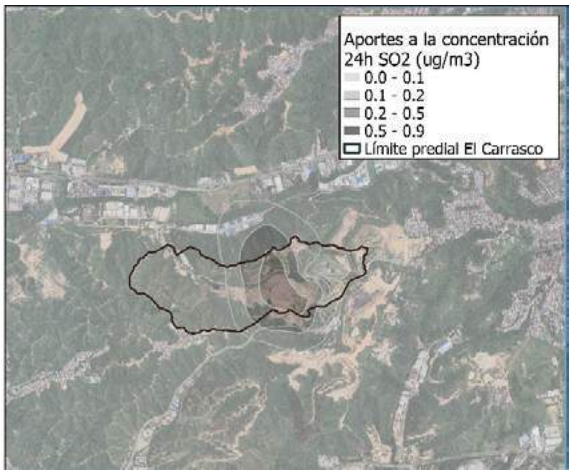
(B) PM2.5 – SIL 0.2 µg/m^3



(C) NO_2 – SIL 1 µg/m^3



(D) SO_2 – SIL 5 µg/m^3



(E) CO – SIL 500 µg/m^3

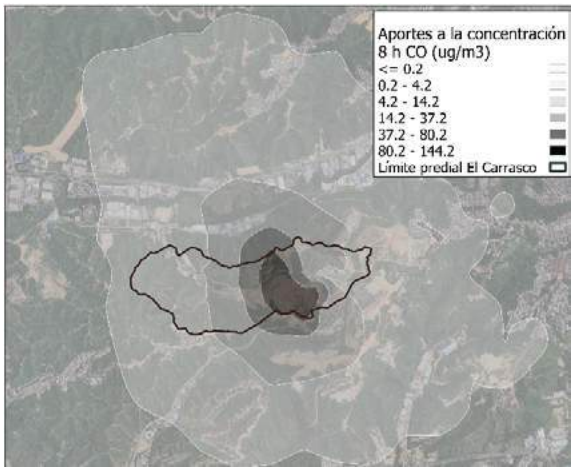


Figura 2. Aportes de las emisiones de la operación de El Carrasco y comparación con los límites SIL. Las áreas en gris corresponden a aportes del proyecto inferiores a los límites SIL.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los sitios de disposición final son parte de la infraestructura necesaria en nuestra sociedad y son la forma más costo efectiva que actualmente se tiene disponible para la gestión de residuos urbanos. Contar con este tipo de infraestructura cerca de los centros urbanos constituye una ventaja desde el punto de vista de los costos asociados a este servicio público.

Por otra parte, estas actividades generan impactos ambientales que es preciso minimizar. Las buenas prácticas de operación del sitio de disposición El Carrasco permiten controlar y mitigar los impactos ambientales. La ubicación del sitio de disposición final El Carrasco y la dirección del viento predominante favorece la dispersión de contaminantes hacia áreas no residenciales. Continuar la operación en el sitio actual permite que estos impactos sigan siendo adecuadamente manejados. Considerar un nuevo sitio de disposición final implicaría continuar la gestión de impactos del sitio actual y generar nuevos impactos en una nueva área.

REFERENCIAS

Barratt, R. (2001). *Atmospheric Dispersion Modelling: An Introduction to Practical Applications*. Taylor & Francis.

TCEQ, T. C. on E. Q. (2019). *Air Quality Modeling Guidelines APDG 6232*.

USEPA. (2018). *Technical Basis for the EPA's Development of the Significant Impact Thresholds for PM 2.5 and Ozone*.

UNA ESTRATEGIA DE OPTIMIZACIÓN DE RECURSOS PARA LA CONSTRUCCIÓN DE INVENTARIOS DE EMISIONES EN CIUDADES INTERMEDIAS CASO DE ESTUDIO ÁREA METROPOLITANA DE CÚCUTA

Andrea J. Hernandez[1*], Luis A. Morales-Rincon[2], Jorge Enrique Arenas[3], Mónica Espinosa[4], Juan Felipe Franco[5]

Palabras clave:
Inventario de emisiones; calidad del aire; distribución de emisiones; plan aire; Cúcuta – Región

INTRODUCCIÓN

La construcción de inventarios de emisiones atmosféricas espacial y temporalmente desagregados es una tarea fundamental para la planificación y el desarrollo de estrategias de mitigación y control de las emisiones al aire y el desarrollo de políticas que permitan avanzar en el cumplimiento de las metas nacionales y locales. Sin embargo, pocas ciudades cuentan con este tipo de instrumentos de planificación y las que los tienen típicamente no los actualizan con la frecuencia necesaria, debido a su alto costo. Para el desarrollo del Plan de Calidad del Aire de Cúcuta-Región, se diseñó e implementó una estrategia de captura de datos que permitió la construcción de un inventario detallado de emisiones para el Área Metropolitana de Cúcuta, en colaboración con el sector industrial. Esta metodología permitió realizar la recolección de datos en un periodo de tiempo relativamente corto y centrar el esfuerzo disponible en la validación y evaluación de consistencia de los datos reportados por las empresas, además de complementar el inventario para aquellos establecimientos que no se vincularon inicialmente al proceso. El uso de una metodología basada en una encuesta digital que permite la recolección de la información esencial para cuantificar los indicadores de actividad de la industria, permitió ahorrar tiempo en la recolección de los datos y garantizar la completitud de la información reportada ya que los usuarios podían diligenciar parcialmente la encuesta. Otro aspecto relevante fue que se logró individualizar cada una de las fuentes de emisión con su correspondiente ubicación geográfica. En relación con las fuentes móviles no se contaba con estudios de movilidad ni con información confiable de consumos globales de combustible dadas las dinámicas fronterizas, por lo que fue diseñada una metodología robusta que permitió realizar la estimación de emisiones y su desagregación espaciotemporal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el desarrollo del Plan de Calidad del Aire de Cúcuta-Región se enfrentaron importantes retos. El inventario inició cuando se dieron las primeras flexibilizaciones en las restricciones generadas por el COVID-19, por lo que las interacciones personales estaban significativamente limitadas y el sector industrial se encontraba concentrado en la reactivación económica. Por otra parte, el desarrollo del Plan tenía limitaciones de personal y tiempo para la construcción del inven-

1 SLC Association S.A.S., email: juliana.hernandez@slcaconsultores.com

2 SLC Association S.A.S., email: info@slcaconsultores.com

*3*Corporación Autónoma Regional de la Frontera Nororiental – CORPONOR, email: jarenas2004@yahoo.es

*4*Hill Consulting, email: mespinosa@hill.com.co

5 Hill Consulting, email: jfranco@hill.com.co

*Autor de correspondencia

tario del Área Metropolitana de Cúcuta, una zona con una importante actividad industrial con más de 100 empresas, cerca de 200 fuentes de emisión reguladas y más de 3 mil equipos que generan emisiones atmosféricas.

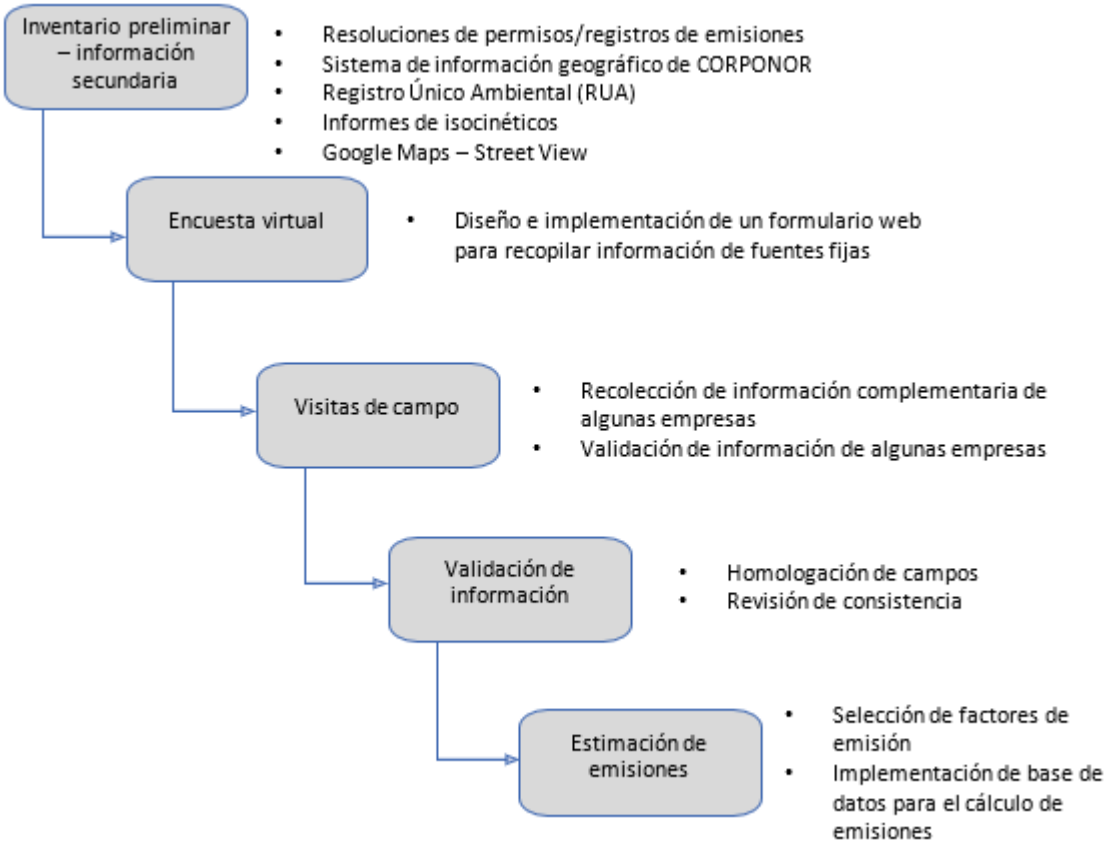


Figura 1. Metodología del inventario de emisiones de fuentes fijas.

Conscientes de la necesidad de balancear la extensión y complejidad de la encuesta web que sería diligenciada por los industriales, se diseñó un formulario que logró capturar el detalle suficiente para establecer los indicadores de actividad de las diferentes fuentes de emisión y su ubicación, las cuales eran ingresadas a través de una interfaz web interactiva. Esto permitió asignar con alto grado de detalle indicadores de actividad a cada una de las fuentes de emisión. Esta información fue cruzada con los reportes de isocinéticos disponibles en la autoridad ambiental. La Figura 4 presenta la metodología empleada para el desarrollo del inventario de emisiones de fuentes fijas.

La estimación de emisiones se realizó a partir de los resultados de muestreos isocinéticos y factores de emisión de la literatura, dando prioridad a la estimación por medición directa considerando su mayor representatividad. Para la estimación de emisiones anuales se tomó como base la información de operación promedio mensual (horas de operación y consumos de combustible) reportada por las empresas en la encuesta realizada en el periodo febrero – abril de 2021 y se usó como supuesto que la operación es constante durante todo el año.

Para la estimación de emisiones se diseñó e implementó una base de datos SQL. La base de

datos está conformada por tablas que almacenan la información general de la empresa, la información de materias primas, productos, combustibles, fuentes puntuales e isocinéticos. Las relaciones entre sus tablas evitan la redundancia de datos, lo cual garantiza la consistencia de la información almacenada. La base de datos también incluye consultas que realizan la estimación de emisiones.

Para la selección de factores de emisión se dio prioridad a la información de mediciones propias (isocinéticos). Para las industrias que no contaban con isocinéticos se usó un factor de emisión estimado a partir de la información de empresas de la región con características tecnológicas similares. Si no se contaba con información propia o de la región se asignaron FE de fuentes similares de estudios nacionales, como los factores empleados en el inventario más reciente de la Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá (SDA, 2020) y el estudio realizado por CAEM para el sector ladrillero (CAEM & CCAC, 2020). Por último, se complementó con información internacional (factores de emisión del AP42 de la EPA y de EMEP/EEA).

Para las fuentes móviles, la información de actividad fue derivada de los reportes multianuales de los CDAs, la composición de la flota del RUNT (año 2019) e inventario de vehículos extranjeros (año 2020) y su distribución espaciotemporal fue realizada usando conteos vehiculares derivados de grabaciones de vigilancia y algoritmos de visión computacional. La Figura 9 presenta un resumen de la metodología del inventario de fuentes móviles.

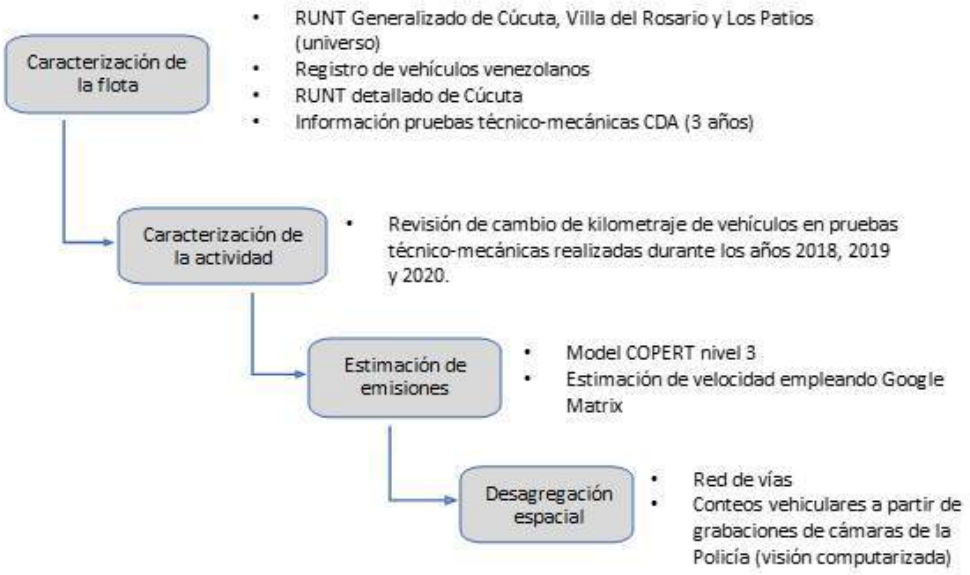


Figura 9. Etapas del inventario de fuentes móviles.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las fuentes fijas contribuyen con el 88.6% de la emisión de PM_{10}, 85.8% de la emisión de $PM_{2.5}$, 99,9% de la emisión de SO_2, 78% de NOx, mientras que las fuentes móviles son las principales aportantes a las emisiones de los contaminantes CO con el 88,3% de la emisión y NMVOC con el 95,7% de la emisión (Tabla 1). Para los contaminantes PM_{10} y $PM_{2.5}$, los sectores con mayores aportes en el inventario de fuentes fijas son el de transformación de arcilla (46,2% de la emisión de PM_{10}), producción de coque (38,8%) y el sector de generación de energía eléctrica (6,6%). Es importante resaltar que la ubicación de las fuentes,

la temperatura de salida de los gases, la altura de la chimenea y las condiciones de viento, entre otros, son los factores que determinan los impactos en calidad del aire, por lo cual no necesariamente los sectores con las mayores emisiones generan los mayores impactos sobre la calidad del aire en las áreas de mayor densidad poblacional. En cuanto a fuentes móviles, las motocicletas son la categoría con la mayor contribución a las emisiones de material particulado PM_{10} (53% del total de emisiones de fuentes móviles) y $PM_{2.5}$ (57,7%). Hay una notable contribución de las motos de 2 tiempos que, aunque representan un 15% del total de motos, hacen una contribución de cerca de 40% del total de emisiones de $PM_{2.5}$ de las fuentes móviles. Las categorías de buses y camiones, aunque representan solo un 2,7% de la flota, realizan un aporte del 29% a las emisiones de $PM_{2.5}$ de las fuentes móviles. Estos resultados sugieren que existen oportunidades para reducir emisiones asociadas a la renovación de una fracción de la flota compuesta por motocicletas y buses de mayor antigüedad.

Tabla 1. Resultados del inventario de emisiones.

Categoría	Sector	PM_{10}	$PM_{2.5}$	SO_2	NOx	CO	NMVOC
Fuentes fijas	Producción de coque	572.4	358.5	4,715.9	1,533.1	635.7	87.9
	Arcilla	681.7	435.4	2,100.4	1,644.7	2,491.3	40.3
	Generación de energía eléctrica	98.0	58.7	10,174.9	4,056.9	178.3	89.2
	Asfalto y cemento	84.4	65.1	449.5	238.9	37.5	5.4
	Lavanderías	12.0	6.0	42.3	32.6	5.1	0.9
	Horno crematorio	0.62	0.62	-	0.20	0.60	0.02
	Alimentos	24.7	9.4	3.1	12.0	12.4	0.4
	Subproductos animales	0.91	0.38	4.01	3.10	0.10	0.05
	Fundición	0.05	0.03	0.04	0.10	0.20	0.03
Fuentes móviles	Autos	35.7	20.7	7.0	580.8	6,809.6	745.9
	Buses	35.4	31.2	0.6	728.7	945.7	151.5
	Camiones	17.1	13.2	0.7	399.4	210.3	176.3
	Motos 2T	63.6	61.8	0.8	7.8	4,742.0	2,801.4
	Motos 4T	37.2	27.2	3.6	401.4	12,570.3	1,152.0
Total (t/año)		**1,663.8**	**1,088.2**	**17,503.0**	**9,639.6**	**28,639.1**	**5,251.3**

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La construcción de inventarios de emisiones a partir de enfoques alternativos, haciendo uso de la información ya disponible, pero promoviendo su integración, puede promover que un mayor número de autoridades ambientales realice inventarios de emisiones para los procesos de mitigación de emisiones y generación de política pública. Por otra parte, la adopción de mecanismos como el Registro Único Ambiental (RUA) y el Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC) han sido poco efectivos en ciudades intermedias, en parte, debido a su complejidad. Por consiguiente, el desarrollo de un mecanismo balanceado respecto a su complejidad y diferenciado según el tamaño de la empresa, podría contribuir a la recolección de mejor información para

la planificación territorial. Adicionalmente, una visión estratégica integrada podría ayudar a disminuir la carga de responsabilidades ambientales respecto las obligaciones de reportes de las empresas.

AGRADECIMIENTOS

El inventario de emisiones hace parte del trabajo desarrollado en el proyecto Plan de Prevención, Reducción y Control de la Contaminación del Aire para Cúcuta-Región, liderado por CORPONOR, Alcaldía de San José de Cúcuta, Gobernación de Norte de Santander, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible con el apoyo de la Embajada Suiza en Colombia – Ayuda Humanitaria y Desarrollo (COSUDE).

IMPLEMENTACIÓN DE UN SENSOR ÓPTICO DE CONCENTRACIÓN DE CO2 ATMOSFÉRICO BASADO EN ESPECTROSCOPÍA LÁSER DE DIODO SINTONIZABLE

Julian Rodriguez-Ferreira[1], Kevin Tautiva[1], Harley García[1], Leandro Rojas[1], Henry Arguello[2], and Hans Garcia[2]

Palabras clave:
Calidad del aire; diodo láser; estimación de CO2.

INTRODUCCIÓN

A lo largo de los últimos años se ha visto un incremento en la emisión de gases de efecto invernadero hacia la atmósfera como lo es el dióxido de carbono (CO2) el cual resulta nocivo para la salud. Por tal motivo, el monitoreo y control de la concentración de gases presentes en la atmósfera ha tomado cada vez más relevancia. Para ello, existen diferentes alternativas y técnicas de sondeo dentro de las que se encuentra el globo estratosférico diseñado en la misión E3Tratos (Bucaramanga, Colombia) basado en el balonismo científico, lanzamiento de globos meteorológicos, el cual comprende un barrido por la estratosfera comprendida en el rango de 11[km] a 50[km] de altura [Luis, 2018], destacando que este globo permite incluir dentro de su carga útil sistemas que logren estimar parámetros tan relevantes como lo es el CO2 atmosférico. A partir de lo anterior, la carga útil empleada puede variar dependiendo de los requerimientos de la investigación que se quiera realizar, tomando en cuenta siempre las siguientes tres principales fases: ascenso inicial, fase de vuelo y descenso y recuperación. De esta forma, la misión E3Tratos está encaminada a realizar un perfil atmosférico y medir la calidad del aire, centrándose en la estimación de la concentración de (CO2), gas contaminante de mayor abundancia en la atmósfera terrestre. Para cumplir este propósito, se presenta en este trabajo el desarrollo e implementación de un instrumento óptico basado en la técnica de espectroscopía láser de diodo sintonizable capaz de medir dichas concentraciones en tiempo real de manera eficaz, el cual a su vez formará parte de la carga útil embarcada en la misión.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sensor de concentración de CO2 implementado en este trabajo posee un diseño basado en espectroscopia láser orientado en el método de absorción directa, cuyo eje fundamental es el módulo controlador DX1 del láser EP2004-0-DM-DX1-FA de Eblana Photonics, alrededor del cual se plantearon todos los subsistemas con los cuales se busca la correcta medición de la concentración del gas, los cuales pueden ser observados en la figura 1.

1 Grupo de Investigación CEMOS, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia, jgrodrif@uis.edu.co

2 Grupo de Investigación HDSP, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia

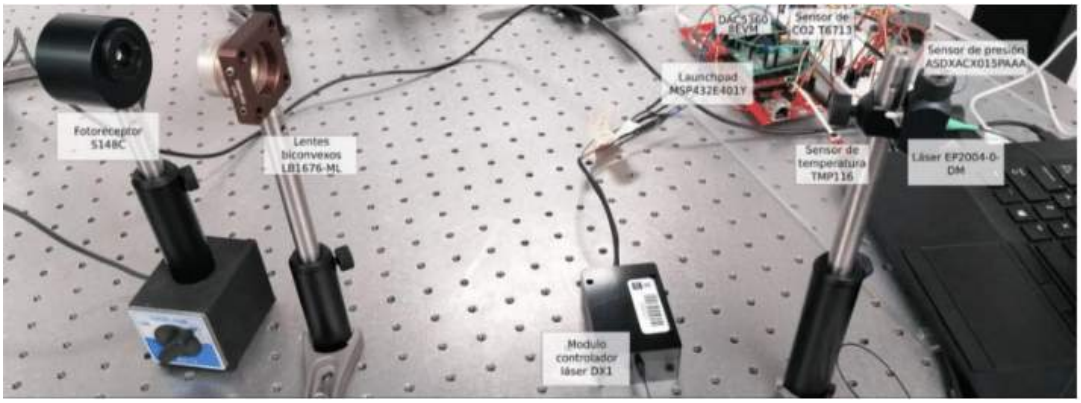


Figura 1. Montaje de los elementos ópticos y dispositivos electrónicos del sensor de CO2 implementado.

2.1 Requerimientos tenidos en cuenta en el diseño propuesto

Teniendo presente lo establecido en el planteamiento de la misión E3Tratos, se tienen requerimientos relacionados directamente con las condiciones atmosféricas a las que será sometido el instrumento, dentro de las que resaltan las bajas temperaturas y bajas presiones, por lo tanto se requiere el uso de componentes que sean aptos para el balonismo y que funcionen bajo dichas condiciones en la atmósfera y la estratósfera baja. A partir de lo anterior se establecen los siguientes requerimientos de hardware

- Rango de operación térmica mínimo entre -40[◦C] y 60[◦C].
- Rango de operación de presión mínimo entre 0[atm] y 1[atm].
- Poseer la capacidad de conectarse mecánicamente a una superficie.
- Alta robustez mecánica capaz de resistir turbulencias.
- Operar por medio de un sistema de alimentación de baterías.

2.2 Implementación del sensor óptico de concentración de CO2

La implementación del sensor propuesto en este trabajo se puede dividir en 3 grandes bloques, el primero de ellos relacionado con las etapas de potencia y control, el segundo con la implementación de los elementos ópticos y el tercero relacionado al procesamiento matemático de los datos, los cuales pueden apreciarse en la figura 2. Específicamente, en lo concerniente en el diagrama de bloques presentado se puede apreciar la estrategia de control y potencia propuesta dentro de este trabajo, donde su base se centra en el uso de un microcontrolador MSP432E401Y y un DAC53608EVM, los cuales son empleados para controlar el láser EP2004-0-DM-DX1-FA y medir su potencia de llegada a través de un fotorreceptor esfera integrante S148C. Es importante destacar que como se puede observar en la figura 1, para facilitar la implementación y calibración del sistema óptico mencionado se incluyeron lentes biconvexos LB1676 que permitieron elevar las mediciones de potencia en el fotorreceptor empleado, facilitando de esta manera realizar las estimaciones de concentraciones de CO2.

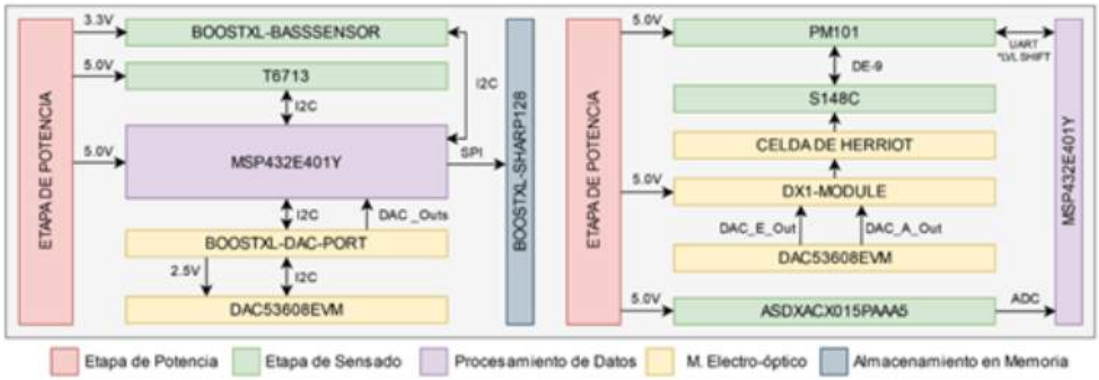


Figura 2. Diagrama de bloques del sensor óptico de CO2 implementado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Una vez se encuentra el sistema implementado, se procede a realizar las mediciones en la región espectral comprendida entre 2003.6 [nm] y 2004.2 [nm] obteniendo así la medición de potencia de llegada, sin embargo, dado que para calcular la absorción del CO2 atmosférico se requiere conocer la potencia de salida, esta se estimó como un suavizado de la potencia de llegada como se puede apreciar en la figura 3, posteriormente se calcula la absorción de lo que, en este proyecto, se asume que sólo corresponde a CO2 en dicha región espectral. Posteriormente, empleando esta curva de absorbancia y la metodología presentada en [Heard 2008], se lograron los resultados presentados en la tabla 1, donde en promedio se observa que el sistema óptico propuesto en este trabajo tiene sólo un error porcentual del **1%** en comparación con un sensor comercial T6713.

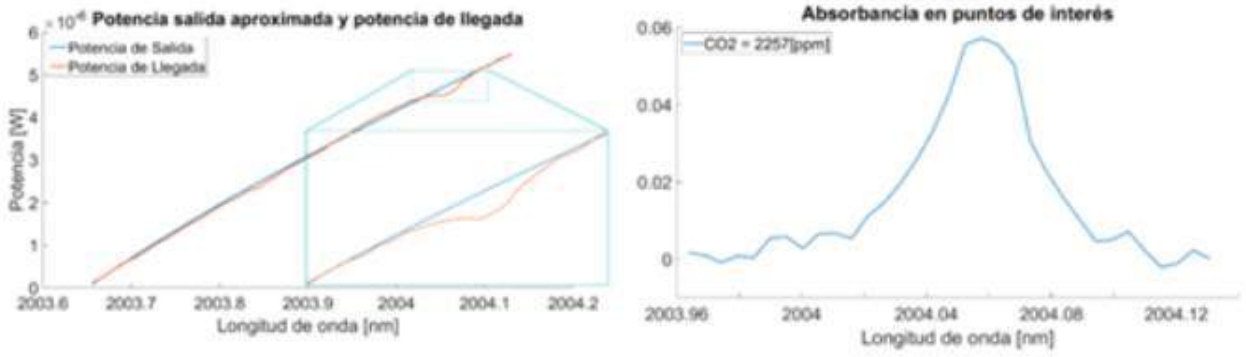


Figura 3. Firma espectral capturada en el laboratorio utilizando nuestro sensor.

Tabla 1. Resumen de comparativa del sensor propuesto contra un sensor comercial, donde se aprecia que en promedio nuestro sensor propuesto sólo tiene un error del 1% en las mediciones realizadas.

Número de medición	Sensor comercial T6713 (ppm)	Sensor propuesto (ppm)	Error porcentual
1	2051 ± 25	2135.56	4%

2	2074 ± 25	2350.26	13%
3	1986 ± 25	2113.68	6%
4	1998 ± 25	1589.69	20%
Promedio	**2027.25** ± 25	**2047.30**	**1%**

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Existen diferentes plataformas para realizar monitoreo de la calidad del aire y contribuir en los avances de la ciencia ciudadana. Dentro de estas plataformas se encuentran los globos estratosféricos, los cuales, permiten embarcar cargas útiles con el objetivo de adquirir datos atmosféricos sobre una zona o región en particular. Específicamente, E3Tratos incorpora un sensor óptico de concentración de CO2 atmosférico basado en la técnica espectroscopia de absorción láser de diodo sintonizable, con el fin de realizar un perfil vertical de la atmósfera, el cual inicialmente será lanzado en Bucaramanga y su área metropolitana. Las características de este sensor generan una garantía en la calidad de los datos para posteriormente, catalogarlos, resumirlos y exponerlos a la comunidad científica y público en general. De esta forma, se promueve el interés para lograr aportes que puedan atacar los efectos del cambio climático, sumado a crear más proyectos de desarrollo sostenible y conciencia ambiental. A futuro, se espera que uno de los alcances de la plataforma E3Tratos sea establecer una red nacional de monitoreo de gases traza en Colombia con bases de datos asequibles a diferentes usuarios con el propósito de crear una comunidad sólida que contribuya a los diferentes problemas ambientales que afronta el país y el mundo. Dicha red de monitoreo es de suma importancia dado que en Colombia la entidad que se encarga de recopilar los datos ambientales es el IDEAM y en ocasiones, la información puede estar desactualizada o simplemente no se tienen mediciones para ciertas regiones o para una variable atmosférica en particular. Ante esta problemática, conformar la red de monitoreo permitirá generar lazos de apoyo en donde podrán interactuar personas expertas en el campo, entidades públicas y privadas y, personas del común que quieran sumarse a contribuir con acciones básicas que puedan a futuro reducir los efectos negativos del cambio climático. Esta iniciativa puede consolidarse utilizando una plataforma basada en IoT para visualizar los diferentes datos en tiempo real para cada lanzamiento de globos estratosféricos, almacenarlos en una base de datos, procesarlos y exponerlos mediante una aplicación móvil o página web para que sean de fácil acceso y de código abierto. A partir de allí, más plataformas de monitoreo pueden formar parte de esta idea y fortalecer lo que sería un movimiento de conciencia ciudadana fundamentado en datos de calidad.

REFERENCIAS

Luis, E. P. (2018). ¿qué es un globo estratosférico? un resumen sobre su funcionamiento, construcción y mecánica de vuelo. In http://stratocat.com.ar/artics/globos0.html. STRATOCAT

[Jairo and Leandro, 2021] Jairo, A. C. G. and Leandro, S. R. R. (2021). In Implementación de los módulos electrónicos de un sensor de concentración de CO2 atmosférico basado en espectroscopia láser de diodo sintonizable embarcado como carga útil en el globo sonda estratosférico E3Tratos. UIS

[Heard 2008] Heard, D. (Ed.). (2008). Analytical techniques for atmospheric measurement. John Wiley & Sons, pp. 90-96.

IMPLEMENTACIÓN DE BPM COMO HERRAMIENTA DE GESTIÓN PÚBLICA Y AYUDA MUTUA PARA MEJORAR LA RESPUESTA A EMERGENCIAS CON MATERIALES PELIGROSOS: MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AIRE COMO FACTOR CRÍTICO

Katherine Pachón-Carrascal[1], Jhon Botello[2], Guisselle García-Llinás[3], Aymer Maturana[4], César Viloria-Núñez[5], Daniel Romero [6], Katherine Palacio-Salgar[7]

Palabras clave:

Ayuda mutua interinstitucional; calidad del aire; gestión de proceso de negocio (BPM); gestión de riesgos de desastres; materiales peligrosos.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

La gestión del riesgo de desastres en emergencias que involucren materiales peligrosos adquiere una relevancia crucialen la gestión pública, enespecial por los potenciales impactos a las personas,elmedio ambienteylaeconomíasinosellevanprocesosdemonitoreoadecuados.Adicionalmente,hayevidencias del aumento de la frecuencia de emergencias tanto naturales como antrópicas, que tienen efectos sin precedentes debido a la interdependencia de los sistemas críticos y no críticos (Shahrah, 2017; Sulis, 2018).

La materialización de una emergencia manifiesta la dificultad de coordinar las acciones de los actores e instituciones que aportan al manejo y solución del evento, sobre todo en los casos en los que hay liberación de productos tóxicos

1DepartamentodeIng.Industrial,pachonk@uninorte.edu.co

2DepartamentodeIng.Industrial,UniversidaddelNorte,jgbotello@uninorte.edu.co

3DepartamentodeIng.Industrial,UniversidaddelNorte,gagarcia@uninorte.edu.co

4DepartamentodeIng.CivilyAmbiental,UniversidaddelNorte,maturanaa@uninorte.edu.co

5DepartamentodeIng.EléctricayElectrónica,UniversidaddelNorte,caviloria@uninorte.edu.co

6DepartamentodeIng.Industrial,UniversidaddelNorte,hromero@uninorte.edu.co

7DepartamentodeIng.Industrial,UniversidaddelNorte,kapalacio@uninorte.edu.co

que pueden afectar la calidad del aire y la salud de las comunidades aledañas (Goldman, Gretchen; et al., 2022). Con los avances actuales en las tecnologías de información y comunicaciones (TIC), se identificó la oportunidad de utilizar instrumentos digitales para fortalecer la Gestión del Riesgo deDesastres(GRD), particularmente en la fase de respuesta a emergencias. De esta forma, se hace viable, sostenible, eficiente y efectivo la aplicación de BPM como una tecnología para la respuesta a emergencias en las que se requiere la colaboración interinstitucional (Rafi, 2018).

En esta investigación se utilizó Business Process Management (BPM) para modelar y automatizar los procesos involucrados en la respuesta a situaciones de emergencias que involucren productos químicos peligrosos, en un entorno de ayuda mutua interinstitucional y dando especial trascendencia al monitoreo de la calidad del aire para el soporte en la toma de decisiones relacionadas con el cuidado de las comunidades aledañas al epicentro del evento. Esto significa la definición y caracterización previa de los recursos y roles, los niveles de concentración de productos químicos peligrosos en la atmosfera permisibles y, en general, del proceso diseñado para dar respuesta a emergencias con la mediación de las TIC; lo que ante la ocurrencia de un evento garantiza un manejo y solución rápida y efectiva (Hofmann, 2013; Kumar & Jasuja,2017; Jabbari, Atabi,& Ghorbani, 2020). Asimismo, permite una trazabilidadde la información, acciones emprendidas, responsabilidades, y mejoras en la coordinación de los actores involucrados y en la eficiencia del uso de los recursos (Hofmann, 2015).

Este estudio se basó en un caso de estudio que toma como referencia la gestión de ayuda mutua en la plataforma digital SIMET Web (Sistema Integral para el Manejo de Emergencias Tecnológicas) planteado por el Proceso APELL y la Universidad del Norte para Barranquilla. Esto permitió identificar impactos, aportes y retos de la utilización de esta tecnología en este tipo de emergencias, lo que significaría el fortalecimiento de la gobernanza en la gestión pública de emergencias.

MATERIALES Y MÉTODOS

Materiales

Para el alcance de los objetivos trazados, se utilizaron las siguientes herramientas de BPMN:

Bizagi Modeler: es un software de mapeo de procesos de negocios que organiza las etapas del proceso para su comprensión, y facilita la identificación de oportunidades de mejora en las diferentes actividades (Lipski, 2022; Yakimov, 2017).

Bizagi Studio:esta herramienta modela y automatiza procesos, integra sistemas externos, asigna tareas a usuarios, genera informes y monitoriza procesos en tiempo real (Lipski, 2022; Yakimov, 2017).

METODOLOGÍA

En primer lugar, se identificaron las actividades que la Ayuda Mutua del proceso APELL Barranquilla lleva a cabo para respondera emergencias conmateriales peligrosos, así como los criterios que se consideran para ejecutar cada actividad y los actores involucrados en cada una. Además, se establecieron los parámetros relacionados con la calidad del aire en atmosferas peligrosas que deben monitorearse periódicamente para tomar decisiones sobre evacuación y servicios de salud.

Una vez se analizaron cada una de las actividades e interacción entre estas, se procedió a estructurar el proceso, sus fases y la interacción de cada una de las actividades con los diferentes roles en un entorno de modelamiento BPM. Finalizada la etapa de modelamiento, se validaron, con ayuda de expertos en respuesta a emergencias del Proceso APELL, cada una de las actividades modeladas con el fin de robustecer el modelo. Esta etapa se llevó a cabo en una interfaz webde interacción entre los diferentes actores involucrados.

Finalmente, se presentaron diferentes casos de emergencias hipotéticas en las cuales la respuesta se desarrollará a través del modelo. Esto permitió analizar, las ventajas que puede llegar a proporcionar la implementaciónde BPM enlaeficazatenciónymonitorizacióndelacalidaddelaire enemergenciasque involucren materiales peli-

grosos en un entorno de Ayuda Mutua Interempresarial.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Resultados

Los resultados de la investigación indican que la implementación de BPM puede tener un impacto significativo en la gestión de emergencias con materiales peligrosos en un entorno de ayuda mutua interinstitucional. Este impacto fortalece las políticas públicas y la gobernanza local en asignación de recursos y priorización para la gestión del riesgo de desastres.

Se mejoró la coordinación y toma de decisiones en la Ayuda Mutua APELL Barranquilla al estructurar y modelar el proceso de respuesta existente, dando relevancia al monitoreo de la calidad del aire. Esto permitió respuestas más efectivas y eficientes. LaFig.1 muestra el proceso tradicional y la Fig.2 el proceso en un entorno de BPM, identificándose que este último es más robusto y claro en las fases y tareas involucradas por cada actor.

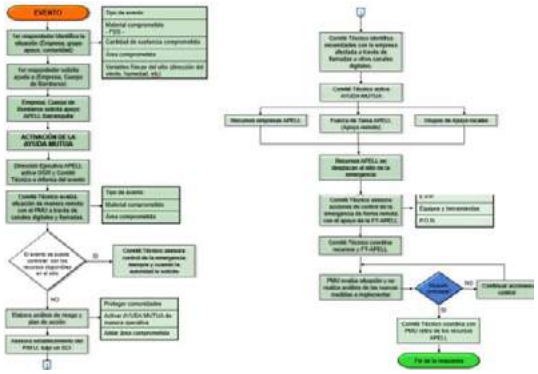


Figura 1(a). Proceso de respuesta a emergencias con Matpel usando la ayuda mutua interinstitucional tradicional.

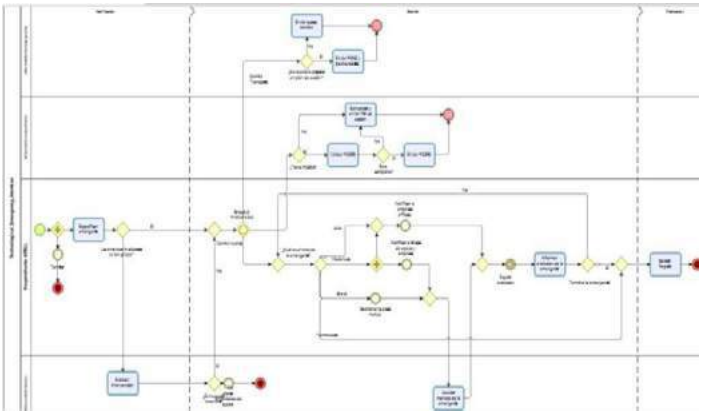


Figura1(b). Proceso de respuesta a emergencias con Matpel usando la ayuda mutua interinstitucional en un entorno de BPM.

Con la aplicación de BPM en el caso de estudio, se identificaron los beneficios del uso de esta herramienta en la gestión del riesgo de desastres de origen industrial y se confirmó su efectividad para mejorar la eficacia de la respuesta a situaciones de emergencia y la trazabilidad de las tareas ejecutadas en la interfaz del usuario. La Fig. 2 permite visualizar el entorno de ejecución de la respuesta desde un usuario que responde inicialmente a una emergencia. El entorno es más interactivo y permite la descarga del paso a paso de la ejecución de la respuesta en orden cronológico.

Se incluyó un módulo adicional para la gestión de la monitorización de la calidad del aire en atmosferas peligrosas, lo que permitió analizar las acciones que se deben llevar a cabo para disminuir la exposición a materiales peligrosos de las comunidades aledañas al epicentro de la emergencia. La monitorización de la calidad del aire es crucial en situaciones de emergencia en las que se liberan materiales peligrosos al medio ambiente, ya que puede ayudar a determinar la gravedad de la situación y guiar la toma de decisiones para proteger a las personas y el medio ambiente. La incorporación de este módulo en el estudio es un importante avance en la gestión de emergencias y la gestión del riesgo de desastres en general.

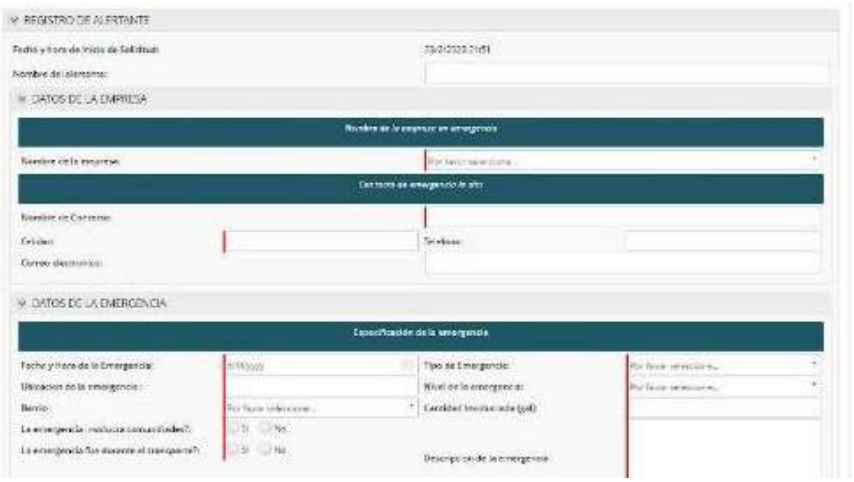


Figura 2. Interfaz de respuesta a emergencias desde la perspectiva del primer respondiente.

Discusión

En general, los resultadosdelestudioconfirmanqueelusodeBPMpuedegenerarbeneficiossignificativos para la gestión del riesgo de desastres de origen tecnológico. Sin embargo, uno de los mayores desafíos identificados consiste en la necesidad de un lenguaje común entre todos los actores involucrados en la respuesta de la emergencia para optimizar la coordinación y la toma de decisiones.

En este sentido, este trabajo contribuye significativamente a la literatura actual sobre lagestión del riesgo de desastres y presenta una perspectiva innovadora para el uso de BPM en la respuesta a emergencias con materiales peligrosos que puedan comprometer la calidad del aire y la integridad de las personas. Los hallazgos de esta investigación pueden ser de gran utilidad para empresas, organizaciones e instituciones involucradas en la gestión del riesgo de desastres de origen industrial y para mejorar la preparación y respuesta a emergencias. En conclusión, este trabajo representa una contribución importante para fortalecer la gestión del riesgo de desastres y la seguridad industrial.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La introducción de BPM en la respuesta a emergencias que involucren materiales peligrosos en un entorno de ayuda mutua interinstitucional que involucra a industria, gobierno y comunidad tiene el potencial de impactar positivamente las políticas públicas y para la práctica, destacando:

El desarrollo de nuevas políticas de seguridad pública que promuevan el fortalecimiento de los procedimientos ymétodos para la respuesta a emergencias a través de la incorporación de sistemas y tecnologías.

El fortalecimiento de la responsabilidad ambiental, dado que puede tener implicación en las políticas públicas medioambientales que buscan salvaguardar el medio ambiente y la salud pública en caso de una emergencia que involucre productos químicos peligrosos, sobretodo en aquellas en la que la calidad del aire se vea comprometida.

Mayor coordinación interinstitucional entre los diferentes organismos, entidades, actores o respondientes que intervienen en la respuesta a emergencia. Por lo que es necesario establecer nuevas normativas que promuevan la colaboración y colaboración entre los diferentes actores, así como la definición de las responsabilidades de los diferentes roles.

En la práctica, la implementación de BPM en la respuesta a emergencias de origen tecnológico implica un fortalecimiento de los procesosy protocolos actuales a través de la evaluación y mejora continua de cada una de las actividades relacionadas con esta fase de la gestión del riesgo de desastres.

En síntesis, laimplementación de BPMen la respuestaa emergenciasdeorigen tecnológicoes relevante para los diferentes actores que hacen parte de la ayuda mutua intereinstitucional. Esto es: industria, gobierno y comunidades, ya que mejora la coordinación interinstitucional, los tiempos y calidad de la respuesta, lo que impacta finalmente en reducción de las consecuencias sobre la integridad de las personas, el medio ambiente, los procesos, entre otros.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Sistema General de Regalías de Ciencia, Tecnología e Innovación, con recursos del departamento del Atlántico, y ejecutado por la alianza entre Universidad del Norte y APELL Barranquilla.

REFERENCIAS

Goldman, G., & al., e. (2022). Assessment of air pollution impacts and monitoring data limitations of a spring 2019 chemical facility fire. Environmental Justice, 362-372.

Hofmann, M., Sackmann, S., & Betke, H. (2013). Using workflow management systems to improve disaster response processes. In 2013 27th International Conference on Advanced Information Networking and Applications Workshops (pp. 261-266). IEEE.

Hofmann,M.,Betke,H.,&Sackmann,S.(2015). Process-orienteddisasterresponsemanagement:astructured literature review. Business Process Management Journal.

Jabbari,M.,Atabi,F.,&Ghorbani,R.(2020). Key air borne concentrations of chemicals for emergency response planningin HAZMAT road transportation-margin of safet yor survival. Journal of Loss Prevention in the Process Industries, 104139.

Kumar,S.,&Jasuja,A.(2017). Air quality monitoring system base don Io Tusing Raspberry Pi. 2017 International Conference on Computing, Communication and Automation (ICCCA), 1341-1346.

Lipski, R., & Lipski, D. (2022). Tools for modeling and simulating business processes-a comparative analysis. Journal of Computer Sciences Institute, 22, 46-50.

Rafi, M. M., Aziz, T., & Lodi, S. H. (2018). A comparative study of disaster management information systems. Online Information Review, 42(6), 971-988.

Shahrah, A. Y., & Al-Mashari, M. A. (2017). Emergency response systems: research directions and current challenges. In Proceedings of the Second International Conference on Internet of things, Data and Cloud Computing (pp. 1-6).

Sulis,E.,&DiLeva,A.(2018).Public health management facing disaster response: a business process simulation perspective. In 2018 Winter Simulation Conference (WSC) (pp. 2792-2802). IEEE.

Yakimov, I., Kirpichnikov, A., Mokshin, V., Yakhina, Z., & Gainullin, R. (2017). The comparison of structured modeling and simulation modeling of queueing systems. In Information Technologies and Mathematical Modelling. Queueing Theory and Applications: 16th International Conference, ITMM 2017, Named After AF Terpugov, Kazan, Russia, September 29-October 3, 2017, Proceedings 16 (pp. 256-267). Springer International Publishig.

SALUD PÚBLICA Y EXPOSICIÓN PERSONAL

02

PRÓLOGO

Salud y Exposición Personal

Existe una gran evidencia acumulada de los efectos nocivos de la contaminación atmosférica sobre la salud humana y los ecosistemas. Por ello, la finalidad central de los planes de gestión integral de calidad del aire es comprender la dinámica local/regional de la contaminación atmosférica y monitorear y reducir al máximo posible la exposición de las personas y ecosistemas con el fin de minimizar sus efectos nocivos. En el camino para lograr estos objetivos existe el reto técnico y científico de caracterizar de manera más adecuada y precisa la exposición a diferentes contaminantes atmosféricos, así como de evaluar su efecto sobre diferentes eventos de salud/enfermedad en comunidades y en individuos. De esta manera, la investigación en contaminación atmosférica y salud es un insumo fundamental que debe informar la toma de decisiones.

Durante el CASAP IX, grupos de investigadores de diferentes ciudades e instituciones presentaron los resultados de sus más recientes trabajos relacionados con la medición de exposición a diferentes contaminantes atmosféricos y la evaluación de sus efectos en salud. Los trabajos presentados incluyeron no solamente avances en la caracterización local e individual de la exposición a contaminantes criterio del aire sino también la caracterización de exposición a ruido ambiental y radiaciones ionizantes. Así mismo, hubo una gran diversidad de eventos de salud evaluados que incluyeron desde la evaluación del efecto genotóxico y citotóxico en mode los celulares, pasando por eventos de morbilidad y calidad de vida y llegando hasta la estimación de la mortalidad evitable por contaminación atmosférica en diferentes ciudades. Los resultados de estas investigaciones indudablemente aportan a la mejor comprensión de la situación de la contaminación atmosférica y su relación con la salud en nuestro entorno y orientan sobre los vacíos de conocimiento y los retos de investigación que debemos abordar prioritariamente en el mediano y largo plazo.

Laura Andrea Rodríguez Villamizar
Departamento de Salud Pública
Universidad Industrial de Santander UIS

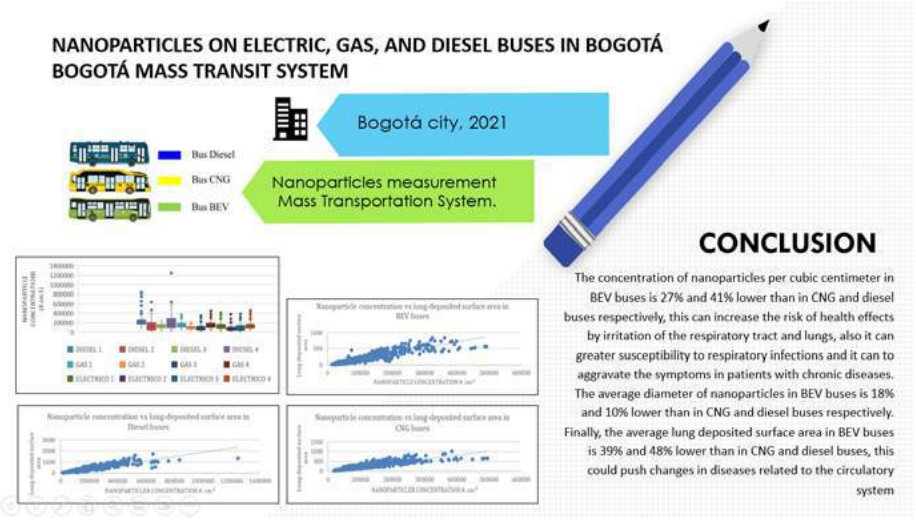
NANOPARTICLES ON ELECTRIC, GAS, AND DIESEL BUSES IN BOGOTÁ MASS TRANSIT SYSTEM

Diego Armando Vargas Romero[1], Boris Galvis[2], Cristina Vanesa Durán Grados[3], Camilo Bernal[4]

Palabras clave:

Contaminación del aire relacionada con el tráfico TRAP; BEV buses eléctricos; LDSA superficie de depósito pulmonar; nanoparticulas; sistema de transporte masivo

RESUMEN GRÁFICO



Fuente: (Elaboración propia, 2023).

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire en entornos urbanos se ha convertido en una preocupación cada vez mayor, especialmente después de la evidencia de impactos significativos en la salud causados por concentraciones de contaminantes del aire que antes se consideraban aceptables (Zargari y Khan, 2010). De los muchos microambientes de las ciudades, los vinculados al transporte público pueden ser aquellos en los que más habitantes de la ciudad estén expuestos a concentraciones más altas de contaminantes atmosféricos relacionados con el tráfico - TRAP (de Nazelle, Bode y Orjuela, 2017).

Los vehículos pesados juegan un papel importante en los inventarios de emisiones de material particulado en las carreteras de muchas ciudades (Ali et al., 2019), y los motores diésel son los principales emisores de partículas ultrafinas en las zonas urbanas (Bessagnet et al., 2022). Los vehículos a gas natural pueden emitir menos hollín y partículas en masa, pero probablemente más par-

1 Ingeniero de producción, Especialista en Gestión de Proyectos, Máster en Gestión Ambiental e Ingeniería de Procesos. Estudiante de Doctorado en Ingeniería en la Universidad de Cádiz, ingprodvargas@gmail.com

2 Ingeniero Civil, PhD en Tecnología Ambiental. Docente adscrito al programa de Ingeniería Química, Universidad de la Salle, bgalvis@unisalle.edu.co

3 Ph.D. en Ingeniería Industrial. Directora de la Escuela de Ingenierías Marina, Náutica y Radioelectrónica de la Universidad de Cádiz, España. Miembro activo del Departamento de Máquinas y Motores Térmicos, Escuela de Ingenierías Marina, Náutica y Radioelectrónica, Campus de Excelencia Internacional del Mar (CEIMAR), Departamento: Máquinas y Motores Térmicos de la Universidad de Cádiz, Vanesa.duran@uca.es

4 ingeniero de sistemas y técnico electrónico con más de 18 años de experiencia en desarrollo de software para sensores de monitoreo ambiental, técnico experto en instrumentación ambiental en áreas de aire, agua, ruido y salud ocupacional, cbernal@gesoltec.co

tículas en número (Chen et al., 2018), que puede tener efectos más importantes en la salud, probablemente debido a una mayor relación entre el área de superficie y la masa (Deng et al., 2019). Un número menor de estudios han analizado las nanopartículas de los vehículos BEV, pero las partículas que no son de escape de los vehículos BEV podrían en ocasiones superar las emisiones de partículas de los motores de combustión interna (Beddows y Harrison, 2021).

En Bogotá, una ciudad con más de siete millones de habitantes, el sistema de transporte masivo contaba con aproximadamente 9400 buses para 2021, utilizando diferentes tecnologías(). La evolución de la distribución de tecnologías de buses se muestra en la Tabla 1.

En este trabajo, analizamos la concentración (cantidad) de nanopartículas, el tamaño promedio y el área de superficie depositada en los pulmones, medidas de exposición dentro de los autobuses diésel, GNC y BEV del componente zonal del sistema de transporte masivo de Bogotá, durante su operación normal, para determinar si las diferencias en la tecnología de los autobuses afectan los niveles de exposición de los pasajeros a las nanopartículas.

Tabla 1. Evolución de la distribución de tecnologías de buses en el Sistema de transporte masivo de Bogotá. *Fuente: Elaboración propia.*

Tecnología	Línea base		
	2017	2019	2020
Euro II / III	56.50%	34.00%	3.30%
Euro IV / V	32.00%	26.50%	17.20%
Hibrido	11.50%	10.70%	10.20%
Euro V - DPF		19.50%	31.20%
Euro VI - CNG		9.30%	33.30%
BEV			4.80%

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Alcance del estudio

El sistema de transporte masivo de Bogotá tiene dos componentes, uno que opera por calzada exclusiva denominado BRT (por sus siglas en inglés Bus Rapid Transit, que traduce bus de tránsito rápido), y un componente zonal que opera por calzada mixta. El BRT opera autobuses articulados, biarticulados en carriles exclusivos y autobuses de cuerpo único que alimentan estaciones de final de línea en carriles de tráfico mixto (ver Figura 1); y el componente zonal utiliza buses de cuerpo único, que operan una combinación de buses diésel, GNC, híbridos (diésel-BEV) y BEV principalmente en carriles de tráfico mixto (ver Figura 2). Para este estudio se midió la exposición al interior de buses Diésel, GNC y BEV del componente zonal que operan rutas que en un alto porcentaje recorren la Calle 13, considerada una de las vías arterias que atraviesa la ciudad de Oeste a Este, cubriendo las localidades de Fontibón, Kennedy, Puente Aranda, Los Mártires, Antonio Nariño y Santa Fe (ver Figura 3). El cuadro 2 muestra las líneas, rutas, y las tecnologías de autobús seleccionadas.

Las mediciones fueron realizadas por una persona que se transportaba siempre al interior de los buses, portando siempre el instrumento y asegurándose que la boquilla de entrada se ubicara a una distancia mínima de su nariz (aproxi-

madamente 10 cm) y que esta se encontrara libre de obstrucciones. La ubicación de la persona al interior de los buses en todas las jornadas de medición, se mantuvo estándar entre la segunda y tercera puerta de Servicio, esta área al interior de los buses recibe la mayor cantidad de usuarios y está más cerca de los motores. Los datos fueron recolectados y registrados cada 10 segundos. Los días de medición se seleccionaron buscando condiciones de operación promedio y siempre en días hábiles (lunes a Viernes). Las mediciones se hicieron siempre fuera del horario de restricción vehicular (pico y placa), en condiciones climáticas promedio para la ciudad, clima frío y seco, sin presencia de lluvias. No se tomaron en cuenta días que presentaron algún evento o jornada atípica que pudiera alterar las condiciones de medición, como protestas o días sin automóviles.

La toma de datos se realizó dentro de autobuses de las tres tecnologías, de un solo cuerpo, con capacidad para 80 pasajeros. En el caso de los buses Diésel y GNC Se verificó que no tuvieran ningún tipo de postratamiento o filtro instalado para controlar las emisiones. El cuadro 3 muestra la información sobre los buses utilizados para el proceso de medición.

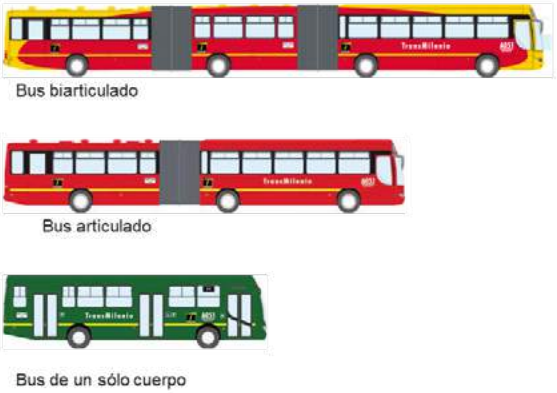


Figura 1. Buses usados en el componente BRT del Sistema de transporte masivo de Bogotá.
Fuente: Manual de Operación SITP Bogotá

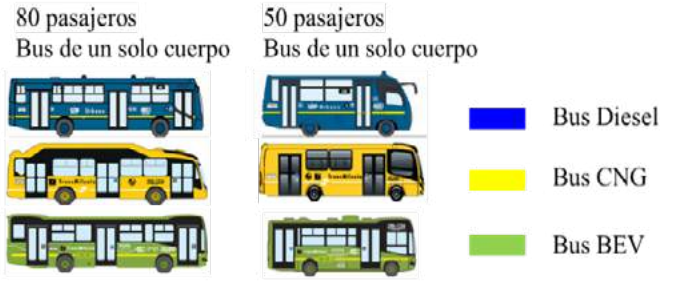


Figura 2. Buses usados en el componente BRT del Sistema de transporte masivo de Bogotá.
Fuente: Manual de Operación SITP Bogotá



Figura 3. Descripción de rutas para toma de datos en el Sistema de transporte masivo de Bogotá.
Fuente: Elaboración propia

Tabla 2. Información sobre líneas, rutas, y las tecnologías de autobús seleccionadas para toma de datos.
Fuente: Elaboración propia

Nombre de ruta	Tecnología del bus	Cantidad de paradas	Origen	Destino
A302 – Centro	BEV	62	Kr 123 - Cl 14 / Fontibón	AC 19 – Kr 9 / Las Nieves
99 – Germania	Gas	64	Tv 80i – Dg 89 b South / Bosa	AC 19 – Kr 4 / Las Nieves
257 - Germania	Diesel	37	Cl 17d – K135 / Fontibón	AC 19 - Kr 5 / Veracruz

Tabla 3. Información sobre los buses utilizados para el proceso de medición. Fuente: Elaboración propia

Tecnología del bus	Estándar	Marca	Km desde el ultimo cambio de aceite	Fecha de medición	Sentido de ruta	Total recorridos*
BEV	BEV	BYD	8.174	05/05/2021	E-O	1
BEV	BEV	BYD	7.140	13/05/2021	E-O / O-E	2
BEV	BEV	BYD	9.327	20/05/2021	E-O	1
CNG	Euro VI	Scania	11.320	07/05/2021	O-E	1
CNG	Euro VI	Scania	6.908	13/05/2021	E-O / O-E	2
CNG	Euro VI	Scania	12.730	21/05/2021	E-O	1
Diesel	Euro VI	Volvo	4.600	20/05/2021	E-O / O-E	2
Diesel	Euro VI	Volvo	5.230	25/05/2021	E-O / O-E	2

* E: Este / O: Oeste

2.1 Instrumentos

Para el estudio se utilizó en el proceso de toma de muestras, el clasificador de tamaño de difusión en miniatura - dispositivo portátil DiSCmini (Testo SE & Co. KGaA, Titisee-Neustadt, Alemania) para medir las concentraciones numéricas (# cm-3) de partículas entre 10 y 700 nm de tamaño. El instrumento también informa el diámetro medio de las nanopartículas (nm) y el área superficial depositada en los pulmones (µm2.cm-3), con una frecuencia de 0,1 Hz.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el caso de los buses BEV, se hicieron mediciones en 4 fechas, 3 en sentido O-E y 1 en sentido E-O; en total 177 minutos y 37,24 km. La concentración media de nanopartículas por centímetro cúbico fue de 108.519,5 /cm^{-3}, el diámetro medio de las nanopartículas fue de 35,2 nm y el promedio del área superficial depositada en los pulmones LDSA fue de 191,6 $\mu m^2/cm^{-3}$.

En el caso de los buses Diésel, se realizaron 4 mediciones, 2 en sentido O-E y 2 en sentido E-O. En total 225 minutos y 47,62 km. La concentración media de nanopartículas fue de 166.558,6 /cm^{-3}, el diámetro medio de las nanopartículas fue de 37,2 nm y el promedio del área superficial depositada en los pulmones LDSA fue de 344,31 $\mu m^2/cm^{-3}$.

Finalmente, en el caso de los buses de GNC, se registraron 4 mediciones, 2 en sentido O-E y 2 en sentido E-O. En total 233,4 minutos y 51,45 km. La concentración media de nanopartículas fue de 142.920,8 /cm^{-3}, el diámetro medio de las nanopartículas fue de 42,39 nm y el promedio del área superficial depositada en los pulmones LDSA fue de 318,5 $\mu m^2/cm^{-3}$.

La tabla 4 muestra un resumen de los datos. La figura 4 muestra las concentraciones de nanopartículas para estas tecnologías de autobuses:

Tabla 4. Resumen de datos obtenidos. Fuente: Elaboración propia.

Tecnología de buses	BEV	CNG	DIESEL
Cantidad total de datos	841	929	851
Promedio de concentración de nanopartículas (#.cm^{-3})	109773,0	124075,6	175000,5
Máxima concentración (#.cm^{-3})	492.263	495.730	124.7418
Mínima concentración (#.cm^{-3})	13.556	18.590	14.526
Promedio de diámetro de nanopartícula (nm)	35,2	42,7	37,6
Promedio del área superficial depositada en los pulmones LDSA μm^2. cm^{-3}	195,0	281,5	349,6

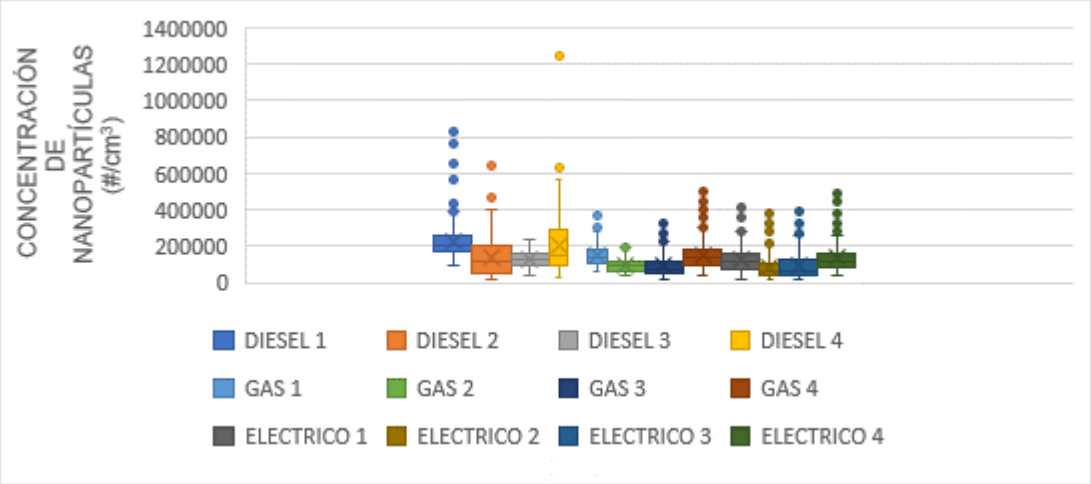


Figura 4. Concentraciones de nanopartículas para estas tecnologías de autobuses (#/cm^{-3}).
Fuente: Elaboración propia

3.1 Discusión

El diámetro promedio de las nanopartículas es mayor en los buses de GNC que en los diésel y BEV (Ver Cuadro 5). La concentración de nanopartículas en buses BEV es menor un 41% que en buses GNC y un 27% que en buses diésel. El área de superficie promedio depositada en los pulmones es menor un 48% en los autobuses BEV que buses GNC y un 39% que en buses diésel (Ver cuadro 6).

Estos resultados son consistentes con estudios que se realizaron previamente en ciudades como Arnhem en Países Bajos, y Como en Italia, donde se concluyó que las altas concentraciones de UFP se encuentran a menudo en los autobuses diésel (Singh, Pal y Agarwal, 2016). Por el contrario, las concentraciones en autobuses de gas natural comprimido (Ragettli et al., 2013) y los autobuses eléctricos son relativamente bajos (Knibbs, Cole-Hunter, Morawsca, 2011). El modo de transporte, así como la ruta de desplazamiento y el tipo de vehículos, desempeña un papel influyente en los niveles de exposición a las partículas (Zuurbier et al., 2011).

El diámetro promedio de las nanopartículas no es directamente proporcional a la concentración por centímetro cúbico o al área de superficie depositada en los pulmones LDSA. El recuento de nanopartículas y el área de superficie depositada

en los pulmones son proporcionales en las diferentes tecnologías de bus; véanse las figuras. 5-7.

Tabla 5. Resumen de resultados por tecnología de bus.
Fuente: Elaboración propia

Tecnología	**Promedio de concentración de nanopartículas (#.cm^{-3})**	**Promedio de tamaño de partícula (nm)**	Área superficial depositada en los pulmones LDSA (μm^2. cm^{-3})
BEV	108.519,4	35.2	191.6
CNG	121.904,9	42.4	273.9
Diesel	166.558,6	37.2	344.3

Tabla 6. Comparación de resultados entre tecnologías de bus.
Fuente: Elaboración propia.

Comparativo	**Concentración de nanopartículas (#.cm^{-3})**	**Promedio de tamaño de partícula (nm)**	Área superficial depositada en los pulmones LDSA (μm^2. cm^{-3})
BEV Vs Diesel	-41%	-10%	-48%
BEV Vs CNG	-27%	-18%	-39%

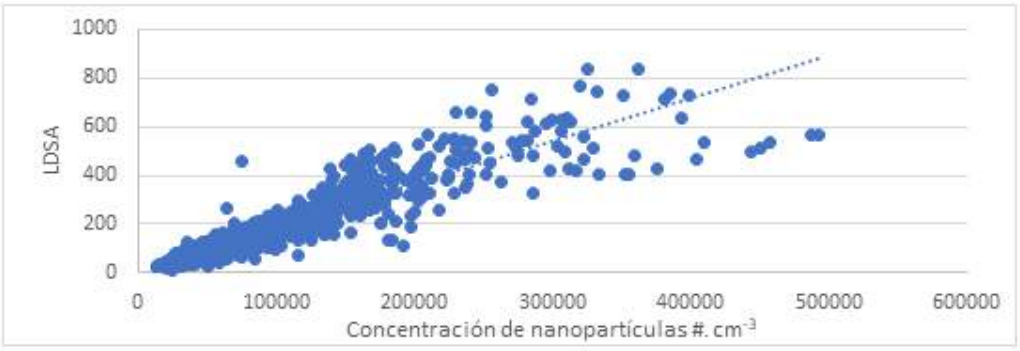


Figura 5. Concentración de nanopartículas Vs. LDSA área de superficie depositada en los pulmones en buses BEV. *Fuente: Elaboración propia.*

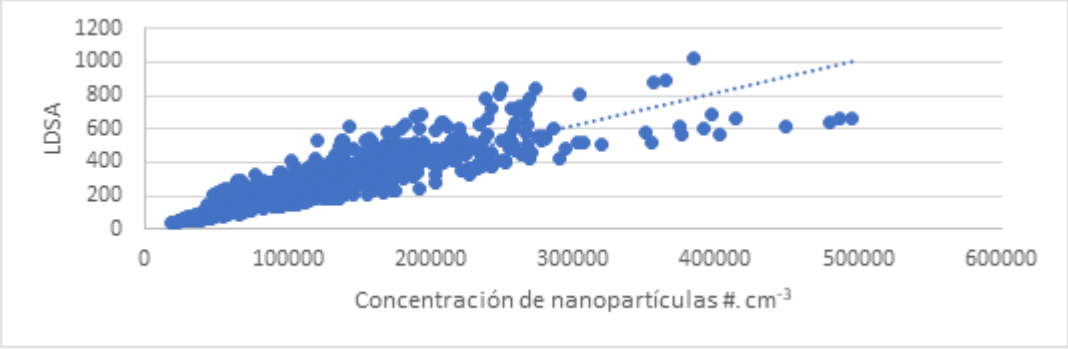


Figura 6. Concentración de nanopartículas Vs. LDSA área de superficie depositada en los pulmones en autobuses buses CNG.
Fuente: Elaboración propia.

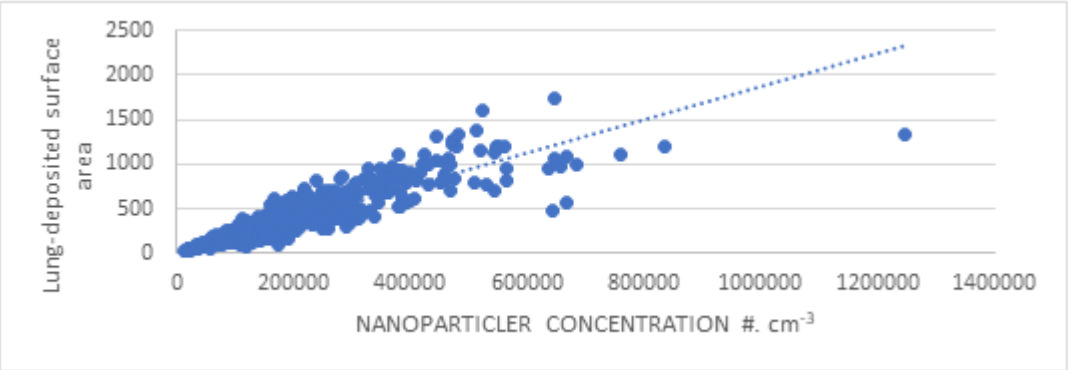


Figura 7. Concentración de nanopartículas Vs. LDSA área de superficie depositada en los pulmones en autobuses buses Diesel. *Fuente: Elaboración propia.*

Considerando el aceite lubricante como una fuente importante de formación de partículas en los motores GNC y Diesel, la edad del aceite lubricante del motor podría tener algún impacto en la concentración de partículas en los buses diésel y GNC, toda vez que se referencia una vida del aceite cercano a su límite de cambio en dos de las tres mediciones en buses GNC, y en las dos mediciones Diesel, sin embargo, de acuerdo con nuestros resultados, no es clara una proporcionalidad directa entre este parámetro y la concentración de nanopartículas por centímetro cúbico en autobuses diésel, GNC y BEV.

Para los buses BEV, aunque la concentración de nanopartículas es más baja en promedio, puede ser tan alta como la de los buses de GNC y diésel en algunos puntos de la ruta, lo que permite concluir que la concentración puede verse afectada por otras variables externas a la tecnología del bus, por ejemplo, la contaminación urbana emitida por Fuentes fijas en algunos tramos del recorrido, también la contaminación emitida por Fuentes móviles como otros vehículos que comparten la ruta, esto se deduce de algunos picos en la medición, relacionados con la apertura de puertas en las paradas de autobús, este fenómeno también se presentó en estudios similares en ciudades como Barcelona o Beijing, que indican que el "frenar y arrancar" y la apertura de las puerta en los viajes aumentaría las oportunidades de filtración de aire, incluso cuando las ventanas están cerradas(Moreno et al., 2015).

Los niveles de partículas en los autobuses de este estudio fueron más altos que en otras ciudades, incluida Basilea, Suiza (Ragettli et al., 2013), Arnhem, Países Bajos, Italia (Singh, Pal, y Agarwal, 2016), Beijing, China (Yang et al., 2021), Barcelona, España (Moreno,2015); la proporción de los resultados fue solo similar a los estudios en Milán, Italia (Cattaneo et al., 2009) y Santiago, Chile (Sirignano et al., 2018). Las diferencias pueden deberse a muchos factores, como las condiciones del tráfico, la tecnología de los autobuses y la concentración de la contaminación del aire urbano en las diferentes ciudades.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio fue el primero en comparar la exposición a nanopartículas relacionadas con el tráfico, dentro de tres tecnologías de autobuses diferentes: diésel, GNC y BEV, en Bogotá, una megaciudad de Colombia.

La concentración de nanopartículas por centímetro cúbico en los buses BEV es 27% y 41% menor que en los buses a GNC y diésel respectivamente, esto puede aumentar el riesgo de afectación a la salud por irritación de las vías respiratorias y pulmones, además puede aumentar la susceptibilidad a infecciones respiratorias y puede agravar los síntomas en pacientes con enfermedades crónicas.

El diámetro medio de las nanopartículas en los autobuses BEV es un 18 % y un 10 % inferior al de los autobuses de GNC y diésel, respectivamente. Finalmente, el área de superficie promedio depositada en los pulmones LDSA en los buses BEV es 39% y 48% menor que en los buses a GNC y diésel, esto podría impulsar cambios en enfermedades relacionadas con el sistema circulatorio, debido a que el tamaño de las nanopartículas podría permitir avanzar hacia el torrente sanguíneo.

La exposición a nanopartículas en autobuses diésel es alarmante, como lo confirman las mediciones realizadas, y el problema es más grave si se tiene en cuenta que la flota diésel es muy utilizada en muchas megaciudades, por lo tanto, es importante que los formuladores de políticas mejoren los sistemas de transporte en autobús, principalmente mediante el cambio de diésel a energías más limpias.

Como no es probable que los tiempos de viaje disminuyan en ciudades como Bogotá, las reducciones observadas en nanopartículas con BEV podrían implicar una disminución en los efectos potenciales para la salud de los usuarios.

Es necesario realizar un análisis comparativo entre buses diésel, GNC y BEV para otras tipologías de buses, además, es necesario analizar otras variables sobre la comparativa entre las diferentes tecnologías, por ejemplo, temperaturas, ruido, vibraciones, entre otras. Finalmente para futuras investigaciones es bueno incluir a los usuarios de buses, para comprobar sus percepciones.

REFERENCIAS

Ali, M. & Liu, G. & Yousaf, B. & Ullah, H. & Abbas, Q. & Munir, M.(2019). A systematic review on global pollution status of particulate matter-associated potential toxic elements and health perspectives in an urban environment. Environmental Geochemistry and Health, 41(3), 1131-1162. https://doi.org/10.1007/s10653-018-0203-z . - DOI: 10.1007/s10653-018-0203-z

Beddows, D. & Harrison, R. (2021). PM10 and PM2.5 emission factors for non-exhaust particles from road vehicles: Dependence upon vehicle mass and implications for battery electric vehicles. Atmospheric Environment Journal, 244(1). https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117886

Bessagnet, B. & Allemand, N. & Putaud, J. & Couvidat, F. & André, J. & Simpson, D. & Thunis, P. (2022). Emissions of Carbonaceous Particulate Matter and Ultrafine Particles from Vehicles. A Scientific Review in a Cross-Cutting Context of Air Pollution and Climate Change. Applied Sciences, 12(7). https://doi.org/10.3390/app12073623

Behrentz E. (2009) Impacto del sistema de Transporte en los niveles de contaminación percibidos por los usuarios del espacio público. Dearq Jounal 4, 15 https://doi.org/10.18389/dearq4.2009.15

Bielaczyc, P., Szczotka, A., & Woodburn, J. (2015). Regulated and Unregulated Exhaust Emissions from CNG Fueled Vehicles in Light of Euro 6 Regulations and the New WLTP/GTR 15 Test Procedure. SAE International Journal of Engines, 8(3), 1300–1312. http://www.jstor.org/stable/26278028

Cattaneo, A. & Garramone, G. & Taronna, M. & Peruzzo, C. & Cavallo M. (2009) Personal exposure to airborne ultrafine particles in the urban area of Milan. Journal of Physics: Conference Series, 151. http://dx.doi.org/10.1088/1742-6596/151/1/012039

Chen, Y. & Ma, J. & Han, B. & Zhang, P. & Hua, H. & Chen, H. & Su, X. (2018) Emissions of automobiles fueled with alternative fuels based on engine technology: A review. Journal of Traffic and Transportation 5(4), 318-334. https://doi.org/10.1016/j.jtte.2018.05.001

de Nazelle, A. & Bode, O. & Orjuela, J. P. (2017). Comparison of air pollution exposures in active vs. passive travel modes in European cities: A quantitative review. Environ International Journal, 99, 151-160. https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.12.023

de Nazelle, A. & Fruin, S. & Westerdahl, D. & Martinez, D. & Ripoll, A. & Kubesch, N. & Nieuwenhuijsen, M. (2012). A travel mode comparison of commuters' exposures to air pollutants in Barcelona. Atmospheric Environment Journal, 59, 151-159. https://doi.org/10.1016/j.atmos-

env.2012.05.013

Deng, Q. & Deng, L. & Miao, Y. & Guo, X. & Li, Y. (2019). Particle deposition in the human lung: Health implications of particulate matter from different sources. Environ Research, 169, 237-245. https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.11.014

Distaso, E. & Amirante, R. & Calò, G. & De Palma, P. & Tamburrano, P. (2020) Evolution of Soot Particle Number, Mass and Size Distribution along the Exhaust Line of a Heavy-Duty Engine Fueled with Compressed Natural Gas. Energies Journal 13(15). https://doi.org/10.3390/en13153993

Edenhofer O. & Pichs-Madruga R. & Sokona Y. & Farahani E. & Kadner S. & Seyboth K. & Adler A. & Baum I. & Brunner S.& Eickemeier P. & Kriemann B. & Savolainen J. & Schlömer S. & Stechow C. & Zwickel T. & Minx J.C. (2014) Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge. United Kingdom and New York. NY. USA. P. 31. In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change 2014. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_wg3_ar5_frontmatter.pdf

Giechaskiel, B. (2018) Solid Particle Number Emission Factors of Euro VI Heavy-Duty Vehicles on the Road and in the Laboratory. International journal of environmental research and public health 15(2), 304. https://doi.org/10.3390/ijerph15020304

Gireesh Kumar, P., Lekhana, P., Tejaswi, M., & Chandrakala, S. (2022) Effects of vehicular emissions on the urban environment- a state of the art. Materials Today: Proceedings Journal 45(7), 6314-6320. https://doi.org/10.1007%2Fs10661-022-09927-4

Grütter J. (2006). Líneas base en proyectos de transporte urbano 2006 - Base lines in urban transport projects 2006. Biblioteca del Banco Interamericano de Desarrollo. Available at: http://centro.paot.org.mx/documentos/bid/lineas_base.pdf

Gurram, S. & Stuart, A. & Pinjari, A. (2019). Agent-based modeling to estimate exposures to urban air pollution from transportation: Exposure: disparities and impacts of high-resolution data. Computers, Environment and Urban Systems Research 75. 22-34. http://dx.doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2019.01.002

Hassani, A. & Hosseini, V. (2016). An assessment of gasoline motorcycle emissions performance and understanding their contribution to Tehran air pollution. Transportation Research Part D: Transport and Environment 47. 1–12. https://doi.org/10.1016/j.trd.2016.05.003

Hoffmann, B. (2019). Air Pollution in Cities: Urban and Transport Planning Determinants and Health in Cities. In: Integrating Human Health into Urban and Transport Planning. Cham: Springer International Publishing. https://www3.amb.cat/repositori/GREENLEAF/PONENCIES/2_Mark_Nieuwenhuijsen_and_Khreis_Integrating_health_into_Urban_and_Transport_Planning.pdf

Hudda, N. & Simon, M. & Patton, A. & Durant, J. (2020). Reductions in traffic-related black carbon and ultrafine particle number concentrations in an urban neighborhood during the COVID-19 pandemic. Science of The Total Environment Journal, 742. https://doi.org/10.1016%2Fj.scitotenv.2020.140931

Istrate, M. & Nicolae, V. & Vîlcan, A. (2019). The reduction of the fuel consumption and of the pollution through the city public transport, IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering 564. In: Innovative Manufacturing Engineering and Energy (IManEE 2019) - "50 Years of Higher Technical Education at the University of Pitesti" - The 23rd edition of IManEE 2019 International Conference 22–24.

Kholod, N. & Evans, M. (2016). Reducing black carbon emissions from diesel vehicles in Russia: An assessment and policy recommendations. Environmental Science & Policy, 56. 1-8. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.017

Knibbs, L. & Cole-Hunter, T. & Morawsca, L. (2011). A review of commuter exposure to ultrafine particles and its health effects. Atmospheric Environment Research, 45(16). 2611-2622. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.065

Kwon, H.-S. & Ryu, M. & Carlsten, C. (2020) Ultrafine particles: unique physicochemical properties relevant to health and disease. Experimental & Molecular Medicine Journal, 52(3). 318-328. https://doi.org/10.1038/s12276-020-0405-1

Liu, Y. & Chen, H. & Gao, J. & Li, Y. & Dave, K. & Chen, J. & Perricone, G. (2021). Comparative analysis of non-exhaust airborne particles from electric and internal combustion engine vehicles. Journal of Hazardous Materials, 420. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126626

Matz, C. & Egyed, M. & Hocking, R. & Seenundun, S. & Charman, N. & Edmonds, N. (2019). Human health effects of traffic-related air pollution (TRAP): a scoping review protocol. Systematic Reviews, 8(1). 223. https://doi.org/10.1186/s13643-019-1106-5

Morales, R. & Galvis, B. & Balachandran, S. & Ramos, J. & Sarmiento, O. & Gallo, S. & Contreras, Y. (2017). Exposure to fine particulate, black carbon, and particle number concentration in transportation microenvironments. Atmospheric Environment, 157. 135-145. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.006

Morales, R. & Galvis, B. & Mendez, D. & Rincón, J. & Contreras, Y. & Montejo, T. & Casas, O. (2022). Toward Cleaner Transport Alternatives: Reduction in Exposure to Air Pollutants in a Mass Public Transport. Environmental Science & Technology, 56(11). 7096-7106. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c07004

Moreno, T. & Reche, C. & Rivas, L. & Cruz, M. & Martins, V. & Vargas, C. & Buonanno, G. & Parga, J. & Pndolfi, M. & Brines, M. & Ealo, M. & Fonseca, A. & Amato, F. & Sosa, G. & Capdevila, M. & De Miguel, E. & Querol, X. & Gibbons, W. (2015). Urban air quality comparison for bus, tram, subway and pedestrian commutes in Barcelona. Environmental Research, 142. P. 495 - 510. https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.07.022

Myung, C. L. & Park, S. (2012). Exhaust nanoparticle emissions from internal combustion engines: A review. International Journal of Automotive Technology, 13(1). 9-22. https://doi.org/10.1007/s12239-012-0002-y

Myung, C. & Lee, H. & Choi, K. et al. (2009). Effects of gasoline, diesel, LPG, and low-carbon fuels and various certification modes on nanoparticle emission characteristics in light-duty vehicles. Int Journal Automot Technol, 10. 537–544. http://dx.doi.org/10.1007/s12239-009-0062-9

Navarro, S. & Meza, D. & Soto, D. & Castañeda, B. & Pedroza, M. (2021) Nanopartículas: efectos en la salud humana y el medio ambiente. Epistemus Research, 15(30). 58–64. https://doi.org/10.36790/epistemus.v15i30.166

Ohlwein, S. & Kappeler, R. & Kutlar, M. & Künzli, N. & Hoffmann, B. (2019). Health effects of ultrafine particles: a systematic literature review update of epidemiological evidence. International Journal of Public Health, 64(4). 547-559. https://doi.org/10.1007/s00038-019-01202-7

Prati, M. & Mariani, A. & Torbati, R. et al. (2011). Emissions and combustion behavior of a bi-fuel gasoline and natural CNG spark ignition engine. SAE Int Journal Fuels Lubricants, 4. 328–338. http://www.jstor.org/stable/26272155.

Ragettli, M. & Corradi, E. & Braun, C. & Schindler, C. & Nazalle, A. & Jarrett, M. & Ducret, R. & Künzli, N. & Phuleria, H. (2013). Commuter exposure to ultrafine particles in different urban locations, transportation modes and routes. Atmospheric Environment, 77. 376-384. https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2013AtmEn..77..376R/doi:10.1016/j.atmosenv.2013.05.003

Raheel, S. & Shahzad, M. & Ahmad N. & Zamad, A. & Hussan S. & Asif, M. & Rehman, A. & Abdullah, M. & Shahzadi, G. & Waseem, M. (2020). Performance Evaluation of Bus Rapid Transit System: A 181 Comparative Analysis of Alternative Approaches for Energy Efficient Eco-Friendly Public Transport 182 System. Energies journal, 13(6). 1377. https://doi.org/10.3390/en13061377

Reina, G. & Piano, M. & Blanco, J. (2017). Vehicle parameter estimation using a model-based estimator. Mechanical Systems and Signal Processing, 87(15). 227-241. https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2017MSSP...87..227R/doi:10.1016/j.ymssp.2016.06.038

Rodman, S. & Seljak, T. & Vihar, R. & Gerbec, M.

& Katrašnik, T. (2018). Real-World Fuel Consumption, Fuel Cost and Exhaust Emissions of Different Bus Powertrain Technologies. Energies, 11(8). 2160. https://doi.org/10.3390/en11082160

Rodrigues, A. & Borges, R. & Machado, P. & Mouette, D. & Dutra, F. (2020). PM emissions from heavy-duty trucks and their impacts on human health. Atmospheric Environment, 241. 117814. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117814

Rojas, N. (2004). Revisión de las emisiones de material particulado por la combustión de diésel y biodisel. Revista de Ingeniería de la Universidad de Los Andes, 20. https://doi.org/10.16924/revinge.20.7

Salon, D. & Shewmake, S. (2011) Opportunities for Value Capture to Fund Public Transport. A Comprehensive Review of the Literature with a Focus on East Asia. https://ssrn.com/abstract=1753302 or http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.1753302

Schraufnagel, D. The health effects of ultrafine particles. (2020). Experimental & Molecular Medicin, 52(3). 311-317. https://doi.org/10.1038/s12276-020-0403-3

Shahbazi, H. & Ganjiazad, R. & Hosseini, V. & Hamedi, M. (2017). Investigating the influence of traffic emission reduction plans on Tehran air quality using WRF/CAMx modeling tools. Transp Research Part D: Transp Environ, 57. 484–495. https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.08.001

Shekarrizfard, M. & Minet, L. & Miller, E. & Yusuf, B. & Weichenthal, S. & Hatzopoulou, M. (2020). Influence of travel behaviour and daily mobility on exposure to traffic-related air pollution. Environ Research, 184. 109326. https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109326

Singh, A. & Pal, A. & Agarwal, A. (2016). Características comparativas de partículasde motores de hidrógeno, GNC, HCNG, gasolina y diesel. Combustible, 185. 491-499.

Sirignano, M. & Conturso, M. & Magno, A. et al. (2018). Evidence of sub-10 nm particles emitted from a small-size diesel engine. Exp Thermal Fluid Sci, 95. 60–64. http://dx.doi.org/10.1016/j.expthermflusci.2018.01.031

Spinazzé, A. & Cattaneo, A. & Scocca, D. & Bonzini, M. & Cvallo, D. (2015). Multi-metric measurement of personal exposure to ultrafine particles in selected urban microenvironments. Atmospheric Environment, 110. 8-17. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.03.034

Suárez, L. & Mesías, S. & Iglesias, V. & Silva, C. & Cáceres, D. &, Ruiz, P. (2016). Exposición personal a material particulado en viajeros que utilizan diferentes modos de transporte (autobús, bicicleta, automóvil y metro) en una ruta asignada en el centro de Santiago, Chile. Medio ambiente Res. Sci. Process Impacts, 16. 1309-1317

VanRyswyk, K. & Evans, G. & Kulka, R. & Sun, L. & Sabaliauskas, K. & Rouleau, M. & Weichenthal, S. (2021). Personal exposures to traffic-related air pollution in three Canadian bus transit systems: the Urban Transportation Exposure Study. Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology, 31(4). 628-640. https://doi.org/10.1038/s41370-020-0242-2

Vargas, D. & Durán, C. (2021). General Considerations For Linkedin Of An BEV Technology Buses In The Transport Systems – Test Results Of An Fully BEV Articulated Bus (18 Meters) From Bogotá To Pereira City, Colombia. South Florida Journal of Developmentt, 2(2). https://doi.org/10.46932/sfjdv2n2-007

Yarahmadi, M. & Hadei, M. & Nazari, S. & Alipour, M. & Ferrante, M. & Shahsavani, A. (2018). Mortality assessment attributed to long term exposure to fine particles in ambient air of the megacity of Tehran. Iran. Environ Sci Pollut Res, 25. 14254–14262. https://doi.org/10.1007/s11356-018-1680-4

Wang, R. & Wu, Y. & Ke, W. & Zhang, S. & Zhou, B. & & Hao, J. (2015). Can propulsion and fuel diversity for the bus fleet achieve the win–win strategy of energy conservation and environmental protection?. Applied Energy Res, 147. 92-103. DOI: 10.1016/j.apenergy.2015.01.107

Wang, W. & Lin, Y. & Yang, H. & Ling, W. & Liu, L. & Zhang, W. & Jiang, G. (2022). Internal Exposure and Distribution of Airborne Fine Particles

in the Human Body. Methodology, Current Understandings, and Research Needs. Environmental Science & Technology, 56(11). 6857-6869. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c07051

Winkler, S. & Anderson, J. & Garza, L. & Ruona, W. & Vogt, R. & Wallington, T. (2018). Vehicle criteria pollutant (PM, NOx, CO, HCs) emissions: how low should we go?. Climate and Atmospheric Science, 1(1). 26. https://doi.org/10.1038/s41612-018-0037-5

Yang, Z. & He, Z. & Zhang, K. & Zeng, L. & Nazelle, A. (2021). Investigation into Beijing commuters' exposure to ultrafine particles in four transportation modes: bus, car, bicycle and subway. Atmospheric Environment, 266. https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2021AtmEn.26618734Y/doi:10.1016/j.atmosenv.2021.118734

Zargari, S. & Khan A. (2010). Fuel Consumption Model for Bus Rapid Transit. Journal of Advanced Transportation, 37(2).139 - 157. https://doi.org/10.1002/atr.5670370202

Zeer, V. & Filatov, A. & Vetrov, S & Glukhikh, R. & Perikov, D. (2019). Relevance of using electrobuses as public transport in the city of Krasnoyarsk. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, 632.

Zimakowska, M. & Laskowski, P. Emission from Internal Combustion Engines and Battery Electric Vehicles: Case Study for Poland. Atmosphere, 13(3). 401. https://doi.org/10.3390/atmos13030401

Zuurbier, M. & Hoek, G. & Oldenwening, M. & Lenters, V. & Meliefste, K. & Hazel, P. & Brunekreef, B. (2010). Commuters' Exposure to Particulate Matter Air Pollution Is Affected by Mode of Transport, Fuel Type, and Route. Environmental Health Perspectives research, 116. https://doi.org/10.1289/ehp.0901622

EVALUACIÓN DE LA RADIACIÓN IONIZANTE CAUSADA POR ELEMENTOS RADIACTIVOS EMITIDOS NATURALMENTE - NORM EN EL SUELO, BLOQUE CR2 (SUB-CUENCA RANCHERÍA)

Sonia Salazar[1], Luis Antonio Castillo[2]

Palabras clave:
Radiación ionizante; elementos radiactivos emitidos naturalmente; radón; uranio; tasa de dosis absorbida.

RESUMEN

La presencia de elementos radioactivos emitidos naturalmente está influenciada por características geogénicas de tipo deposicional, ambiental o diagenéticas de la litología de la zona. Así, la evaluación de elementos radiactivos emitidos naturalmente o NORM por su sigla en inglés (*Naturally Ocurring Radiactive Material*), constituyen una herramienta para definir la influencia de la radiación ionizante en secuencias rocosas. Este estudio realizado en la Sub-Cuenca de Ranchería se constituye en un piloto para la caracterización de materiales radiactivos emitidos naturalmente, conocidos como NORM. El muestreo incluye uranio-238, torio-232, potasio-40, radio-226, y radón-222, en muestras de suelo y agua, el muestreo se basó en una metodología radiométrica con espectrómetro de rayos gamma para el uranio-238, torio-232 y potasio-40 y emanométrica con cámaras ionizantes para el radio-226 y radón-222. Los análisis y resultados de las concentraciones activas de NORM en el suelo se encuentran entre los promedios globales aceptables, de acuerdo con la normatividad de la Organización Mundial de la Salud - OMS. El promedio de concentración activa en muestras del suelo de uranio, torio, potasio y radio son 11.7 $BqKg^{-1}$, 33.0 $BqKg^{-1}$, 424.5 $BqKg^{-1}$, y 15.59 $BqKg^{-1}$, respectivamente. Sin embargo, en algunas zonas se observan valores con altas concentraciones activas de U-238, Th-232, K-40, Ra-226, y Rn-222, las cuales se asocian con la litología de zona. En general, la tasa de dosis absorbida es baja con un valor promedio de 43 nGy/h.

INTRODUCCIÓN

Actualmente, se ha cuestionado sobre salud pública y el desarrollo de los reservorios no convencionales con el uso de fracturación hidráulica o "fracking" debido a los materiales radiactivos emitidos naturalmente (NORM) que pueden contaminar el suelo y el agua subterránea y superficial, y afectar la salud en los humanos (Saunders et al., 2018; Wilke et al., 2018; Husain & Sakhnini, 2017; Goldstein et al 2016). Los isótopos radiactivos incluyen principalmente las especies presentes en las series de cadenas de desintegración del U-238, Th-232, y K-40. La dosis de este tipo de NORM compone la mayor parte de la dosis recibida por una persona cada año en aproximadamente el 80% de la dosis total (World Nuclear Association, 2020).

La acumulación de los radionucleidos naturales y el aumento de su radiactividad a niveles excesivos conducen a riesgos para la salud y daños ambientales (Ali et al., 2018; Ann et al., 2018; Garner et al., 2015; Xhixha et al., 2015; Abdullah et al., 2008). Por lo tanto, llevar a cabo estudios, caracterizaciones y evaluaciones de riesgos en industrias petroleras con la posibilidad de acumulación excesiva de estos materiales en sus diversos procesos es inevitable para proteger la salud ocupacional de los empleados y las partes interesadas para prevenir la contaminación de

[1]Universidad del Rosario sonia.salazar@urosario.edu.co
[2]Universidade Federal do Amazonas (Manaos- Brasil)

los recursos ambientales, incluidos el suelo, el agua y el aire. En diferentes campos de petróleo y gas se han encontrado altas concentraciones de elementos radiactivos producidos naturalmente NORM (Devi & Chauhan 2020; Taheri et al., 2019; Al Attar et al., 2016; Xhixha et al., 2015; Abdullah et al., 2008; Zielinski & Otto., 1999), los cuales se atribuyen a las actividades de la industria de explotación de petróleo y gas, así como las actividades de fracturamiento hidráulico. Con ello los NORM producidos por la industria del petróleo y el gas, pueden asociarse a los residuos enriquecidos con los radioelementos que se originaron en la roca fuente y reservorio. Para conocer si el contenido de NOMR en el suelo y agua superficial es ocasionado por las actividades realizadas por la industria de hidrocarburos, o sí es una condicional natural de la zona, por sus condiciones geológicas y estructurales se deben realizar estos estudios antes de las actividades.

METODOLOGÍA

La metodología empleada para este estudio abarca desde el muestreo de superficie hasta la cartografía, considerando los elementos radioactivos producidos naturalmente. En un área aproximada de 100 Km^2, se realizaron mediciones en el suelo de uranio-238 (eU), torio-232 (eTh), potasio-40 y, radio-226 en $BqKg^{-1}$ y radón-222 en Bqm^{-3} con un espaciamiento de 500 metros, para un total de 85 estaciones radiométricas y 35 emanométricas en el suelo; en cada estación fueron tomadas tres mediciones. El muestreo se realizó siguiendo la dirección de la litología. Sin embargo, en la adquisición de los datos en campo, por operatividad en la zona esta fue aleatoria, siguiendo un patrón de espaciamiento de 500m aproximadamente. Las mediciones de los elementos uranio, torio y potasio, fueron realizadas con el espectrómetro de rayos gamma GR-135 SAIC Exploranium, el cual mide una gama de energías de rayos gamma de 0.4 a 3 MeV. El potasio se mide directamente observando la energía de rayos gamma, o una ventana, centrada en 1,46 MeV (Mega Electrón Voltio). El uranio y el torio, sin embargo, se miden indirectamente por medio de sus isótopos hijos en su serie de desintegración radiactiva: Bi-214 a 1,76 MeV y Ti-208 a 2,61 MeV, respectivamente. Debido que las estimaciones U y Th asumen el equilibrio padre-hijo, las concentraciones determinadas por espectrómetro de rayos gamma se llama como uranio equivalente: (eU) y torio equivalente: (eTh). El radio y el radón medidos en el suelo, y el radón en el agua superficial fueron medidos con el sistema E-PERM, el cual consta de cámaras ionizantes constituidas por un material plástico conductor de la electricidad, llamadas cámaras M y L, electrets de larga y corta duración, los cuales están compuestos por un disco de Teflón Du - Pont cargado electrostáticamente; la cámara está fabricada con un material de Polipropileno conductor de la electricidad, dentro de la cual un electret puede ser descargado y por un medidor del potencial de superficie del electret (Kotrappa, 1988). Cada electret está constituido por un disco de Teflón Du Pont con una carga eléctrica cuasi permanente. La carga del electret crea un fuerte campo electrostático capaz de colectar iones de carga contraria. La cantidad de carga contenida en un electret es caracterizada por su potencial de superficie, su diámetro y su espesor. Cada cámara por su parte está constituida por un material plástico conductor de la electricidad, lo cual permite minimizar la respuesta frente de la radiación gamma natural (Kotrappa, 1988, Diago et al., 2001).

RESULTADOS

Las concentraciones de U-238, Th-232, K-40, Ra-226 ($BqKg^{-1}$) y Rn-222 (Bqm^{-3}) medidas en el suelo tienen en promedio son 11,7 $BqKg^{-1}$, 33,0 $BqKg^{-1}$,424,5 $BqKg^{-1}$, 15,59 $BqKg^{-1}$, y 24.295,73 Bqm^{-3}, respectivamente. De acuerdo con UNSEAR (2000), los valores permitidos de las concentraciones de actividad en promedio global de U-238, Th-232, K-40 y Ra-226 en el suelo son de 35 $BqKg^{-1}$, 30 $BqKg^{-1}$, 400 $BqKg^{-1}$ y 30 $BqKg^{-1}$, respectivamente, mostrando promedios altos de potasio-40. Sin embargo, se observan concentraciones activas altas de uranio, torio y radio con valores máximos

de 50BqKg^{-1}, 62.8 BqKg^{-1}, 1596,3 BqKg^{-1}, y 44.25 BqKg^{-1}, respectivamente.

Los valores de radón en el suelo en general son valores muy altos que van desde 1.930 Bqm^{-3} hasta 112.245 Bqm^{-3}. Se observan los mayores valores al Sureste de la zona, relacionado con las rocas Cretácicas que afloran en la zona de estudio. Sin embargo, la zona presenta concentraciones activas de radón en el suelo muy alto, lo que se puede atribuir los altos valores de las rocas sedimentarias ricas en arcillas y materia orgánica y la migración vertical del uranio y radio desde el subsuelo hasta la superficie (Erickson et al.,1954; Laubenbakh & Skosyreva, 1958; Long, 1975; Fleischer & Turner, 1984; Zhongjun et al., 1995; Yanaki et al., 1999; Mavrichev & Molodtsov, 2000; Gallagher, 2010; Larriestra et al., 2010; Nigm et al., 2018; Salazar et al., 2018).

La concentración de actividad de radón-222 en agua arrojaron valores de 193,3 Bq/L y 750,4 Bq/L, por debajo del rango permisible de radón en agua, que según la OMS es 1000 Bq/L. Los valores por debajo de de la norma, las concentraciones de actividad de la muestra de agua se deben a que el arroyo Villanueva y el Bocatoma atraviesan las rocas sedimentarias de grano fino de los depósitos Cuaternarios.

REFERENCIAS

Abdullah, F.H., Saad, H.R., Farhan, A.R., and Sharma, M.M., 2008. Investigation of naturally occurring radioactive materials (NORM) in oil fields and oil lakes in Kuwait. In: Society of Petroleum Engineers. SPE International Conference on Health, Safety, and Environment in Oil and Gas Exploration and Production, pp.1–6. doi:http://dx.doi.org/10.2118/111562-MS.

Al Attar, L., Safia, B., Ghani, B. A., and al Abdulah, J. 2016. Recovery of NORM from scales generated by oil extraction. Journal of Environmental Radioactivity, 153, 149–155. https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.12.014

Ali, M. Y. M., Hanafiah, M. M., and Khan, M. F. 2018. Potential factors that impact the radon level and the prediction of ambient dose equivalent rates of indoor microenvironments. Science of the Total Environment, 626, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.080

Ann, E., Geltman, G., and Leclair, N. 2018. Variance in State Protection from Exposure to NORM and TENORM Wastes Generated During Unconventional Oil and Gas Operations: Where We Are and Where We Need to Go. https://doi.org/10.1177/1048291118755387

Devi, V., and Chauhan, R. P. 2020. Estimation of natural radionuclide and exhalation rates of environmental radioactive pollutants from the soil of northern India. Nuclear Engineering and Technology, 52(6), 1289–1296. https://doi.org/10.1016/j.net.2019.11.016

Diago, J. C., Salazar, S., and Garzón, G. 2001. "Metodología de monitoreo del Radón-222 en sismotectónica". Revista Horizontes Naturales Facultad De Ciencias Exactas y Naturales. ISSN: 0123-9139. ed: Centro Editorial Universidad De Caldas.v.3 fasc. p.37 - 42.

Erickson, R., Myers, A. and Horr C., 1954. Association of Uranium and Other Metals with Crude Oil, Asphalt, and Petroliferous Rock. 38(10):2200–2218.

Fleischer, R. and Turner, L., 1984. Correlations of radon and carbon isotopic measurements with petroleum and natural gas at Cement, Oklahoma. Geophysics, No 49, p 810-817.

Gallagher, A. V., 2010. Radiometric Surveying Applied to an Evaluation of Sorrento Field, Cheyenne County, Colorado. Montana Geological Society. 93-96.

Garner, J., Cairns, J., and Read, D. 2015. NORM in the East Midlands' oil and gas producing region of the UK. Journal of Environmental Radioactivity, 150, 49–56. https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.07.016

Goldstein, B. D., Renn, O., and Jovanovic, A. S., 2016. Public Health, Risk Perception, and Risk Communication: Unconventional Shale Gas in the United States and the European Union. In Environmental and Health Issues in Unconventional Oil and Gas Development (pp. 107–127). Elsevier Inc. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804111-

6.00008-X.

Husain, H., and Sakhnini, L., 2017. Radiological impact of NORM generated by oil and gas industries in the kingdom of Bahrain. Journal of Environmental Radioactivity, 167, 127–133. https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.12.004.

Kotrappa, P., 1988. "E-PERM system manual". Maryland, USA, 108pp.

Larriestra, F., Ferrer, F., Larriestra, C. and Lanussol, D., 2010. Geochemical Anomalies Characterization by Microbial and Trace Elements Analysis Related to Hydrocarbon Migration, Neuquén Basin, Argentina. 40667.

Laubenbakh, A. I., and Skosyreva, L. N., 1958. Use of aerial radiometric survey for the study of oil and gas deposits. Petroleum Geology: A digest of Russian literature on Petroleum Geology. Vol. 2, No. 2A. 142-151.

Long, D.R., 1975. Radiometric Surveying in hydrocarbon exploration. Symposium on Deep Drilling Frontiers in the Central Rocky Mountains. Rocky mountain association of geologist. 63-69

Mavrichev, V. G., and Molodtsov, I. V., 2000. Radiometric Anomalies above Oil and Gas Fields. Petroleum Geology: A digest of Russian literature on Petroleum Geology. Vol. 34 No. 1.1-9.

Nigm, A. A., Youssef, M. A. S., and Abdelwahab, F. M., 2018. Airborn gamma-ray spectrometric data as guide for probable hydrocarbon accumulations at Al-Laqitah area, Central Eastern Desert of Egypt. Applied Radiation and Isotopes, 132(July 2017), 38–46. https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2017.10.053

Saunders, P. J., Mccoy, D., Goldstein, R., Saunders, A. T., and Munroe, A., 2018. A review of the public health impacts of unconventional natural gas development. Environmental Geochemistry and Health, 40(1), 1–57. https://doi.org/10.1007/s10653-016-9898-x.

Salazar, S., Castillo, L., Montes, L., Martínez, F., 2018. Utilizing the radiometric and seismic methods for hydrocarbons prospecting in the Rancheria sub-basin in Colombia. Applied Radiation and Isotopes 140 (2018) 238-246. https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2018.07.023.

Taheri, A., Taheri, A., Fathivand, A. A., and Mansouri, N., (2019). Risk assessment of naturally occurring radioactive materials (NORM) in the hydrocarbon sludge extracted from the south pars gas field in Iran. Process Safety and Environmental Protection, 125, 102–120. https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.02.007.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation - UNSCEAR (2000). Sources and effects of ionizing radiation, UN, New York. 659pp.

Wilke, F., D., H., Schettler, G., Vieth-Hillebrand, A., Kühn, M., and Rothe, K., (2018). Activity concentrations of 238U and 226Ra in two European black shales and their experimentally-derived leachates. Journal of Environmental Radioactivity 190-191, 122-129.https://doi.org 10.1016/j.jenvrad.2018.05.005.

World Nuclear Association, (2020). Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM). World Nuclear Association. < https://www.world-nuclear.org/Information-Library/Safety-and-Security/Radiation-and-health/Naturally-Occurring-Radioactive-Materials-NORM.aspx.

Xhixha, G., Baldoncini, M., Callegari, I., Colonna, T., Hasani, F., Mantovani, F., Shala, F., Strati, V., and Kaçeli, M. X. (2015). A century of oil and gas exploration in Albania: Assessment of Naturally Occurring Radioactive Materials (NORMs). Chemosphere, 139, 30–39. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.05.018

Yanaki, N. E., Ashery, D., and Kronfeld, J., (1999). Gamma-ray analysis of the sediments overlying the Helez and Kochav oil fields, Israel. Journal of Geochemical Exploration, 66(1–2), 249–254. https://doi.org/10.1016/S0375-6742 (99)00023-0

Zielinski, R.A., and Otton, J.K., (1999). Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) in Produced Water and Oil-field Equipment e An Issue for the Energy Industry. U.S. Geological Survey. http://pubs.usgs.gov/fs/fs-0142-99/fs-0142-99.pdf.

Zhongjun, S., Bingqui, Z., Guangtong, D., Hui, Y. and Haisheng L. (1995). "Integrated Radiometric Prospecting for Petroleum in the Kailu Basin inner Mongolia - China." Journal of Geochemical Exploration 275–282.

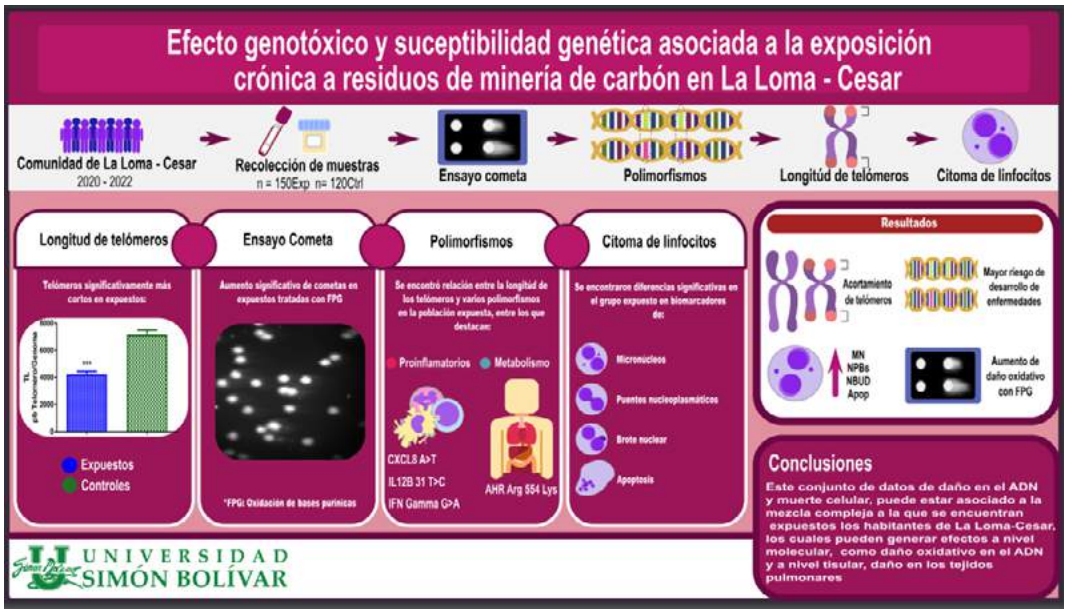
EFECTO GENOTÓXICO Y SUSCEPTIBILIDAD GENÉTICA ASOCIADA A LA EXPOSICIÓN CRÓNICA A RESIDUOS DE MINERÍA DE CARBON EN LA LOMA-CESAR

Ornella Fiorillo Moreno[1], Alvaro de Jesús Miranda Guevara[1], Milton Quintana-Sosa[1], Antonio Acosta-Hoyos[1], Robinson Alvarez[1], Jose Pérez[1], Julian Rodríguez[1], Fredy José Torres[1], Maria F. Palma[1], Grethel León-Mejia[1],

Palabras clave:

Carbón; genotoxicidad; daño oxidativo; cáncer; material particulado.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

Durante las actividades de minería de carbón, grandes cantidades de material particulado, cenizas, metales, óxidos y de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) son liberados al ambiente generando una alta contaminación en las zonas circundantes (Hendryx et al., 2020). Muchos de los compuestos generados durante la explotación del carbón, han sido relacionados con afecciones graves en las poblaciones expuestas, como asma, bronquitis, enfisema, pneumoconiosis y diferentes tipos de cáncer (Hendryx et al., 2020; Kravchenko and Lyerly, 2018; León-Mejía et al., 2011).

Este estudio evaluó si los residuos generados por la explotación de carbón en el yacimiento de la Loma-Cesar, son capaces de producir efectos genotóxicos y en la integridad de los telómeros y si los resultados en estos biomarcadores, están influenciados por los genes del metabolismo y reparación presentes en los individuos expuestos crónicamente a este tipo de residuos.

Los resultados obtenidos en este trabajo contribuyen a la discusión sobre los efectos de la minería de carbón y arrojan datos importantes para el país sobre las consecuencias de la exposición crónica, con lo cual se espera la implementación de programas educativos, mejores estrategias de salud pública y vigilancia a estas comunidades.

1Centro de Investigaciones en Ciencias de la Vida (CICV), Universidad Simón Bolívar, Barranquilla 080002, Colombia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para alcanzar los objetivos de este estudio, se seleccionaron 150 personas expuestas a residuos de minería de la Loma-Cesar y 120 personas no expuestas (control) de la Ciudad de Barranquilla. Se tomaron muestras de sangre y orina para realizar diferentes test. Para analizar el daño oxidativo al ADN se usó el ensayo cometa modificado usando enzimas FPG y ENDO III y para el análisis del citoma fue usado el ensayo CBMN cyt (Cytokinesis-Block cytome assay) en linfocitos. Para la evaluación de la longitud de los telómeros, se aisló ADN de sangre entera y se analizó mediante PCR cuantitativa (qPCR). Mediante Secuenciación SNP Genotyping - Mass Array se analizó la influencia de los polimorfismos de genes de reparación, de metabolismo y de procesos inflamatorios en la población de estudio. Posteriormente, se estimaron las frecuencias alélicas poblacionales y se compararon los diferentes biomarcadores entre expuestos y controles y su posible interacción con otros factores de interés incluidos en el estudio (genéticos y ambientales) mediante análisis de varianza o prueba no paramétrica U Mann-Whitney y análisis de correlación mediante la prueba de Spearman.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Detección del daño oxidativo mediante Ensayo Cometa

La técnica ensayo cometa también llamado ensayo en gel en células individuales (SCGE) es una técnica que permite visualizar el daño en el ADN en células individuales (Singh et al, 1988). El ensayo cometa se ha convertido en el método más popular para medir daño del ADN de varias clases, incluyendo daño oxidativo causado por las especies reactivas del oxígeno (ERO). Un indicador más específico del ataque oxidativo es la presencia de purinas o pirimidinas oxidadas. El ensayo cometa básico fue modificado para detectar este tipo de lesiones mediante la incubación con enzimas bacterianas de reparación. Las enzimas combinan una actividad glicosilasa específica, eliminando la base dañada y creando un sitio apurínico/apirimidínico (AP) y una actividad liasa que convierte el sitio AP en una quiebra. La Endonucleasa III (ENDOIII) es específica para pirimidinas oxidadas, mientras que Formamidopirimidina DNA glycosylasa (FPG) actúa sobre la 8-oxo-7,8-dihydroguanina (8-oxoGua). Un aumento del % de ADN en la cola después de la incubación con la enzima, en comparación con una incubación con tampón solo, indica la presencia de bases oxidadas (Collins, 2004; Muruzabal et al., 2021). Al analizar los resultados obtenidos en el ensayo cometa observamos que el grupo expuesto de la Loma-Cesar tiene una tendencia más alta en los niveles de daño en el ADN de linfocitos comparado con el grupo control, pero específicamente en el parámetro de % ADN en la cola usando la enzima FPG, mostró diferencias significativas entre el grupo expuesto y el control, lo que indica la oxidación de bases púricas del ADN (Tabla 1).

Tabla 1. Análisis del daño en el ADN de linfocitos usando ensayo cometa versión alcalina y modificada

Parámetros	**No expuestos (n = 120)**	**Expuestos (n = 150)**
Porcentaje de ADN en la cola		
Basal	8,11 ± 1,98	9,61 ± 1,06
ENDO III	9,18 ± 1,51	10,89 ± 1,04
FPG	9,84 ± 1,49	**12,04 ± 1,94****

Los datos son expresados como media ± desviación estándar. *Diferencia significativa en relación con el grupo control-no expuesto; Mann–Whitney U test, p < 0.0001.

3.2. Análisis del citoma de linfocitos (CBMN cyt)

El análisis del citoma de linfocitos (CBMN-Cyt) es un ensayo muy usado en la actualidad para estudios de biomonitoreo humano (Fenech, 2007) porque involucra el concepto "citoma" como si la célula fuera un sistema en el que se puede medir su estatus de viabilidad (necrosis, apoptosis), su estatus mitótico (proporción de células mononucleadas, binucleadas y multinucleadas) y su inestabilidad cromosomal (presencia de micronúcleos (MN), puentes nucleoplásmicos (NPBs), brotes (NBUD) (Fenech, 2007). Este ensayo se ha venido aplicando exitosamente en estudios de biomonitoreo humano por exposición a genotóxicos, para evaluar la genotoxicidad *in vitro* y en otros campos como la nutrigenómica y farmacogenómica. Además, es considerado como un ensayo predictor del riesgo de cáncer en poblaciones humanas (Fenech & Bonassi, 2011). La Tabla 2 resume los biomarcadores de linfocitos en el grupo expuesto de la Loma-Cesar comparado con el grupo control. En estos datos, se evidencia la diferencia significativa entre el grupo expuesto y el control en los biomarcadores de citotoxicidad (células en apoptosis), formación de puentes nucleoplásmicos (NPBs), brotes (NBUD) y micronúcleos (MN).

Tabla 2. Análisis del citoma (CBMN cyt) de linfocitos de sangre periférica de individuos expuestos a minería de carbón y su comparación con individuos controles.

Parámetros	No expuestos (n = 120)	Expuestos (n = 150)
CBMN-Cyt		
MN	4.1 ± 2.6	**8.8 ± 6.4*** **
NPB	2.0 ± 1.1	**4.2 ± 2.2*** **
NBUD	2.9 ± 1.0	**3.8 ± 2.7** **
APOP	8.6 ± 4.3	**10.3 ± 8.2***
NECR	6.6 ± 1.4	7.0 ± 4.1
NDI	1.99 ± 0.05	1.98 ± 0.06

*MN, micronúcleo; NPB, puente nucleoplásmico; NBUD, brote nuclear; APOP, células apoptóticas; NECR, células necróticas; NDI, índice de división nuclear. Los datos son expresados como media ± desviación estándar. *Diferencia significativa en relación al grupo control-no expuesto; Mann–Whitney U test, p < 0.0001.*

3.3 Análisis de la longitud telomérica

Un biomarcador que en la actualidad está siendo cada vez más utilizado para la evaluación de los efectos tóxicos de determinados agentes es el análisis de la longitud de los telómeros. Los telómeros humanos están compuestos por repeticiones de ADN en tándem (5`-TTAGGG-3`) y un complejo de proteínas asociadas llamadas shelterina, que protege a los cromosomas de la degradación nucleolítica, la fusión de cromosoma de extremo a extremo y del ciclo de ruptura-puente-fusión (Blackburn, 2000). Debido a la replicación semiconservativa del ADN, una pequeña porción del extremo 5`del ADN de los

cromosomas no es replicado en la división celular. Por lo tanto, en los tejidos somáticos normales, los telómeros se acortan con la edad, pero este proceso puede ser modificado por la exposición a factores medioambientales-ocupacionales que causan estrés oxidativo e inflamación (de Souza et al., 2018). La Figura 1 muestra la comparación de la longitud de telómeros entre el grupo expuesto y grupo control. Estos resultados evidencian telómeros significativamente más cortos en el grupo expuesto (media 4122,5) a minería de la Loma-Cesar comparado con el grupo control (media 7097,9).

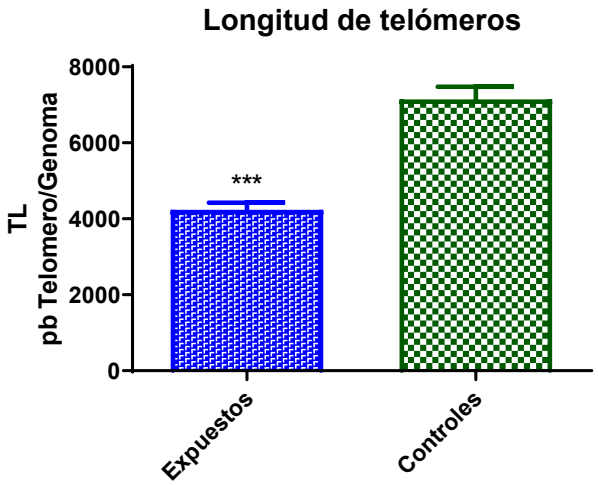


Figura 2. Análisis de la longitud de los telómeros de células de sangre periférica de individuos expuestos a minería de carbón y comparación con individuos controles. Media y desviación estándar de la longitud de los telómeros para el grupo expuesto y no expuesto (control). *Diferencia significativa en relación al grupo control-no expuesto; Mann–Whitney U test, $p < 0.0001$.

3.4. Análisis de polimorfismos genéticos

En cuanto a la respuesta de la población de estudio ante los agentes genotóxicos liberados en el ambiente, es importante mencionar las diferencias genéticas inter-individuales, las cuales hacen que un individuo sea más susceptible o responda de manera diferente, con un mayor riesgo a la salud frente a exposiciones ambientales. Esto puede ser debido al hecho de poseer más activos los procesos de bioactivación o tener disminuidas sus capacidades de detoxificar, de excretar o de reparar daños. La capacidad de reparación del daño genético también está determinada genéticamente y aquellos individuos deficientes en los mecanismos de reparación pueden sufrir mayores niveles de daño genético irreversible, incluso frente a exposiciones de baja intensidad (Johansson and Ingelman-Sundberg, 2011).

Los diferentes polimorfismos evaluados están involucrados en la reparación del ADN, en el metabolismo de xenobióticos y en procesos inflamatorios, por lo cual pueden modular la susceptibilidad genética que tienen los individuos expuestos a minería de carbón, ya que estas vías constituyen las principales defensas celulares frente al daño oxidativo, por tanto es de suponer la existencia de un mayor riesgo a desarrollar y padecer enfermedades de tipo respiratorio en diferentes grados y riesgo de cáncer. Usando la técnica de Secuenciación *SNP Genotyping Mass Array* se lograron analizar 16 polimorfismos; la mayoría de los genotipos no se encontraba en equilibrio Hardy Weinberg, solamente en el grupo expuesto fueron encontrados genotipos en equilibrio y estos fueron: *AHR Arg554Lys, XRCC1 Arg399Gln, Il-12B T>G, IL-12A G/A*.

-Al comparar la frecuencia alélica específicamente, fue encontrada diferencia significativa entre expuestos y controles en *IFNɣ G>A y en Il-12B T>G. (p<0,05).*

-Al comparar las frecuencias genotípicas entre expuestos y controles, fue observada diferencia significativa en los genes *AHR Arg554Lys, IFNɣ G>A, Il-12B T>G, IL-12A G/A (p<0,05).*

CONCLUSIONES

En los resultados obtenidos en los parámetros del ensayo cometa, fue observado un aumento significativo en el daño oxidativo evaluado usando enzima FPG mediante el parámetro % de ADN en la cola de los expuestos comparado con el grupo control.

Al evaluar los biomarcadores de daño genético del citoma de linfocitos como formación de MN, NPB y NBUD y en el biomarcador de muerte celular APOP, fue encontrada diferencia significativa entre el grupo expuesto crónicamente a minería de carbón y el grupo control.

Este conjunto de datos de daño en el ADN y muerte celular, puede estar asociado a la mezcla compleja a la que se encuentran expuestos los habitantes de La Loma-Cesar, los cuales pueden generar a efectos a nivel molecular, como daño oxidativo en el ADN y a nivel tisular, daño en los tejidos pulmonares.

Los resultados obtenidos en la longitud telomérica evidencian un acortamiento en las personas expuestas a minería de carbón comparado con el grupo control. Dadas las funciones críticas de los telómeros en el cáncer y el envejecimiento, la velocidad a la que se acortan puede influir profundamente en la estabilidad del genoma, así como en la salud de las personas expuestas.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio refuerza la importancia de tener en cuenta el efecto combinado de genotipos del metabolismo y las variantes de reparación con el daño en el ADN, como dos componentes que actúan coordinadamente y determinan finalmente la respuesta de los individuos a agentes genotóxicos o cancerígenos.

Es necesario que se realicen jornadas de prevención en la zona, con la finalidad de reducir el riesgo de padecer enfermedades respiratorias o cardiovasculares; adicionalmente, es necesario que se implementen estrategias de salud pública y vigilancia a estas comunidades debido a la calidad del aire a la que están expuestos los habitantes de la zona.

Los resultados fueron socializados con la población de estudio y las autoridades de salud de la región por lo que se espera que a mediano plazo los resultados contribuyan hacia la cultura de la prevención y a la generación de nuevo conocimiento a nivel nacional sobre los efectos crónicos provocados las actividades de minería de carbón.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue apoyado por Minciencias (Contrato 745 de 2018 / Código 125380764428) y la Universidad Simón Bolívar, Barranquilla-Colombia.

REFERENCIAS

Blackburn, E.H., 2000. Telomere states and cell fates. Nature 408, 53–56. https://doi.org/10.1038/35040500

Collins, A.R., 2004. The Comet Assay for DNA Damage and Repair: Principles, Applications, and Limitations. Mol. Biotechnol. 26, 249–261. https://doi.org/10.1385/MB:26:3:249

de Souza, M.R., Kahl, V.F.S., Rohr, P., Kvitko, K., Cappetta, M., Lopes, W.M., da Silva, J., 2018. Shorter telomere length and DNA hypermethylation in peripheral blood cells of coal workers. Mutat. Res. Toxicol. Environ. Mutagen. 836, 36–41. https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2018.03.009

Hendryx, M., Zullig, K.J., Luo, J., 2020. Impacts of Coal Use on Health. Annu. Rev. Public Health 41, 397–415. https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-040119-094104

Johansson, I., Ingelman-Sundberg, M., 2011. Genetic Polymorphism and Toxicology—With Emphasis on Cytochrome P450. Toxicol. Sci. 120,

1–13. https://doi.org/10.1093/toxsci/kfq374

Kravchenko, J., Lyerly, H.K., 2018. The Impact of Coal-Powered Electrical Plants and Coal Ash Impoundments on the Health of Residential Communities. N. C. Med. J. 79, 289–300. https://doi.org/10.18043/ncm.79.5.289

León-Mejía, G., Espitia-Pérez, L., Hoyos-Giraldo, L.S., Da Silva, J., Hartmann, A., Henriques, J.A.P., Quintana, M., 2011. Assessment of DNA damage in coal open-cast mining workers using the cytokinesis-blocked micronucleus test and the comet assay. Sci. Total Environ. 409, 686–691. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.10.049

Muruzabal, D., Collins, A., Azqueta, A., 2021. The enzyme-modified comet assay: Past, present and future. Food Chem. Toxicol. 147, 111865. https://doi.org/10.1016/j.fct.2020.111865

DETERMINANTES AMBIENTALES ASOCIADOS CON LA TRANSMISIÓN DE LOS VIRUS DE LAS INFECCIONES RESPIRATORIAS AGUDAS: UNA REVISIÓN SISTEMÁTICA

Sebastián Andrés Beltrán Prieto[1], Claudia Liliana Bernal Bermúdez[2]

Palabras clave:

Infecciones respiratorias agudas; impacto ambiental; transmisión; virales.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

Las infecciones respiratorias agudas (IRA) son eventos del tracto respiratorio que interfieren con la respiración y se presentan con una historia natural de la enfermedad homogénea (Savitha & Gopalakrishnan, 2018), pueden ser causadas por diferentes microorganismos como virus, bacterias o de tipo mixto; son de carácter contagioso y propagación rápida. A nivel mundial es considerada como una de las principales causas de morbilidad y mortalidad de alto impacto.

Aunque los distintos actores del sistema internacional generan programas para la prevención y control de las IRA es importante conocer las distintas variables que alteran la cadena epidemiología de estas enfermedades, sobre todo los factores ambientales y determinantes sociales en salud (Savitha & Gopalakrishnan, 2018). Los boletines de la OMS coinciden en que algunos factores de riesgo definitivos para la trasmisión son la alta densidad poblacional y la contaminación del aire (Rudan, 2008); se reconocen otros factores como la temperatura y la humedad.

Anualmente, las IRAs virales son de importancia para la salud pública por los virus emergentes como el *SARS-CoV2* y los virus no clásicos multi-

1 Facultad de Medicina, Universidad Militar Nueva Granada, est.sebastian.belt@unimilitar.edu.co

2 Facultad de Medicina, Universidad Militar Nueva Granada, Claudia.bernal@unimilitar.edu.co

morbidos como los *enterovirus* respiratorios (INS Colombia, 2022). La morbilidad por IRA pasó de ser la segunda causa en 1990, a la cuarta en el 2019; en el grupo etario entre los 0-10 años sigue siendo la segunda causa con una reducción del 17%-11% en 19 años (Vos *et al*., 2020). En el último decenio, según lo reportado en la literatura científica, se reconocen virus de comportamiento endémico e incierto, como el *Virus Sincitial Respiratorio* (VSR) y el *Adenovirus* (AV), respectivamente (Moriyama *et al*., 2020; World Health Organization, 2022). Por la magnitud de la pandemia por COVID-19 aumentó el conocimiento de estas variables ambientales; esta revisión busca describir los factores ambientales y su relevancia para la transmisión de las IRA virales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se incluyeron los trabajos que analizaban la transmisión de los virus respiratorios en seres humanos, el comportamiento de los virus con las variables ambientales y estudios *in vivo* e *in vitro*; se excluyeron los trabajos que hablaban únicamente de la mortalidad, severidad del cuadro clínico, virus no seleccionados ni otros determinantes sociales de salud. Se realizó una búsqueda sistemática de la literatura en las bases de datos EBSCO, Google Scholar y Pubmed, a partir de la cual se recuperaron los trabajos de revisión que determinaron las categorías a analizar: Transmisión de cada Virus Respiratorio, Temperatura Ambiental, Humedad Relativa, Precipitaciones, Contaminación, Radiación Solar. La información fue recopilada hasta noviembre del 2022.

La identificación de la información se realizó en 3 momentos. En el primero se utilizaron como expresiones de búsqueda los términos "Infecciones respiratorias", "Gripa", "Determinantes sociales de salud", "Impacto ambiental", "Calentamiento global", "Trasmisión" y "Contagio". En el segundo: "*Virus sincitial respiratorio* (VSR)", "*Rinovirus* (RV)", "*Influenza A*", "*Parainfluenza virus*", "*Coronavirus alfa* (CoVa)", "*Coronavirus beta* (CoVb)", "*Adenovirus* (AV)", "*Enterovirus*" y "Transmisión". Y en el tercero se asociaron las categorías recuperadas y se realizó una búsqueda sobre cada virus con cada una de las variables ambientales, haciendo uso de los operadores booleanos (AND, OR y NOT) por ejemplo "(Virus sincitial respiratorio) AND (Temperatura ambiental)". Cada expresión de búsqueda fue verificada en español y en inglés en el Tesauros de Bireme y en los términos MeSH de PUBMED respectivamente. También se aplicó el modelo PRISMA para la organización y filtrado de los artículos.

Finalmente se obtuvo un total de 3.055 artículos y se realizó un filtro según su nivel de impacto y de citaciones, tras lo cual se revisaron los resúmenes y se aplicaron los criterios de inclusión y exclusión; de allí se seleccionaron 107 artículos analizados en su totalidad. Se organizaron los artículos en aquellos que describían las vías de transmisión de cada virus y en cada una de las variables ambientales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Transmisión de cada virus

La transmisión de las IRA puede ser por vía área, por contacto con secreciones y directo de persona a persona. A continuación se muestra la información que relaciona el virus con la vía de transmisión.

Tabla 1: Vías de transmisión de los virus respiratorios.

VIRUS	CONTACTO DIRECTO	SECRECIONES RESPIRATORIAS	AEROSOLES	FÓMITES
PIV	*X*	*X*		
VSR		*X*	*X* [+]	*X*
Rinovirus	*X*		*X* [*]	*X*

Influenza A	*X*	*X*	*X*	
Coronavirus alfa (CoVa)	*X*		*X* °	*X* ˆ
Coronavirus beta (CoVb)			*X*	*X*#
AV	*X*	*X*&	*X*&	*X*

+La transmisión por aerosoles se ha descrito, sin embargo, no hay un consenso
*No es común lograr el aislamiento del virus en aerosoles producidos por estornudos o tos.
ˆPor esta vía es limitada perdiendo infectividad de 0-72 horas.
°El *CoV-OC43* es transmisible hasta por 67 horas a 20°C con una humedad relativa del 50%.
#El *SARS-CoV* y el *MERS-CoV* se transmiten de forma efectiva por esta vía.
&Se ha demostrado la viabilidad del virus por aerosoles y secreciones, un estudio demostró que únicamente los aerosoles pueden causar la enfermedad.

Fuente: (Kutter *et al*., 2018; Pica & Bouvier, 2012)

FACTORES AMBIENTALES RELACIONADOS CON LA TRANSMISIÓN DE VIRUS RESPIRATORIOS

Las IRA están relacionadas con fenómenos climáticos y meteorológicos en determinadas regiones o países, por tanto, pueden convertirse en un factor de riesgo que incide en el aumento de casos (MINISTERIO DE SALUD Y PROTECCIÓN SOCIAL, 2020). A continuación, se presentan las categorías descritas y su relación con cada virus: temperatura ambiente, humedad relativa, precipitaciones, altura, contaminación y radiación solar.

Temperatura ambiente

Las epidemias por IRA se han asociado con la época de invierno; en el 2020 la pandemia por *SARS-CoV2* y en el 2002-2003 la epidemia por *SARS-CoV* iniciaron en épocas invernales (Moriyama *et al*., 2020). Se reconocen como "virus estacionales" a aquellos que tienen un comportamiento reproducible con los cambios de temperatura durante el año (*Influenza, VSR* y *los Coronavirus Humanos (*CoVH*)*) y como virus no estacionales a aquellos que se aíslan en todas las semanas epidemiológicas (AV y RV); estos últimos tienen un comportamiento estacional en cuanto a la severidad de sus casos, por ejemplo, el cuadro por RV es más severo en los meses invernales (Moriyama *et al*., 2020). La incidencia para el contagio del Influenza virus aumentó con temperaturas diurnas entre 0-5°C (Park *et al*., 2020). Se demostró que el comportamiento estacional no está dado por el invierno por sí mismo, en los países tropicales y subtropicales el comportamiento estacional se mantiene; sin embargo, la duración de los brotes y epidemias es más corta (Li et al., 2019).

Humedad relativa

Se considera que la humedad modula la viabilidad de los virus en el medio ambiente, afectando las proteínas de superficie y los lípidos de membrana; también se ha demostrado, *in vitro*, que la estabilidad de los virus de comportamiento estacional es mayor a una humedad relativa del 20-50%, mientras que la estabilidad de todos los virus asociados a IRA es máxima a una humedad relativa del 80% (Moriyama *et al*., 2020) El influenza virus cursó con una alta transmisibilidad en humedades relativas del 30-40% o mayores al 70% (Nichols et al., 2021). En los países tropicales y subtropicales se ha encontrado una mayor humedad y por las condiciones ambientales el *Influenza virus* y *VSR* aumentando la concentración del virus en las secreciones respiratorias y la supervivencia del virus en fómites (Paynter, 2015).

Precipitaciones

Se encontró una relación positiva entre las precipitaciones y los casos por COVID-19; en los países con más precipitaciones se presenta un au-

mento de la transmisión de la COVID-19, aunque no hay relación con la mortalidad (Shakil et al., 2020).

En Colombia el VSR tiene un comportamiento endémico bianual que ocurre durante las temporadas de lluvias, estos hallazgos surgen de estudios observacionales y predictivos. Londoño *et al*. (2021) demostró que en Colombia el comportamiento estacional se relaciona con las precipitaciones, sin embargo, en Cali durante el 2015-2018 no hubo una correlación en el segundo semestre del año.

Altura

Se documentó una menor incidencia de la COVID-19 en áreas con una mayor altitud, con un grado bajo de asociación; se sospecha que dada la hipoxia relativa se genera una regulación a la baja de la ECA2 y por ende una menor transmisibilidad y contagio (Cano-Pérez et al., 2020). En Perú se encontró que la altitud disminuye la tasa de infección, pero no de mortalidad (Segovia-Juarez et al., 2020), mientras que el estudio de Valverde *et al*. (2020) demuestra que el gradiente de altitud no es protector para la infección por el SARS-CoV2.

Contaminación

Se da una relación positiva entre las concentraciones de PM2.5, PM10, CO, NO2 y O3 y la transmisión de la COVID19 y una relación inversa con el SO2. El norte de Italia es la región con mayor contaminación del país y fue la zona con el comportamiento más agresivo de la pandemia, con una mayor incidencia de mortalidad (Carrington, 2020; Shakil et al., 2020). Así, la transmisión de la COVID-19 se ve acelerada por la fuerza de la contaminación del aire, por una relación paralela entre la contaminación del aire y el impacto de la densidad poblacional (Saghazadeh & Rezaei, 2022). La producción del INF-1 se ve disminuida por el material particulado, aumentando la mortalidad y la transmisibilidad del VSR y del Influenza virus (Saghazadeh & Rezaei, 2022).

Radiación solar

En un estudio que analizó las IRA virales desde 1989-2019 en Inglaterra y Gales, se encontró que los *Coronavirus, Influenza virus* y *bocavirus* tienen un pico en el invierno y el 90% de los casos se dieron con radiaciones menores a 300KJ/m2/h con un OR 4.3 (Nichols et al., 2021).

Para el VSR Albornoz *et al*. (2017) describen una relación inversamente profesional con la radiación UVB; se considera que una radiación elevada inactiva el virus.

Tabla 2: Relación de las variables ambientales con la transmisión de los virus de las IRAs.

	Virus estacionales	Virus no estacionales
Temperatura	90% de los casos ocurren con temperatura < 10°C	NR
Humedad relativa*	Humedades el 20-50% favorecen la transmisibilidad	Humedades del 80% favorecen su transmisibilidad
Precipitaciones	Genera el comportamiento bianual del VSR en países del trópico	Aumenta la transmisibilidad
Altura	NR	NR
Contaminación	NO2 aumenta la transmisibilidad	Aumenta la severidad, pero no la transmisibilidad
Radiación solar	<300KJ/m2/h favorecen la transmisibilidad	NR

DISCUSIÓN

En la tabla 2 se resume el análisis de los resultados. Los factores ambientales como la humedad o la temperatura alteran la transmisibilidad, aunque otros factores como la altura, contaminación, precipitaciones y la radiación también inciden en las propiedades de los aerosoles e indirectamente en la humedad y la temperatura. Se concluye que ninguna variable ambiental es absoluta para la transmisión de todos los virus causantes de las IRAs y la vía de contagio es determinante en su asociación. Así, hay una asociación clara entre la temperatura y humedad relativa con la transmisión de los virus estacionales; estas variables aumentan la severidad de la enfermedad por los otros virus. Además, existe una relación clara entre la contaminación y la altura con la severidad de los cuadros clínicos por todos los virus.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio hace un realce de las variables ambientales que inciden en la transmisión de los virus respiratorios aterrizado al territorio colombiano. Esto permite optimizar los planes de acción ante situaciones que pueden exacerbar el numero de casos; por ejemplo, ante la ola invernal se destinan múltiples recursos para la mitigación del riesgo y al identificar la asociación con las lluvias se pueden orientar medidas de salud pública. Más allá del modelo asociativo predictivo, este estudio puede ser la base de estudios posteriores que analicen la asociación de las variables ambientales en cada territorio con el fin de realizar medidas orientadas a sus particularidades climáticas. Por el calentamiento global, cada vez será más importante el entendimiento de los factores ambientales que afectan la salud, para crear consciencia del daño y tomar decisiones oportunas, apropiadas y eficaces, para preservar la salud y mejorar la calidad de vida de las personas.

REFERENCIAS

Albornoz, Á., Guerrero, D., & Guerrero, L. (2017). Efectos de la variabilidad estacional sobre el Virus Sincicial Respiratorio (VSR) en niños menores de 5 años. Una revisión sistemática. *UNIMAR*, *52*(2), 269-280.

Bukhari, Q., Massaro, J. M., D'Agostino, R. B., & Khan, S. (2020). Effects of Weather on Coronavirus Pandemic. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *17*(15), 5399. https://doi.org/10.3390/ijerph17155399

Cano-Pérez, E., Torres-Pacheco, J., Fragozo-Ramos, M. C., García-Díaz, G., Montalvo-Varela, E., & Pozo-Palacios, J. C. (2020). Negative Correlation between Altitude and COVID-19 Pandemic in Colombia: A Preliminary Report. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, *103*(6), 2347-2349. https://doi.org/10.4269/ajtmh.20-1027

Carrington, D. (2020). Air pollution linked to far higher Covid-19 death rates, study finds. *The guardian*. https://www.theguardian.com/environment/2020/apr/07/air-pollution-linked-to-far-higher-covid-19-death-rates-study-finds

INS Colombia. (2022). *Boletin epidemiologico semana 15: Infección Respiratoria Aguda* (Boletin epidemiologico N.º 15). Instituto Nacional de Salud. https://www.ins.gov.co/buscador-eventos/BoletinEpidemiologico/2022_Bolet%C3%ADn_epidemiologico_semana_15.pdf

Kutter, J. S., Spronken, M. I., Fraaij, P. L., Fouchier, R. A., & Herfst, S. (2018). Transmission routes of respiratory viruses among humans. *Current Opinion in Virology*, *28*, 142-151. https://doi.org/10.1016/j.coviro.2018.01.001

Li, Y., Reeves, R. M., Wang, X., Bassat, Q., Brooks, W. A., Cohen, C., Moore, D. P., Nunes, M., Rath, B., Campbell, H., Nair, H., Acacio, S., Alonso, W. J., Antonio, M., Ayora Talavera, G., Badarch, D., Baillie, V. L., Barrera-Badillo, G., Bigogo, G., … Zar, H. J. (2019). Global patterns in monthly activity of influenza virus, respiratory syncytial virus, parainfluenza virus, and metapneumovirus: A systematic analysis. *The Lancet Global Health*, *7*(8), e1031-e1045. https://doi.org/10.1016/S2214-109X(19)30264-5

Londono-Avendano, M. A., Peláez-Moreno, M., López Medina, E., Moreno Turriago, M. S., &

Parra Patiño, B. (2021). Transmission of Respiratory Syncytial Virus genotypes in Cali, Colombia. *Influenza and Other Respiratory Viruses*, *15*(4), 521-528. https://doi.org/10.1111/irv.12833

MINISTERIO DE SALUD Y PROTECCIÓN SOCIAL. (2020). *Boletín CLIMA Y SALUD* (N.º 4). Ministerio de Salud y Proyección Social Colombia. https://www.minsalud.gov.co/RID/boletin-clima-salud-4-abril2020.pdf

Moriyama, M., Hugentobler, W. J., & Iwasaki, A. (2020). Seasonality of Respiratory Viral Infections. *Annual Review of Virology*, *7*(1), 83-101. https://doi.org/10.1146/annurev-virology-012420-022445

Nichols, G. L., Gillingham, E. L., Macintyre, H. L., Vardoulakis, S., Hajat, S., Sarran, C. E., Amankwaah, D., & Phalkey, R. (2021). Coronavirus seasonality, respiratory infections and weather. *BMC Infectious Diseases*, *21*(1), 1101. https://doi.org/10.1186/s12879-021-06785-2

Noyola, D. E., & Mandeville, P. B. (2008). Effect of climatological factors on respiratory syncytial virus epidemics. *Epidemiology and Infection*, *136*(10), 1328-1332. https://doi.org/10.1017/S0950268807000143

Office for National Statistics, U. K. (2021). *Deaths from respiratory disease from 2015 to 2020 and influenza and pneumonia in 2020*. https://www.ons.gov.uk/aboutus/transparencyandgovernance/freedomofinformationfoi/deathsfromrespiratorydiseasefrom2015to2020andinfluenzaandpneumoniain2020

Ogen, Y. (2020). Assessing nitrogen dioxide (NO2) levels as a contributing factor to coronavirus (COVID-19) fatality. *Science of The Total Environment*, *726*, 138605. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138605

Park, J., Son, W., Ryu, Y., Choi, S. B., Kwon, O., & Ahn, I. (2020). Effects of temperature, humidity, and diurnal temperature range on influenza incidence in a temperate region. *Influenza and Other Respiratory Viruses*, *14*(1), 11-18. https://doi.org/10.1111/irv.12682

Paynter, S. (2015). Humidity and respiratory virus transmission in tropical and temperate settings. *Epidemiology and Infection*, *143*(6), 1110-1118. https://doi.org/10.1017/S0950268814002702

Pica, N., & Bouvier, N. M. (2012). Environmental factors affecting the transmission of respiratory viruses. *Current Opinion in Virology*, *2*(1), 90-95. https://doi.org/10.1016/j.coviro.2011.12.003

Piscitelli, P., Miani, A., Setti, L., De Gennaro, G., Rodo, X., Artinano, B., Vara, E., Rancan, L., Arias, J., Passarini, F., Barbieri, P., Pallavicini, A., Parente, A., D'Oro, E. C., De Maio, C., Saladino, F., Borelli, M., Colicino, E., Gonçalves, L. M. G., … Domingo, J. L. (2022). The role of outdoor and indoor air quality in the spread of SARS-CoV-2: Overview and recommendations by the research group on COVID-19 and particulate matter (RESCOP commission). *Environmental Research*, *211*, 113038. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113038

Polozov, I. V., Bezrukov, L., Gawrisch, K., & Zimmerberg, J. (2008). Progressive ordering with decreasing temperature of the phospholipids of influenza virus. *Nature Chemical Biology*, *4*(4), 248-255. https://doi.org/10.1038/nchembio.77

Rudan, I. (2008). Epidemiology and etiology of childhood pneumonia. *Bulletin of the World Health Organization*, *86*(5), 408-416. https://doi.org/10.2471/BLT.07.048769

Saghazadeh, A., & Rezaei, N. (2022). Evaluating COVID-19–Environment Fit. *Acta Biomedica Atenei Parmensis*, *93*(2), e2022204. https://doi.org/10.23750/abm.v93i2.12161

Savitha, A. K., & Gopalakrishnan, S. (2018). Determinants of acute respiratory infections among under five children in a rural area of Tamil Nadu, India. *Journal of Family Medicine and Primary Care*, *7*(6), 1268-1273. https://doi.org/10.4103/jfmpc.jfmpc_131_18

Segovia-Juarez, J., Castagnetto, J. M., & Gonzales, G. F. (2020). High altitude reduces infection rate of COVID-19 but not case-fatality rate. *Respiratory Physiology & Neurobiology*, *281*, 103494. https://doi.org/10.1016/j.resp.2020.103494

Shakil, M. H., Munim, Z. H., Tasnia, M., & Sarowar, S. (2020). COVID-19 and the environment:

A critical review and research agenda. *Science of The Total Environment*, *745*, 141022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141022

Tosepu, R., Gunawan, J., Effendy, D. S., Ahmad, L. O. A. I., Lestari, H., Bahar, H., & Asfian, P. (2020). Correlation between weather and Covid-19 pandemic in Jakarta, Indonesia. *Science of The Total Environment*, *725*, 138436. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138436

Valverde-Bruffau, V. J., Cárdenas, L., & Gonzales, G. F. (2020). The Pathogenicity of COVID-19 Is Independent of Increasing Altitude: The Case of Colombia. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*. https://doi.org/10.4269/ajtmh.20-1465

Vos, T., Lim, S. S., Abbafati, C., Abbas, K. M., Abbasi, M., Abbasifard, M., Abbasi-Kangevari, M., Abbastabar, H., Abd-Allah, F., Abdelalim, A., Abdollahi, M., Abdollahpour, I., Abolhassani, H., Aboyans, V., Abrams, E. M., Abreu, L. G., Abrigo, M. R. M., Abu-Raddad, L. J., Abushouk, A. I., … Murray, C. J. L. (2020). Global burden of 369 diseases and injuries in 204 countries and territories, 1990–2019: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. *The Lancet*, *396*(10258), 1204-1222. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)30925-9

World Health Organization. Regional Office for Europe. (2022). *Strategy considerations for severe acute respiratory syndrome coronavirus 2 (SARS-CoV-2) and other respiratory viruses in the WHO European Region during autumn and winter 2022/23: Protecting the vulnerable with agility, efficiency, and trust*. World Health Organization. Regional Office for Europe. https://apps.who.int/iris/handle/10665/360408

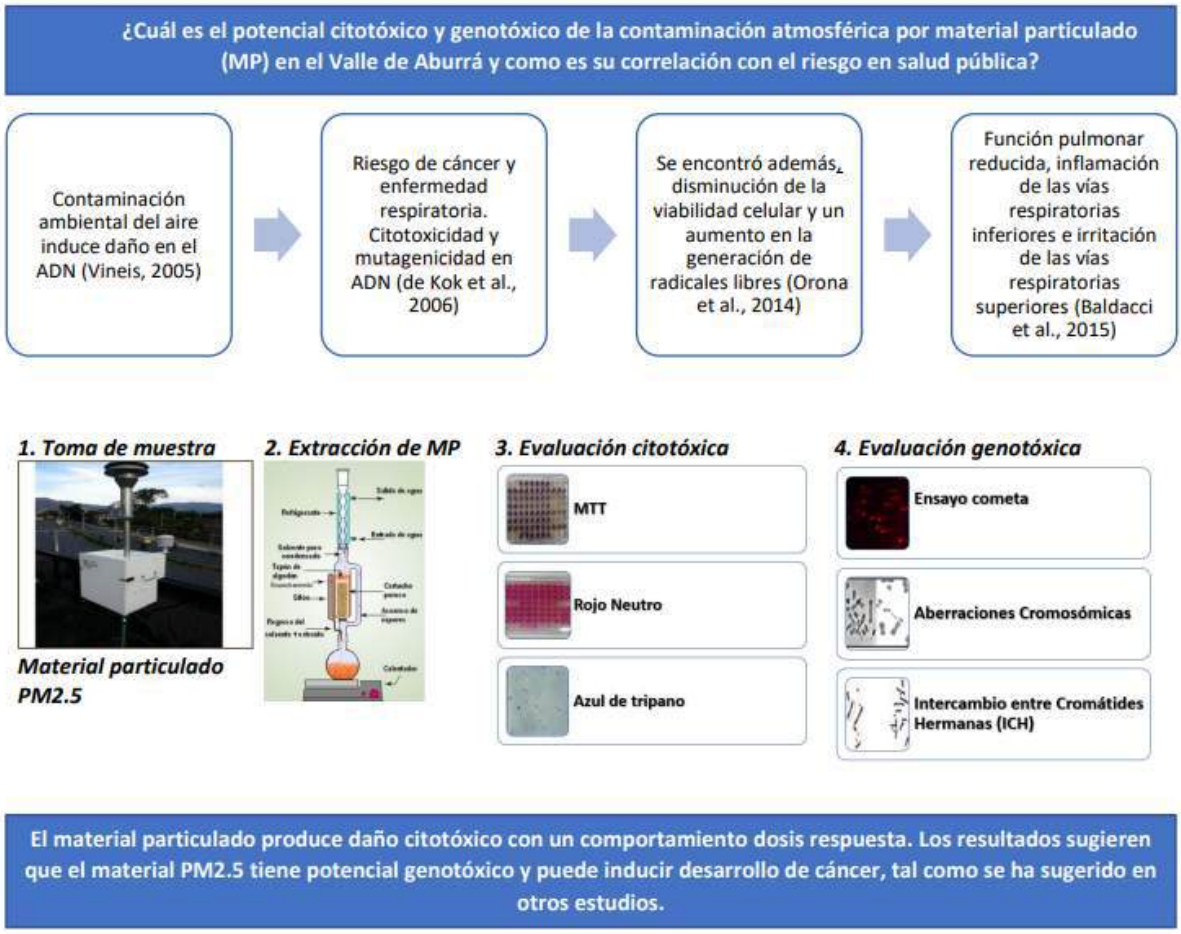
Yu, J., Liu, C., Xiao, Y., Xiang, Z., Zhou, H., Chen, L., Shen, K., Xie, Z., Ren, L., & Wang, J. (2019). Respiratory Syncytial Virus Seasonality, Beijing, China, 2007–2015. *Emerging Infectious Diseases*, *25*(6), 1127-1135. https://doi.org/10.3201/eid2506.180532

EVALUACIÓN DE LA CITOTOXICIDAD Y GENOTOXICIDAD DEL MATERIAL QUÍMICO EN FILTROS PM2.5 DE LAS ESTACIONES DE MONITOREO DE LA RED DE CALIDAD DEL AIRE DEL VALLE DE ABURRÁ

Alejandra Betancur Sánchez[1], Juan Bautista López Ortiz[2], Carmen Elena Zapata Sánchez[3]

Palabras clave:
Material particulado; viabilidad celular; daño en el ADN; calidad del aire.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

El crecimiento económico y la globalización han originado beneficios a la humanidad y al mismo tiempo han generado nuevos riesgos. La medición de la exposición a numerosos factores ambientales es compleja porque no disponemos de sistemas adecuados de información y vigilancia sanitaria que permitan valorar la magnitud y gravedad de los riesgos, así como la relación causal entre medio ambiente y salud (Vargas, 2005).

1 Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, abetancurs@unal.edu.co

2 Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, jblopez@unal.edu.co

2 Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Minas, cezapata@unal.edu.co

Por lo anterior se ha aumentado la preocupación acerca de las políticas de regulación y se ha fomentado el desarrollo de nuevas normas sobre la calidad del aire (Coronas et al., 2009). La concentración elevada de contaminación por partículas finas se relaciona con mortalidad elevada por enfermedades cardíacas, afecciones respiratorias y cáncer. La evaluación de partículas con diámetro iguales o menores a 2,5µm (PM2,5) es el indicador más adecuado para calcular los riesgos de la contaminación atmosférica (CORDIS, 2014). El material particulado (MP) se ha asociado con la muerte y enfermedades cardiopulmonares en pacientes de tercera edad con condiciones respiratorias preexistentes (fumadores y asmáticos) (Gillespie et al., 2013). Numerosos estudios en animales, muestran que la inhalación de MP causa toxicidad inflamatoria de las vías respiratorias (Chen et al., 2010).

La contaminación del aire incrementa el riesgo de la salud pública, principalmente por las dificultades en la identificación de los componentes tóxicos de la mezcla compleja que constituye el MP y el poco conocimiento de las sustancias genotóxicas asociadas a éste (Zuluaga et al., 2009). La emisión de partículas finas de los procesos industriales a la atmósfera, inducen daño al ADN celular, no obstante, son muy limitadas las evaluaciones de la composición química, tamaño, forma de las partículas y la toxicidad de las fuentes y zonas de estudio específicas (Jayasekher, 2009). Por tal razón, en este trabajo, se trazaron los objetivos de evaluar el efecto citotóxico y genotóxico del MP en filtros PM2.5 de tres estaciones de monitoreo del Valle de Aburrá con el fin de correlacionar dicho efecto con el riesgo en salud pública.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Sitios de estudio

Los tres puntos de muestreo de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire del Valle de Aburrá evaluados fueron: Facultad de Minas (MED-UNFM), Politécnico Jaime Isaza Cadavid (MED-PJIC) y Barbosa – Parque de las aguas (BAR-PDLA). Las dos primeras estaciones de flujo vehicular y la tercera estación de fondo. Los equipos usados fueron semiautomáticos y el muestreo se llevo a cabo durante 24 horas.

2.2 Obtención de PM 2.5 de los filtros

Se realizó un procedimiento de extracción por soxhlet, el protocolo evaluado fue el reportado por Meléndez et al. (2012). Para la extracción Soxhlet, los solventes empleados fueron acetona y diclorometano (160 a 170 mL (1:1)) por 4 horas en dedales de celulosa. También algunos filtros se sometieron a proceso de extracción por ultrasonido; la metodología fue la reportada por Sato et al. (1995) con modificaciones.

2.3 Tratamientos con PM2.5

A partir de los extractos obtenidos disueltos en DMSO puro, se obtuvieron por dilución en PBS las soluciones de trabajo. Las concentraciones evaluadas en las pruebas de MTT y captación de rojo neutro fueron: 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80,90 y 100 µg/mL y en las pruebas de Azul de Tripano y genotóxicas se estudiaron las concentraciones de 10, 30 y 50 µg/mL.

2.4 Cultivos celulares

En las pruebas de citotoxicidad y genotoxicidad (ensayo cometa) se emplearon las líneas celulares CHO–K1 (ATCC® CCL-61™) derivada de ovario de hámster chino, crece adherida al sustrato (Ahn & Antoniewicz, 2013) y la línea celular Jurkat (ATCC® TIB152™) de origen leucemoide (Cai et al., 2010). Las líneas celulares fueron mantenidas en medio RPMI-1640 (Sigma) suplementado con 5% de suero bovino fetal (SBF, Gibco), en atmósfera húmeda con CO_2 al 5% e incubadas a 37°C. En los experimentos realizados se utilizaron cultivos en fase exponencial, con confluencia mayor al 80%.

2.5 Pruebas de viabilidad celular

Prueba de reducción del MTT: Esta prueba permite evaluar el efecto sobre el metabolismo mitocondrial.

Exclusión del colorante azul de tripano: Con este ensayo es posible evaluar el efecto del con-

taminante sobre la integridad de la membrana celular.

Captación de rojo neutro: Mediante esta prueba es posible determinar el efecto del material particulado sobre la lisosomas y endosomas.

2.6 Pruebas de genotoxicidad

Aberraciones cromosómicas: Con este ensayo es posible evaluar el efecto del material particulado sobre el genoma total a través de la inducción de aberraciones cromosómicas numéricas y/o estructurales.

Intercambio de cromátidas hermanas (ICH): Este ensayo permite evaluar el efecto del contaminante sobre la reparación celular.

Electroforesis alcalina en gel de células individuales (Ensayo Cometa): Con este ensayo se evalúa el efecto sobre el genoma a nivel de quiebres o rupturas puntuales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mediante ensayos de MTT y rojo neutro se evidenció efecto citotóxico dosis respuesta tanto para la línea CHO-K1 como para Jurkat, lo cual indica que el material particulado tiene efecto negativo sobre el metabolismo mitocondrial, tanto para células no tumorales como para las tumorales, lo que puede repercutir en un incremento en el riesgo de las personas que tienen cáncer estar expuesta a este tipo de contaminante.

En cada una de las muestras analizadas por ensayo cometa se observó daño en el ADN, lo cual podría tener incidencia en la salud a través de manifestación de cáncer.

De acuerdo a los resultados hay mayor heterogeneidad de la mezcla compleja en las estaciones de tráfico que en la estación de fondo.

No se evidenciaron daños cromosómicos ni de ICH. Sin embargo, se determinó el índice mitótico de los tratamientos para obtener una estimación preliminar del efecto del MP sobre la proliferación celular. De los datos obtenidos, se observa que el valor de 9% de la estación BAR-PDLA es un índice mitótico mayor (2%) del control no tratado. El resultado de esta estación podría explicarse teniendo en cuenta su condición rural la cual podría inducir la proliferación de linfocitos por la presencia de alérgenos de origen natural tales como polen, etc.

3.1 Reducción del MTT

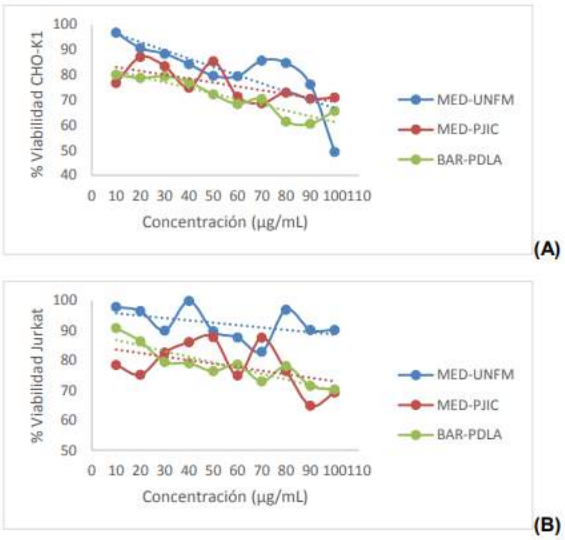


Figura 1. Porcentaje de viabilidad mediante MTT en (A) células CHO-K1 (B) células Jurkat tratadas con diferentes concentraciones de extractos de filtros PM2.5 obtenidos de tres estaciones de monitoreo en el Valle Aburrá.

3.2 Exclusión de colorante azul de tripano

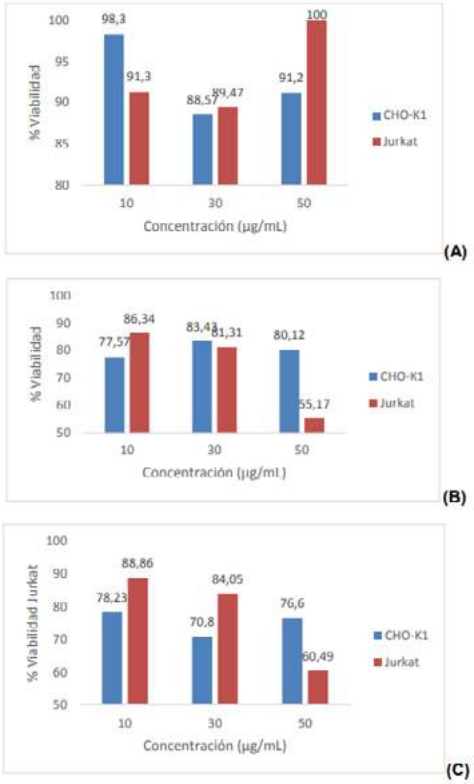


Figura 2. Viabilidad por Azul de Tripano de células CHO-K1 y Jurkat tratadas con diferentes concentraciones de extractos de filtros PM 2.5 obtenidos de (A) Estación MEDUNFM (B) Estación MED-PJIC (C) Estación BAR-PDLA.

3.3. Captación de rojo neutro

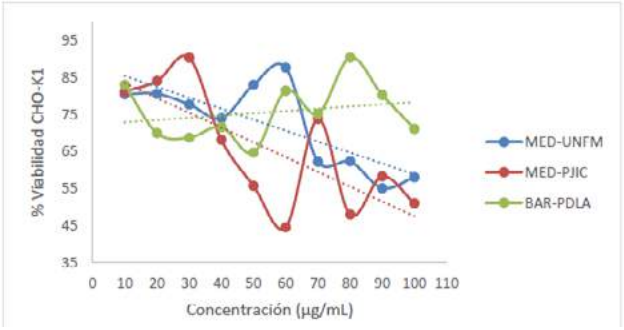
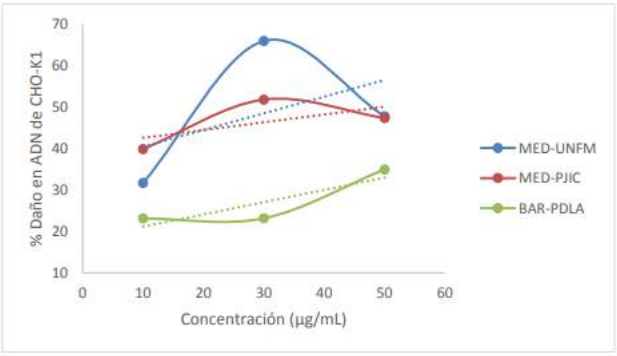
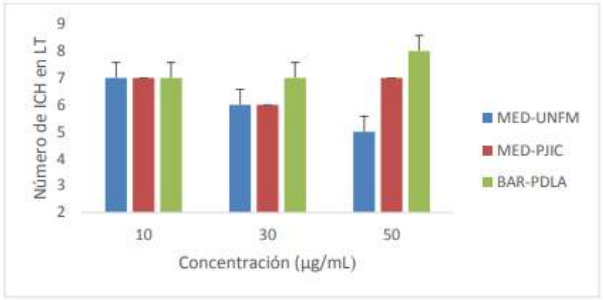


Figura 3. Viabilidad por captación de rojo neutro en CHO-K1 tratadas con extractos de filtros PM2.5 muestreados en las estaciones MED-UNFM, MED-PIJC y BAR-PDLA en el Valle de Aburrá.

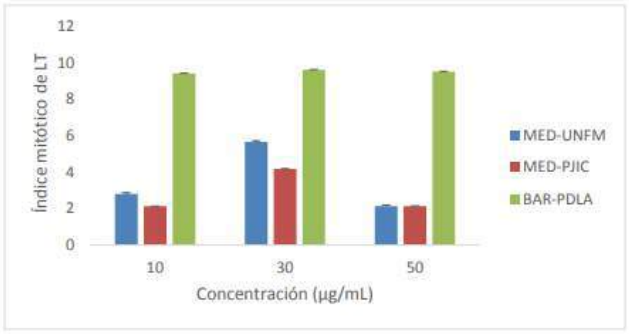
3.4 Evaluación genotóxica del material particulado



(A)



(B)



(C)

Figura 4. A) Porcentaje de daño en ADN obtenido por ensayo cometa en células CHO-K1 tratadas con PM2.5 de los filtros de tres estaciones del Valle de Aburrá. B) Número de ICH en linfocitos de sangre periférica tratadas con PM2.5 de filtros de tres estaciones del Valle de Aburrá. C) Índice mitótico en linfocitos de sangre periférica tratadas con PM2.5 de filtros de tres estaciones del Valle de Aburrá.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados obtenidos en las pruebas anteriores y la revisión bibliográfica sobre los riesgos de Salud Pública asociados a la contaminación atmosférica, permitió una posible formulación de un protocolo de salud ambiental que enmarca las pruebas de genotoxicidad y viabilidad de la mezcla compleja de los filtros PM2.5 de la Red de Monitoreo de Calidad de Aire del Valle de Aburrá.

Estudios previos, han mostrado evidencia de la relación del material particulado PM2.5 con posibles riesgos en salud pública. De los resultados obtenidos en este estudio, es posible proponer un protocolo de salud ambiental que tenga en cuenta lo siguiente:

Localización y muestreo del material particulado: El sitio de muestreo de cada estación es importante para la evaluación, por tal razón es importante clasificar su funcionalidad, por ejemplo,

si es una estación de tráfico, de fondo, urbana o suburbana, lo cual permitirá correlacionar los posibles contaminantes presentes en la mezcla compleja y sugerir los posibles manejos. Además, es importante considerar tener consideraciones climáticas y meteorológicas del día de muestreo. 2. ***Tratamiento químico de los filtros***: los procedimientos de extracción realizados en este trabajo, sugieren que el más eficiente, amigable con el medio ambiente y más seguro, es el ultrasonido, el cual evita que los compuestos extraídos no se sometan a altas temperaturas, que puedan alterar la composición de la mezcla. Se sugiere como solvente de extracción acetona o diclorometano, aunque se pueden usar proporciones 1:1 de ambos solventes como lo sugiere Meléndez et al. (2012) filtración, rotaevaporación a 160rpm y 25°C, desecación por una noche, y dilución en DMSO puro. 3. ***Evaluación citotóxica***: la evaluación citotóxica se puede realizar mediante ensayo de Azul de Tripano ó MTT y finalmente con hemólisis y rojo neutro. 4. ***Evaluación genotóxica***: las pruebas de aberraciones cromosómicas, ensayo cometa estiman daños directos sobre las cadenas del ADN y la prueba de ICH pueden estimar daños totales sobre el genoma. Es necesario evaluar el efecto que pueda ocasionar el material particulado en el ADN, porque este tipo de daños son los que ocasionan diferentes tipos de cáncer y lesiones más agudas a lo largo del tiempo, que incluso podrían afectar a las generaciones posteriores. 5. ***Estrategias preventivas y terapéuticas***: se deben realizar campañas educativas y pedagógicas que generen conciencia en la población acerca de la calidad del aire. Es importante informar a las autoridades ambientales y a los diferentes Ministerios, y promover campañas en pro del ambiente que contribuyan a mantener una atmósfera limpia. Una estrategia adecuada sería evaluar de manera permanente la calidad de los combustibles utilizados y determinar los límites máximos de emisión permisibles y velar por la calidad de vida de la población de manera permanente.

AGRADECIMIENTOS

Área Metropolitana del Valle de Aburrá y al Sistema de información de la Investigación HERMES de la Universidad Nacional de Colombia como entidades financieras.

REFERENCIAS

Abbas, I., Saint-Georges, F., Billet, S., Verdin, A., Mulliez, P., Shirali, P., & Garçon, G. (2009). Air pollution particulate matter (PM2.5)-induced gene expression of volatile organic compound and/or polycyclic aromatic hydrocarbon-metabolizing enzymes in an in vitro coculture lung model. Toxicology in Vitro, 23(1), 37–46.

Azqueta, A., Gutzkow, K. B., Brunborg, G., & Collins, A. R. (2011). Towards a more reliable comet assay: Optimising agarose concentration, unwinding time and electrophoresis conditions. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis, 724(1-2), 41–45.

Baldacci, S., Maio, S., Cerrai, S., Sarno, G., Baïz, N., Simoni, M., ... & Study, H. E. A. L. S. (2015). Allergy and asthma: Effects of the exposure to particulate matter and biological allergens. Respiratory medicine, 109(9), 1089-1104.

CORDIS. (2014). La contaminación atmosférica, uno de los mayores riesgos para la salud mundial. Retrieved from http://cordis.europa.eu/news/rcn/36549_es.htmll

de Kok, T. M., Driece, H. A., Hogervorst, J. G., Briedé, J. J. (2006). Toxicological assessment of ambient and traffic-related particulate matter: a review of recent studies. Mutation Research/Reviews in Mutation Research, 613(2), 103-122.

Ebada S., Edrada R., Lin W., Proksch P. 2008. Methods for isolation, purification and structural elucidation of bioactive secondary metabolites from marine invertebrates. Nature Protocols 3:1820 -1831.

Gillespie, P., Tajuba, J., Lippmann, M., Chen, L. C., Veronesi, B. (2013). Particulate matter neurotoxicity in culture is size-dependent. Neurotoxicology, 36, 112-117.

Golub, E. (2014). Environmental health costs in Colombia: The changes from 2002 to 2010.

IDEAM, Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2007-2010 Bogotá, D.C., 2012.

Kato, F., Tanaka, M., & Nakamura, K. (1999). Rapid fluorometric assay for cell viability and cell growth using nucleic acid staining and cell lysis agents. Toxicology in vitro, 13(6), 923-929.

Laumbach, R. J. (2010). Outdoor air pollutants and patient health. American family physician, 81(2), 175

Li, N., Sioutas, C., Cho, A., Schmitz, D., Misra, C., Sempf, J., Nel, A. (2003). Ultrafine particulate pollutants induce oxidative stress and mitochondrial damage. Environmental health perspectives, 111(4), 455.

MAVDT. 2010. Política de Prevención y Control de la Contaminación del Aire. Viceministerio de Ambiente.

Meléndez Gélvez, I., Martínez Montañez, M. L., Quijano Parra, A. (2012). Actividad mutagénica y genotóxica en el material particulado fracción respirable MP2, 5 en Pamplona, Norte de Santander, Colombia. Iatreia, 25(4), 347-356.

Miller, K. A., Siscovick, D. S., Sheppard, L., Shepherd, K., Sullivan, J. H., Anderson, G. L., & Kaufman, J. D. (2007). Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women. New England Journal of Medicine, 356(5), 447-458.

Pereira, T. S., Gotor, G. N., Beltrami, L. S., Nolla, C. G., Rocha, J. A., Broto, F. P., Vargas, V. M. (2010). Salmonella mutagenicity assessment of airborne particulate matter collected from urban areas of Rio Grande do Sul State, Brazil, differing in anthropogenic influences and polycyclic aromatic hydrocarbon levels. Mutation Research/ Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis, 702(1), 78-85.

Piraino, F., Aina, R., Palin, L., Prato, N., Sgorbati, S., Santagostino, A., & Citterio, S. (2006). Air quality biomonitoring: assessment of air pollution genotoxicity in the Province of Novara (North Italy) by using Trifolium repens L. and molecular markers. The Science of the Total Environment, 372(1), 350–359.

Pope, C. A. (2004). Air pollution and health - good news and bad. The New England Journal of Medicine, 351(11), 1132–1134.

Quintero, M. Z., Ruiz, A. M. V., Trujillo, I. C. O. (2009). Efecto genotóxico y mutagénico de contaminantes atmosféricos. Medicina UPB, 28(1), 33-41.

Reinecke, S. A., Helling, B., & Reinecke, A. J. (2002). Lysosomal response of earthworm (Eisenia fetida) coelomocytes to the fungicide copper oxychloride and relation to life-cycle parameters. Environmental toxicology and chemistry, 21(5), 1026-1031.

Rodrigo, G., Almanza, G. R., Cheng, Y., Peng, J., Hamann, M., Duan, R. D., & Åkesson, B. (2010). Antiproliferative effects of curcuphenol, a sesquiterpene phenol. Fitoterapia, 81(7), 762-766.

Silva, M. J., Carothers, A., Castelo, B. N., Dias, A., & Boavida, M. G. (1999). Sister chromatid exchange analysis in workers exposed to noise and vibration. Aviation, space, and environmental medicine, 70(3 Pt 2), A40-5.

Torres, A. M. H., Londoño, C. A. E., Vasco, G. J. M., & Molina, J. E. O. (2011). Patologías respiratorias en niños preescolares y su relación con la concentración de contaminantes en el aire en la ciudad de Medellín (Colombia). Revista Ingenierías Universidad de Medellín, 10(19), 21-31.

Ulukaya, E., Ozdikicioglu, F., Oral, A. Y., & Demirci, M. (2008). The MTT assay yields a relatively lower result of growth inhibition than the ATP assay depending on the chemotherapeutic drugs tested. Toxicology in Vitro: An International Journal Published in Association with BIBRA, 22(1), 232–239.

Vineis, P. (2005). Air pollution and cancer: biomarker studies in human populations. Carcinogenesis, 26(11), 1846–1855.

WHO. (2014). Calidad del aire (exterior) y salud. Nota descriptiva N°313. Retrieved from http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/es/

Zhang, R., Wang, G., Guo, S., Zamora, M. L., Ying, Q., Lin, Y., Wang, Y. (2015). Formation of urban fine particulate matter. Chemical Reviews, 115(10), 3803-3855.

Zuluaga, M., Valencia, A. M., & Ortiz, I. C. (2009). Efecto genotóxico y mutagénico de contaminantes atmosféricos, 28, 33–41.

ANÁLISIS DE COSTO-BENEFICIO EN SALUD POR LA REDUCCIÓN DE LA EXPOSICIÓN A MATERIAL PARTICULADO FINO EN EL SISTEMA TRONCAL DE TRANSMILENIO DE BOGOTÁ CAUSADA POR LA RENOVACIÓN DE LA FLOTA

Juan Pablo Contreras Soriano[1], Paula Andrea Bulla Chavarro[2], Boris Galvis[3]

Palabras clave:
Análisis costo-beneficio; factores concentración-respuesta; $PM_{2.5}$; exposición; Transmilenio.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

Existe una relación de causalidad entre las concentraciones de material particulado y la enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC), las infecciones respiratorias agudas (IRA) y la enfermedad isquémica del corazón como lo señala la OMS, (2016) en donde para el año 2012 las muertes relacionadas con la contaminación del aire fueron alrededor de 6,5 millones (aproximadamente el 11,6 % de todas las muertes en el mundo) y el 94% de estas muertes se deben a enfermedades cardiovasculares, accidentes cerebrovasculares, EPOC y cáncer de pulmón. En Bogotá, como en muchas otras ciudades del mundo el material particulado es el contaminante con niveles más preocupantes. En la ciudad para el año 2015 se estimaron 3219 muertes por la mala calidad del aire, lo cual tuvo un impacto del orden del 2,5% del PIB de la ciudad (DNP, 2017, parr 10).

Para el año 2017 los buses del sistema troncal de Transmilenio generaban concentraciones de $PM_{2.5}$ de 176 $\mu g/m^3$, además para el año 2018 estos buses presentaban tiempos de servicio superiores a 15 años (Contreras & Giraldo, 2018), este hecho presionó la renovación de la flota por buses con tecnologías EURO V y EURO VI con lo cual las concentraciones de $PM_{2.5}$ disminuyeron en las primeras etapas un 49,5 % respecto al año 2017 (Morales Betancourt et al., 2017). La reducción de estas concentraciones tiene un impacto sobre la mortalidad por enfermedades atribuidas a la calidad del aire como las enfermedades isquémicas del corazón y las enfermedades cardiopulmonares, este proyecto busca establecer la relación en-

1 Universidad de La Salle, juanpcontreras33@unisalle.edu.co *2* Universidad de La Salle, pbulla01@unisalle.edu.co 3 Universidad de La Salle, bgalvis@unisalle.edu.co

tre la reducción de las concentraciones de $PM_{2.5}$ asociadas al sistema troncal de Transmilenio y las defunciones por dos grupos de enfermedades, así como los beneficios en términos económicos para la ciudad por tener un aire más limpio mediante una relación costo-beneficio a un plazo de 10 años después de realizarse la inversión.

MATERIALES Y MÉTODOS

Al tratarse de una investigación meramente documental no se requirieron materiales ni instrumentos para realizar muestreos o mediciones. Se empleó el software Eviews 12® para realizar las proyecciones de la tasa de cambio representativa del mercado (TRM) y del índice de precio a los consumidores (IPC) con el fin de realizar la relación costo-beneficio al año 2028.

En este sentido la metodología que se siguió consistió en tres fases: adquisición y procesamiento de datos, estimación de la mortalidad atribuible y cálculo de costos y beneficios. Cabe mencionar de antemano que para estimar la mortalidad atribuible es necesario conocer la exposición total diaria de un usuario de Transmilenio, para ello se establecen cuatro microambientes en los que, en términos generales una persona pasa su día.

Adquisición y Procesamiento de Datos

En esta fase se obtuvieron los datos necesarios para realizar el análisis costo-beneficio, tales como los datos de concentración de PM2.5 en los diferentes microambientes obtenidos de los promedios anuales de la red de monitoreo de la calidad del aire de Bogotá – RMCAB y mediante estudios previos por parte del trabajo realizado por (Morales Betancourt et al., 2022), la inversión realizada por Transmilenio en el sistema troncal el año 2018, el número de pasajeros del sistema troncal de Transmilenio en los años 2019 y 2020, el número de habitantes de Bogotá en el año 2020, el número de defunciones por enfermedades relacionadas con el material particulado fino (enfermedades isquémicas del corazón y enfermedades cardiopulmonares).

Cálculo de la Mortalidad Atribuible

El cálculo de la mortalidad atribuible se realizó mediante la ecuación 1 descrita por Anenberg et al., (2010) en dos periodos de tiempo: 2017 a 2019 y 2020 a 2022, una aproximación del cambio en la mortalidad para el año 2023 que sería constante en el tiempo de no presentarse situaciones atípicas se realizó empleando los datos de mortalidad del año 2022 y usuarios del sistema troncal de Transmilenio antes de la pandemia por el COVID-19, en esta ecuación se tiene en cuenta la fracción atribuible; el termino β es un factor de concentración – respuesta (una relación logarítmico-lineal entre la concentración y la mortalidad), y ΔX es el cambio en la concentración en dos periodos de tiempo descritos, la fracción atribuible es multiplicada por la población expuesta (Pop) y por la mortalidad base (y_0). La población expuesta para este estudio corresponde a la media de usuarios del sistema troncal de Transmilenio para los años 2019, 2020 y una aproximación del año 2023; mientras que la mortalidad base hace énfasis a la mortalidad para enfermedades isquémicas del corazón (Código CIE – 10: I20—I25) y enfermedades cardiopulmonares (Código CIE – 10: I26 – I28) para estos años. Es importante aclarar que, como afirma (Pachón et al., 2018) las relaciones concentración-mortalidad no varían ampliamente por edad, sexo o raza.

$$\Delta \text{Mort} = y_0(1 - \exp^{-\beta \Delta X})\text{Pop}. \quad (1)$$

El cambio en la concentración se realizó mediante la diferencia entre la exposición total diaria para los periodos establecidos. Duan, (1982) describe la exposición total diaria como la combinación lineal de la exposición a diferentes microambientes. Estos microambientes son:

Oficinas/Aulas, vivienda, buses de Transmilenio y estaciones de Transmilenio. Los tiempos de exposición a cada microambiente fueron tomados de las encuestas realizadas por Espinoza, (2007). Pese a que la encuesta es del año 2007 los datos allí obtenidos pueden ser utilizados debido a que los horarios de trabajo y estudio no suelen variar como tampoco suele variar el tiempo de transporte.

Cálculo Relación Costo-Beneficio

La ecuación de la relación costo-beneficio se obtiene dividiendo los beneficios entre los costos, debido a que el alcance fue para 10 años, se proyectaron tanto los costos como los beneficios al año 2028.

Proyección de Beneficios y Costos

Los beneficios en salud hacen referencia a los recursos ahorrados por gastos en salud gracias a la disminución de la mortalidad por enfermedades asociadas a la calidad del aire, ya que si una persona no muere de manera prematura por dichas enfermedades sus contribuciones serían mayores. Así los beneficios se calculan mediante la ecuación 2.

$$Beneficios = \Delta Mort * VSL \quad (2)$$

Donde ΔMort es el cambio en la mortalidad al año 2028 y el VSL es el valor estadístico de la vida obtenido por Castillo, (2010) proyectado al año 2028. Para ello se empleó la ecuación 3 donde I_0, I_1, I_2, I_n son el IPC desde el primer año (precio constante) hasta el último año. Para obtener el IPC de los años faltantes se utilizó el software Eviews 12® y se empleó el método iterativo Box – Jenkins (Box et al., 2015) para utilizar el modelo autorregresivo integrado de media móvil (ARIMA, por sus siglas en ingles) en la serie de tiempo del índice de precio a los consumidores (IPC).

$$\prod_{\infty} = \prod_{i} (1 + I_0)(1 + I_1)(1 + I_2) \dots (1 + I_n) \quad (3)$$

Los costos corresponden simplemente a la inversión realizada por Transmilenio (precio constante), al igual que con el valor estadístico de la vida se emplea la ecuación 3 para obtener los costos al 2028.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cambio en Exposiciones

La tabla 1 muestra que los factores de exposición tanto de oficinas/aulas como de viviendas varían levemente de año en año tanto en el periodo 2017-2019, la disminución de los factores de exposición en oficina/aulas respecto al total es solo de 4,05 %, mientras que la disminución en viviendas es de 7,29 %. La disminución más significativa fue en los buses de Transmilenio con un 80,62 % seguida de las estaciones de Transmilenio con un 8,05%, lo que significa que la disminución en los factores de exposición se explica en un 88.66% por la renovación de los buses de Transmilenio, frente a un 11.34% en la disminución de los factores de exposición en viviendas y oficinas/Aulas. Finalmente, el cambio en la exposición debido a la renovación de la flota es de aproximadamente 156.39 µg/m^3*h. De manera análoga la reducción en la exposición total diaria en el periodo 2019-2020 se explica en un 82.51% por la renovación de la flota y en un 17,49% por la reducción de las concentraciones ambientales. En este periodo el cambio en los factores de exposición es de 102.34 µg/m^3*h.

Tabla 1. Factores de Exposición por microambientes y exposición total diaria de un usuario típico de Transmilenio.

	Factores de Exposición [µg/m³.h]		
Microambiente			
	2017	**2019**	**2020**
Oficinas/Aulas	132,95	125,81	118,07
Vivienda	239,68	226,82	212,86
Bus Transmilenio	313,92	171,72	76,14
Estación Transmilenio	25,08	10,89	4,13
Exposición Total Diaria	**711,63**	**535,24**	**411,21**

Cambio en la Mortalidad

Tabla 2. Resultados en el cambio de la mortalidad por la exposición a PM2.5.

	Cambio en la mortalidad (Δmort)		
Grupo de Enfermedades (CIE-10)			
	2019	**2020**	**2023**
Enfermedades Isquémicas del Corazón (I20-I25)	1536	886	1075
Enfermedades Cardiopulmonares (I26-I28)	50	25	33
Total	**1587**	**911**	**1108**

Nota. Debido a que el cambio en la mortalidad denota un número de personas los valores calculados se aproximaron al número entero más cercano.

Los resultados de la tabla 2 muestran una reducción de las defunciones para los dos grupos de enfermedades, las enfermedades isquémicas del corazón tienen una reducción mucho más grande debido a dos factores importantes, el primero de ellos es la mortalidad base que resulta ser más grande para las enfermedades isquémicas del corazón que para las enfermedades cardiopulmonares, en otras palabras, en la misma población mueren más personas debido a enfermedades isquémicas del corazón que a enfermedades cardiopulmonares en el mismo periodo de tiempo (para el año 2019 por cada muerte debida a enfermedades cardiopulmonares hubo aproximadamente 25 muertes por enfermedades isquémicas de corazón); otra condición importante es la relación concentración-respuesta que es mayor en las enfermedades isquémicas del corazón que en las enfermedades cardiopulmonares, razón por la cual el aumento o disminución de la concentración tiene una mejor correlación con la mortalidad de las enfermedades isquémicas del corazón.

Relación Costo – Beneficio

Al emplear el Software Eviews 12 para realizar las proyecciones de la inflación (Figura 1) se empleó la ecuación 3 para calcular el valor estadístico de la vida al año 2028 al igual que los costos. Para calcular los beneficios se multiplicó el VSL por las defunciones evitadas al año 2028, así los beneficios son de aproximadamente 19,9 billones de pesos mientras que los costos son de 3,8 billones de pesos y la relación costo-beneficio es de 5,14. Es decir que por cada peso invertido se recuperarían 5,14 pesos al final del periodo estimado.

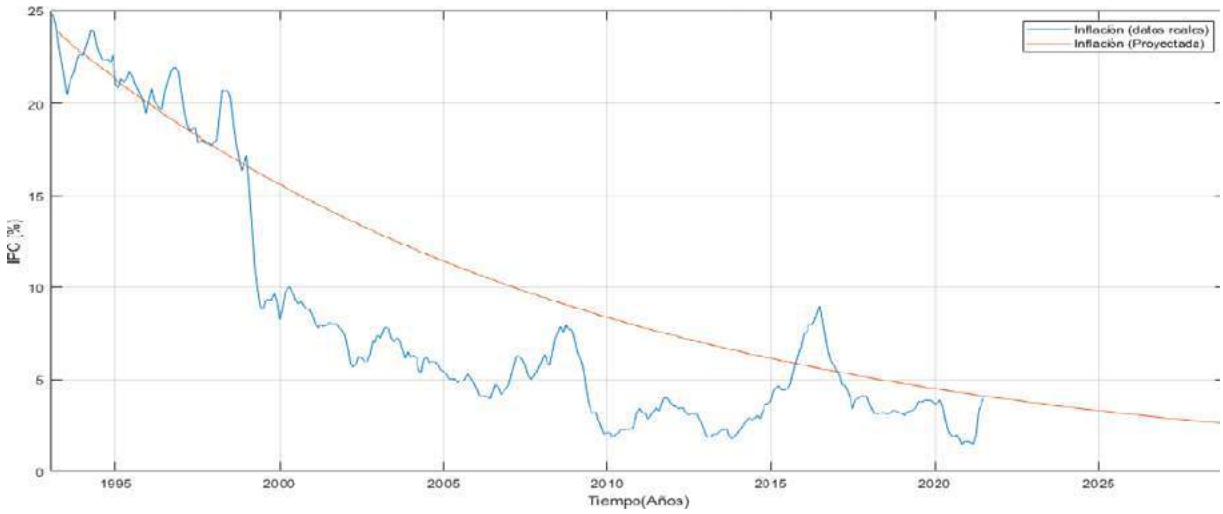


Figura 1. *Gráfica de la Proyección de la Inflación.*

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

En este trabajo se evidencian las ventajas de emplear sistemas de transporte que disminuyan las concentraciones de contaminantes criterio desde dos perspectivas, la primera desde el enfoque de la salud pública en donde dada la disminución en las concentraciones y por ende en las exposiciones las personas pueden gozar de una mejor calidad de vida ya que se está promoviendo uno de los prerrequisitos consignados en la carta de Ottawa para la promoción de la salud: un ecosistema estable (OMS, 1986); la segunda perspectiva es la económica pues al haber beneficios económicos estos pueden ser invertidos en otras áreas de interés para las ciudades. Los resultados de este trabajo sirven como argumentos para la toma de decisiones en cuanto al mejoramiento constante que debe tener la flota vehicular.

REFERENCIAS

Anenberg, S. C., Horowitz, L. W., Tong, D. Q., & West, J. J. (2010). An estimate of the global burden of anthropogenic ozone and fine particulate matter on premature human mortality using atmospheric modeling. *Environmental Health Perspectives*, *118*(9), 1189–1195. https://doi.org/10.1289/ehp.0901220

Box, G., Jenking, G., Reinsel, G., & Ljung, G. (2015). *Times Series Analysis: Forecasting and Control* (D. J. Balding, N. A. C. Cressie, G. M. Fitzmaurice, G. H. Givens, H. Goldstein, G. Molenberghs, D. W. Scott,

A. F. M. Smith, R. S. Tsay, & S. Weisberg, Eds.; Quinta Edi).

Castillo, J. J. (2010). Estimación de los beneficios en salud asociados a la reducción de la contaminación atmosferica en Bogotá, Colombia. *Observatorio Ambiental de Bogota*, 26. http://oab2.ambientebogota.gov.co/es/documentacion-e-investigaciones/resultado- busqueda/estimacion-de-los-beneficios-en-salud-asociados-a-la-reduccion-de-la-contaminacion- atmosferica-en-bogota-colombia

Contreras, J. P., & Giraldo, A. J. (2018). Revisión a la gestión pública de Transmilenio S.A. en su obligación de ofrecer una flota, para la prestación del servicio troncal, en condiciones opctimas de operación y seguridad. In *Personería delegada para la movilidad y la planeación urbana*. https://www.transmilenio.gov.co/publicaciones/150277/publicacionesrevision_a_la_gestion_publi ca_de_transmilenio_sa_en_su_obligacion_de_ofrecer_una_flota_en_condiciones_optimas_de_op eracion_y_seguridad_mayo_2018/

DNP. (2017, May 7). *Los costos en la salud asociados a la degradación ambiental en Colombia*

ascienden a $20,7 billones. https://www.dnp.gov.co/Paginas/Los-costos-en-la-salud-asociados-a-la- degradaci%C3%B3n-ambiental-en-Colombia-ascienden-a-$20,7-billones-.aspx

Duan, N. (1982). Models for human exposure to air pollution. *Environment International*, *8*(1–6), 305–309 https://doi.org/10.1016/0160-4120(82)90041-1

Espinoza, M. (2007). Caracterización de los rangos de exposición a contaminantes atmosféricos en Bogotá: estudio piloto. *Universidad de Los Andes*.

Morales Betancourt, R., Galvis, B., Balachandran, S., Ramos-Bonilla, J. P., Sarmiento, O. L., Gallo-Murcia,

S. M., & Contreras, Y. (2017). Exposure to fine particulate, black carbon, and particle number concentration in transportation microenvironments. *Atmospheric Environment*, *157*(1), 135–145. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.006

Morales Betancourt, R., Galvis, B., Mendez-Molano, D., Rincón-Riveros, J. M., Contreras, Y., Montejo, T. A., Rojas-Neisa, D. R., & Casas, O. (2022). Toward Cleaner Transport Alternatives: Reduction in Exposure to Air Pollutants in a Mass Public Transport. *Environmental Science and Technology*, *56*(11).https://doi.org/10.1021/acs.est.1c07004

OMS. (1986). Carta de Ottawa para Promocion de la Salud. *Carta de Ottawa Para La Promoción de La Salud*, 6. https://www.paho.org/hq/dmdocuments/2013/Carta-de-ottawa-para-la-apromocion-de- la-salud-1986-SP.pdf

OMS. (2016, September 27). *La OMS publica estimaciones nacionales sobre la exposición a la contaminación del aire y sus repercusiones para la salud*. https://www.who.int/es/news/item/27- 09-2016-who-releases-country-estimates-on-air-pollution-exposure-and-health-impact

Pachón, J., Pérez, M., Parra, A., Ramírez, J., & Ortiz, B. (2018). *Observación e investigación para avanzar de lo simple a lo complejo* (A. Ardila & G. Correa, Eds.; p. 225).

ASSESSING THE FILTRATION EFFICIENCY OF FACEMASK FILTER MATERIALS FOR THE PREVENTION OF COVID-19

Boris Galvis[1], David Monroy[1], Camilo Bernal[2], David E. Sierra[2], Carlos A. Sanchez[2], Nestor Rojas[3]

Key words:

Filtration efficiency; facemasks filter materials; aerosol size distribution; COVID-19 pandemic; Electrical Low-Pressure Impactor (ELPI+).

ABSTRACT

We measured the filtration efficiency for six different materials taken from facemasks commercially available in Colombia and commonly sold as protection during the COVID-19 pandemic.

First, we measured the aerosol generated with a TOPAS using an ELPI+ to use it as a baseline. The ELPI+ measures the aerosol size distribution between 10 µm and 6 nm using a cascade impactor. We then placed one of the filter materials from the masks previously cut into a disk on a filter holder and measured again the mass distribution that passed through. We did the same procedure for the rest of the materials.

The material from the N95-certified respirator showed the highest filtration efficiency (91-97%), followed by the material from N95 branded respirator (42-97%) and the surgical mask (38-98%). The KN95 showed poor filtration performance (17-51%). The cotton/polyester fiber and the cotton fiber from the homemade facemask had very low filtrations efficiencies (17-86%) and (1-27%) respectively. The materials from the KN95 branded, and homemade cotton/polyester facemasks do not present a significant difference against the baseline. Cotton cloth from a homemade mask can filter large particles (>1 µm) but offers no significant protection against smaller ones (<1 µm).

Filtration efficiency evaluated in this study allowed us to identify that the material of the certified N95 respirator showed the best average filtration efficiency for all size particles and that some facemasks commercialized in Colombia do not offer protection against small particles, even if the show a certification.

INTRODUCTION

Since the start of the Sars-CoV-2 pandemic, there has been a proliferation of protective face coverings in the local markets in many places around the world. Health authorities recommend wearing them to curve the number of infections caused by airborne transmission (Chu et al., 2020; Langrish et al., 2009; Matuschek et al., 2020; Worby & Chang, 2020). New businesses sprang up, to manufacture facemasks using fabrics such as cotton and polyester. Others found an opportunity in supplying certified surgical masks and respirators.

Some researchers investigated the virus size (Anand & Mayya, 2020; Stadnytskyi, Bax, Bax, & Anfinrud, 2020). Others looked at its main means of transport through droplets and aerosols originating in the respiratory tract (Dbouk & Drikakis, 2020; Dhand & Li, 2020), or the distance the virus can be propelled when we breathe, talk, cough, or sneeze and the distance aerosols can travel (Jayaweera, Perera, Gunawardana, & Manatunge, 2020; Morawska & Cao, 2020) and the efficiency of specific masks against the COVID-19 virus (Feng et al., 2020; Raina MacIntyre & Jay Hasanain, 2020) was also examined. This knowledge strengthened the importance of social distancing and wearing masks (Leung et al., 2020), especially now that new variants emerge (Mahase, 2021).

Still, the particle filtration efficiency of face

1 Chemical Engineering Program, Universidad de La Salle, Bogotá, Colombia. bgalvis@unisalle.du.co

2 Gestiones y Soluciones Tecnológicas , Gesoltec S.A.S., Bogotá, Colombia

3 Department of Chemical and Environmental Engineering, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

coverings is largely undetermined. This uncertainty can lead to false feelings of security in the general population and the further spread of the virus. This work assesses the filtration efficiency of six filter materials of facemasks commercially available in Bogota, Colombia, by challenging them with an aerosol of known size distribution.

MATERIALS AND METHODS

Filter materials were cut from a homemade mask made with cotton fabric (fig 1 a), a facemask made of a mixture of cotton and polyester (fig 1 b), N95 and KN95 branded respirators bought from street vendors (fig 1 c and d), a certified surgical mask (fig 1 e), and a certified N95 respirator (fig 1 f). These last two were bought from large retailers in Bogotá and came in sealed packages. The vendors and the customers handled the fabric masks, as well as the street-sold respirators. At the lab, all filter materials were handled and exposed to ambient conditions in a well-ventilated room about one kilometer away from heavy urban traffic. The average relative humidity during the testing procedure was 53% and the average temperature was 22.5°C. We cut 47 mm disks of each of the masks, using scissors, and placed them on a clean flat surface. Figure (1) shows the six masks chosen for this experiment.

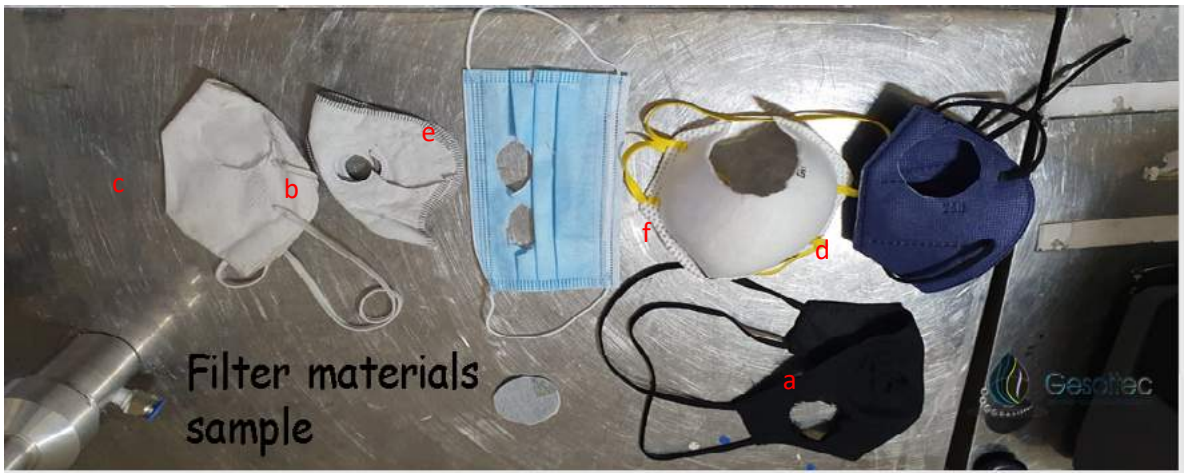


Figure 1. Filter materials commonly found in the local markets used in this experiment: a) homemade cotton facemask, b) N95 branded respirator, c) KN95 branded respirator, d) cotton/polyester fabric facemask, e) Certified Surgical mask, and f) Certified N95 respirator.

We used a High-Density Polyethylene (HDPE) filter cassette and an aluminum filter holder manufactured according to CFR 40 Appendix L to Part 50 to test the filter materials. Pneumatic fittings were fixed with Teflon to the holder's inlet and outlet. Ambient air and the challenge aerosol passed through Tygon tubbing to the filter holder's inlet. The length of each 3/4-inch tube was 30 cm. The 1/2-inch hose connecting the filter holder's outlet to the aerosol particle analyzer (described below) was about 1.2 m long and it is made of a proprietary material designed for aerosol testing.

We challenged each filter material with Di-Ethyl-Hexyl-Sebacate (DEHS) generated using ambient air cleaned with a HEPA filter, drawn into an Atomizer Aerosol Generator Topas ATM 226 (TOPAS, Dresden Germany) where the DEHS was nebulized. The aerosol was analyzed with an Electrical Low-Pressure Impactor (ELPI+) (Dekati, Kangasala Finland), first through the empty filter holder, and later passing through the filter material, to characterize the aerosol mass and number distributions. The setup with each of the instruments and materials used in this experiment is shown in figure 2.

The rate of aerosol generation was set, by adjusting the pressure valve of the TOPAS' internal compressor, which may vary between 5 mbar and 1400 mbar. The pressure is proportional to the flow rate. The Topas ATM 226 has a maximum flow rate of 4.16 lpm with a pressure of 1400 mbar. Additional air cleaned with another HEPA filter had to be drawn to match the 6.92 lpm flow required by the ELPI+. The flow rate of the additional air was measured with a TSI 4000 flow meter (TSI Incorporated Shoreview, Minnesota USA). The filtered air and the test aerosol met in a pneumatic t connector, which then was also connected to the filter holder with a 1 cm long ¾ inch tube.

The ELPI+ charges and separates the aerosol into 14 different size stages from 10 µm down to 6 nm using a cascade impactor. Next, the excess ions are removed by a voltage trap. At each stage, a sensitive electrometer measures the current charge of each particle and gives an approximation of its amperage. The movement of the particles through the impactor, and hence their size classification based on their inertial properties, is aerodynamically governed by a constant 6.82 lpm flow generated by a Sogevac SV 25 vacuum pump (Leybold, Export PA). With this flow, the ELPI+ is set to 40 mbar pressure. This constant suction pressure draws in the charged particles. The bouncing effect of the particles is mitigated, to some extent, by using greased aluminum foils in the analysis plates of the impactor. Detailed descriptions of the equipment can be found elsewhere (Järvinen, Aitomaa, Rostedt, Keskinen, & Yli-Ojanperä, 2014; Lamminen, 2011). Before using the ELPI+ in our experiment, all impactor plates were cleaned using isopropyl alcohol in an ultrasonic bath. The electrometers were calibrated using Dekati's calibration test kit and parameter files. In the zeroing process, the acceptable ±10 fA was observed. Dekati's ELPI+ VI 2.1 Rev. 932 software was used to save the data at a frequency of 1 Hz, to perform the zeroing procedure, and to monitor possible over-range or high-concentration events during the measurement.

The ELPI+ allows the estimation of the filtration efficiency according to the particle size with the most penetrating particle size (MPPS) given its ability to classify aerosols with a wide size range distribution. Moreover, with the number median diameter (NMD) and the geometric standard deviation (GSD), we can establish the lower and upper limits of the lognormal distribution of the particles that penetrated the filter as well as the distribution of the challenge aerosol. The ELPI+ versatility extends to measure the number and mass concentration of the particles that passed through the filter as well as the Lung Deposited Surface Area (LDSA) parameter if it is of interest for future research.

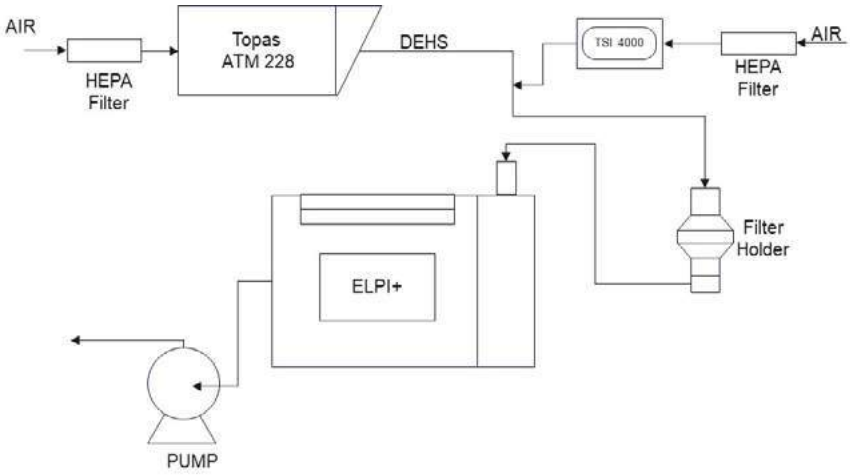


Figure 2. Experimental setup.

With this setup, we did a baseline measurement in which the Topas ATM 226 runs for a stabilization period of 2 minutes with the test aerosol passing through the filter holder without the filter material in place. After, we tested the filter material with the challenge aerosol for 1 minute. This testing was repeated three times for each filter. Before every measurement, the ELPI+ was zeroed and the setup was tested for leaks by closing the inlet of the filter holder and reading the pressure drop in the ELPI+ with the vacuum pump. When the pressure reads +/- 5 mbar for 5 seconds, the system, composed of the ELPI+ and the filter holder, is assumed to have no leaks. Additionally, we also tested for leaks occurring in the connections between the Topas ATM 226, the t connector, and the TSI 4000. With the help of the ELPI+, we connected the outlet of the TSI 4000 to the inlet of the filter holder and closed its inlet. The flow rate shown by the TSI 4000 was -0.03 lpm. To check the Topas ATM 226 for leaks, we performed a visual test of aerosol being leaked. No leaks were observed.

During the baseline measurement, the Topas ATM 226 was adjusted to 100 mbar which gave a flow rate of 0.90 lpm as measured by the TSI flowmeter. In our first attempt, we set the Topas ATM 226 generator to 150 mbar and the ELPI+ issued a high concentration warning. After this event, the ELPI+ failed the zeroing procedure. Upon opening the impactor, we noticed an amount of condensed DEHS on each plate that had to be cleaned to start anew. To prevent this from happening, we reduced the pressure to 100 mbar in the Topas ATM 226. As an alternative, dilution may be used where a HEPA filter is connected in parallel with the flow coming from the filter holder to the ELPI+. With the set pressure on the Topas ATM 226 and the ELPI+ running, we connected the tube going from the Topas ATM 226 to the T connector and waited one minute to disconnect the Topas ATM 226 from the t connector. This procedure was repeated three times to establish the baseline.

To test the filter materials, we introduced the 47-mm disk and closed the filter holder. To test for leaks, we obstructed the opening of the filter holder's inlet by removing the T connector from the tube going into the inlet. Checking with the ELPI+ internal pressure, 5 mbar for 5 seconds. With the Topas ATM 226 running from the baseline measurement, no stabilization period was required. We connected the tube from the Topas ATM 226 to the T connector and measured the particles that crossed the filter for 60 seconds. At such point, we disconnected the tube from the T connector and waited for 30 seconds before starting the next repetition. For each testing material, we repeated the procedure three times. No over-range or saturation warnings were issued by the ELPI+ when measuring the six samples.

All the electric currents registered in each of the trials, including the baseline, were converted to number and mass distributions using the ELPI+ VI software. With the NMD and GSD, we were able to establish the upper and lower limits of the lognormal size distribution of the challenge aerosol. With such information, we removed from the data the stages that do not register any particles, namely, the first stage of the impactor (6 nm) and the last 4 stages (stages 12, 13, 14) corresponding to D50% diameters of 2.5, 3.6, 5.3 µm.

Sources of uncertainty in our measurements are possible leaks present in the system, which are likely a negligible fraction of the entire flow through the system given the leak tests performed. The ELPI+ has been shown to produce reliable and consistent results even after 6 months of continuous testing so is not likely to be an important source of uncertainty (Pagels, Gudmundsson, Gustavsson, Asking, & Bohgard, 2005).

RESULTS AND DISCUSSION

The average number filtration efficiency (nFE_{AVG}) varies from 19 to 95 % between filter materials. We also report the confidence interval (CI) of this average, computed through the bootstrap method. The material from the N95-certified respirator showed the highest nFE_{AVG} (95% with CI

91 - 97%), and its lowest efficiency was 94% for particles of 0.04 μm in diameter. The materials from the N95 branded respirator and the certified surgical mask had comparable nFE_{AVG}, 72% (CI 61 - 83%) y 71% (CI 58 – 83%) respectively, the first giving better results for particles less than 0.1 μm in diameter. The cotton polyester obtained 52% nFE_{AVG} (CI 35 – 69%). Finally, the KN95 branded respirator and homemade cotton facemask material showed the lower nFE_{AVG}, 38% (IC 27 – 51%) and 19% (IC 9 – 31%), respectively.

The high nFE_{AVG} and the small CI obtained from the difference between the mass distributions of the undisrupted aerosol and the aerosol passing through the material of the certified N95 respirator could be related to the quality control of the production of such masks. KN95 is the Chinese counterpart of N95, however, the poor performance of KN95 could indicate that some KN95 commercialized in Colombia do not follow the KN95 certification. The same situation applies to the N95 Branded respirator commercialized in the streets, which presents a lower nFE_{AVG} (71%) compared with the Certified N95 Respirator (95%). Also, the lack of technical criteria during the elaboration of the homemade cotton facemask may explain the lowest nFE_{AVG} in the experiment. Table 1 presents a summary of our measurements.

Values of geometric NMD and mean particle number concertation (PNC) showed that the material from the certified N95 mask let through fewer particles. Whereas the homemade cotton facemask material let across more and smaller particles driving the NMD to lower values. Moreover, it could not catch either the small or the bigger particles (see Table 1). NMD and PNC values for the material of the homemade cotton facemask were 1.59 y 11.55 times higher than what the certified N95 respirator material let through.

Table 1. Results Summary.

Mask Type	FE_{min}(%)	FE_{max}(%)	nFE_{AVG} (%)	Geometric Mean Diameter (nm)	Mean particle number concentration (#/cm^3)
Baseline	N/A	N/A	N/A	188,48	3,29E+05
Homemade cotton facemask	1%	27%	19%	209,90	3,06E+05
N95 Branded Respirator	42%	97%	72%	233,37	1,52E+05
Certified Surgical Mask	38%	98%	71%	161,42	1,49E+05
Certified N95 Respirator	84%	100%	95%	131,65	2,65E+04
KN95 Branded Respirator	17%	51%	38%	213,80	2,57E+05
Homemade Cotton/Polyester Fabric	17%	86%	52%	179,50	2,37E+05

Filtration Efficiency

Figure 3 presents the number filtration efficiency for all size particles evaluated. All mask materials showed a "u" shape size curve vs filtration efficiency. This behavior is expected given filtration efficiency tends to have a minimum between approximately 0.1 and 1 µm (Konda et al., 2020; Morais et al., 2021; Pan, Harb, Leng, & Marr, 2021; Zangmeister, Radney, Vicenzi, & Weaver, 2020). The overall filtration efficiency for all facemasks was 66% below 0.01 and above 2 µm. However, few particles were generated in that size range in this experiment. Between 0.01 and 2 µm, the overall filtration was 39%, this region with low filtration efficiency is explained by the reduction of mechanisms such as impact remotion or electrostatic attraction (Hao, Xu, & Wang, 2021; Segovia et al., 2022).

Filtration efficiency can be affected by filtration velocity. O'Kelly, Pirog, Ward, and Clarkson (2020) showed that for aerosols between 20-10000 nm in size, values of filtration velocities between 5.5 and 16.5 cm/s do not have a significant effect on filtration efficiency. Our experiment used a flow velocity of 6.7 cm/s. Therefore, we expect no significant influence of filtration velocity in our results.

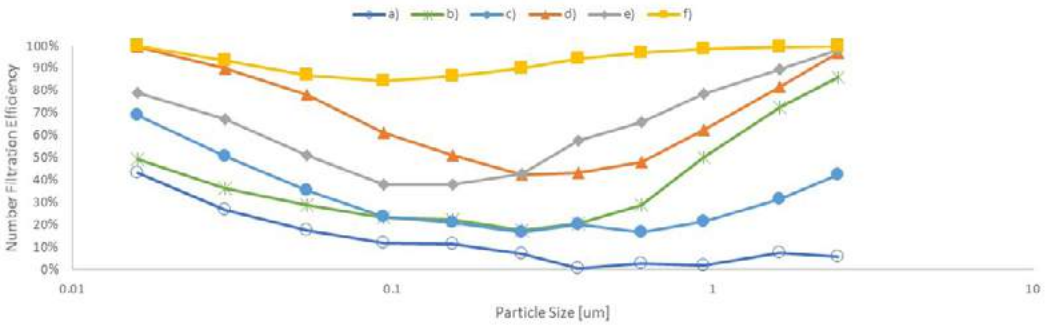
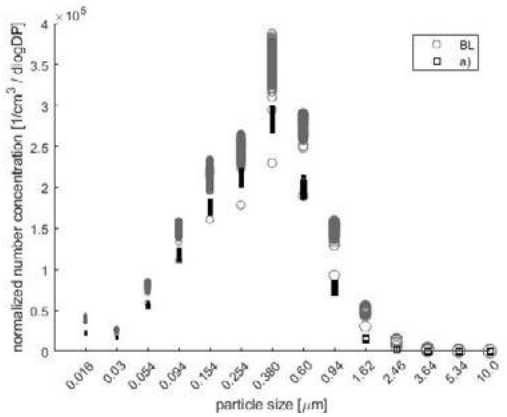
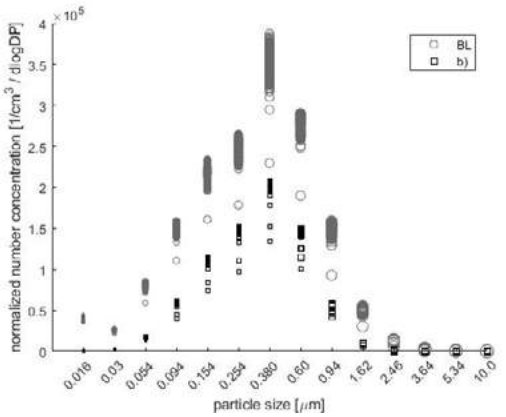


Figure 3. Filtration efficiency of the different filter materials tested: a) homemade cotton facemask, b) N95 branded respirator, c) KN95 branded respirator, d) cotton/polyester fabric facemask, e) Certified Surgical mask, and f) Certified N95 respirator.

Normalized Number distributions and hypothesis test

The normalized number distributions of aerosols that pass the filter materials are shown in Figure 3. The DEHS aerosol produced particles with sizes mainly between 16nm and about 2 µm. Very few particles above 2 µm were obtained. It had an average PNC of 339000 cm^{-3} with small standard deviations (Figure 3).





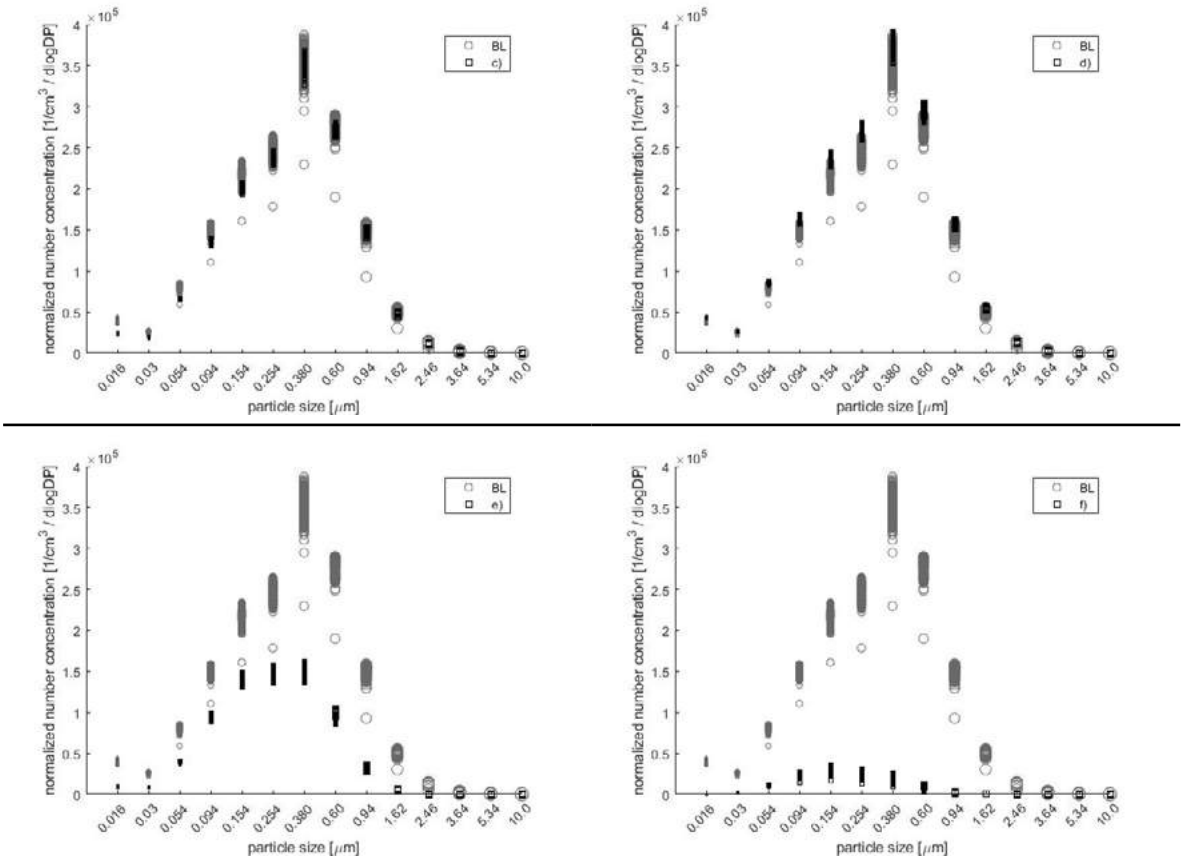


Figure 4. Number distributions of aerosols that pass the filter materials of a) homemade cotton facemask, b) N95 branded respirator, c) KN95 branded respirator, d) homemade cotton/polyester fabric facemask, e) Certified Surgical mask, and f) Certified N95 respirator.

To address statistical differences in terms of normalized number distributions of aerosols for each facemask, a hypothesis test was performed. First, the normality test of Shapiro-Wilk demonstrated that none of the distributions in Figure 3 were normal. Therefore, a hypothesis test of Mann-Whitney was selected to address statistical differences, this test is more appropriate for non-normal distribution.

Table 2 are presented the results of Mann-Whitney. The p-values obtained by the hypothesis test were adjusted (p-value adjusted) using the Benjamini and Hochberg method for multiple comparisons. Results indicate that there is no significant difference between baseline and homemade cotton, KN95 branded, and homemade cotton/polyester facemasks. These three facemasks do not offer any suitable protection grade against the particles tested in this experiment. Normalized number distribution in Figure 3 also illustrates that aerosol distribution for homemade cotton (Figure 3a), KN95 branded (Figure 3c) and homemade cotton/polyester facemasks (Figure 3d) are similar to the baseline distribution. Finally, N95 Branded, Certified Surgical, and Certified N95 presented statistical differences against Baseline, which indicates that these facemasks present a certain grade of protection.

Table 2. Mann-Whitney hypothesis test results.

Facemask	P-value	P-value Adjusted	Accepted null hypothesis
Homemade cotton VS Baseline	0.373	0.412	Yes
N95 Branded VS Baseline	0.000	0.000	No
Certified Surgical VS Baseline	0.001	0.001	No
Certified N95 VS Baseline	0.000	0.000	No
KN95 Branded VS Baseline	0.117	0.144	Yes
Homemade Cotton/Polyester VS Baseline	0.048	0.072	Yes

PUBLIC POLICY IMPLICATIONS

We evaluated the filtration efficiency of six facemask materials commercialized in Colombia. They were tested using the ELPI+, which measures aerosols from 10 µm down to 6 nm. The material from the N95-certified respirator showed the highest filtration efficiency (91-97%), followed by the material from N95 branded respirator (42-97%) and the surgical mask (38-98%). The KN95 poor filtration performance (17-51%) indicates that some KN95 commercialized in Colombia do not follow the KN95 certification. The cotton/polyester fiber and the cotton fiber from the homemade facemask had very low filtrations efficiencies (17-86%) and (1-27%) respectively. The materials from the KN95 branded, and homemade cotton/polyester facemasks do not present a significant difference against Baseline (without protection). Overall, all facemask performs well for particles below 0.01 and above 2 µm.

Filtration efficiency evaluated in this study allowed us to identify that the material of the certified N95 respirator showed the best average filtration efficiency for all size particles and that some facemasks commercialized in Colombia do not offer protection against small particles, even if the show a certification, this could mean they offer little protections to the spread of droplets and virus.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank Erkki Lamminen for his support at Dekati and his valuable insights in filter testing using the ELPI+.

REFERENCES

Anand, S., & Mayya, Y. S. (2020). Size distribution of virus laden droplets from expiratory ejecta of infected subjects. *Scientific Reports, 10*(1), 21174. doi:10.1038/s41598-020-78110-x

Chu, D. K., Akl, E. A., Duda, S., Solo, K., Yaacoub, S., & Schünemann, H. J. (2020). Physical distancing, face masks, and eye protection to prevent person-to-person transmission of SARS-CoV-2 and COVID-19: a systematic review and meta-analysis. *Lancet, 395*(10242), 1973-1987. doi:10.1016/s0140-6736(20)31142-9

Dbouk, T., & Drikakis, D. (2020). On respiratory droplets and face masks. *Phys Fluids (1994), 32*(6), 063303. doi:10.1063/5.0015044

Dhand, Rajiv, & Li, Jie. (2020). Coughs and Sneezes: Their Role in Transmission of Respiratory Viral Infections, Including SARS-CoV-2. *Am J Respir Crit Care Med, 202*(5), 651-659. doi:10.1164/rccm.202004-1263PP

Feng, S., Shen, C., Xia, N., Song, W., Fan, M., & Cowling, B. J. (2020). Rational use of face masks in the COVID-19 pandemic. *Lancet Respir Med, 8*(5), 434-436. doi:10.1016/s2213-2600(20)30134-x

Hao, Weixing, Xu, Guang, & Wang, Yang. (2021). Factors influencing the filtration performance of homemade face masks. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene, 18*(3), 128-138. doi:10.1080/15459624.2020.1868482

Järvinen, A., Aitomaa, M., Rostedt, A., Keskinen, J., & Yli-Ojanperä, J. (2014). Calibration of the new electrical low pressure impactor (ELPI+). *Journal of Aerosol Science, 69*, 150-159. doi:https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2013.12.006

Jayaweera, M., Perera, H., Gunawardana, B., & Manatunge, J. (2020). Transmission of COVID-19 virus by droplets and aerosols: A critical review on the unresolved dichotomy. *Environ Res, 188*, 109819. doi:10.1016/j.envres.2020.109819

Konda, Abhiteja, Prakash, Abhinav, Moss, Gregory A., Schmoldt, Michael, Grant, Gregory D., & Guha, Supratik. (2020). Aerosol Filtration Efficiency of Common Fabrics Used in Respiratory Cloth Masks. *ACS Nano, 14*(5), 6339-6347. doi:10.1021/acsnano.0c03252

Lamminen, Erkki. (2011). Accurate measurement of nanoparticle charge, number and size with the ELPI+™ instrument. *Journal of Physics: Conference Series, 304*(1), 012064. doi:10.1088/1742-6596/304/1/012064

Langrish, J. P., Mills, N. L., Chan, J. K., Leseman, D. L., Aitken, R. J., Fokkens, P. H., . . . Jiang, L. (2009). Beneficial cardiovascular effects of reducing exposure to particulate air pollution with a simple facemask. *Part Fibre Toxicol, 6*, 8. doi:10.1186/1743-8977-6-8

Leung, Nancy H. L., Chu, Daniel K. W., Shiu, Eunice Y. C., Chan, Kwok-Hung, McDevitt, James J., Hau, Benien J. P., . . . Cowling, Benjamin J. (2020). Respiratory virus shedding in exhaled breath and efficacy of face masks. *Nature Medicine, 26*(5), 676-680. doi:10.1038/s41591-020-0843-2

Mahase, Elisabeth. (2021). Covid-19: What new variants are emerging and how are they being investigated? *BMJ, 372*, n158. doi:10.1136/bmj.n158

Matuschek, Christiane, Moll, Friedrich, Fangerau, Heiner, Fischer, Johannes C., Zänker, Kurt, van Griensven, Martijn, . . . Haussmann, Jan. (2020). Face masks: benefits and risks during the COVID-19 crisis. *European Journal of Medical Research, 25*(1), 32. doi:10.1186/s40001-020-00430-5

Morais, Fernando G., Sakano, Victor K., Lima, Lucas N. de, Franco, Marco A., Reis, Daniel Costa, Zanchetta, Liz M., . . . Artaxo, Paulo. (2021). Filtration efficiency of a large set of COVID-19 face masks commonly used in Brazil. *Aerosol Science and Technology, 55*(9), 1028-1041. doi:10.1080/02786826.2021.1915466

Morawska, Lidia, & Cao, Junji. (2020). Airborne transmission of SARS-CoV-2: The world should face the reality. *Environ Int, 139*, 105730. doi:https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105730

O'Kelly, Eugenia, Pirog, Sophia, Ward, James, & Clarkson, P John. (2020). Ability of fabric face mask materials to filter ultrafine particles at coughing velocity. *BMJ Open, 10*(9), e039424. doi:10.1136/bmjopen-2020-039424

Pagels, J., Gudmundsson, A., Gustavsson, E., Asking, L., & Bohgard, M. (2005). Evaluation of Aerodynamic Particle Sizer and Electrical Low-Pressure Impactor for Unimodal and Bimodal Mass-Weighted Size Distributions. *Aerosol Science and Technology, 39*(9), 871-887. doi:10.1080/02786820500295677

Pan, Jin, Harb, Charbel, Leng, Weinan, & Marr, Linsey C. (2021). Inward and outward effectiveness of cloth masks, a surgical mask, and a face shield. *Aerosol Science and Technology, 55*(6), 718-733. doi:10.1080/02786826.2021.1890687

Raina MacIntyre, C., & Jay Hasanain, S. (2020). Community universal face mask use during the COVID 19 pandemic-from households to travellers and public spaces. *Journal of travel medicine, 27*(3), taaa056. doi:10.1093/jtm/taaa056

Segovia, Joelle M., Huang, Ching-Hsuan, Mamishev, Maxwell, Yuan, Nanhsun, He, Jiayang, & Novosselov, Igor. (2022). Performance of Textile Mask Materials in Varied Humidity: Filtration Efficiency, Breathability, and Quality Factor. *Applied Sciences, 12*(18), 9360.

Stadnytskyi, Valentyn, Bax, Christina E., Bax, Adriaan, & Anfinrud, Philip. (2020). The airborne lifetime of small speech droplets and their potential importance in SARS-CoV-2 transmission. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 117*(22), 11875-11877. doi:10.1073/pnas.2006874117

Worby, Colin J., & Chang, Hsiao-Han. (2020).

Face mask use in the general population and optimal resource allocation during the COVID-19 pandemic. *medRxiv*, 2020.2004.2004.20052696. doi:10.1101/2020.04.04.20052696

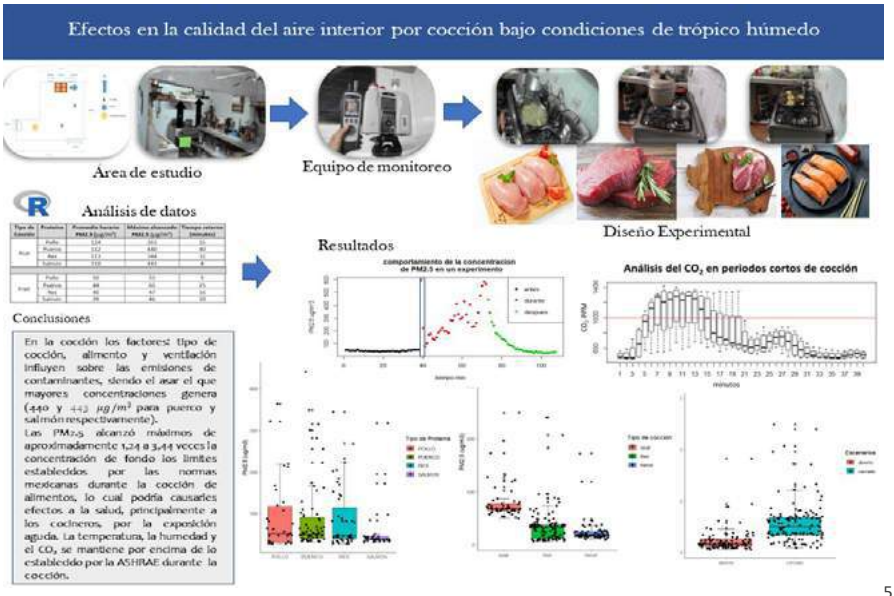
Zangmeister, Christopher D., Radney, James G., Vicenzi, Edward P., & Weaver, Jamie L. (2020). Filtration Efficiencies of Nanoscale Aerosol by Cloth Mask Materials Used to Slow the Spread of SARS-CoV-2. *ACS Nano, 14*(7), 9188-9200. doi:10.1021/acsnano.0c05025

EFECTOS EN LA CALIDAD DEL AIRE INTERIOR POR COCCIÓN BAJO CONDICIONES DE TRÓPICO HÚMEDO

Elizabeth Magaña Villegas[1]; Sergio Ramos Herrera[2]; Jesús Manuel Carrera Velueta[3]; Irving Iván Salvador Torres[4]

Palabras clave:
Calidad del aire interior; PM2,5; parámetros de confort; concentración de fondo.

RESUMEN GRÁFICO



5

INTRODUCCIÓN

El riesgo a la salud por la calidad del aire interior (CAI) se debe principalmente a la permanencia de las personas en interiores, la filtración e infiltración de contaminantes del exterior y las emisiones dentro de los edificios. La concentración de partículas finas ($PM_{2,5}$) es un indicador de exposición de efectos adversos a la salud (Cohen *et al.*, 2017), por sus efectos en los sistemas respiratorios y cardiovasculares (Martínez-Muñoz A. *et al*, 2020).

En los hogares la cocina es la principal fuente que genera $PM_{2,5}$ (Barría, Calvo & Pino, 2016). Las variables que influyen en la emisión de $PM_{2,5}$ durante la preparación de alimentos son el método de cocción (Lin *et al.*, 2019), recipientes utilizados y alimento cocinado (Lin *et al.*, (2019); Amouei-Torkmahalleh *et al.*, 2017), entre otros. Los cocineros, particularmente, enfrentan alta exposición de $PM_{2,5}$ debido principalmente a mala ventilación del lugar (Kang, Kim, Kim, Lee, & Kim, 2019) o en espacios confinados (Long, Suh & Koutrakis, 2000). El presente estudio, tiene como propósito evaluar los efectos en el comportamiento temporal de $PM_{2,5}$ y parámetros de confort bajo condiciones de trópico húmedo debido a los métodos de asar, freír y hervir.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Muestreo

La investigación se realizó en dos etapas que consideró procesos de cocción cortos (menores

1 Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, elizabeth.magana@ujat.mx
2 Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, sergio.ramos@ujat.mx
3 Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, jesus.carrera@ujat.mx
4 Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, irving.alumno@gmail.com

a 20 minutos), mediante un diseño experimental factorial para cada etapa. Los experimentos (eventos de cocción) midieron cada minuto concentraciones de $PM_{2,5}$ y parámetros de confort, antes, durante y después de la cocción, con un fotómetro de dispersión de luz de 90°, con flujo de 1,67 l/min. Adicionalmente el equipo contiene un sensor de fotoionización de absorción de luz UV que detecta dióxido de carbono (CO_2), y sensores de temperatura y humedad relativa. El equipo se colocó cerca de la fuente, en un lugar con poco movimiento del cocinero, a la altura de respiración del cocinero.

La primera etapa consideró como factores los procesos de cocción (asar, freír y hervir) y la ventilación (ventanas abiertas o cerradas), mediante experimentos no controlados, es decir no se llevó control del alimento, utensilios y tiempos de cocción. Adicionalmente, se llevó un registro de las actividades y hábitos del cocinero dentro de la cocina. Los experimentos se realizaron en una cocina con concepto no abierto -semicerrada- con un volumen 44 m^3, que tiene forma de L. Una sección de la cocina se utiliza para la preparación de alimentos donde se encuentra la estufa y la otra sección para el consumo de los alimentos.

Del comportamiento temporal de $PM_{2,5}$ se observó que hervir no genera cambios significativos en las concentraciones de $PM_{2,5}$ por lo que no se consideró posteriormente. En la segunda etapa se realizaron experimentos controlados que consideraron como factores el alimento (100 gramos de cuatro proteínas: pollo, res, puerco y salmón) y dos tipos de cocción (asar y freír) en una cocina abierta (100 m^3) con ventilación, utensilios nuevos y seis minutos de cocción, tres minutos de cada lado, sin manipulación del cocinero. Ambas cocinas se ubican en una zona urbana en Tabasco con clima cálido-húmedo con abundantes lluvias en verano, con una temperatura media anual de 33 °C, una precipitación pluvial anual de 2.237 mm.

2.2 Comportamiento temporal y tiempos de retorno

El comportamiento temporal fue analizando mediante las series temporales de cada experimento y la construcción de gráficos de caja. Para estimar los tiempos de retorno se establecieron las concentraciones de fondo (C_B) para cada experimento (concentraciones promedio de $PM_{2,5}$ antes de la activación de la fuente), posteriormente se obtuvo el tiempo que transcurre entre el momento en que la concentración de $PM_{2,5}$ alcanza un máximo durante la cocción y el momento en el que regresa a valores similares de la C_B. Es importante destacar que el tiempo de retorno es una variable multifactorial cuya variabilidad dependen de la actividad de cocción, las condiciones ambientales, las actividades realizadas dentro del lugar previamente, entre otros. Se analizaron las concentraciones con base en sus factores, se estimó concentración promedio y máxima.

2.3 Evaluación de Calidad del aire interior y parámetros de confort

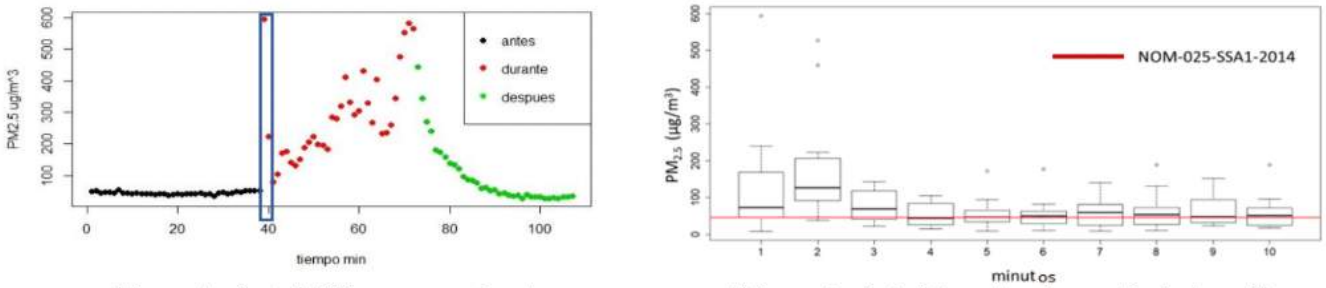
Debido a que los periodos de muestreo no superaron una hora, se obtuvieron promedios horarios (durante el muestreo) y considerando que la norma mexicana para la calidad del aire respecto a $PM_{2,5}$ (NOM-025-SSA1-2014) establece el límite máximo permisible de 45 µg/m^3 como promedio de 24 horas, los promedios horarios obtenidos fueron comparados con la norma solo como referencia. El nivel de confort se evaluó con respecto al CO_2, T y HR usando como referencia el estándar establecido por la EPA en los NAAQS y la ASHRAE.

Para la primera etapa de la investigación, se propusieron modelos no lineales de balance de masa bajo la suposición de un cuarto bien mezclado. Los modelos propuestos se compararon con las tendencias temporales permitiendo obtener tasas de emisión. Se realizaron pruebas para identificar diferencias significativas entre los factores en ambas etapas de la investigación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la primera etapa, de los seis experimentos realizados los tiempos de cocción variaron entre 11 y 20 minutos y las concentraciones de $PM_{2,5}$,

en los primeros minutos de cocción se elevaron significativamente (Figura 1), este fenómeno fue explicado por Wallace, L.A., *et al* (2017)"ISBN":"0013-936X","ISSN":"0013-936X","PMID":"27997143","abstract":"Ultrafine particles (UFP y es debido a la resuspención de adherencias en los utensilios de cocina que entran en contacto con la flama o el calor. La figura 1 a), muestra la C_B (puntos negros), el efecto de la cocción (puntos rojos) y el retorno (puntos verdes), mientras que la figura 1 b) muestra que durante la cocción las concentraciones fueron mayores al límite establecido en la norma. Se obtuvo una media =37 µg/m³ y desviación estándar S=54,9 µg/m³.



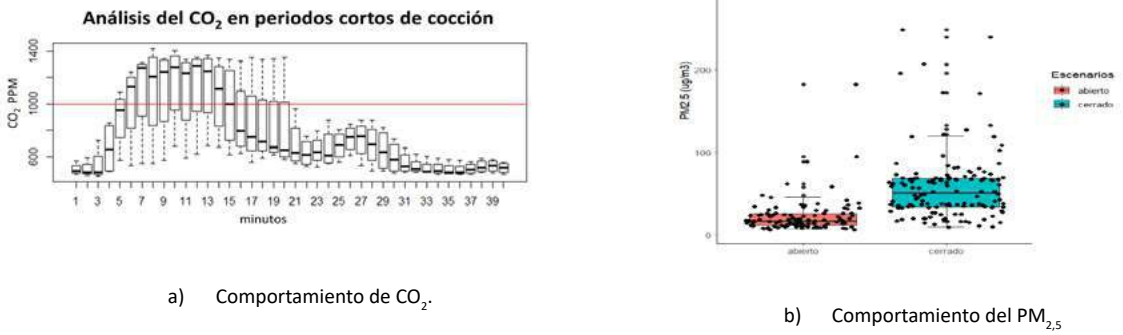
a) Comportamiento de $PM_{2,5}$ en un experimento.

b) Comportamiento $PM_{2,5}$ en los primeros 10 min de cocción

Figura 1.Comportamiento de PM2,5 debido a adherencias y otros factores en el proceso de cocción.

La concentración horaria de $PM_{2,5}$ durante el monitoreo, superó el límite establecido en la norma de referencia para los procesos de asar y freír, alcanzando valores de hasta 85 µg/m³ y 51 µg/m³, respectivamente, durante una hora y regresando a valores menores del límite en la siguiente hora. La concentración de $PM_{2,5}$ alcanzó máximos de aproximadamente 1,24 a 3,44 veces C_B.

Con respecto a la ventilación se observó que durante la cocción las concentraciones de $PM_{2,5}$ y CO_2 en experimentos sin ventilación son mayores al doble de las concentraciones de experimentos con ventilación (Zhao, Zhou & Zhao, 2010) (Figura 2).



a) Comportamiento de CO_2.

b) Comportamiento del $PM_{2,5}$

Figura 2. Comportamiento de las concentraciones de PM2,5 y CO2 respecto a la ventilación.

Al observar las diferencias para el factor tipo de cocción, mediante test por pares de kruskall-wallis (P<0,01), asar presenta diferencias significativas con respecto a freír y hervir con concentración mediana de $PM_{2,5}$ más elevadas (Figura 3). Se pudo asociar, cualitativamente, el comportamiento errático en procesos de asado con los hábitos del cocinero. Chen, Zhao & Zhao, (2018) determinaron que uno de los factores que determina la tasa de emisión es el tipo de cocción.

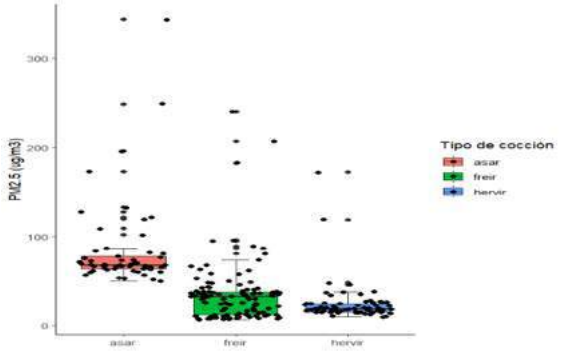


Figura 3. Concentraciones de $PM_{2,5}$ observadas durante la cocción en función de los diferentes tipos de cocción.

Con respecto al tiempo de retorno, se obtuvieron valores desde 0,04 a 1,29 veces el tiempo de cocción. El proceso de freír con ventanas cerradas obtuvo el máximo tiempo de retorno de 34 minutos. Asar presentó tasas de emisión mayores entre 7,5 a 190 µg/min. No hubo variación significativa entre los parámetros ambientales de temperatura y humedad relativa.

En la segunda etapa, no se observan diferencias significativas en $PM_{2,5}$ entre las proteínas res y pollo, el cerdo presenta las concentraciones mayores y el salmón las menores (Figura 4).

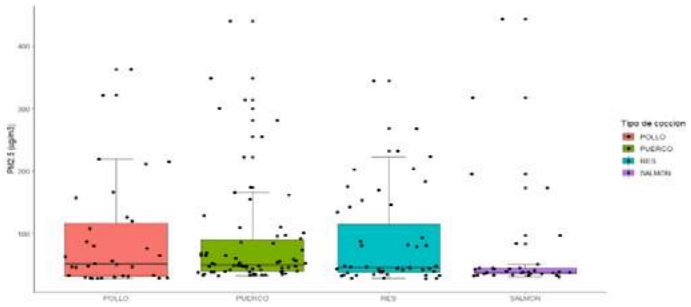


Figura 4. Niveles de concentración de PM2,5 respecto a la proteína.

El incremento de las concentraciones de $PM_{2,5}$ presenta un retardo generalizado, con respecto al inicio de la cocción, de aproximadamente 4 a 5 minutos manteniéndose elevadas de 0,8 a 6,7 veces el tiempo de cocción.

Tabla 1. Promedios horarios, Valores máximos y tiempos de retorno para experimentos controlados.

Cocción	Proteína	Promedio $PM_{2,5}$ ($\mu g/m^3$)	Máximo $PM_{2,5}$ ($\mu g/m^3$)	Tiempo retorno (minutos)
Asar	Pollo	124	363	15
	Puerco	112	440	40
	Res	113	344	32
	Salmón	110	443	8
Freír	Pollo	30	33	5
	Puerco	44	65	25
	Res	40	47	16
	Salmón	39	46	10

La concentración horaria de $PM_{2,5}$ durante el monitoreo, superó el límite de 2,4 a 2,7 veces lo establecido en la norma de referencia para el proceso de asar regresando a valores menores al límite después de dos horas, mientras que al freír no superó la norma de referencia (tabla 1). Con respecto al CO_2, se incrementa más cuando se cocina puerco.

En ambas etapas asar eleva más la concentración de $PM_{2,5}$. Se observó un incremento de 1°C a 2°C con respecto a la temperatura inicial, mientras que la humedad relativa no muestra diferencias significativas.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Estos resultados servirán de apoyo a programas de concientización mediante portales web y aplicaciones para dispositivos móviles que permitan contribuir con el ODS 3 a la meta 3.9.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México

REFERENCIAS

Amouei-Torkmahalleh (b), M., Gorjinezhad, S., Keles, M., Unluevcek, H. S., Azgin, C., Cihan, E., … Hopke,

P. K. (2017). A controlled study for the characterization of PM2.5 emitted during grilling ground beefmeat. *Journal of Aerosol Science*, *103*, 132–140. https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2016.10.011

Barría, R. M., Calvo, M., & Pino, P. (2016). Contaminación intradomiciliaria por material particulado fino ($PM_{2,5}$) en hogares de recién nacidos. Revista Chilena de Pediatria, 87(5), 343–350. http://doi.org/10.1016/j.rchipe.2016.04.007

Chen, C., Zhao, Y., & Zhao, B. (2018). Emission Rates of Multiple Air Pollutants Generated from Chinese Residential Cooking. Environmental Science & Technology, 52(3), 1081–1087. http://doi.org/10.1021/acs.est.7b05600

Cohen, A. J., Brauer, M., Burnett, R., Anderson, H. R., Frostad, J., Estep, K., … Forouzanfar, M. H. (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. The Lancet, 389(10082), 1907–1918. http://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)30505-6

Kang K., Kim H., Kim D.D., Lee Y. G. & Kim T. (2019). Characteristic of cooking- generated PM10 and PM2,5 in residential buildings with different cooking and ventilation types. Sci Total Environment.

Lin, P., He, W., Nie, L., Schauer, J. J., Wang, Y., Yang, S., & Zhang, Y. (2019). Comparison of PM2.5 emission rates and source profiles for traditional Chinese cooking styles. Environmental Science and Pollution Research, 26(21), 21239–21252.

https://doi.org/10.1007/s11356-019-05193-z

Martínez-Muñoz A, Hurtado-Díaz M,Cruz JC, Riojas-Rodríguez H. Mortalidad aguda asociada con partículas suspendidas finas y gruesas en habitantes de la Zona Metropolitana de Monterrey. Salud Publica Mex. 2020.https://doi.org/10.21149/11184

Wallace, L. A., Ott, W. R., Weschler, C. J., & Lai, A. C. K. (2017). Desorption of SVOCs from Heated Surfaces in the Form of Ultrafine Particles. Environmental Science & Technology, 51(3), 1140–1146. http://doi.org/10.1021/acs.est.6b03248

Kang K, Kim H, Kim DD, Lee YG, Kim T (2019). Characteristics of cooking generated PM10 and PM2.5 in residential buildings with different cooking and ventilation types. Sci Total Environ. 2019 Jun 10;668:56-66. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.316.

Long CM, Suh HH, Koutrakis P (2000). Characterization of indoor particle sources using continuous mass and size monitors. Journal of the Air & Waste Manage Association, 50: 1236– 1250.

Zhao K, Zhou X & Zhao B. (2010). Cooking generated particles' impact on indoor air quality of university cafeteria. BUILD SIMUL (2010) 3: 15–23 DOI 10.1007/s12273-010-0305-8

PERCEPCIÓN DE CALIDAD DE VIDA EN PERSONAS CON EXPOSICIÓN DIFERENCIAL A NIVELES DE RUIDO AMBIENTAL EN MEDELLÍN COLOMBIA

Luis Javier Hernández Montes[1], Oscar Alberto Rojas Sánchez[2], Jonathan Ochoa Villegas[3], Diana Marcela Marín Pineda[4], Juan Gabriel Piñeros Jiménez[5], Juan Camilo Tobón Santa[6], Catalina Maria Arango Álzate[7], Sebastián Bedoya Mejía[8], Laura Andrea Rodríguez Villamizar[9]

Palabras clave:
Calidad de vida; ruido; salud ambiental; medición del ruido; efectos del ruido.

INTRODUCCIÓN

El ruido ambiental es un contaminante ambiental que exhibe riesgos para la salud de las personas que presentan exposiciones más prolongadas. Este fenómeno además tiene la capacidad de producir efectos perjudiciales para la calidad de vida relacionada con salud de las personas. Actualmente los procesos de urbanización y desarrollo implican el aumento del ruido ambiental y de manera más pronunciada en ciudades de alta densidad poblacional convirtiéndolo en un problema de salud pública. El objetivo de este estudio fue determinar la asociación de la exposición a ruido ambiental y la percepción de calidad de vida en personas residentes en un área urbana de la ciudad de Medellín durante 2021 y 2022.

MÉTODOS

Estudio analítico de corte transversal. Se estudiaron personas mayores de 18 años, residentes habituales en dos zonas residenciales de Medellín que se caracterizaban por tener diversidad de viviendas con baja exposición (<=50 decibeles) y alta exposición a ruido (>=65 decibeles), según mapa histórico de ruido de la ciudad actualizado por la autoridad ambiental en 2018. La percepción de la calidad de vida se midió con el instrumento EUROHIS QOL8 y con el autoreporte a la pregunta "cuánto le afecta el ruido en su calidad de vida". En la evaluación por EUROHISQoL8, la mala calidad de vida fue considerada un puntaje menor o igual a 32 en el EUROHIS QOL8 y para el autoreporte las opciones medianamente, mucho y extremadamente. Se utilizó un cuestionario para medir características sociodemográficas, clínicas y de estilo de vida y la presencia de zonas verdes en la vivienda de cada participante se evaluó en un buffer de 25m. Se utilizó una regresión binomial para cada desenlace de calidad vida para determinar la asociación con la exposición a ruido ambiental ajustados por potenciales variables confusoras guiadas por un diagrama acíclico directo. Se reportó la razón de prevalencias (RP) con su IC95%.

RESULTADOS

De 1373 viviendas visitadas se incluyeron 223 en las que se seleccionó a una persona para responder el cuestionario. El 53,4% eran mujeres, la edad mediana fue 57 años (RIC: 35; 67), el 52,9% eran trabajadores y el 45,9% tenían pregrado o

1 Universidad CES, hernandez.luis@uces.edu.co
2 Instituto Nacional de Salud, orojas@ins.gov.co
3 Universidad San Buenaventura, jonathan.ochoa@usbmed.edu.co
4 Universidad Pontificia Bolivariana, dianamarcela.marin@upb.edu.co>
5 Universidad de Antioquia, juan.pineros@udea.edu.co
6 Universidad San Buenaventura, juan.tobons@tau.usbmed.edu.co
7 Universidad CES, carango@ces.edu.co
8 Universidad CES, sebedoya@ces.edu.co
9 Universidad Industrial de Santander, laurovi@uis.edu.co

postgrado universitario. En cuantos a condiciones clínicas se encontró que el 47,5% tenía al menos una enfermedad diagnosticada y que el 39,5% presentaba exceso de peso. La prevalencia de mala calidad de vida según EUROHIS QOL8 fue 50,5% (IC95%: 41,2 a 59,7%) en los residentes de la zona baja exposición frente a 52,6% (43,5 a 61,6) en zonas de alta exposición al ruido ambiental. En cuanto al autoreporte de afectación de calidad de vida debido al ruido ambiental, los resultados fueron 51,4% (42,1 a 60,6) frente 60,5% (51,4 a 69,0) en los residentes de baja y alta exposición al ruido ambiental, respectivamente. La RP de mala calidad de vida según alta exposición al ruido ambiental ajustado por presencia de zonas verdes, sexo masculino, ocupación laboral, estrato socioeconómico alto y nivel educativo, fue RP= 1,04 (IC95%: 0,81 a 1,33) para la escala EUROHIS QOL8 y RP= 1,16 (IC95%: 0,92 a 1,45) para el autoreporte.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados muestran mayor percepción de afectación de calidad de vida, relacionada con ruido ambiental, en los residentes de zonas de alta exposición, comparada con la percepción de residentes de zonas de baja exposición; con base en el mapa de ruido de la ciudad. La falta de significación en los hallazgos, se debe probablemente al hecho de que existen diferencias relativamente pequeñas y menores a 20 puntos porcentuales en la prevalencia, que no se detectan con el poder de la muestra estudiada. Estos hallazgos pueden explicarse por una exposición generalizada de los residentes de ambos grupos, alta y baja exposición al ruido, al ruido de fuente vehicular, como la fuente más común o también a mayor sensibilidad al ruido en los residentes de zonas de baja exposición. Estos resultados aportan evidencia a las autoridades locales de salud y ambiente sobre la afectación por ruido percibida por residentes de Medellín en un ámbito de la salud que es la calidad de vida. Este es un punto de partida para evaluar otras afectaciones en la salud que puedan estar relacionadas con exposición a ruido ambiental en Colombia.

ANÁLISIS DE LA AFECTACIÓN AMBIENTAL Y ENFERMEDADES RESPIRATORIAS ASOCIADAS AL NO_2: CASO ESTUDIO BARRANQUILLA

Martha Mendoza Hernández M.Sc.[1] Dayana Agudelo-Castañeda[2]

Palabras clave:

NO_2; BenMAPMAP; tráfico vehicular; enfermedades respiratorias.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

Barranquilla en los últimos años ha aumentado su parque automotor, evidenciado el crecimiento industrial y urbanístico, que conlleva al aumento y presencia de contaminantes atmosféricos en diferentes estados como partículas finas y gaseoso. El contaminante atmosférico dióxido de nitrógeno (NO_2), causante de alteraciones en el ecosistema, efectos en la salud de la población, daños a materiales y patrimonio, los cuales se generan en procesos de combustión a través de una combinación del nitrógeno y el oxígeno del aire a elevadas temperaturas (Alves & Sócio-espacial, 2013).

La contaminación del aire por NO_2 puede causar problemas respiratorios principalmente en asmáticos y niños, así como incrementar la susceptibilidad a infecciones respiratorias.

El objetivo de la investigación fue analizar la relación de las enfermedades respiratorias y el NO_2: caso estudio Barranquilla. La novedad de la investigación es que por primera vez se analiza la distribución espacial usando un número elevado de tubos pasivos (114) y su relación con las posibles enfermades respiratorias usando el programa BenMap. BenMAP-CE es un programa informático de código abierto basado en PC que puede configurarse para realizar evaluaciones del

1 Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad del Norte, mmendoza9309@gmail.com

2 Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad del Norte, mdagudelo@uninorte.edu.co

impacto sobre la salud que sirvan de base a las políticas de calidad del aire en cualquier lugar del mundo.

MATERIALES Y MÉTODOS

1.1. Área de estudio

El área de estudio fue la ciudad de Barranquilla, una de las principales y más importantes ciudades de Colombia. Actualmente la ciudad es una de las principales ciudades de la Región Caribe contando con comercio e industria, con 154 km^2 de área y una población de alrededor de 1.200.000 aproximadamente (DANE, 2018).

1.2 Puntos de Monitoreo:

En un periodo de dos semanas, se realizó la medición de NO_2, en el cual se ubicaron 114 puntos de monitoreo por medio de tubos pasivos en la ciudad de Barranquilla- Atlántico. Estas estaciones fueron seleccionadas, considerando factores como áreas abiertas y fuentes de emisión cercanas, así como evitar lugares con posibles turbulencias.

1.3 Equipos:

Para la medición del dióxido de nitrógeno NO_2, se utilizaron tubos pasivos que ofrecen un medio simple y rentable (Defra Working Group, 2008). Los tubos de difusión Palmes funcionan mediante un proceso llamado difusión molecular donde los compuestos se moverán de un área de alta concentración a un área de baja concentración. Debido a que los compuestos se absorben, se mantiene la baja concentración en el tubo y, por lo tanto, la difusión continúa. Los tubos de difusión pasiva usados fueron de 71,0 mm de largo x 11,0 mm de diámetro interno preparado con 20% de TEA / agua, modelo DIF 100 RTU de Gradko©.

1.4 Monitoreo:

En cada sitio de monitoreo seleccionado se colocó el equipo sujetado a un poste de luz de manera verticalmente y luego pasa a ser insertado en el soporte con la tapa blanca hacia abajo. Una vez la tapa del extremo absorbente (de color gris) hacia arriba, se retira retire la tapa del extremo inferior y se asegura que este fijo el tubo con su respectivo soporte, se deja el tubo durante un período de exposición de 2 semanas. Se conserva la tapa inferior en un lugar seguro. Luego de este tiempo fueron se recolectan y se detalla algún aspecto relacionado con la condición del tubo, los cambios en las condiciones del sitio o cualquier cosa que pueda afectar los resultados.

1.5 Análisis de laboratorio:

para el análisis para los diferentes tubos de difusión por medio de un UV/visible utilizando un espectrofotómetro para hacer un cálculo con la tasa de absorción y encontrar la concentración promedio de compuestos que estaban presentes en el aire durante el período de monitoreo.

1.6 Análisis De Datos:

Para la interpretación y análisis de los resultados inicialmente fueron sistematizados en una tabla dinámica de Excel por cada concentración dada en los 114 puntos de monitoreos en las localidades de Riomar y Norte Centro Histórico de la ciudad de Barranquilla. Posterior a la estadística para conocer la distribución en base a la concentración hallada en los puntos de monitoreos se realizó por el programa QGIS3 versión 3.8.3. la localización de estas concentraciones. Con lo que respecta a la estimación de los efectos sobre la salud, se realiza una evaluación estadística realizada a partir de diferentes estudios epidemiológicos para obtener el riesgo relativo (RR) y el parámetro beta (β). Por medio del software BenMAP-CE que relaciona el cambio en la concentración de la contaminación con ciertos efectos sobre la salud.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.1. Concentración de NO_2

La concentración NO_2 registró un valor máximo de 70,27 µg/m^3, y un valor mínimo de 0,57 µg/m^3. En la Figura 1 se puede evidenciar las mayores concentraciones en los sectores industriales y puntos de alto tráfico.

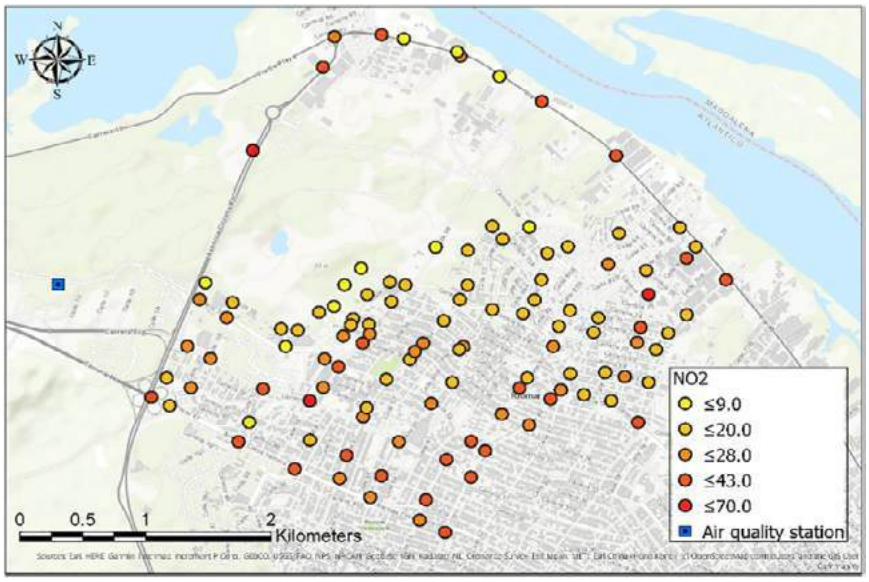


Figura 1. NO_2 (µg/m^3) en la ciudad de Barranquilla durante el periodo de estudio.

Fuente: (Agudelo-Castañeda et al., 2020) (Mendoza Hernandez, 2021).

Con relación a los límites permisibles para NO_2, Se registraron concentraciones 70,27 µg/m3, y un valor inferior a 0,57 µg/m3, los cuales se comparan con los umbrales permisibles establecidos por la OMS (10 µg/m3 de media anual). Por otro lado se encuentra la normatividad nacional (Resolución 2254 del 2017) que al comparar, no cumplen con el umbral o límite permisible establecido. A su vez, fue utilizado el software BenMap-CE, que analiza los Conceptos Básicos del Análisis de Beneficios o no que trae la contaminación del aire y las políticas ambientales, todo esto con el fin de poder estimar la exposición y los beneficios que puede traer la implementación de programas de salud ambiental. En cuanto a las enfermedades que frecuentan los barranquilleros se analizó que la población más vulnerable a enfermedades respiratorias son los comprendidos en la primera infancia (7 días de nacido a 5 años 11 meses, 29 días) y de sexo femenino. Por medio del software BenMap-CE, el cual localizo aquellas las localidades de la ciudad de Barranquilla que se verán afectadas en por la concentración de este contaminante serian las localidades Riomar y Norte Centro histórico en la relación contaminante-respuesta, debido a las actividades e influencia que se ven en esa zona.

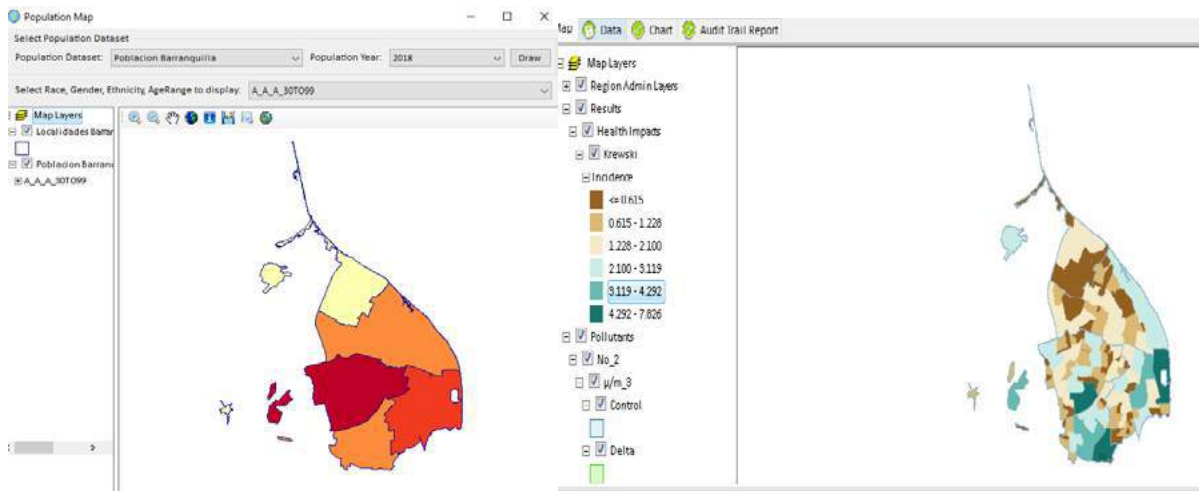


Figura 2 Población estudiada (Barranquilla dividida por localidades) y Estimación de exposición a enfermedades por contaminación del aire.
Fuente:(Mendoza Hernández, 2021).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El NO_2 es responsable de importantes efectos sobre la salud y el medio ambiente, en los cuales se encuentran enfermades respiratorias, posible daño pulmonar, mayor susceptibilidad a las infecciones, daño celular, irritación ocular y pérdida de las mucosas. Es así como se deben plantear programas enfocados a la mejora de la calidad del aire como prioridad para la calidad de vida y salud de un territorio y su población. Este debe llevar una gestión de análisis de restablecer el equilibrio en la atmósfera, conocer la situación real del problema, Identificar las fuentes que más contribuyen al mismo, cuantificar y monitorear esas fuentes, evaluar y vigilar el impacto que tienen sobre la salud del territorio y la población. Sin embargo, es importante que en los cascos urbanos se formulen métodos y edictos distritales que incentiven el uso de tecnologías eficientes y sostenibles en cuanto al consumo de la energía (industrias) y que sean menos contaminantes, así como el empleo de fuentes de energía menos contaminantes o que sean renovable, aumentar la inclusión del componente de calidad del aire en los planes locales de desarrollo y en las actividades relativas a la planificación urbana y fortalecer los programas para mejorar el sistema de gestión del tráfico y la infraestructura de transporte local.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de la Norte por brindarnos todas las instalaciones, equipos y material educativo para el desarrollo de este proyecto.

A Colciencias por permitirme la realización de este posgrado y oportunidad de continuar creciendo profesionalmente.

REFERENCIAS

Agudelo-Castañeda, D., De Paoli, F., Morgado-Gamero, W. B., Mendoza, M., Parody, A., Maturana, A. Y., & Teixeira, E. C. (2020). Assessment of the NO2 distribution and relationship with traffic load in the Caribbean coastal city. Science of the Total Environment, 720, 137675. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137675

Aguilar, D., & Correa, M. A. (2020). Evaluación del impacto de la contaminación atmosférica por PM2.5 sobre la mortalidad de la población en el valle de Aburrá. 54.

Alatorre, A. G., & Llanos, M. del C. (2014). Contaminación Atmosférica en Tepic, Nayarit, México Air Pollution in Tepic, Nayarit, Mexico. Revista EDUCATECONCIENCIA, Volumen 4(4), 34–47.

Alves, L. B., & Sócio-espacial, E. D. E. M. (2013).

EVALUACIÓN DE CONCENTRACION DE DIOXIDO DE NITROGENO EN SALTA CAPITAL UN ANÁLISIS ESTADÍSTICO ESTRUCTURAL. 4(1994), 1689–1699.

Amoatey, P., Omidvarborna, H., Baawain, M. S., & Al-Mamun, A. (2019). Emissions and exposure assessments of SOX, NOX, PM10/2.5 and trace metals from oil industries: A review study (2000–2018). Process Safety and Environmental Protection, 123, 215–228. https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.01.014

Ayres, Robert Maynard, R. R. (2006). Air pollution and health (N. J. D. por W. S. Londres: Imperial College Press; Hackensack, Ed.).

Barranquilla, A. D. de. (2021). Barranquilla Información General. Recuperado de https://www.barranquilla.gov.co/descubre/conoce-a-barranquilla/territorio

Carslaw, D. C., Murrells, T. P., Andersson, J., & Keenan, M. (2016). Have vehicle emissions of primary NO2 peaked? Faraday Discussions, 189, 439–454. https://doi.org/10.1039/c5fd00162e

Celis, J. E., Morales, J. R., Zaror, C. A., & Carvacho, O. F. (2007). Contaminación del aire atmosférico por material particulado en una ciudad intermedia: El caso de Chillán (Chile). Informacion Tecnologica, 18(3), 49–58. https://doi.org/10.4067/s0718-07642007000300007

Comisión Nacional del Medio Ambiente, C. (2009). Antecedentes para la revisión de las normas primarias de calidad de aire para dióxido de azufre (SO2), monóxido de carbono (CO), ozono (O3),dióxido de nitrógeno (NO2). Recuperado de https://planesynormas.mma.gob.cl/archivos/2015/proyectos/Informe_final_NPCA_-_KAMBIENTAL_rev_05.pdf

CONPES, C. N. de P. E. y S.-R. de C. (2018). Consejo Nacional de Politica Economica y Social - Republica de Colombia [CONPES], 2018. Consejo Nacional de Politica Economica y Social - Republica de Colombia, pp. 61–62.

Costa, S., Ferreira, J., Silveira, C., Costa, C., Lopes, D., Relvas, H., … Paulo Teixeira, J. (2014). Integrating health on air quality assessment - Review report on health risks of two major european outdoor air pollutants: PM and NO2. Journal of Toxicology and Environmental Health - Part B: Critical Reviews, 17(6), 307–340. https://doi.org/10.1080/10937404.2014.946164

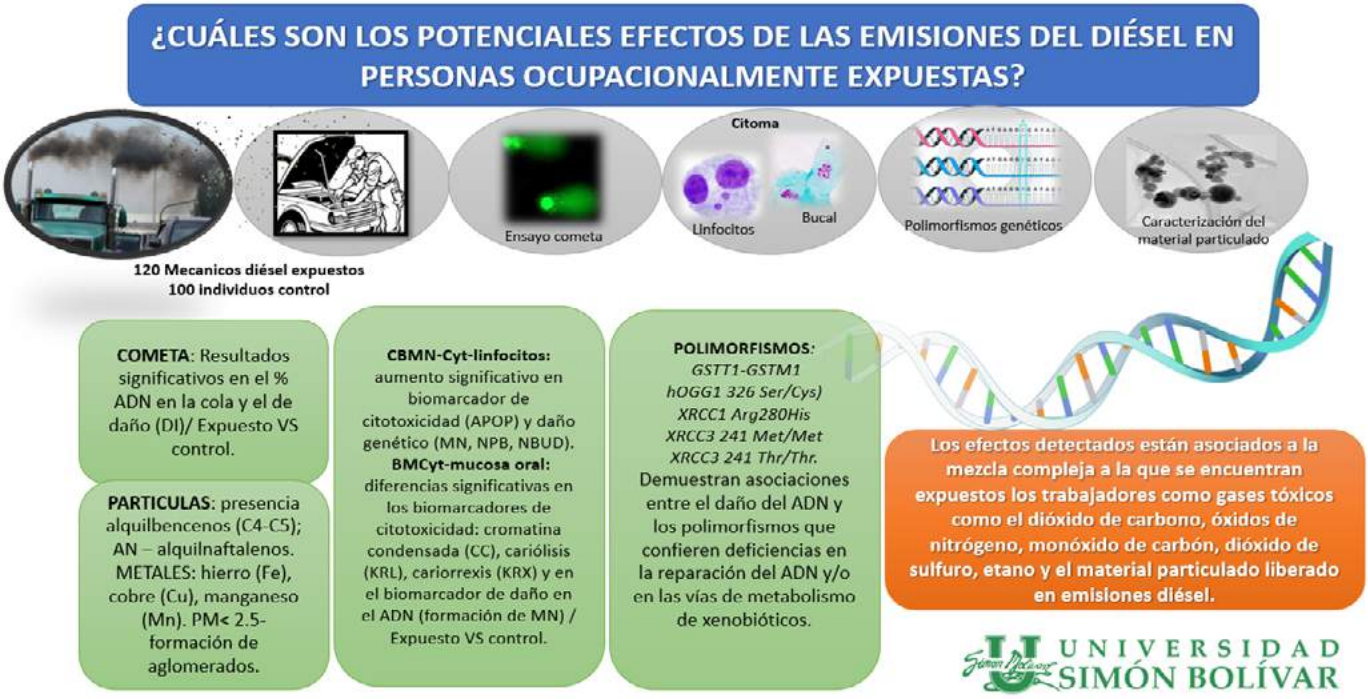
¿CUÁLES SON LOS POTENCIALES EFECTOS DE LAS EMISIONES DEL DIÉSEL EN PERSONAS OCUPACIONALMENTE EXPUESTAS?

Grethel León-Mejia[1*], Milton Quintana-Sosa[1], Juliana da Silva[2], João Antonio Pêgas Henriques[3]

Palabras clave:

Emisiones diésel; material particulado; daño oxidativo; biomarcadores; riesgo de cáncer.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

En la actualidad, los seres humanos se encuentran expuestos a una gran variedad de agentes que pueden ser genotóxicos. En este sentido, existen varias ocupaciones que son de alto riesgo por los compuestos que son liberados en su ambiente de trabajo, cuya exposición crónica puede desencadenar diversos tipos de enfermedades. Las emisiones diésel fueron clasificadas como carcinogénicas para humanos (Grupo 1A) por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) en el año 2012 (IARC, 2012). Estas emisiones están constituidas por dos fases, una fase gaseosa y una fase particulada. La fase gaseosa contiene dióxido de carbono, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbón, dióxido de sulfuro, etano e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (Reşitoğlu et al., 2015) y la fase particulada consiste en agregados de partículas esféricas de diferentes diámetros aerodinámicos (Li, 2006). La exposición a estos agentes puede llevar a la generación de especies reactivas del oxígeno (ERO),

1 Centro de Investigaciones en Ciencias de la Vida (CICV), Universidad Simón Bolívar, Barranquilla 080002, Colombia.

2 *Laboratório de Genética Toxicológica, Universidade Luterana do Brasil (ULBRA) & Universidade La Salle (UniaSalle), Canoas-RS, Brasil.*

3 *Departamento de Biofísica, Centro de Biotecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, Brasil.*

las cuales comprenden numerosos radicales, entre los que se cuentan a los radicales hidroxílicos (**OH), superóxidos (O2**), óxidos de nitrógeno (**NO, **NO2), y radicales peroxílicos (ROO**), muchos de los cuales inducen alteraciones en las células; tales cambios están relacionados con la inducción de rompimientos de cadena simple en el ADN, modificación oxidativa del ADN, cambios en las secuencias, activación de las quinasas, activación de protooncogenes y la inactivación de genes supresores de tumores (Abdal Dayem et al., 2017).

Debido a la importancia que representa el tema, este trabajo está enmarcado en la evaluación de los efectos de las emisiones diésel y su asociación con los genes polimórficos del metabolismo (*CYP1A1, GSTM1, GSTT1*) y los genes de reparación (*OGG1, XRCC1 y XRCC3*), en trabajadores ocupacionalmente expuestos.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Población de estudio

Se incluyeron 220 voluntarios hombres, divididos así: 120 individuos con exposición crónica a emisiones diésel y 100 trabajadores de oficina de la Ciudad de Barranquilla (grupo control), sin antecedentes de exposición a este tipo de emisiones. El grupo expuesto estuvo constituido por mecánicos de las Ciudades de Barranquilla, Cartagena, Sincelejo y Montería.

2.2 Ensayo cometa versión alcalina

El ensayo cometa versión alcalina fue realizado de acuerdo a la metodología descrita por Singh et al., 1988. El parámetro de medición del daño fue % de ADN en la cola.

2.3. Ensayo CBMN cyt (Cytokinesis Block cytome assay)

Fueron realizados dos cultivos de sangre periférica por individuo. Cada cultivo contenía 0,5 mL de sangre total en 4,5 mL de medio (RPMI 1640) suplementado con 10% de suero bovino fetal, 1% de L-glutamina, 1% de anbiotióticos (estreptomicina-penicilina). Todas las condiciones del cultivo y análisis de los biomarcadores del ensayo fueron realizados siguiendo las recomendaciones de Fenech, 2007.

2.4. Ensayo BMCyt (Citoma de células bucales epiteliales)

Las células de mucosa oral fueron mezcladas con 5 mL de solución salina fría, después centrifugadas, lavadas dos veces más con solución salina y fijadas con carnoy. Posteriormente fueron hidrolizadas y teñidas usando el método de Feulgen, siguiendo las recomendaciones de Thomas et al., 2009.

2.5. Identificación de los polimorfismos genéticos

El aislamiento de los linfocitos fue realizado por el procedimiento de gradiente Ficoll-Histopaque. La extracción del ADN fue realizada usando el kit DNeasy Blood & Tissue (Qiagen). Los polimorfismos de los genes GSTM1, GSTT1, CYP1A1, XRCC1, XRCC3 y OGG1 fueron analizados mediante PCR-RFLP.

2.6. Caracterización del material particulado

Se ubicó un equipo muestreador de material particulado Haz Dust EPAM-5000 en las diferentes áreas de trabajo en talleres de mecánica diésel. Para la colecta del material particulado se usaron filtros Zeflour de 37mm. La toma de la muestra fue 8 horas continúas teniendo en cuenta la jornada laboral de los mecánicos expuestos. A los filtros que contenían el material particulado se le realizaron ciclos de calentamiento con estufa durante 6 horas continuas. La identificación de hidrocarburos de cadena larga y también de HAP se realizó mediante cromatografía de gases acoplado a masas (GC-MS). Adicionalmente, se caracterizaron las partículas liberadas en el ambiente de trabajo mediante análisis SEM-EDS y TEM-EDX.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las principales características sociodemográficas de las poblaciones de estudio se encuentran resumidas en la Tabla 1. La media de edad del

grupo expuesto fue 36.47 años (dados en el rango de 18-65 años) y del grupo no expuesto-control fue 32.91 años (dados en el rango de 18-63 años). La media del tiempo de servicio del grupo expuesto fue de 11.63 años (rango dado de 3-45 años de trabajo).

Tabla 1. Principales características socio-demográficas de la población de estudio

Caracteristicas de la población	Control	Expuestos
Número de individuos	100	120
Edad (mean ± SD)	32.91 ± 12.20	36.47 ± 12.72
Tiempo de servicio (media años ± DS)	……	11.63 ± 9.91
Uso de PPE*		
-Si	……	36.58%
-No	……	63.41%
Consumo de alcohol*		
-Si	71.00%	69.10%
-No	29.00%	30.89%
Consumo de vitaminas		
-Si	68.00%	18.69%
-No	32.00%	81.30%
Consumo de carnes		
-Si	94.00%	96.74%
-No	6.00%	3.25%
Consumo de vegetales		
-Si	84.00%	89.43%
-No	16.00%	10.56%
Consumo de frutas		
-Si	94.00%	95.12%
-No	6.00%	4.87%
Historial de cancer familiar		
-Si	21.00%	15.44%
-No	79.00%	84.55%

DS, Desviación estándar
*PPE, equipo de protección personal
* Tomar más de 3 cervezas/dia o en exceso una vez a la semana.

Como se observa en las características del grupo expuesto, el 63.41% de los mecánicos estudiados no utilizan equipo de protección personal (PPE), la gran mayoría no tiene un consumo adecuado de suplementos alimenticios como vitaminas (81.30%) y se observa un representativo consumo de alcohol (69.10%) por semana. Otras características importantes del grupo estudiado son el significativo consumo de carne, vegetales y frutas durante la semana, variables con tendencia muy parecida en el grupo control también.

La Tabla 2 muestra resultados significativos en el % ADN en la cola y el de daño (DI) (ensayo cometa) entre el grupo expuesto y no expues-

to-control. En el ensayo CBMN-Cyt se observa un aumento significativo en el biomarcador de citotoxicidad (APOP) y daño genético (MN, NPB, NBUD) en los mecánicos expuestos a emisiones diésel comparado con el grupo control. En el citoma de mucosa oral (BMCyt) se evidencian diferencias significativas en los biomarcadores de citotoxicidad: cromatina condensada (CC), cariólisis (KRL), cariorrexis (KRX) y en el biomarcador de daño en el ADN (formación de MN) al comparar con el grupo control.

Tabla 2. Biomarcadores del ensayo cometa, ensayo del citoma de linfocitos CBMN-Cyt y citoma de células bucoepiteliales BM-Cyt grupo no expuesto y grupo expuesto

Biomarcadores	Control (n = 100)	Expuestos (n = 120)
Ensayo cometa		
% ADN cola	23.39 ± 9.18	30.91 ± 17.52*
ID	107.05 ± 27.88	131.22 ± 48.15*
CBMN-Cyt		
MN	4.02 ± 2.54	10.36 ± 6.56***
NPB	2.12 ± 1.93	5.17 ± 3.15***
NBUD	2.41 ± 1.39	5.07 ± 3.54***
APOP	5.60 ± 3.61	15.33 ± 10.15***
NECR	6.26 ± 2.27	7.53 ± 5.08
NDI	1.97 ± 0.06	1.99 ± 0.05
BM-Cyt		
MN	6.13 ± 2.49	16.89 ± 10.16***
NBUD	1.17 ± 0.87	1.64 ± 2.01
KRX	7.41 ± 4.31	11.06 ± 6.47***
KRL	15.10 ± 7.65	31.20 ± 26.78***
CC	3.03 ± 2.07	8.12 ± 3.95***
PYC	2.27 ± 1.89	3.20 ± 2.79
BN	7.34 ± 3.04	8.36 ± 6.79
BC	19.77 ± 10.63	19.92 ± 16.65

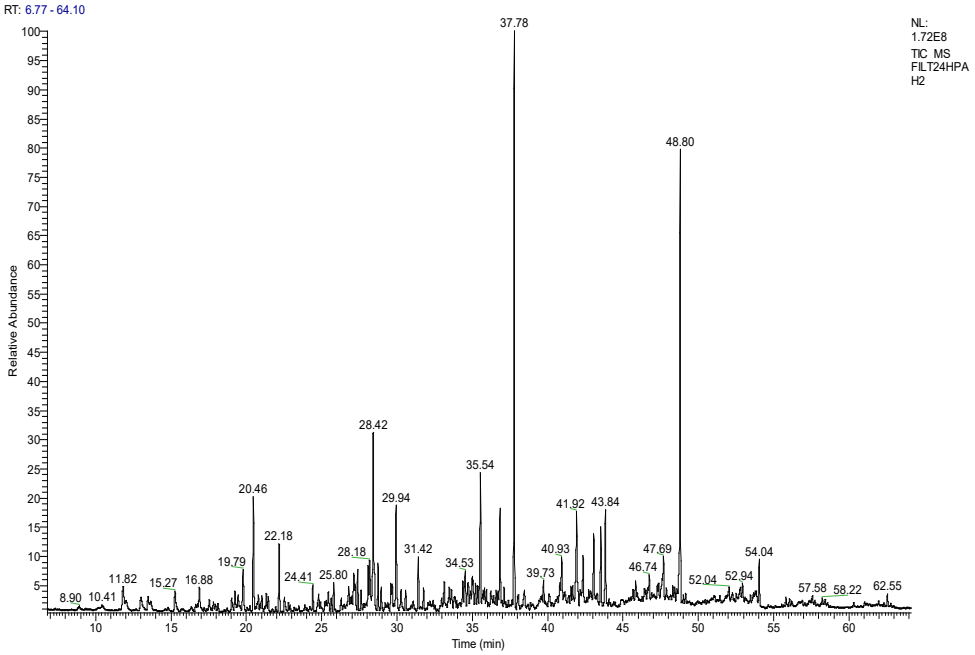
*Los datos son expresados como media ± desviación estándar. *Diferencia significativa en relación con el grupo control-no expuesto; Mann–Whitney U test, p < 0.0001.*

Al analizar la influencia del estilo de vida sobre los biomarcadores evaluados en el grupo expuesto, se encontró una correlación significativa entre el consumo de vitaminas y carnes y la formación de NBUD en CBMN-Cyt y entre el consumo de carnes y la formación de MN en CBMN-Cyt ($p < 0,05$). Entre los biomarcadores de BM-Cyt, se encontró una correlación significativa entre el consumo de alcohol y la formación de NBUD entre la aparición de BN, CC, PYC y KRL e historial de cáncer familiar (correlación de Spearman no paramétrica, $p < 0,05$) (Tabla 3).

Tabla 3. Análisis de correlación de Spearman de los biomarcadores del ensayo del citoma de linfocitos CBMN-Cyt y citoma de células bucoepiteliales BM-Cyt en el grupo expuesto en relación a las características de la población.

Correlaciones	r_s	p
CBMN-Cyt-NBUD versus consumo de vitaminas	0.198	0.041
CBMN-Cyt-NBUD versus consumo de carnes rojas	0.235	0.015
CBMN-Cyt-MN versus consumo de carnes rojas	0.200	0.038
BMCyt-NBUD versus consumo de alcohol	0.230	0.017
BMCyt-BN versus historial de cancer familiar	0.291	0.002
BMCyt-CC versus historial de cancer familiar	0.194	0.045
BMCyt-PYC versus historial de cancer familiar	-0.195	0.044
BMCyt-KRL versus historial de cancer familiar	0.226	0.019

En relación con el análisis químico por GC-MS (full scan mode -Figura 1a) del extracto Soxhlet de muestra de filtro PTFE (utilizado en el monitoreo del aire en el lugar de trabajo) se pudo establecer que estaba constituido por C11-C23 ramificado alifático/olefina hidrocarburos (~ 96 %), junto con alquilnaftalenos (~ 1,5 %), compuestos carbonílicos (~ 1,3 %), alquilbencenos (~ 1,2 %), ftalatos (~ 0,4 %) y fenoles (~ 0,1 %). Entre los alquilnaftalenos reconocidos (Alquilo Policíclicos Aromáticos Hidrocarburos -APAHs) estaban los isómeros de metilnaftalenos, dimetilnaftalenos y trimetilnaftalenos. Además, se encontró naftaleno (PAHs) (0,05%). Asimismo, como alquilbencenos se identificaron los isómeros de benceno-C4 y benceno-C5. El análisis GC-MS en modo SIM (Fig. 1b) confirmó la presencia de alquilbencenos y alquinaftalenos en el extracto Soxhlet.



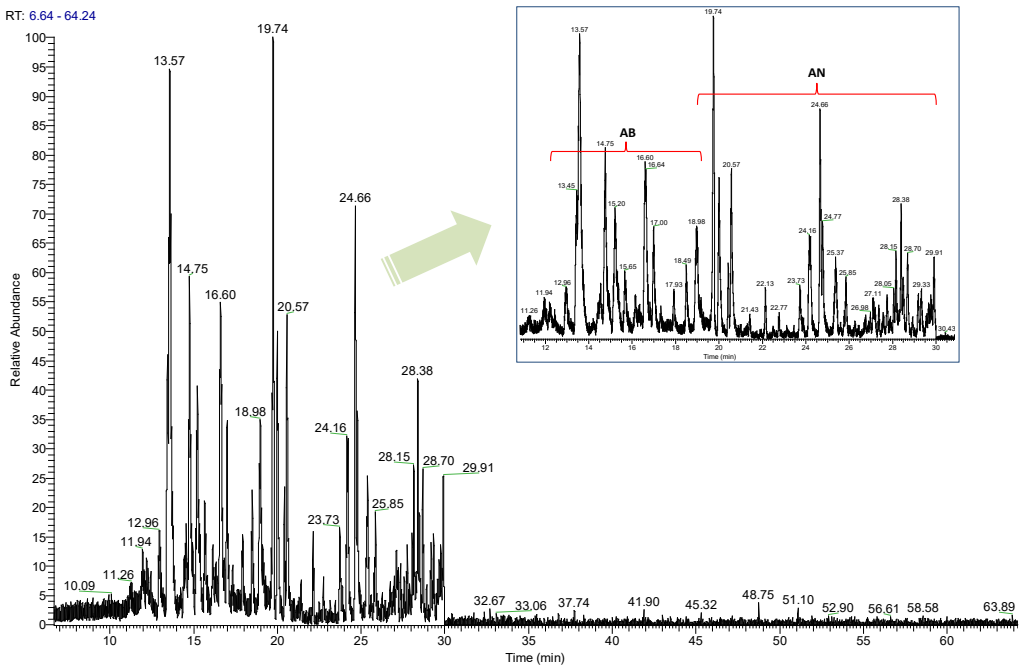


Figura 1. TIC por GC-MS (a) Full scan y (b) modos SIM del extracto Soxhlet del cartucho PUF (utilizado en la toma de muestras de aire en el lugar de trabajo). AB - alquilbencenos (C4-C5); AN - alquilnaftalenos (C1-C3).

El análisis de composición reveló la presencia de hierro (Fe), cobre (Cu), silicio (Si) y manganeso (Mn). El análisis TEM reveló la presencia de partículas más pequeñas que PM2.5, incluidas nanopartículas que mostraban formación de aglomerados (Figura 2).

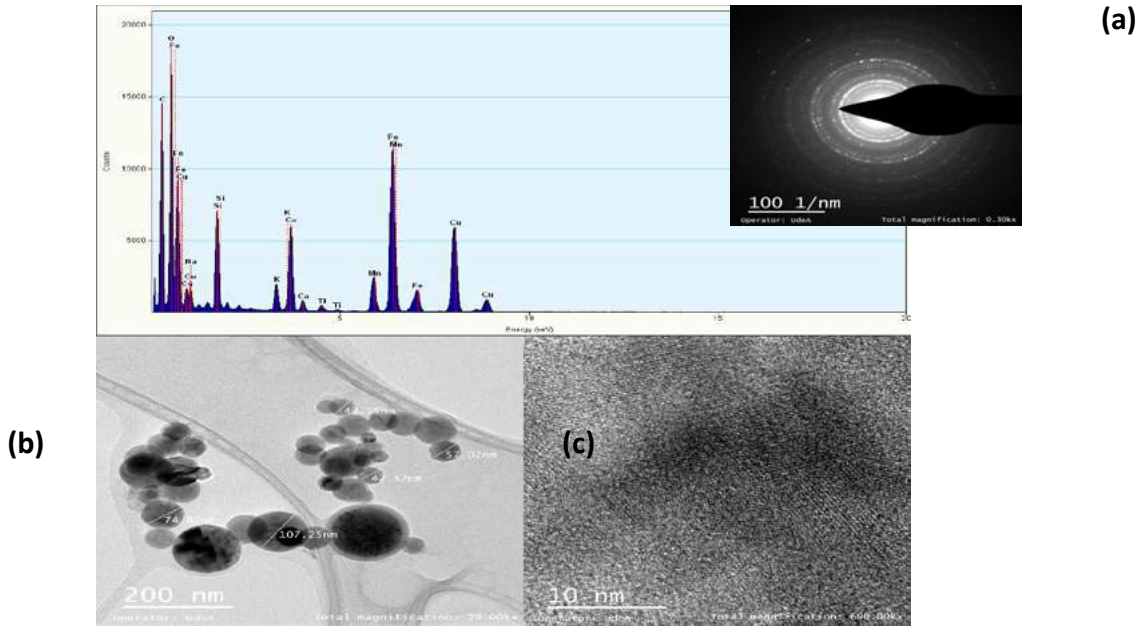


Figura 2. a) Análisis composicional TEM-EDX de partículas diésel y patrón de difracción de electrones. (b) Imágenes TEM que muestran la morfología y el tamaño de las partículas de emisiones diésel y la formación de aglomerados. (c) Vista ampliada de las partículas (600.000 X).

Tabla 4. Efectos del genotipo sobre los parámetros de daño del ADN (media ± DE).

Genotipo	n	Ensayo cometa	MN test en linfocitos			MN test en células bucales		
		% Tail DNA	MN	NPB	NBUD	MN	NBUD	BN
GSTM1 Non-Null	69	33.41 ± 17.76	11.01 ± 6.66	5.01 ± 3.32	5.00 ± 3.61	17.16 ± 10.10	1.65 ± 2.01	7.93 ± 6.27
GSTM1 Null	54	30.16 ± 17.73	9.52 ± 6.39	5.37 ± 2.94	5.15 ± 3.47	16.56 ± 10.32	1.61 ± 2.02	8.80 ± 7.42
P[a]		0.3156	0.2106	0.5361	0.8187	0.7450	0.9108	0.4832
GSTT1 Non-Null	80	13.19 ± 1.43	10.23 ± 1.43	5.29 ± 3.24	5.10 ± 3.54	15.94 ± 9.04	1.94 ± 2.32	9.40 ± 6.86
GSTT1 Null	43	17.39 ± 2.03	10.60 ± 6.41	4.95 ± 3.00	5.00 ± 3.58	18.67 ± 11.88	1.07 ± 1.01	6.28 ± 6.22
P[a]		**0.0020**	0.7609	0.5769	0.8818	0.1551	**0.0215**	**0.0144**
hOGG1 326 Ser/Ser	35	30.27 ± 18.64	10.94 ± 6.63	4.57 ± 2.96	4.23 ± 2.92	16.91 ± 9.42	0.94 ± 1.19	9.17 ± 6.86
hOGG1 326 Ser/Cys	85	32.89 ± 17.52	10.18 ± 6.60	5.35 ± 3.20	5.33 ± 3.68	16.89 ± 10.42	1.96 ± 2.21[c]	7.93 ± 6.84
hOGG1 326 Cys/Cys	3	26.23 ± 16.81	8.67 ± 6.03	7.00 ± 3.61	7.33 ± 5.03	16.67 ± 15.14	0.67 ± 0.58	9.00 ± 4.58
P[b]		0.6532	0.7651	0.2794	0.1602	0.9992	**0.0260**	0.4274
XRCC1 280 Arg/Arg	72	31.69 ± 13.22	9.88 ± 6.44	5.28 ± 3.40	4.75 ± 3.41	15.78 ± 10.27	1.79 ± 2.16	7.86 ± 6.30
XRCC1 280 Arg/His	36	33.52 ± 24.39	10.56 ± 5.85	4.69 ± 2.64	5.58 ± 3.83	18.42 ± 9.99	1.67 ± 1.99	8.36 ± 5.87
XRCC1 280 His/His	15	29.72 ± 18.98	12.20 ± 8.60	5.80 ± 3.05	5.33 ± 3.48	18.60 ± 9.99	0.80 ± 0.86	10.33 ± 10.40
P[b]		0.7688	0.4514	0.4746	0.4926	0.3527	0.2190	0.4414
XRCC3 241 Thr/Thr	40	27.50 ± 14.07	10.43 ± 5.95	5.85 ± 3.47	5.20 ± 3.91	16.93 ± 10.73	1.13 ± 1.32	8.55 ± 7.31
XRCC3 241 Thr/Met	76	34.39 ± 19.38	10.38 ± 7.01	4.66 ± 2.79	4.84 ± 3.29	16.91 ± 9.85	1.74 ± 2.11	7.95 ± 5.92
XRCC3 241 Met/Met	7	31.50 ± 14.68	9.71 ± 5.47	6.86 ± 4.02	6.71 ± 3.99	16.57 ± 11.72	3.43 ± 9.94[d]	10.86 ± 11.82
P[b]		0.1383	0.9649	0.0515	0.3932	0.9963	**0.0140**	0.5388

En negrita, p < 0,05. n número de individuos observados con el genotipo, micronúcleos MN, puente nucleoplásmico NPB, brote nuclear NBUD, binucleado BN.

Los efectos genotóxicos observados por la exposición a emisiones diésel pueden estar directamente relacionados con la presencia de los componentes en mezcla compleja, muchos de los cuales inducen daño oxidativo en el ADN. Los individuos con variantes genéticas como *GSTT1 no nulo* mostraron frecuencias significativamente más altas de células BN y NBUD en las células bucales. Los individuos heterocigotos *hOGG1 326 (hOGG1 326 Ser/Cys)* también mostraron frecuencias NBUD más altas que los individuos *hOGG1 326 Ser/Ser*, y los individuos portadores del polimorfismo *XRCC3 241 Met/Met* mostraron frecuencias NBUD significativamente más altas que los portadores *XRCC3 241 Thr/Thr.* Estos hallazgos demuestran asociaciones entre el daño del ADN y los polimorfismos que confieren deficiencias en la reparación del ADN y/o en las vías de metabolismo de xenobióticos. Además, las personas bajo condiciones de exposición similares pueden tener riesgos de salud marcadamente diferentes según los alelos específicos de los genes de reparación y desintoxicación del ADN.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

- Este conjunto de datos, puede estar asociado a la mezcla compleja a la que se encuentran expuestos los trabajadores en su ambiente laboral, como gases tóxicos como el dióxido de carbono, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbón, dióxido de sulfuro, etano y el material particulado liberado en estas emisiones diésel, los cuales pueden generar a nivel molecular, daño oxidativo en el ADN y a nivel tisular, daño en los tejidos pulmonares.
- Adicional a esto, se ha observado que existe un amplio desconocimiento de los efectos de esta

exposición ocupacional en la población objeto de estudio, así que se espera que a mediano plazo los resultados contribuyan hacia la cultura de la prevención por parte de los trabajadores y a la generación de nuevo conocimiento a nivel nacional sobre los efectos provocados por las emisiones diésel en la salud.

•Este estudio refuerza la importancia de tener en cuenta el efecto combinado de genotipos del metabolismo y las variantes de reparación con el daño en el ADN, como dos componentes que actúan coordinadamente y determinan finalmente la respuesta de los individuos a agentes genotóxicos o cancerígenos.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue apoyado por MINCIENCIAS (641/125365741073/2014) y la Universidad Simón Bolívar.

REFERENCIAS

Abdal Dayem, A., Hossain, M., Lee, S., Kim, K., Saha, S., Yang, G.-M., Choi, H., Cho, S.-G., 2017. The Role of Reactive Oxygen Species (ROS) in the Biological Activities of Metallic Nanoparticles. Int. J. Mol. Sci. 18, 120. https://doi.org/10.3390/ijms18010120

Fenech, M., 2007. Cytokinesis-block micronucleus cytome assay. Nat. Protoc. 2, 1084–1104. https://doi.org/10.1038/nprot.2007.77

IARC: International Agency for Research on Cancer. 2012. DIESEL ENGINE EXHAUST CARCINOGENIC. Press Release Nº 213. https://www.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/07/pr213_E.pdf

Li, N., 2006. The cellular impacts of diesel exhaust particles: beyond inflammation and death. Eur. Respir. J. 27, 667–668. https://doi.org/10.1183/09031936.06.00025006

Reşitoğlu, İ.A., Altinişik, K., Keskin, A., 2015. The pollutant emissions from diesel-engine vehicles and exhaust aftertreatment systems. Clean Technol. Environ. Policy 17, 15–27. https://doi.org/10.1007/s10098-014-0793-9

Singh, N.P., McCoy, M.T., Tice, R.R., Schneider, E.L., 1988. A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells. Exp. Cell Res. 175, 184–191. https://doi.org/10.1016/0014-4827(88)90265-0

Thomas, P., Holland, N., Bolognesi, C., Kirsch-Volders, M., Bonassi, S., Zeiger, E., Knasmueller, S., Fenech, M., 2009. Buccal micronucleus cytome assay. Nat. Protoc. 4, 825–837. https://doi.org/10.1038/nprot.2009.53

EFECTOS EN LA SALUD HUMANA DEBIDO AL RUIDO AMBIENTAL. CASO ESTUDIO FONTIBÓN, BOGOTÁ - COLOMBIA

Andrés Camilo Acuña-Mendez[1], Yojhan Baena Cerquera[2], Daniel Alejandro Merchán Rojas[3], Miguel De Luque-Villa[4]

Palabras clave:

Ruido ambiental; ruido por tráfico; ruido por aeropuerto; calidad del sueño.

RESUMEN GRÁFICO



Fuente: Acuña et al, 2022

INTRODUCCIÓN

El ruido ambiental es uno de los contaminantes que en la actualidad está afectando la salud y el bienestar humano a nivel mundial (Clark et al., 2020; European Environment Agency, 2020; Feng et al., 2020; Hammer et al., 2014; Xu et al., 2018). A diferencia de otros factores de estrés ambiental, el ruido ambiental, especialmente en el entorno urbano, sigue aumentando, siendo el ruido por tráfico el factor de estrés ambiental con mayor impacto en la salud pública (Van Kamp et al., 2020). En los últimos años los aeropuertos se han convertido en una de las mayores focos de contaminación por ruido en las grandes ciudades a nivel mundial (Ozkurt et al., 2015), el ruido por aeropuerto es definido como el ruido ocasionado despegue y aterrizaje de las aeronaves en las áreas alrededor de los aeropuertos (European Environment Agency, 2020), las fuentes de ruido provienen principalmente de las turbinas de los aviones, el ruido aerodinámico del tráfico y la aceleración y el frenado durante el despegue y el aterrizaje (Gagliardi et al., 2017; Guarnaccia et al., 2017), esto ha venido impactando la salud de las poblaciones expuestas (Passchier et al., 2000), encontrándose suficiente evidencia en enfermedades como hipertensión (Black et al., 2007; Dimakopoulou et al., 2017; Evrard et al., 2017; Jarup et al., 2005; Prasetya et al., 2016), enfermedad isquemica del corazon(Andrew et al., 2013;

1 Universidad de Manizales, acacuna100168@umanizales.edu.co

2 Universidad de Cundinamarca, ybaena@ucundinamarca.edu.co

3 Universidad de Cundinamarca, dmerchan@ucundinamarca.edu.co

4 Pontificia Universidad Javeriana-Facultad de Estudios ambientales y Rurales, mdeluque@javeriana.edu.co

Evrard et al., 2015; Pyko et al., 2019), Molestia (Janssen et al., 2011; Lefèvre et al., 2020; Rylander & Björkman, 1997), perturbación del sueño (Basner et al., 2010, 2019; Fidell et al., 2000; Kwak et al., 2016; Smith et al., 2020), desempeño en la escuela (Borchi, 2018; Haines et al., 2002; Klatte et al., 2017; M.M. et al., 2001; Spilski et al., 2017; Taufner et al., 2020). En los últimos años se ha venido fomentando la evaluación de la evolución del clima de ruido en los aeropuertos y sus comunidades circundantes (Flores et al., 2019). El propósito de este estudio fue analizar los posibles efectos de la salud humana en la población de la localidad de Fontibón en la Ciudad de Bogotá debido a las diferentes fuentes de ruido que se encuentran en esta.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

La localidad de Fontibón se encuentra ubicada al noroccidente de la ciudad de Bogotá D.C, que cuenta con 8 unidades de planeamiento zonal (UPZ) y 362 barrios, a su vez contiene un importante eje industrial de comercio y transporte; tales como: la Zona Franca de Bogotá, el Terminal de Transportes de Bogotá y el Aeropuerto Internacional El Dorado.

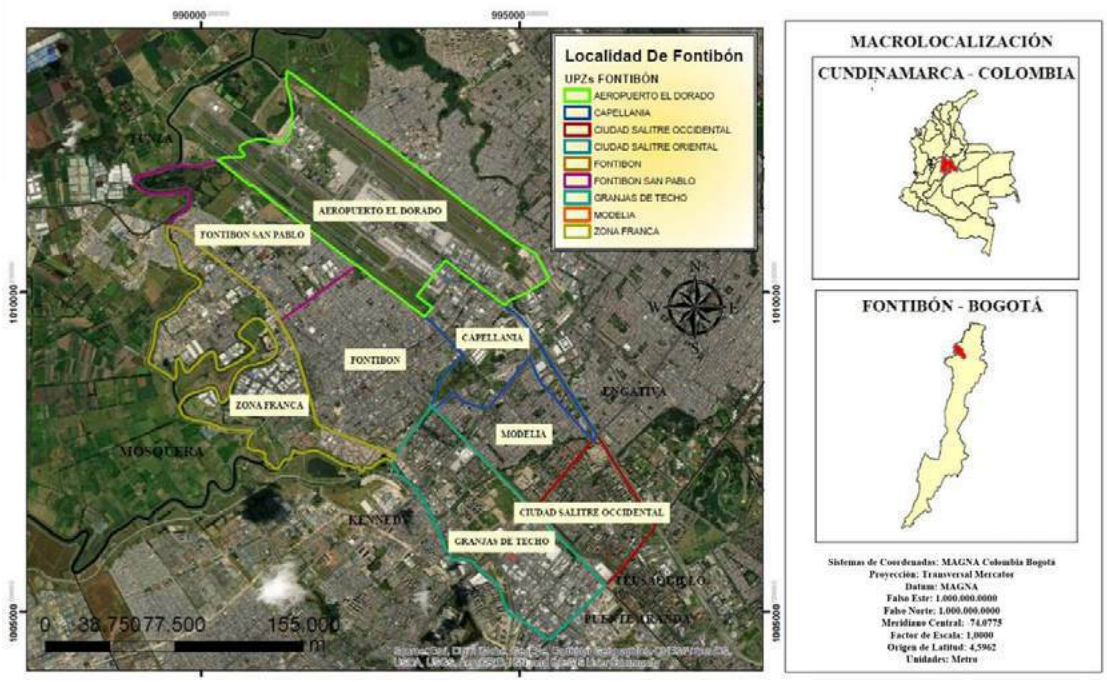


Figura 1. Localidad de Fontibón, Bogotá D.C.
Fuente: (Baena Cerquera & Merchan Rojas, 2021).

2.2 Índice de Calidad de Sueño de Pittsburgh

De acuerdo con (Acuña-Mendez et al., 2021), el índice de Calidad de Sueño de Pittsburgh de Fontibón se evaluó con la aplicación de un muestreo aleatorio simple en su versión adaptada en Colombia para una muestra de 354 habitantes, el cual está compuesto 7 componentes: calidad subjetiva de sueño, latencia, duración, eficiencia, perturbaciones del sueño, uso de medicación para dormir, disfunción diurna.

La suma de las puntuaciones de estos componentes da una puntuación total que varía entre 0 y 21 puntos, siendo una puntuación menor de 5, denominada “Sin problemas de sueño”, entre 5 a 7 como “Merece atención médica”, entre 8 y 14 como “Merece atención y tratamiento médico” y cuando la puntuación es de 15 a más, “se trata de un problema de sueño grave”. Lo que indica que a mayor puntuación menor calidad de sueño.

2.3 Caracterización de Ruido Ambiental en la Localidad de Fontibón

El presente artículo empleó la caracterización del ruido ambiental que se llevó a cabo en los años 2019 y 2020, el cual tomó como referencia los lineamientos establecidos en los capítulos II, III del anexo 3 de la resolución 627 de 2006.

Dichas mediciones se realizaron con ayuda de un sonómetro Class 2 Data Logging Sound Level Meter with Certificate PCE428, previamente calibrado y certificado por la empresa LABSERVICE donde cada medición contaba con un intervalo de 15 minutos con 5 mediciones en serie cada 3 minutos, según el capítulo 2 del anexo 3 de la resolución 627 de 2006 (Ministerio de Ambiente, 2006).

Se elaboró un formato en el cual se consignó el punto, nombre del punto, el día (hábil y no hábil), fecha, hora, fuente permanente de ruido y la distancia, obstáculo ya distancia, velocidad del viento, temperatura, humedad relativa, coordenada este, norte y por último CSD el cual es la referencia de la medición que realiza el sonómetro. Este formado es indispensable para realizar las mediciones y tener una mejor claridad de su ubicación espacial y factores climáticos que se ligara a la medición que realice el sonómetro.

Punto	Dia	Fecha	Monitoreo	Hora	Fuente	Distancia (m)	Obstáculo	Distancia (m)	Descripción	Vel- viento(km/h)	T (ºC)	HR (%)	Norte	Ete	CSD
	DIA NO HABIL		DIURNO												
	DIA NO HABIL		NOCTURNO												
	DIA HABIL		DIURNO												
	DIA HABIL		NOCTURNO												

Figura 2. Formato de Monitoreo para Ruido Ambiental.
Fuente: (Baena Cerquera & Merchan Rojas, 2021).

2.4 Perturbación en la salud por la calidad del sueño por ruido ambiental

Como insumo para el análisis de la perturbación del sueño se realiza el cruce del ICSP de la Localidad de Fontibón y las representaciones cartográficas de los años 2019 y 2020 con el fin determinar las áreas en donde supera los niveles máximos permisibles por la normatividad Colombia y como este afecta la calidad de sueño de los habitantes.

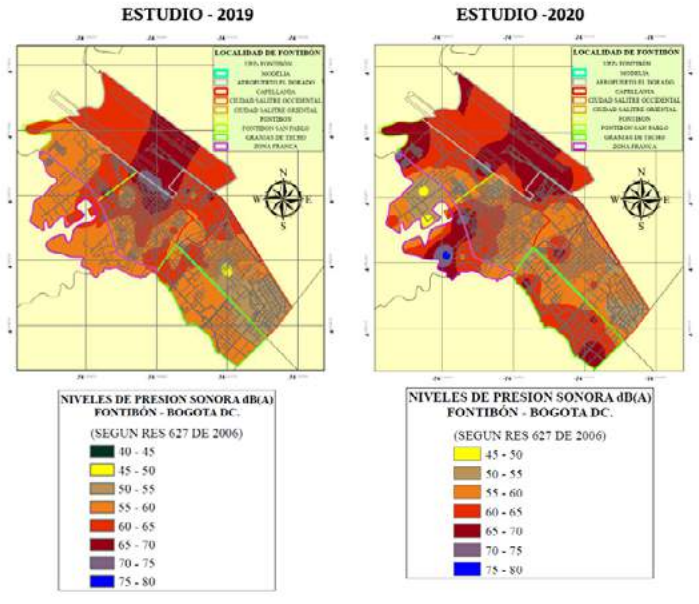


Figura 3. Nivel Sonoro Duirno 2019 - 2020
Fuente : (Baena Cerquera & Merchan Rojas, 2021)

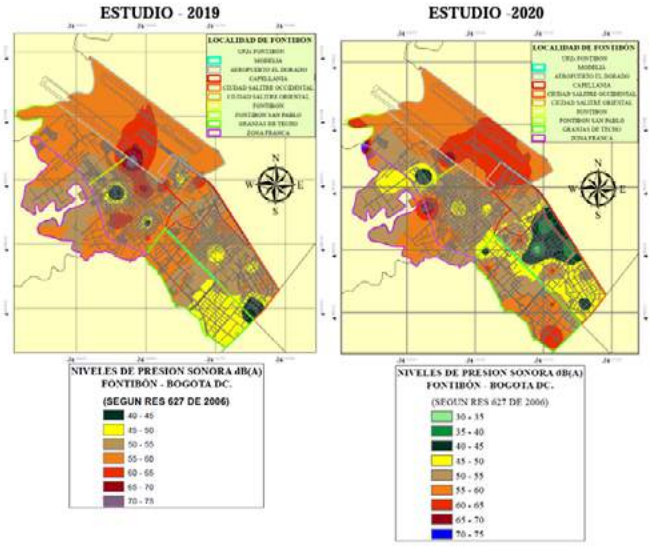


Figura 4 Nivel Sonoro Nocturno 2019 – 2020.
Fuente : (Baena Cerquera & Merchan Rojas, 2021).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante la aplicación de la encuesta se evidenció que un bajo porcentaje de la población ha presentado denuncias por ruido ante las autoridades correspondientes, tales como: Aeronáutica Civil, Junta de acción comunal y la alcaldía, las cuales se establecieron hace más de 10 años, cuando se requería que el Aeropuerto El Dorado tomara medidas de manejo ambiental del ruido, como cambios en los vidrios de puertas y ventanas y aislamiento acústico en los techos de las viviendas, aunque la mayoría indica que estas medidas han mitigado moderadamente el ruido.

La Figura 5 presenta los resultados de la categorización de la encuesta aplicada para determinar el Índice de Pittsburg en el Distrito de Fontibón. Dado que el 92,08% de los encuestados presentó valores altos del índice de Pittsburgh y un puntaje general del PSQI-VC de 8,62 (Ver Tabla 1), es probable que los trastornos del sueño estén relacionados con el impacto del componente ambiental (niveles de ruido) del Aeropuerto Internacional del Dorado debido a que la población residente del Partido de Fontibón se ubica en el área de influencia. En ese orden las alteraciones del sueño pueden deberse al exceso de ruido ambiental, uno de los motivos más comunes de quejas por ruido, causando problemas mentales y físicos, trastornos potencialmente graves y reacciones en el cuerpo humano a la contaminación acústica continua a lo largo del tiempo (Acuña-Mendez et al., 2021).

Figura 5. Consecuencias del ICSP en Fontibón.
Fuente: (Acuña-Mendez et al., 2021).

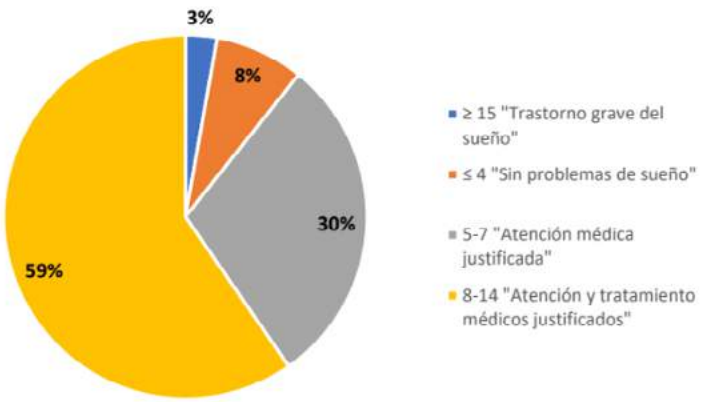


Tabla 1 Resultado de ICSP para Fontibón por componente.

Componente	Porcentaje
1. Calidad subjetiva del sueño	1.41
2. Latencia del sueño	1.19
3. Duración del sueño	1.37
4. Eficiencia del sueño	1.37
5. Alteraciones del sueño	1.44
6. Uso de somníferos	0.31
7. Disfunción diurna	1.5
TOTAL, PSQI FONTIBÓN	8.62

Fuente: (Acuña-Mendez et al., 2021).

El análisis mostró que los encuestados afirmaron que el tiempo que han vivido en el área de estudio tiene un impacto; es decir, el ruido de las actividades aeroportuarias influye o no en la calidad del sueño del residente dependiendo de si el residente ha vivido en esa área durante 8 años o más. Por lo tanto, es posible que alguien actualmente no tenga problemas para dormir según el cuestionario de ICSP y vive en un área con un nivel de presión sonora muy alto, categorizado como buen sueño, porque se han adaptado a las condiciones de la zona. Por otro lado, un el encuestado puede tener serios problemas para dormir y vivir en un área con bajo nivel de presión sonora, requieren más tiempo para conciliar el sueño como resultado del ruido. (Villa et al., 2020).

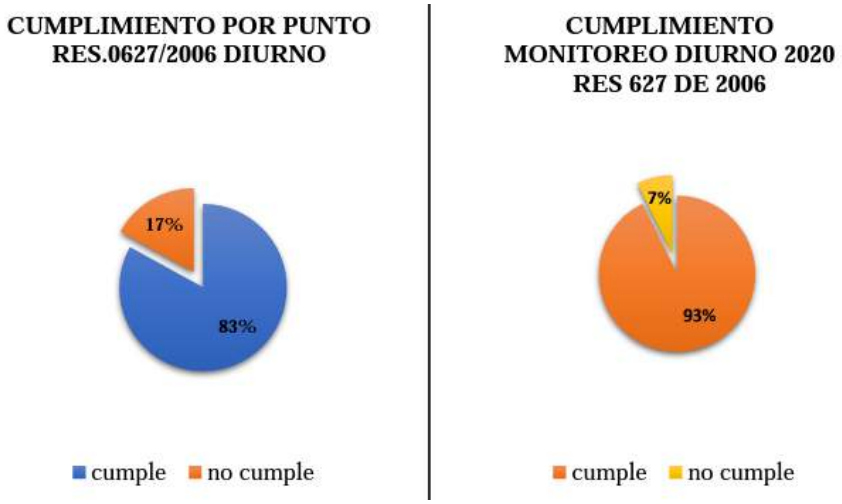


Figura 6. Comparación monitoreo diurno año 2019 y 2020.
Fuente: (Baena Cerquera & Merchan Rojas, 2021).

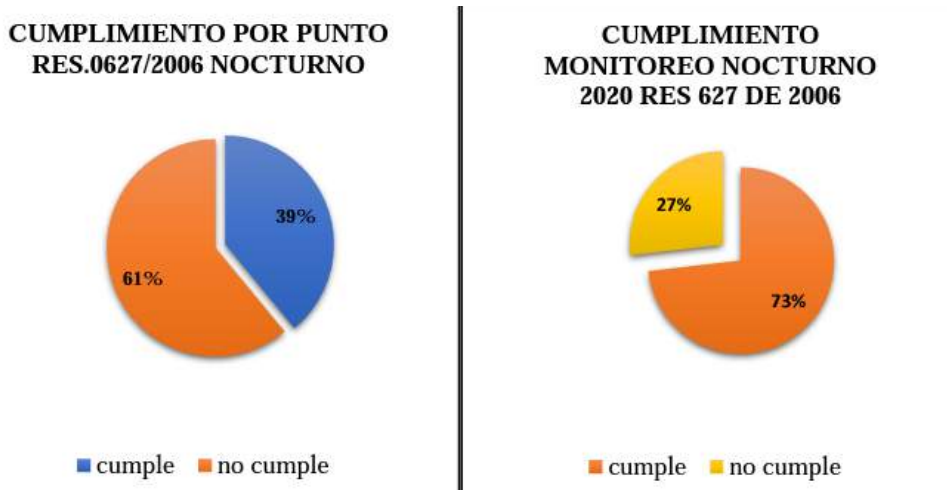


Figura 7. Comparación monitoreo diurno año 2019 y 2020.
Fuente: (Baena Cerquera & Merchan Rojas, 2021).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados del estudio nos advierten que es necesario implementar medidas de control de ruido por tráfico y ruido por el aeropuerto en la localidad de Fontibón en Bogotá, con el fin de mejorar la calidad del sueño y disminuir el riesgo de contraer otras enfermedades en esta población. Actualmente se está planificando la etapa II del Aeropuerto El Dorado, que consiste en ampliar las operaciones del aeropuerto a otra zona; Por lo tanto, ahora es el momento de proponer un sitio donde las áreas cercanas no se tengan dentro de los esquemas de ordenamiento territorial como futuras áreas residenciales, esto con el fin disminuir la probabilidad que se presenten efectos sobre la salud humana en un futuro.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la empresa Seruans Environment S.A.S por el suministro de los equipos para la medición del ruido ambiental.

REFERENCIAS

Acuña-Mendez, A. C., Virguez, J. D., Canchon-Triana, C. A., & De Luque-Villa, M. (2021). Airport Noise Impact Assessment Using Noise Maps And Pittsburgh Sleep Quality Index: A Case Study In Bogotá, Colombia. *Procedia Environmental Science, Engineering and Management*, *8*(2), 431–440.

Andrew, W., Junenette, L., Jonathan, I., Melly, S., & Dominici, F. (2013). Residential exposure to aircraft noise and hospital admissions for cardiovascular diseases: Multi-airport retrospective study. *BMJ (Online)*, *347*(7928). https://doi.org/10.1136/bmj.f5561

Baena Cerquera, Y., & Merchan Rojas, D. A. (2021). Efecto Del Covid-19 Sobre El Cambio Del Ruido Ambiental En Localidad Cercana Al Aeropuerto El Dorado, Fontibón-Bogotá D.C. *Universidad de Cundinamarca*.

Basner, M., Griefahn, B., & Van Den Berg, M. (2010). Aircraft noise effects on sleep: Mechanisms, mitigation and research needs. *Noise and Health*, *12*(47), 95–109. https://doi.org/10.4103/1463-1741.63210

Basner, M., Witte, M., & McGuire, S. (2019). Aircraft noise effects on sleep—results of a pilot study near philadelphia international airport. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *16*(17), 1–19. https://doi.org/10.3390/ijerph16173178

Black, D. A., Black, J. A., Issarayangyun, T., & Samuels, S. E. (2007). Aircraft noise exposure and resident's stress and hypertension: A public heal-

th perspective for airport environmental management. *Journal of Air Transport Management*, *13*(5), 264–276. https://doi.org/10.1016/j.jairtraman.2007.04.003

Borchi, F. (2018). *A new methodology to study the children ' s exposure to aircraft noise at school*. 1825–1832.

Clark, S. N., Alli, A. S., Brauer, M., Ezzati, M., Baumgartner, J., Toledano, M. B., Hughes, A. F., Nimo, J., Bedford Moses, J., Terkpertey, S., Vallarino, J., Agyei-Mensah, S., Agyemang, E., Nathvani, R., Muller, E., Bennett, J., Wang, J., Beddows, A., Kelly, F., … Arku, R. E. (2020). High-resolution spatiotemporal measurement of air and environmental noise pollution in Sub-Saharan African cities: Pathways to Equitable Health Cities Study protocol for Accra, Ghana. *BMJ Open*, *10*(8), e035798. https://doi.org/10.1136/bmjopen-2019-035798

Dimakopoulou, K., Koutentakis, K., Papageorgiou, I., Kasdagli, M. I., Haralabidis, A. S., Sourtzi, P., Samoli, E., Houthuijs, D., Swart, W., Hansell, A. L., & Katsouyanni, K. (2017). Is aircraft noise exposure associated with cardiovascular disease and hypertension? Results from a cohort study in Athens, Greece. *Occupational and Environmental Medicine*, *74*(11), 830–837. https://doi.org/10.1136/oemed-2016-104180

European Environment Agency. (2020). Environmental noise in Europe - 2020. In *European Environment Agency* (Issue 22/2019). https://doi.org/10.2800/686249

Evrard, A. S., Bouaoun, L., Champelovier, P., Lambert, J., & Laumon, B. (2015). Does exposure to aircraft noise increase the mortality from cardiovascular disease in the population living in the vicinity of airports? Results of an ecological study in France. *Noise and Health*, *17*(78), 328–336. https://doi.org/10.4103/1463-1741.165058

Evrard, A. S., Lefèvre, M., Champelovier, P., Lambert, J., & Laumon, B. (2017). Does aircraft noise exposure increase the risk of hypertension in the population living near airports in France? *Occupational and Environmental Medicine*, *74*(2), 123–129. https://doi.org/10.1136/oemed-2016-103648

Feng, X., Flexeder, C., Markevych, I., Standl, M., Heinrich, J., Schikowski, T., Koletzko, S., Herberth, G., Bauer, C. P., von Berg, A., Berdel, D., & Astell-Burt, T. (2020). Impact of residential green space on sleep quality and sufficiency in children and adolescents residing in australia and germany. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *17*(13), 1–16. https://doi.org/10.3390/ijerph17134894

Fidell, S., Pearsons, K., Tabachnick, B. G., & Howe, R. (2000). Effects on sleep disturbance of changes in aircraft noise near three airports. *The Journal of the Acoustical Society of America*, *107*(5), 2535–2547. https://doi.org/10.1121/1.428641

Flores, R., Asensio, C., Gagliardi, P., & Licitra, G. (2019). Study of the correction factors for aircraft noise façade measurements. *Applied Acoustics*, *145*, 399–407. https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2018.10.007

Gagliardi, P., Fredianelli, L., Simonetti, D., & Licitra, G. (2017). ADS-B system as a useful tool for testing and redrawing noise management strategies at Pisa Airport. *Acta Acustica United with Acustica*, *103*(4), 543–551. https://doi.org/10.3813/AAA.919083

Guarnaccia, C., Quartieri, J., & Tepedino, C. (2017). Deterministic decomposition and seasonal ARIMA time series models applied to airport noise forecasting. *AIP Conference Proceedings*, *1836*. https://doi.org/10.1063/1.4982019

Haines, M. M., Stansfeld, S. A., Head, J., & Job, R. F. S. (2002). Multilevel modelling of aircraft noise on performance tests in schools around Heathrow Airport London. *Journal of Epidemiology and Community Health*, *56*(2), 139–144. https://doi.org/10.1136/jech.56.2.139

Hammer, M. S., Swinburn, T. K., & Neitzel, R. L. (2014). Environmental noise pollution in the United States: Developing an effective public health response. *Environmental Health Perspectives*, *122*(2), 115–119. https://doi.org/10.1289/ehp.1307272

Janssen, S. A., Vos, H., van Kempen, E. E. M. M., Breugelmans, O. R. P., & Miedema, H. M. E.

(2011). Trends in aircraft noise annoyance: The role of study and sample characteristics. *The Journal of the Acoustical Society of America*, *129*(4), 1953–1962. https://doi.org/10.1121/1.3533739

Jarup, L., Dudley, M. L., Babisch, W., Houthuijs, D., Swart, W., Pershagen, G., Bluhm, G., Katsouyanni, K., Velonakis, M., Cadum, E., & Vigna-Taglianti, F. (2005). Hypertension and Exposure to Noise near Airports (HYENA): Study design and noise exposure assessment. *Environmental Health Perspectives*, *113*(11), 1473–1478. https://doi.org/10.1289/ehp.8037

Klatte, M., Spilski, J., Mayerl, J., Möhler, U., Lachmann, T., & Bergström, K. (2017). Effects of Aircraft Noise on Reading and Quality of Life in Primary School Children in Germany: Results From the NORAH Study. *Environment and Behavior*, *49*(4), 390–424. https://doi.org/10.1177/0013916516642580

Kwak, K. M., Ju, Y. S., Kwon, Y. J., Chung, Y. K., Kim, B. K., Kim, H., & Youn, K. (2016). The effect of aircraft noise on sleep disturbance among the residents near a civilian airport: A cross-sectional study. *Annals of Occupational and Environmental Medicine*, *28*(1), 1–10. https://doi.org/10.1186/s40557-016-0123-2

Lefèvre, M., Chaumond, A., Champelovier, P., Giorgis Allemand, L., Lambert, J., Laumon, B., & Evrard, A. S. (2020). Understanding the relationship between air traffic noise exposure and annoyance in populations living near airports in France. *Environment International*, *144*(February), 106058. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106058

Ministerio de Ambiente, V. y D. T. (2006). Resolución 0627 de 2006. *Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial*, 1–31.

M.M., H., S.A., S., R.F., J., B., B., & J., H. (2001). Chronic aircraft noise exposure, stress responses, mental health and cognitive performance in school children. *Psychological Medicine*, *31*(2), 265–277.

Ozkurt, N., Hamamci, S. F., & Sari, D. (2015). Estimation of airport noise impacts on public health. A case study of I˙zmir Adnan Menderes Airport. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, *36*, 152–159. https://doi.org/10.1016/j.trd.2015.02.002

Passchier, W., Knottnerus, A., Albering, H., & Walda, I. (2000). Public health impact of Large Airports. *Reviews On Environmental Health*, *15*(1–2), 83–96.

Prasetya, N. L., Wulandari, R. Aj. S., & Setyawan, S. (2016). Pengaruh Pajanan Bising Pesawat Udara Terhadap Angka Kejadian Hipertensi pada Karyawan Bandara Adi Soemarmo Boyolali. *Nexus Kedokteran Komunitas*, *5*(1), 35–43.

Pyko, A., Andersson, N., Eriksson, C., De Faire, U., Lind, T., Mitkovskaya, N., Ögren, M., Östenson, C. G., Pedersen, N. L., Rizzuto, D., Wallas, A. K., & Pershagen, G. (2019). Long-term transportation noise exposure and incidence of ischaemic heart disease and stroke: A cohort study. *Occupational and Environmental Medicine*, *76*(4), 201–207. https://doi.org/10.1136/oemed-2018-105333

Rylander, R., & Björkman, M. (1997). Annoyance by aircraft noise around small airports. *Journal of Sound and Vibration*, *205*(4), 533–537. https://doi.org/10.1006/jsvi.1997.1022

Smith, M. G., Rocha, S., Witte, M., & Basner, M. (2020). On the feasibility of measuring physiologic and self-reported sleep disturbance by aircraft noise on a national scale : A pilot study around Atlanta airport. *Science of the Total Environment*, *718*, 137368. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137368

Spilski, J., Bergstrom, K., Mayerl, J., Mohler, U., Lachmann, T., & Klatte, M. (2017). Aircraft noise exposure and children's cognition: Evidence for a daytime NAT criterion. *INTER-NOISE 2017 - 46th International Congress and Exposition on Noise Control Engineering: Taming Noise and Moving Quiet*, *2017-Janua*(September).

Taufner, M. D., Gama, A. P., Slama, J. G., Cesar, J., & Torres, B. (2020). *Noise metrics analysis in schools near airports : A Brazilian case study*. 21–34.

Van Kamp, I., Simon, S., Notley, H., Baliatsas, C., & Van Kempen, E. (2020). Evidence relating to environmental noise exposure and annoyance,

sleep disturbance, cardio-vascular and metabolic health outcomes in the context of IGCB (N): A scoping review of new evidence. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *17*(9), 1–21. https://doi.org/10.3390/ijerph17093016

Villa, M. D. E. L., Virguez, J. D., Rubio, M., Triana, C. C., & Sas, S. E. (2020). *EVALUATION OF THE NOISE IMPACTS ON SLEEP QUALITY IN COMMUNITIES NEAR TO THE INTERNATIONAL AIRPORT EL DORADO IN COLOMBIA*. *241*, 397–405. https://doi.org/10.2495/SDP200321

Xu, S., Zou, B., Shafi, S., & Sternberg, T. (2018). A hybrid Grey-Markov/ LUR model for PM10concentration prediction under future urban scenarios. *Atmospheric Environment*, *187*(November 2017), 401–409. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.06.014

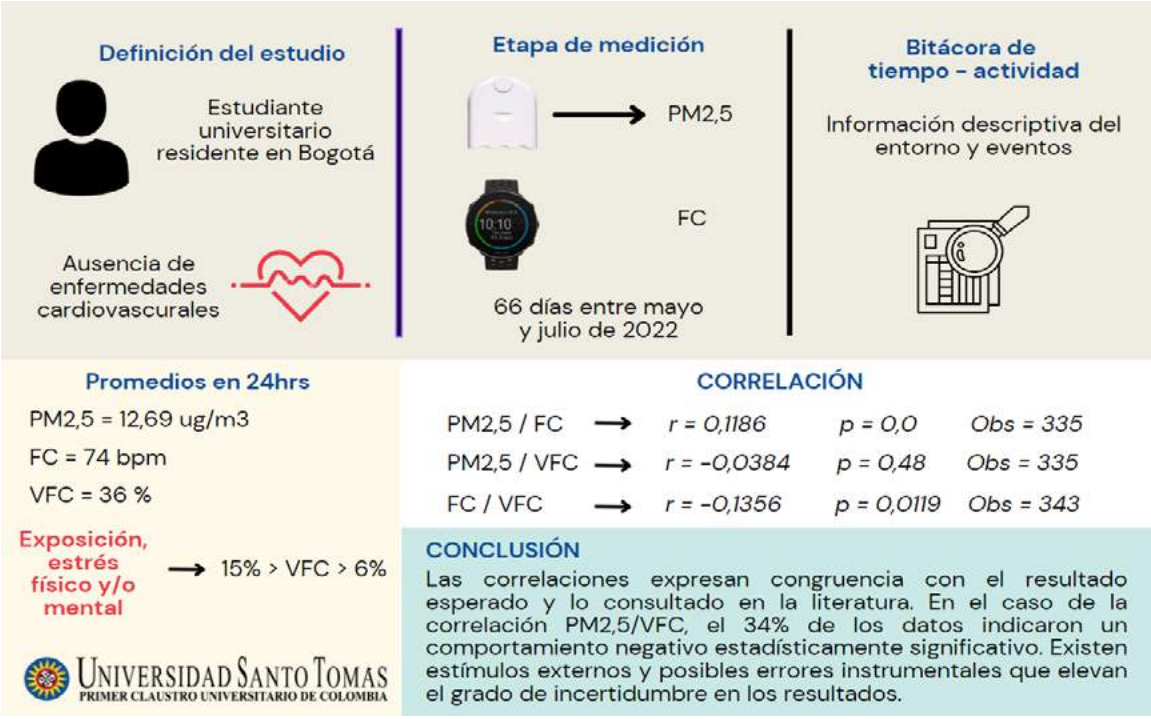
ANÁLISIS DE LA RELACIÓN ENTRE LA VARIABILIDAD DE LA FRECUENCIA CARDÍACA Y LA EXPOSICIÓN DIARIA PERSONAL AL MATERIAL PARTICULADO $PM_{2,5}$ EN UN ESTUDIANTE UNIVERSITARIO RESIDENTE EN LA CIUDAD DE BOGOTÁ, COLOMBIA

Sergio Andrés Gutiérrez Lopera[1]

Palabras clave:

$PM_{2,5}$; frecuencia cardíaca; variabilidad de la frecuencia cardíaca; estudiante universitario; diario vivir.

RESUMEN GRÁFICO



Fuente: autor.

INTRODUCCIÓN

El deterioro de la calidad atmosférica es, en la actualidad, una de las problemáticas más importantes para la salud humana, pues su efecto ha cobrado un amplio número de vidas asociándose a otras comorbilidades logrando ser parte de los problemas emergentes más delicados de los últimos tiempos (Martín y Santamaría, 2000). Según la Organización Panamericana de la Salud (OPS), la contaminación del aire resulta ser en la Américas el principal riesgo ambiental para la salud pública, reconociendo que gran parte de los efectos adversos asociados a la exposición se relacionan con enfermedades de carácter cardiovascular afectando principalmente a niños, mujeres y adultos mayores (OPS, 2021).

En el panorama colombiano, Informes elaborados por el Instituto de Hidrología, Meteorología

[1]Universidad Santo Tomás, sergiogutierrezl@usantotomas.edu.co

y Estudios Ambientales (IDEAM), señalan que el contaminante atmosférico con mayor potencial de alteración a la salud humana es el material particulado fino ($PM_{2,5}$), siendo el causante de más de diez mil muertes en el año 2015 en el país (IDEAM, 2021).

En Bogotá, aspectos como el crecimiento en un 24% del parque automotor en los últimos 5 años así como el estado de deterioro de más de dos mil kilómetros de vías, han sido generadores de constantes alertas ambientales debido al aporte de material particulado que producen en la capital (Oróstegui, 2021). Debido a su estilo de vida, el grupo de jóvenes entre los 16 y 29 años de edad suelen encontrarse particularmente expuestos a estos agentes atmosféricos que, en conjunto con hábitos como el sedentarismo y el tabaquismo, pueden producir contundentes alteraciones asociadas a enfermedades cardiovasculares en este grupo poblacional (Almonacid et al., 2016). Asimismo, estudios sugieren que la exposición al $PM_{2,5}$ produce múltiples alteraciones en la variabilidad de la frecuencia cardíaca (VFC) siendo los jóvenes mayores de 20 años uno de los principales colectivos afectados (Wang et al., 2020).

De acuerdo con lo mencionado, el objeto de la presente investigación se centra en analizar la relación entre la exposición diaria personal al $PM_{2,5}$ y la alteración de la VFC en un joven universitario sin antecedentes de enfermedades cardiovasculares, residente en la ciudad de Bogotá, Colombia.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Criterios de selección del sujeto de estudio

Se emplearon criterios de inclusión tales como: estudiante universitario activo mayor de 18 años de edad con residencia actual en la ciudad de Bogotá, Colombia, que presente ausencia de antecedentes de enfermedades cardiovasculares; y criterios de exclusión tales como: consumo actual de tabaco, sustancias psicotrópicas y/o de acción directe en el sistema nervioso central.

2.2. Variables, tiempo y lugar de medición

Variable biológica relativa a la frecuencia cardíaca y variable ambiental relativa al material particulado fino ($PM_{2,5}$). El monitoreo se llevó a cabo durante un periodo de 66 días comprendido entre los meses de mayo y julio del 2022, teniendo lugar en la totalidad de espacios recorridos por el sujeto de estudio al interior de la ciudad de Bogotá. Se garantizó, para cada uno de los días, un tiempo mínimo de medición de 18 horas durante las cuales se diligenció, simultáneamente, una bitácora de tiempo – actividad con información descriptiva del entorno.

2.3. Equipos

Se utilizó el dispositivo AirBeam II útil para medir el nivel de inmisión de $PM_{2,5}$ a partir de la lectura láser de partículas mediante la dispersión de corrientes de aire, también se empleó el reloj multideporte avanzado Polar Vantage M para determinar el valor preciso de la frecuencia cardíaca del sujeto de estudio. A su vez se ocuparon insumos como batería portátil, libreta de apuntes y dispositivo smartphone.

2.4. Organización y tratamiento estadístico de los datos

El registro de datos comprendió un archivo individual Excel para cada uno de los días monitoreados en los cuales se organizó el valor por minuto de cada una de las variables medidas discriminando a su vez los intervalos de tiempo según la actividad que se encontraba desarrollando el estudiante, de manera que se definieron un total de quince (15) escenarios dentro de los cuales se agruparon las actividades realizadas por el sujeto de estudio según la labor efectuada y el espacio de desarrollo.

Para el tratamiento de los datos se empleó estadística descriptiva permitiendo determinar la media geométrica de los valores de FC que se hallaban por segundo, asimismo se calcularon estadísticos tales como la mínima, media, máxima, cuartiles y desviación estándar con fines de estudiar a profundidad el comportamiento de las variables.

Seguidamente se calculó el coeficiente de variación de la FC para cada uno de los espacios y actividades desarrolladas obteniendo de esta for-

ma los valores correspondientes de la VFC. Finalmente se realizó la correlación de datos de $PM_{2,5}$, FC y VFC a partir del uso del software estadístico Stata/IC 11.0. mediante el cual se efectuaron las pruebas de distribución Skewness/Kurtosis y Shapiro Wilk, así como las pruebas de correlación Spearman Rank y Pearson, determinando así el grado de relación entre las variables.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Concentraciones de $PM_{2,5}$

En primer lugar se obtuvo la concentración diaria promedio de $PM_{2,5}$ la cual fue de 12,69 µg/m^3 para un tiempo promedio de monitoreo diario de 20 horas y dos minutos, lo cual indica que los datos no excedieron el límite máximo permitido establecido en la normativa vigente en Colombia (R. 2254 de 2017; 50 µg/m^3), ni el límite máximo de inmisión recomendado por la OMS (15 µg/m^3), por tanto se establece de manera preliminar y bajo un panorama global que la exposición a las concentraciones obtenidas no sugiere un riesgo aparente a la salud del sujeto de estudio. De manera seguida se establecieron los valores promedio de $PM_{2,5}$ para cada una de las actividades establecidas como se presenta en la Tabla 1.

Tabla 1. Inmisión obtenida y normativa de $PM_{2,5}$.

No.	Actividad	$PM_{2,5}$ (*µg/m³*)	Tiempo (*hrs:min*)
1	Restaurantes	23,77	1:22
2	Caminar Cr. 13	18,36	1:39
3	Transmilenio	16,63	1:12
4	Actividad física	16,42	1:46
5	Caminar Marly	16,01	1:57
6	Labores domésticas	14,72	3:31
7	Alistándose en casa	14,58	1:57
8	Caminar barrio	14,02	0:48
9	Caminar Cr. Séptima	12,89	0:36
10	Casa en reposo	12,71	6:12
11	Universidad	12,37	2:04
12	Caminar Cl. 80	11,48	1:55
13	Vehículos	11,10	0:31
14	Otros lugares	11,02	2:29
15	Dormir	10,39	9:24

Fuente: autor.

Como se puede observar, en primer lugar, ninguna de las quince actividades superó el límite máximo permitido por la normativa colombiana. Por otra parte, cinco de estas sí se hallan por encima del límite recomendado por la OMS, no obstante, estas concentraciones no se manifiestan en tiempos superiores a dos horas, de manera que no resultan ser un riesgo para la salud.

3.2. Valores de FC

En cuanto a los valores de la FC se registraron datos acordes al comportamiento esperado para un joven con las características del estudiante sujeto de estudio, encontrando valores promedio diarios que oscilan entre los 67 y los 74 bpm que no presentan una diferencia significativa entre ellos y varían con normalidad según la actividad desarrollada para cada día de la semana, evidenciando así valores ligeramente superiores los días lunes, sábado y domingo tal y como se presenta en la Figura 1.

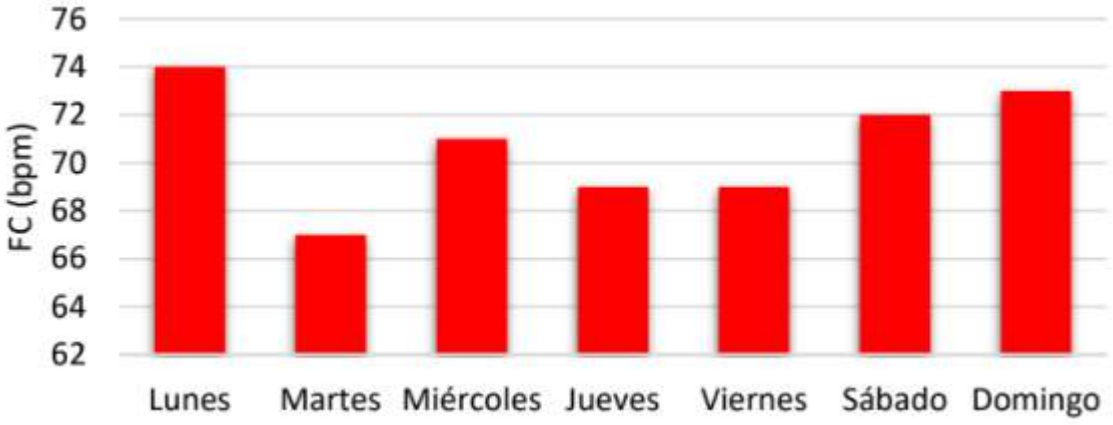


Figura 1. Valores promedio diarios de FC.
Fuente: autor.

3.3. Valores de VFC

Por parte de la VFC se obtuvieron valores que empiezan a diferir un poco más entre sí, pero que mantienen de igual forma un comportamiento similar. En la Figura 2 se logran observan variabilidades diarias promedio superiores al 33% lo que resulta congruente con lo registrado en la literatura señalando una respuesta habitual y sana de la función cardíaca, indicando ser un factor protector frente a afecciones cardiovasculares.

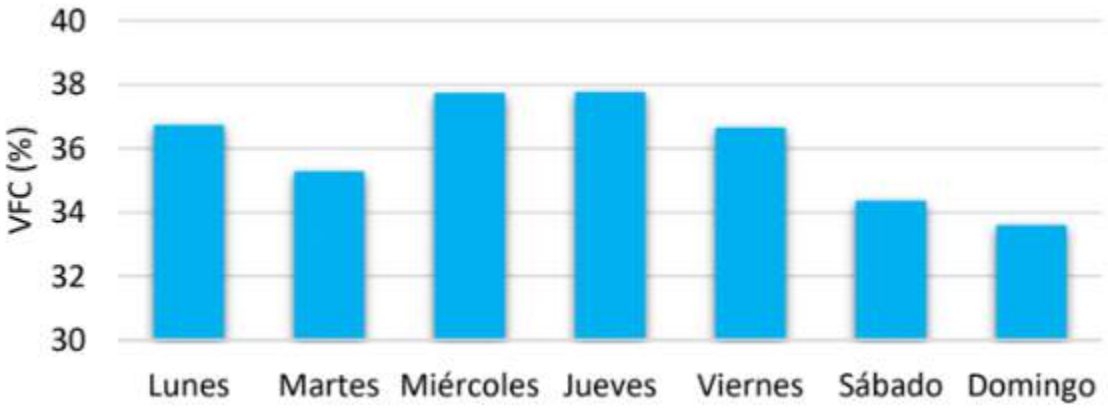


Figura 2. Valores promedio diarios de VFC.
Fuente: autor.

De acuerdo con la Figura 2, se ve expresa en cierto grado, bajo una observación preliminar, el comportamiento inverso entre la FC y la VFC que se explica en la literatura, de manera que los días miércoles y jueves, cuyos valores de FC son algunos de los más bajos, manifiestan VFC superiores en contraste con los demás días, experimentando de igual forma el fenómeno inverso los días sábado y domingo, cuyos valores de FC son superiores respecto a los demás días de la semana, evidenciando los menores porcentajes de VFC del registro.

Por otra parte los resultados arrojaron que la VFC se redujo considerablemente durante la realización de actividades que involucraban factores como el aumento considerable en las concentraciones de $PM_{2,5}$ y situaciones de estrés físico o mental en las que se comprenden espacios de caminatas por vías principales de alto flujo vehicular, permanencia al interior del transporte público y realización de actividad física al aire libre.

3.4. Correlación de variables

Tabla 2. Valores estadísticos de las correlaciones.

Variables	P valor	Rho (*r*)	# Obs.
$PM_{2,5}$ / FC	0,0000	0,1186	335
Variables	**P valor**	**Rho (*r*)**	**# Obs.**
$PM_{2,5}$ / VFC	0,4794	-0,0384	335
Variables	**P valor**	**Rho (*r*)**	**# Obs.**
FC / VFC	0,0119	-0,1356	343

Fuente: autor.

Finalmente en el análisis estadístico de correlaciones se obtuvo, en primer lugar, que la correlación entre el $PM_{2,5}$ y la FC arrojó una covariación positiva no lineal estadísticamente significativa para el registro entero de datos, lo que resulta congruente con lo registrado en la literatura.

En segundo lugar la correlación entre el $PM_{2,5}$ y la VFC arrojó una covariación negativa la cual si bien evidencia el comportamiento inverso esperado entre las variables, resulta no tener significancia estadística, no obstante al evaluar por actividades se obtuvo que el 34% de los datos presentaron una correlación inversa entre las variables (25 – 42%) con significancia estadística. Finalmente, en tercer lugar, la correlación entre la FC y la VFC resultó ser, como se esperaba, de carácter inversa estadísticamente significativa.

De esta manera se concluye que el comportamiento de los resultados obtenidos es congruente con lo esperado para la investigación con base en la literatura consultada, denotando una respuesta adecuada en la correlación de las variables que, si bien no resulta ser de gran magnitud para todos los casos y en todos los escenarios, sí arroja rasgos de gran interés. Asimismo se concluye que pueden existir estímulos externos tales como agentes atmosféricos o situaciones del entorno que podrían influir en el individuo produciendo estrés físico y/o mental condicionando así los resultados del estudio.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Debido a que la investigación se desarrolló bajo un estudio de caso con un único individuo, no se puede afirmar que los resultados del estudio sostengan implicaciones en la toma de decisiones o en políticas públicas; no obstante, el trabajo realizado sí presenta una importancia investigativa ya que pretende indagar a profundidad en la exposición diaria personal de un estudiante trayendo consigo el concepto de exposoma, alentando a la comunidad académica a ahondar en el estudio del microbioma de distintos sujetos de estudio: ya sean estudiantes, vendedores ambulantes, guardias de seguridad, etc., con fines de determinar y conocer la exposición unipersonal a la que se hallan sujetos y de esta manera se logre apropiar a los individuos de dichos colectivos sobre el concepto de salud pública y salud ambiental.

Con fines de lo mencionado, para la realización de estudios similares a la presente investigación se recomienda: contar con un número más amplio de sujetos de estudio y extender el periodo de monitoreo lo máximo posible; emplear equipos de medición cada vez más precisos para reducir el grado de incertidumbre en los resultados; y tener en cuenta un mayor número de variables biológicas y ambientales que podrían influir en el funcionamiento del sistema nervioso autónomo, condicionando la función cardíaca de los individuos.

REFERENCIAS

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unido [EPA]. (2022). Conceptos básicos sobre el material particulado (PM, por sus siglas en inglés). Recuperado de: https://espanol.epa.gov/espano<l/conceptos-basicos-sobre-el-material-particulado-pm-por-sus-siglas-en-ingles

Almonacid, C., Camarillo, M., Gil, Z., Medina, C., Rebellón, J. & Mendieta, H. (2016). Evaluación de factores de riesgo asociados a enfermedad cardiovascular en jóvenes universitarios de la Localidad Santafé en Bogotá, Colombia. Nova, Vol. 15 No. 25.

Azor Montoya, Rubén Jesús. (2013). Determinación de Intervalos RR a partir de datos crudos del ECG. Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (DICYT).

Brook, Robert D. (2008). Cardiovascular effects of air pollution. Clinical Science, 115(6), 175 – 187.

Bu, X., Xie, Z., Liu, J., Wei, L., Wang, X., Chen, M. & Ren, H. (2021). Global PM2.5-attributable health burden from 1990 to 2017: Estimates from the Global Burden of disease study 2017. Environmental Research, Vol. 197.

Cabrera Rojo, I., Cabrera Santos, A. & Montes de Oca, G. (1997). Variabilidad de la frecuencia cardíaca en el joven normal. Hospital Universitario "General Calixto García". Instituto de Cardiología y Cirugía Cardiovasculas. Revista Cubana de Investigaciones Biomédicas, Vol. 16, No. 2.

Calixto Flores, R., Herrera Reyes, L. & Hernández Guzmán, V. (2012). Ecología y medio ambiente. México D.F. Cengage Learning Editores S.C.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2018). El aire: elemento de vida en la tierra. Gobierno de México. Recuperado de: https://www.gob.mx/conanp/articulos/el-aire-elemento-de-vida-en-la-tierra

Fedor, L. & Borovlev, A. (2019). Monitoring of Emission of Particulate Matters and Air Pollution using Lidar, Belgorod, Russia. Belgorod State University. Aerosol and Air Quality Research, Vol. 19, No. 3.

Fischer, F. (2020). Análisis especial del material particulado en relación con la percepción de la calidad de vida en tres localidades de Bogotá – Colombia. Universidad El Bosque. Bogotá, D.C., Colombia.

GreenFacts. (2022). Exposición. Recuperado de: https://www.greenfacts.org/es/glosario/def/exposicion-expuesto-exponer.htm

Greenpeace. (23 de septiembre de 2020). La contaminación del aire en Bogotá provocó 3900 muertes en lo que va del año. Recuperado de: https://www.greenpeace.org/colombia/noticia/uncategorized/la-contaminacion-del-aire-en-bogota-provoco-3900-muertes-en-lo-que-va-del-ano/.

Guevara, F., Guevara, M. & Belalcázar, L. (2020). Passengers Exposure to PM2.5 in Self-polluted BRT-Diesel Operated Transport System Microenvironments. Universidad Nacional de Colombia. Revista AJAE, Vol. 14, No. 2, pp. 105-118.

HabitatMap. (2018). AirBeam2 Technical Specifications, Operation & Performance. Recuperado de: https://www.habitatmap.org/blog/airbeam2-technical-specifications-operation-performance

HabitatMap. (2021). Taking Matter into Your Own Hands: About AirBeam. Recuperado de: https://www.habitatmap.org/airbeam.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM]. (2021). Calidad del aire. Recuperado de: http://www.ideam.gov.co/web/contaminacion-y-calidad-ambiental/calidad-del-aire.

Instituto Nacional del Cáncer. (2022). Frecuencia cardíaca. Recuperado de: https://www.cancer.gov/espanol/publicaciones/diccionarios/diccionario-cancer/def/frecuencia-cardiaca

Lee, M., Eum, K., Rodrigues, E., Magari, S., Fang, S., Modest, G. & Christiani D. (2017). Effects of Personal Exposure to Ambient Fine Particulate Matter on Acute Change in Nocturnal Heart Rate Variability in Subjects without Overt Heart Disease. Am J Cardiol. 117(1), 151 – 156.

Lima, A. (2022). Tua Saúde. Frecuencia cardíaca: pulsaciones normales por edad. Recuperado de: https://www.tuasaude.com/es/frecuencia-cardiaca/

Liu, W., Ma, C., Liu, I., Han, B., Chuang, H. & Chuang K. (2015). Effects of commuting mode on air pollution exposure and cardiovascular health among young adults in Taipei, Taiwan. International Journal of Hygiene and Environmental Health, Vol. 218, 319 – 323.

Lozada, K., Mocha, J. & Castro, W. (2020). Análisis de la frecuencia cardíaca: un estudio con estudiantes universitarios que practican actividad física regular. Ciencia Digital, Vol. 4, No. 1.1., p. 21 – 31.

Martín, A. & Santamaría, J. M. (2000). Diccionario terminológico de contaminación ambiental. Pamplona. Ediciones Universidad de Navarra S.A. (EUNSA).

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2022). Emisiones. Vicepresidencia Tercera del Gobierno Español. Recuperado de: https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/emisiones/default.aspx

Organización Mundial de la Salud [OMS]. (22 de septiembre de 2021). Calidad del aire y salud. Recuperado de: https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health.

Organización Mundial de la Salud [OMS]. (11 de junio de 2021). Cardiovascular diseases (CVDs). Recuperado de: https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/cardiovascular-diseases-(cvds).

Organización Panamericana de la Salud [OPS]. (2021). Calidad del Aire. Recuperado de: https://www.paho.org/es/temas/calidad-aire.

Oróstegui, O. (2021). Bogotá Cómo Vamos. Preocupa crecimiento de parque automotor en Bogotá. Recuperado de: https://bogotacomovamos.org/preocupa-crecimiento-de-parque-automotor/

Orrego, C., Astudillo, B., Senior, J., Cuéllar, F., Velázquez, O. & Velázquez M. (2007). Variabilidad de la frecuencia cardiaca y alteraciones del ritmo cardiaco asociados a la terapia con células progenitoras en enfermedad cardiovascular. Revista Colombiana de Cardiología, Vol. 14 No. 6.

Pieters N., Plusquin M., Cox B., Kicinski M., Vangronsveld J. & Nawrot T. (2012). An epidemiological appraisal of the association between heart rate variability and particulate air pollution: a meta – analysis. Heart, 98(15):1127 – 35.

Polar (2021). Polar Vantage M. Reloj multideporte avanzado con GPS y registro de frecuencia cardíaca en la muñeca. Recuperado de: https://www.polar.com/co-es/vantage/m.

Polar (2021). Variabilidad de la frecuencia cardíaca y orthostatic test. Recuperado de: https://www.polar.com/blog/es/variabilidad-de-la-frecuencia-cardiaca-y-orthostatic-test/

Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá [RMCAB]. (2022). Mapas interactivos. Secretaría de Ambiente. Recuperado de: http://rmcab.ambientebogota.gov.co/home/map

Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá [RMCAB]. (2022). Rosa de Viento/Polución. Secretaría de Ambiente. Recuperado de: http://rmcab.ambientebogota.gov.co/Report/PollutantRose

Riojas, H., Holguin, F., Gonzáles, A. & Romieu I. (2006). Uso de la variabilidad de la frecuencia cardiaca como marcador de los efectos cardiovasculares asociados con la contaminación del aire. Salud Pública Mex, Vol. 48.

Rojas Sánchez, O. A. (2016). Asociación entre exposición extra e intra – domiciliaria a material particulado PM2.5 y función autonómica cardiovascular en población adulta, sin antecedente de enfermedad cardiovascular sintomática, residente en Bucaramanga Colombia. Tesis de maestría. Universidad Industrial de Santander.

Saavedra, S. (22 de enero de 2020). Contaminación del aire y enfermedades cardiovasculares. Sociedad Interamericana de Cardiología. Recuperado de: http://www.siacardio.com/editoriales/prevencion-cardiovascular/contaminacion-del-aire-y-enfermedades-cardiovasculares/.

Salazar, C. (2021). La República. En Colombia se reportan más de 12,53 millones de jóvenes entre los 15 y 29 años. Recuperado de: https://www.larepublica.co/especiales/las-1000-empresas-mas-grandes-de-2020/en-colombia-se-

reportan-mas-de-1253-millones-de-jovenes-entre-los-15-y-29-anos-3187633#:~:text=En%20Bogotá%20el%20porcentaje%20de,2%20millones%20de%20personas%2C%20respectivamente.

Sarasa Oliván, F. (2020). Top Doctors España. La Variabilidad de la Frecuencia Cardíaca (VFC) para mejorar el rendimiento físico y la salud. Recuperado de: https://www.topdoctors.es/articulos-medicos/la-variabilidad-de-la-frecuencia-cardiaca-vfc-para-mejorar-el-rendimiento-fisico-y-la-salud#

Secretaría de Ambiente. (2020). Inventario de emisiones de Bogotá, contaminantes atmosféricos. Bogotá, D.C.

Secretaría de Movilidad. (2022). Estado del tráfico. Recuperado de: https://www.movilidadbogota.gov.co/web/estado-del-trafico

Song, J., Zhou, S., Xu, J. & Su, L. (2021). From PM2.5 exposure to PM2.5 risks of inhaled dose in daily activities: Empirical evidence during workdays from guangzhou, China. Atmospheric Environment, Vol. 249.

Torres Ortiz, J. (2021). La variabilidad de la frecuencia cardíaca y su evaluación en deportes de resistencia, una mirada bibliográfica. Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales. Actividad Física y Deporte, Vol. 7 (1).

Veloza, L., Jiménez, C., Quiñones, F., Polanía, F., Pachón, L. & Rodríguez, C. (2019). Variabilidad de la frecuencia cardíaca como factor predictor de las enfermedades cardiovasculares. Revista Colombiana de Cardiología, Vol. 26 (4): 205 – 210.

Vicente, T., Ramírez, V., Capdevila, L., Terradillos, J., López, A., Aguilar, E. & Reinoso, L. (2016). Exposoma. Un nuevo concepto en Salud Laboral y Salud Pública. Revista de la Asociación Española de Especialistas en Medicina del Trabajo, Vol. 25 No. 3.

Wang, F., Liang, Q., Sun, M., Ma, Y., Lin, L., Li, T., Duan, J. & Sun, Z. (2020). The relationship between exposure to PM2.5 and heart rate variability in older adults: A systematic review and meta-analysis. Chemospehere, Vol. 261.

World Health Organization [WHO]. (2021). WHO global air quality guidelines.

Xing, X., Liu, F., Yang, X., Liu, Q., Wang, X., Lin, Z., Huang, K., Cao, J., Li, J., Fan, M., Chen, X., Zhang, C., Chen, S., Lu, X., Gu, D. & Huang J. (2021). Declines in heart rate variability associated with short-term PM2.5 exposure were modified by blood pressure control and treatment: A multi-city panel study in China. Environmental Pollution, Vol. 287.

ESTIMACIÓN DE VARIABLES QUE AFECTAN EL RENDIMIENTO DEPORTIVO DE FUTBOLISTAS EXPUESTAS A DIFERENTE CALIDAD DEL AIRE

María Paula Sánchez[1], Natalia Valentina Alonso Ruano[2], Miguel Quirama-Aguilar[3]

Palabras clave:

Rendimiento deportivo; fútbol; calidad del aire; Dusttrak; sensor de bajo costo.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

La calidad del aire repercute directamente en las actividades cotidianas y la salud humana. Comprender la magnitud y nivel del impacto en diferentes sectores y poblaciones requiere de investigaciones minuciosas, técnicas y duraderas, que logren determinar las relaciones entre las dinámicas de la atmosfera, los contaminantes presentes, el comportamiento humano, el nivel de exposición, riesgo y las consecuencias directas en la salud a corto y largo plazo.

Aire extremadamente contaminado ha puesto en peligro la celebración de eventos futbolísticos en algunos países. Por ejemplo, la Copa Mundial de la FIFA Sub-17 que se celebró en India en 2017 despertó la preocupación tanto de los jugadores como de los espectadores como consecuencia de los elevados índices de contaminación que presentaron algunas de las sedes, Así mismo en el 2022 el mundial de futbol femenino Sub-17 solo se jugó en las noches cuando las temperaturas y los niveles de material particulado (PM) fueron menores. En este sentido, diversas publicaciones apuntan que las partículas en suspensión tienen un claro efecto negativo en el rendimiento de los futbolistas. Lichter, Pestel y Sommer (2017), en un estudio realizado en la liga alemana de fútbol profesional, sugieren que un aumento del 1% en la concentración de PM10 conduce a una disminución del 0,02% en el rendimiento de los jugado-

1 universidad Sergio Arboleda, maria.sanchez@usa.edu.co

2 universidad Sergio Arboleda, natalia.alonso02@usa.edu.co

3 universidad Sergio Arboleda, diego.quirama@usa.edu.co

res de fútbol profesional (medido por el número de pases en un partido), señalando que la productividad disminuye significativamente.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente estudio es la primera parte de un estudio con expectativa de 10 años de duración que buscará la evaluación de la respuesta deportiva bajo diferentes eventos de calidad del aire. A pesar de los beneficios que usualmente se asocian a la práctica del deporte, cuando la calidad del aire es deficiente los efectos positivos se reducen y resulta contraproducente. La relación entre la exposición a PM y los efectos en la salud humana han sido estudiados y asociados con el desarrollo de diferentes condiciones como el déficit cognitivo, enfermedades neurodegenerativas y desórdenes neurológicos, y los efectos más destacables de la exposición a PM se presentan en los sistemas cardiovascular y respiratorio (Galvis et al, 2021). De esta manera, el estudio actual explora la respuesta deportiva en presencia de PM basando dicha respuesta en parámetros medibles, y escoge las variables con respuesta más significativa.

La metodología consiste en estimar la calidad del aire con un sensor de bajo costo (LCS) y un equipo tradicional; Flow 2 y Dusttrak 8530, respectivamente. Con estos se monitorea PM2.5 en los lugares donde se desarrolla la actividad futbolística (Campus Universidad Sergio Arboleda y Estadio Olaya Herrera) durante los horarios de práctica deportiva. Se consideran también los pronósticos de clima para registrar las condiciones meteorológicas de la zona (precipitación, humedad, índice UV, velocidad viento, sensación térmica). En una fase paralela, se seleccionan, a partir de información secundaria, tres indicadores de performance deportivo que se obtienen mediante video-análisis: número de pases, número de pases errados, número de pases acertados. Así mismo, se seleccionan dos indicadores que se obtienen del dispositivo Catapult One: distancia recorrida total y frecuencia de velocidades alcanzadas. Las mediciones de dicho dispositivo solo se obtienen logísticamente en partidos o competencias oficiales y no en entrenamientos. También se obtienen dos variables de percepción mediante una encuesta corta a las jugadoras antes y después de cada práctica deportiva: cansancio (medida de 1 a 10) y ahogo (medida de 1 a 10). Tomando en consideración la revisión bibliográfica y los resultados preliminares, se espera definir las variables que presenten una mayor sensibilidad y sea posible su medición en el tiempo. Así mismo, se pretende sugerir medidas preventivas iniciales o recomendaciones en caso de presentarse un entorno extremadamente contaminado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Variables

Para comprender el efecto de la contaminación del aire en un deportista, en este caso de un futbolista, es importante considerar que su tasa de respiración es frecuentemente superior a la de una persona que no practica ningún tipo de actividad física. Según Carlisle (2001), Aydin (2013) y Laeremans et al. (2018), al hacer este esfuerzo físico se incrementa la velocidad por minuto, lo que puede incrementar la frecuencia o profundidad de la respiración y provocar que la cantidad de contaminantes inhalados sea mayor. Los trabajos de investigación que proponen límites de sustancias contaminantes para llevar a cabo disciplinas deportivas, y que puedan llegar a ser perjudiciales son limitados a nivel mundial; la dificultad recae en diversas variables tales como la edad, la intensidad de la actividad, el grado de tecnificación para el seguimiento de la calidad del aire y el rendimiento deportivo.

Adicional a las variables sugeridas en la literatura, se implementarán variables de oxigenación, VO2max y encuestas a con doble ciego a los sujetos. A medida que avance el estudio se evaluarán nuevas variables y se incluirán en la evaluación.

3.2 Mediciones iniciales

Al 23 de febrero de 2023 se lograron dos sets de mediciones, el primero en competencia y el segundo en entrenamientos. En la primero, se

midieron los indicadores de video-análisis y los indicadores del Catapult one en 5 competencias oficiales de una jugadora del club Universidad Sergio Arboleda, y medir la calidad del aire en las dos horas de duración de los partidos con el flow 2. En el segundo set de mediciones, se lograron tres mediciones en entrenamientos donde únicamente se recogieron los indicadores de percepción y los valores de calidad del aire fueron obtenidos con el Dusttrak.

Para el primer set de mediciones se pudo observar que para las 12 del medio día se presentaron los mayores picos de contaminación; los partidos se desarrollaron siempre el mismo día de la semana (sábado) pero las horas de ellos cambiaron, por lo que algunos sucedían antes de que el pico de contaminación sucediera y solo uno durante dicho pico. A partir de este análisis, pudo observarse como el inicio de los picos de PM2.5, principalmente en los segundos tiempos del juego, las frecuencias de velocidades y distancia recorridas en 5 metros disminuían respecto al primer tiempo. Por otra parte, las concentraciones de PM10 para el Estadio Olaya Herrera resultaron más críticas que las de PM2.5, este último se mantuvo más constante en el tiempo y debajo de valores peligrosos. En otro indicador, el rango promedio de efectividad en los pases en dichas jornadas fue del 61% al 76%. Existen múltiples factores que pueden explicar esa relación, pero centrando el análisis únicamente en calidad del aire, aquellos partidos que presentaron un aumento en las concentraciones de PM10 tuvieron incidencia en la efectividad de los pases, y se presentaron más pases errados. Lichter, Pestel y Sommer (2017) también emplean el número de pases como el iindicador de productividad preferido ya que está relacionado con la velocidad del juego y, lo que es más importante, resulta relevante para el éxito de un equipo al mantener la posesión del balón y crear oportunidades de gol, proporcionando una medida fiable, ya que al ser el pase la naturaleza esencial del juego limita el papel del azar.

El segundo set de mediciones se llevó a cabo en el Campus de la Universidad Sergio Arboleda, en la calle 222, cerca de la estación Guaymaral. Estas mediciones se llevaron a cabo por 2 horas que duró el entrenamiento, los días miércoles (16:00 a 18:00), viernes y sábado (6:00 a 8:00), por lo que se espera estén dentro del pico de contaminación. La figura 1 muestra el comportamiento del PM2.5 en estos tres momentos de medición donde el horario de la tarde es más contaminado que los horarios matutinos y todos los valores presentan diferentes tendencias y bajos valores de PM2.5.

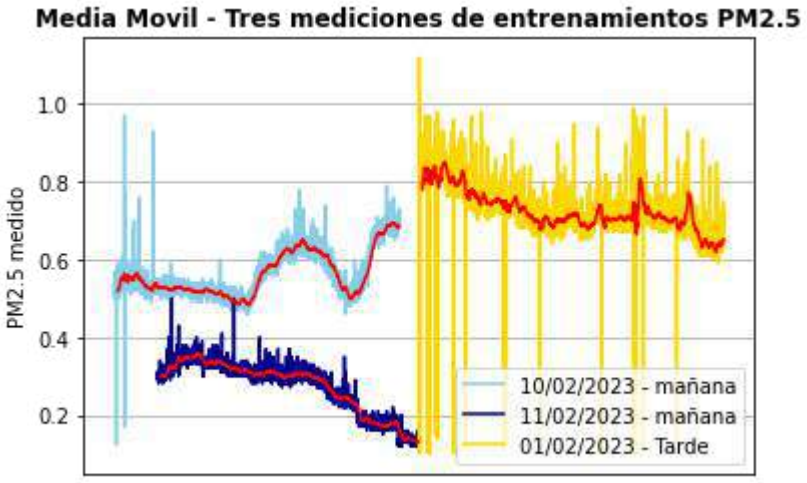


Figura 1. comportamiento del PM2.5 durante tres entrenamientos de fútbol.

A partir de las primeras observaciones se demuestra explícitamente la necesidad de hacer mediciones por más tiempo y agregar los valores de los indicadores medidos.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Se resalta la importancia de investigaciones futuras que permitan examinar más a fondo el efecto de la contaminación en la productividad física, cognitiva y ampliar el conocimiento sobre los beneficios de la regulación ambiental. Un ejemplo práctico comprende seleccionar áreas y horarios estratégicos para el desarrollo de la actividad según niveles de calidad del aire monitoreados y que no afecten el rendimiento. Según Carlisle y Sharp (2001), existe una exponencial disminución de las concentraciones de muchos contaminantes del aire a medida que aumenta la distancia de los lugares concurridos. El resultado de este estudio presenta las variables más significativas a tener en cuenta en la determinación del performance deportivo, y esto a su vez permite repensar la práctica deportiva y sus escenarios a partir de las implicaciones de salud de quienes practican el deporte.

REFERENCIAS

Carlisle, A. J., & Sharp, N. C. C. (2001). Exercise and outdoor ambient air pollution. *British journal of sports medicine*, *35*(4), 214-222.

Galvis-Vizcaíno, Stephany Andrea, León-Barraza, Iccy Rosana, Padilla-Urueta, Katherine del Socorro, Pombo-Navas, María Yolanda, Rada-Carrillo, Marcela Beatriz, Vera-Brand, Julieta, & Rebolledo- Cobos, Roberto Carlos. (2021). Material particulado y trastornos de los sistemas cardiovascular y respiratorio en trabajadores de diferentes áreas: una revisión narrativa. *Revista de la Asociación Española de Especialistas en Medicina del Trabajo*, *30*(3), 362-372. Epub 20 de diciembre de 2021. Recuperado en 17 de diciembre de 2022, de http://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1132-62552021000300011&lng=es&tlng=es.

Lichter, A., Pestel, N., & Sommer, E. (2017). Productivity effects of air pollution: Evidence from professional soccer. *Labour Economics*, *48*, 54-66.

EFECTO A CORTO PLAZO DEL $PM_{2.5}$ SOBRE LAS EXACERBACIONES DE LA ENFERMEDAD PULMONAR OBSTRUCTIVA CRÓNICA

Astrid Berena Herrera[1], María Patricia Arbeláez[2], Carlos Arturo Torres-Duque[3], Néstor Rojas Y[4], Víctor Herrera [5], Laura Andrea Rodríguez [6]

Palabras clave:

Contaminación del aire exterior; enfermedad pulmonar obstructiva crónica; exacerbación

INTRODUCCIÓN

La prevalencia de la Enfermedad Pulmonar Obstructiva Crónica, (EPOC) está aumentando como consecuencia de la contaminación del aire, las exposiciones ocupacionales, la urbanización creciente, la combustión de combustible de biomasa al interior de los hogares y el envejecimiento progresivo de la población. La evidencia epidemiológica en salud ambiental ha revelado que la exposición a corto plazo del incremento de 10µg/m^3 de $PM_{2.5}$ se ha asociado con un aumento de las hospitalizaciones y la mortalidad por la EPOC.

Los resultados de la asociación entre las exacerbaciones de la EPOC (E-EPOC) y la exposición a contaminantes como el material particulado - $PM_{2.5}$ -, son heterogéneos probablemente debido a que la variación de la ubicación geográfica se asocia con diferencias en la composición de los contaminantes y genera distintos perfiles de exposición y riesgos para la salud, en especial en grupos vulnerables, que incluyen los pacientes con EPOC.

Existe la necesidad de evidenciar la asociación entre la contaminación del aire por $PM_{2.5}$ y las E-EPOC en el país, debido a que, en la actualidad, no se conocen estudios locales que hayan documentado el efecto a corto plazo de esta exposición sobre las E-EPOC. Comprender el efecto de los niveles de $PM_{2.5}$ sobre las E-EPOC contribuye a planear acciones encaminadas a reducir las exacerbaciones y mejorar la calidad de vida y el pronóstico de la enfermedad, así como a disminuir la carga económica por los recursos que exige su tratamiento.

MÉTODOS

Estudio observacional ecológico de series de tiempo entre 2018 a 2021, para evaluar el efecto a corto plazo de los niveles de $PM_{2.5}$ las E-EPOC atendidas en servicios de salud en personas residentes en la ciudad de Bogotá. Se utilizó datos de nivel poblacional disponibles del Registro Individual de Prestación de Servicio (RIPS) y las mediciones diarias seleccionadas de $PM_{2.5}$, humedad relativa, temperatura y precipitación provenientes de las estaciones de monitoreo de aire. Se estimó la media ± desviación estándar. Se calcularon los promedios diarios para el $PM_{2.5}$ y meteorológicos en cada estación de monitoreo. Se hizo evaluación de completitud y calidad de los datos de $PM_{2.5}$ y la imputación de datos faltantes se realizó utilizando la técnica de Random Forest. Se definió como variable desenlace el conteo de personas atendidas por exacerbación de la EPOC en cualquier servicio de atención. Se construyeron modelos jerárquicos no lineales con enlace poisson estratificado por el tiempo ajustado por el número de personas con infecciones agudas de las vía superior e inferior y variables meteorológicas. El desempeño del modelo se evaluó con el criterio de Información de Akaike y deviance. La bondad de ajuste del modelo se evaluó por análisis de los residuales. La valoración de la colinealidades realizó por el Factor de Inflación de la Varianza. Todas

[1]Universidad Industrial de Santander, Universidad de Antioquia, astrid.herrera@correo.uis.edu.co

[2] Universidad de Antioquia, mariapatriciaa@gmail.com

[3] Fundación Neumológica Colombiana, ctorres@neumologica.org

[3] Fundación Neumológica Colombiana, ctorres@neumologica.org

4 Universidad Nacional de Colombia, nyrojasr@unal.edu.co

[5] Universidad Industrial de Santander, vicmaher@uis.edu.co

[6] Universidad Industrial de Santander, laurovi@uis.edu.co

las pruebas de significación fueron al 95,0%. Los datos se procesaron con el paquete estadístico R, versión 4.2.2.

RESULTADOS

En el período comprendido entre 2018 y 2021 se reportaron en Bogotá 51.088 pacientes de más de 40 años con diagnóstico de E-EPOC, la mediana de las personas atendidas fue 12.435 y rango intercuartil de

8.058 personas atendidas, con una asimetría positiva (g1:0,22). La varianza es mayor que la media en las personas atendidas por E-EPOC, no hay equidispersión. En total 17 estaciones de monitoreo fijas y/o móviles de la Red de Monitoreo de Calidad de Aire de Bogotá (RMCAB), aportaron información con >75% de datos válidos para $PM_{2.5}$. El promedio del $PM_{2,5}$ de la serie fue 25,9 µg/m^3, y el valor máximo registrado fue 72,88 µg/m^3, que sobrepasan el límite diario máximo permisible de 37 µg/m^3 y 15 µg/m^3 de la normatividad nacional del 2017 y la OMS 2021, respectivamente. Los valores de $PM_{2.5}$ presentan un sesgo a la derecha.

En el análisis múltiple, ajustando por la sobredispersión de los datos, se encontró que por cada aumento de 10 µg/m^3en el nivel de $PM_{2.5}$ se incrementó en 1,1% el número de personas atendidas por E-EPOC, mientras que las infecciones agudas de las vías respiratorias bajas y altas también tuvieron un efecto de incremento en las E-EPOC, de 1,7% y 3,4%, respectivamente. Se identificó un aumento del número de casos de E-EPOC del 9,7%, 9,5% y 4,4% en relación con la humedad relativa (%), la temperatura (°C) y la precipitación (%), respectivamente. No se observó colinealidad en las variables incluidas en el modelo. La prueba de sobredispersión mostró que el modelo de Poisson, estratificado por tiempo, ajustaba bien los datos. El análisis de residuales tipo deviance, no siguen una distribución normal.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Comprender y documentar la relación entre las E-EPOC y los niveles de contaminantes en Colombia es importante porque contribuye a comprender posibles intervenciones para reducir la morbilidad y mejorar la supervivencia de los pacientes con EPOC, su calidad de vida en salud y a disminuir los costos en salud y la carga de la enfermedad. También aporta al cumplimiento de metas nacionales del Plan Decenal de Salud Pública 2022-2031 y compromisos internacionales, los Objetivos de Desarrollo Sostenible, (ODS).

Nuestros hallazgos sugieren que las variaciones diarias de $PM_{2.5}$ tienen un efecto limitado sobre el incremento en las atenciones diarias por E-EPOC y que las variables meteorológicas parecen tener un mayor efecto sobre las exacerbaciones. Entre las limitaciones del estudio tenemos el sesgo de agregación, que adjudica a todos los individuos características del grupo y no es posible realizar inferencias sobre las causas de riesgo individual, el sesgo de información por el posible subregistro de las personas atendidas durante la pandemia de COVID-19 y finalmente existe un rezago no medido entre el inicio de la exacerbación y la consulta a los servicios de salud que puede afectar la relación temporal de corto plazo.

Para abordar la carga de enfermedad por EPOC, además del impacto de la variación de niveles de $PM_{2.5}$ y de las variables meteorológicas encontrado en este estudio, es necesario explorar otras variables que expliquen las E-EPOC como las comorbilidades, la gravedad de la EPOC, el estado nutricional e inmunológico, y el acceso a los servicios de salud, entre otros.

CARACTERIZACIÓN DE LA SALUD AMBIENTAL EN EL COMPONENTE DE CALIDAD DEL AIRE EN EL DEPARTAMENTO DE CALDAS, COLOMBIA

Olga Lucía Ocampo López[1], Paula Tatiana González[2]

Palabras clave:
Calidad del aire; carga de enfermedad; fuerzas motrices; salud ambiental; salud pública.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

La Salud Ambiental es un componente fundamental del desarrollo que considera los diversos factores externos, entre ellos los ambientales, que podrían afectar la salud humana; su análisis es complejo porque incluye también factores sociales, culturales, económicos y políticos prevalentes a la naturaleza de numerosos factores ambientales (Ocampo et al., 2021). En Colombia, la salud ambiental es definida como el área de las ciencias que comprende la interacción y los efectos en la salud humana del medio en que habitan las personas; abarca prácticas de uso, manejo, apropiación y utilización de los componentes ambientales como: flora, fauna, suelo, agua y atmósfera (Ministerio de Salud y Protección Social & OPS, 2014).

1 Investigadora Senior, Profesora Titular Universidad Autónoma de Manizales, olocampo@autonoma.edu.co

2 Investigadora y Líder del Grupo en Salud Pública Universidad Autónoma de Manizales, tatiana.gonzalez@autonoma.edu.co

Las enfermedades respiratorias crónicas, como la EPOC y el asma, hacen parte del grupo de enfermedades crónicas no transmisibles; representan una causa importante de carga de enfermedad en el mundo; se estima que esta carga aumente por efecto del envejecimiento de la población y la exposición continuada a los diferentes factores de riesgo (Cardona et al., 2021). Es importante resaltar que las enfermedades respiratorias crónicas en Colombia representaron la tercera causa de mortalidad en 2019, con una tasa de mortalidad de 29,7 personas por cada 100.000 habitantes; sin embargo, fueron la segunda causa de mortalidad en 2019 para hombres y mujeres de 65 años o más, con tasas de 380,01 y 308,44 por cada 100.000 habitantes, respectivamente; se estima además que 9 de cada 100 colombianos mayores de 40 años sufre de esta enfermedad y que los departamentos de la región del Eje cafetero presentan una tasa de mortalidad por encima de la nacional (Ministerio de Salud y Protección Social, 2021).

Este estudio presenta la aplicación del Modelo de Fuerzas Motrices (MFM), recomendado por la Organización Panamericana de la Salud (OPS), que permite caracterizar la salud ambiental para establecer acciones de intervención en las categorías que lo componen (Corvalán et al, 1999): 1. Fuerza Motriz, 2. Presión, 3. Estado, 4. Exposición, 5. Efecto y 6. Acción. Pretende comprender las condiciones ambientales del territorio y generar información para el conocimiento de los riesgos, indispensable para establecer acciones dirigidas en materia de calidad del aire, así como visibilizar las fuentes de información secundaria disponibles, dado que su análisis permite la priorización de las intervenciones que conlleven a la modificación positiva de las determinantes ambientales considerando las realidades locales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio es producto de una investigación de tipo ecológico, con alcance exploratorio porque considera las diferencias geográficas de los eventos relacionados con calidad de aire; pero también con alcance descriptivo porque aborda el contexto en el que los individuos y poblaciones viven y se exponen a diversos agentes que pueden incidir en sus condiciones de salud. Dadas las limitaciones de los estudios ecológicos, se tomó como unidad de análisis la menor escala disponible a nivel territorial, en este caso el municipio; por tanto, la población de referencia estuvo constituida por 27 municipios del departamento de Caldas, para el período 2014-2019. Se basó en los lineamientos del Modelo de Fuerzas Motrices (MFM) y las categorías de indicadores agrupados como: Fuerza Motriz, Presión, Estado, Exposición, Efecto y Acción. Para su desarrollo se realizó la consulta de información secundaria en las estadísticas y fuentes oficiales disponibles. Los indicadores evaluados se sintetizaron en el resumen gráfico y son descritos con mayor detalle por Ocampo et al. (2021).

Las características demográficas expresadas en los indicadores de crecimiento demográfico, población rural y urbana, y estructura por grupos quinquenales fueron obtenidas del Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas (DANE, 2019) y de los resultados del Censo Nacional de Población y Vivienda 2018. Para los indicadores de urbanización y ruralidad se tomaron las categorías definidas por la Misión Rural. Los indicadores de calidad de vida fueron estimados a partir del Índice de Pobreza Multidimensional (IPM) y las Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI) del DANE.

En calidad de aire se incluyó la información de gases de efecto invernadero de la Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático (IDEAM et al., 2016) y los contaminantes criterio de calidad de aire reportados por la Corporación Autónoma Regional de Caldas (Corpocadas) y el Sistema Integrado de Monitoreo Ambiental de Caldas (SIMAC, 2020).

En los indicadores de efecto se consideró la mortalidad y morbilidad relacionada con eventos en salud ambiental por enfermedades respiratorias. Se seleccionaron grupos de enfermedades y causas de defunción que la literatura ha relacio-

nado con exposiciones ambientales, utilizando los siguientes códigos de la Clasificación Internacional de Enfermedades en su décima revisión, CIE-10, (Organización Panamericana de la Salud, 1992), correspondiente a enfermedades crónicas de las vías respiratorias inferiores J40- J47, otras enfermedades de las vías respiratorias superiores (J30- J39). Para la mortalidad, se examinaron las bases de datos originales por la ruta de estadísticas vitales del DANE. Para la morbilidad se consultó la aplicación Cubos - ruta SIVIGILA. En una primera fase los datos se describieron en frecuencias absolutas y relativas, posteriormente para ilustrar el comportamiento de los eventos a lo largo del periodo de estudio posterior se realizaron las tasas ajustadas teniendo en cuenta la población de referencia del 2019. En los indicadores de acción se consideró la información del Sistema de Estadísticas Territoriales (TERRIDATA).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los indicadores de Fuerza Motriz y presión, el análisis de interrelaciones entre las variables evidencia diferencias por las categorías de ruralidad, tanto en el IPM como en el de NBI. Las diferencias en coberturas de servicios públicos por categorías de ruralidad son marcadas. En relación con los indicadores de gestión de riesgo y cambio climático, no se presentan diferencias estadísticamente significativas entre las categorías de ruralidad del porcentaje de amenazas por erupciones volcánicas, incendios y sequías. El índice de riesgo ajustado por capacidades aumenta con la ruralidad; mientras que el riesgo por cambio climático tiene un comportamiento inverso y, por tanto, es mayor en las ciudades. El área deforestada fue mayor en los municipios de la categoría rural disperso, seguido por los rurales y las ciudades. Relaciones similares se encontraron en el análisis de los municipios del Eje Cafetero (Ocampo et al., 2021).

El Volcán del Ruiz tiene influencia en la calidad del aire en Manizales y municipios de la región Centro Sur; sin embargo, se consideran importantes las emisiones de industrias manufactureras y del sector transporte en los GEI, según la Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático (IDEAM et al., 2016), lo cual podría explicar la mayor concentración de PM_{10} en comparación con otras ciudades del Eje Cafetero (Ocampo et al., 2021). No obstante, el análisis detallado de la red de monitoreo y vigilancia de calidad de aire en Manizales revela que la contribución del transporte es determinante.

Para los contaminantes criterio de calidad el aire se encontraron registros que incluyen PM_{10}, $PM_{2.5}$, SO_2 y O_3, los cuales corresponden, en su mayoría, al Sistema de Vigilancia de Calidad del Aire de Manizales que opera desde el año 2009. La red de monitoreo registró en 2019, valores de PM_{10} de 33 µg/m3 (desv. std = 9 µg/m3) en la estación Milán y 30 µg/m3 (desv. std = 7 µg/m3) en la estación Liceo, estaciones que se encuentran influenciadas por el tráfico vehicular y la actividad industrial. Los promedios de PM_{10} aumentaron en un 20% en la estación Milán, en comparación con el 2018 por la actividad industrial y de construcción de vías. En la estación Gobernación se registró un promedio de PM2.5 de 14 µg/m3 (desv. std = 4 µg/m3) en el mismo año. Si bien, ninguna de las estaciones de monitoreo superó el límite máximo diario PM_{10} y $PM_{2.5}$ establecido en la Resolución 2254 de 2017, si sobrepasaron las directrices de la OMS (2005) de 20 y 10 µg/m^3 y las nuevas directrices OMS (2021) de 15 y 5 µg/m^3, respectivamente. Las condiciones climáticas juegan un papel importante en la dinámica de PM_{10}, por el fenómeno de scavenging, en donde las concentraciones mensuales promedio presentan un comportamiento inverso al régimen bimodal de lluvias de la ciudad; mientras que en PM2.5 se presentan variaciones poco significativas a lo largo del año (SIMAC, 2019).

Para el período de análisis hay evidencia de campañas de medición de PM_{10} en el 63% de los municipios. La concentración de PM_{10} cumple con la norma nacional, pero supera las directrices de la OMS (2021). A nivel municipal, el estado de las vías terrestres, las quemas agrícolas y la cocina en fogones de leña, en zonas rurales, son factores

que afectan la calidad del aire. En este sentido, es necesario considerar además de la contaminación de aire exterior, el aire indoor, dado que la exposición a combustibles sólidos para cocción representa un factor de riesgo relacionado con EPOC, de importancia para las poblaciones rurales.

En los indicadores de exposición, la estructura por grupos quinquenales de edad evidencia cambio en la forma de la pirámide de población, con reducción de la base, ensanchamiento de la cúspide y decrecimiento en la tasa de natalidad en el departamento de Caldas; el índice de envejecimiento es de 67.1, con una población mayor de 65 años de 12.4%; mientras que la población entre 0 y 14 años es de 18,5%. La mayor parte de la población (74.2%) de la población se ubica en la cabecera municipal.

En los indicadores de efecto, En el departamento de Caldas, los eventos en salud ambiental relacionados con calidad de aire son un problema de salud pública. Para el período evaluado, las mayores proporciones de mortalidad y morbilidad por 100.000 habitantes se presentaron en enfermedades respiratorias crónicas. Las tasas ajustadas de mortalidad por enfermedades respiratorias presentaron un comportamiento variable en el periodo de estudio (Figura 1), se resalta que los años 2016 y 2019 mostraron las tasas de mortalidad más altas con 9.29 y 11.66 muertes por millón habitantes. El análisis para los municipios del Eje Cafetero (Ocampo et al., 2021) evidencia correlaciones directas y considerables entre las concentraciones de PM_{10} y las proporciones de mortalidad y morbilidad de cáncer de pulmón, EPOC y asma.



Figura 1. Tasa de mortalidad ajustada por millón de habitantes por enfermedades respiratorias crónicas y agudas en el departamento de Caldas 2014 – 2019.
Fuente: Elaboración propia a partir de estadísticas DANE.

Las intervenciones en salud ambiental se deben dar en cada categoría; en este sentido, en fuerzas motrices mediante la adopción de políticas públicas que conlleven a reducir la carga de los ecosistemas y las fuentes de contaminación y a mejorar los sistemas de vigilancia y control. Por otra parte, se requieren sistemas de alerta ambiental, promover el autocuidado y la educación en salud. La gobernanza es clave para garantizar la articulación de actores y ciudadanos y avanzar en la cooperación considerando la quíntuple hélice: Academia-Empresa-Estado-Sociedad Civil-Ambiente.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio presenta una metodología útil para la formulación y evaluación de políticas públicas basada en información secundaria disponible gracias a la ley de transparencia y el derecho a la información pública nacional y al acceso a la información geográfica, social y ambiental que facilita el avance en investigaciones sobre la comprensión y gestión del territorio y a su vez permite conocer sus potencialidades y limitaciones en salud ambiental. La mirada territorial ayuda

a promover sinergias y articulación de acciones subregionales para la optimización de recursos, mediante un análisis integrado basado en el MFM que logra describir problemáticas, identificar patrones y avanzar en la identificación de conexiones y relaciones, teniendo en cuenta su complejidad. Los resultados aportan información para integrar en las políticas de vejez y envejecimiento, así como en la Política de Atención Integral en Salud, no solo para la promoción de la salud respiratoria sino para la detección temprana en población a riesgo de padecer una EPOC, de tal manera que se acceda oportunamente al diagnóstico de la enfermedad y al tratamiento específico. En materia de calidad del aire se hace indispensable mejorar el Sistema de Vigilancia y monitoreo de calidad de aire en los municipios e implementar medidas de sensores externos para que la comunidad participe en el control y vigilancia.

REFERENCIAS

Cardona, D., Ocampo, O., Parra, J., Aristizábal, P., Cerezo, M., García, D., Cifuentes, O., González, T., Quintero, L., Gómez R., Orozco, L., Mira, B. (2021). *Carga de la enfermedad por variables ambientales y costos de la atención en salud*. Universidad Autónoma de Manizales.

Corvalán, C. F., Kjellström, T., & Smith, K. R. (1999). Health, environment and sustainable development: Identifying links and indicators to promote action. Epidemiology, 10(5), 656–660. https://doi. org/10.1097/00001648-199909000-00036

DANE (2019). Resultados Censo Nacional de Población y Vivienda 2018. Disponible en: https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/censo-nacional-de-poblaciony-vivenda-2018

IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCILLERÍA, & FMAM. (2016). *Inventario Nacional y Departamental de Gases Efecto Invernadero - Colombia. Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático.* http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023634/INGEI.pdf

Ministerio de Salud y Protección Social, & Organización Panamericana de la Salud. (2014). *Modelo de Fuerzas Motrices en el marco de la Dimensión de Salud Ambiental del Plan Decenal de Salud Pública 2012-2021*. Minsalud- OPS. Bogotá, Colombia.

Ministerio de Salud y Protección Social (2021). *Indicadores Básicos de Salud 2021. Situación de Salud en Colombia.* Ministerio de Salud y Protección Social.

Ocampo, O., Cardona, D., González, P., Cerezo, M., Cifuentes, O., Aristizábal, P., Quintero, L., García, D., Restrepo, A., Cuesta, A., Gómez, S., Giraldo, P., Ríos, J. (2021). *Aplicación del Modelo de Fuerzas Motrices para la caracterización de la salud ambiental*. Universidad Autónoma de Manizales.

Organización Panamericana de la Salud (1992). Clasificación Internacional de Enfermedades y Problemas relacionados con la salud. 10a Revisión. Común científica, 554 p

Sistema Integrado de Monitoreo Ambiental de Caldas (2020). *Boletín Calidad del Aire Manizales 2019.* Instituto de Estudios Ambientales, Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales.

ANÁLISIS *IN VITRO* DE CITOTOXICIDAD Y GENOTOXICIDAD CAUSADO POR NANOPARTÍCULAS DE CARBÓN

Alvaro de Jesús Miranda Guevara[1], Ornella Fiorillo Moreno[1], Antonio Acosta-Hoyos[1], Milton Quintana-Sosa[1], Leonardo Pacheco Londoño[1], Julian Rodríguez[1], Fredy José Torres[1], Maria F. Palma[1], Wilner Martínez López[2], Grethel León Mejía[1*]

Palabras clave:
Nanopartículas; carbón; genotoxicidad, citotoxicidad; daño oxidativo

INTRODUCCIÓN

Las actividades de minería de carbón producen grandes impactos en diferentes ámbitos como desechos, deforestación, drenaje ácido, aumento de los niveles de ruido, contaminación de los arroyos y humedales locales, más la contaminación de los perfiles del suelo (Dontala et al., 2015). Adicionalmente, durante las operaciones mineras se genera material particulado que por acción del viento llega a zonas circundantes. Cierta parte de estas partículas de carbón en el aire son nanopartículas, las cuales pueden ser inhaladas y depositarse en las vías respiratorias causando graves problemas de salud (Hendryx et al., 2020).

Gracias a diferentes estudios toxicológicos in vitro e in vivo se ha podido evidenciar que las nanopartículas (NP) pueden ser translocadas hacia órganos secundarios, incluso el cerebro, el hígado y el riñón; además, pueden acceder a las estructuras intracelulares tales como las mitocondrias y los núcleos. Sin embargo, el conocimiento del efecto de las nanopartículas sobre el ser humano es escaso. Aún existen vacíos sobre los mecanismos asociados a la caracterización química, óxidos, HAP y metales de transición, vinculados con la superficie y sus efectos genotóxicos. En relación con lo anterior, el objetivo de este trabajo fue analizar la citotoxicidad y genotoxicidad in vitro de nanopartículas de carbón provenientes de La Loma en el Departamento del Cesar.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Aislamiento de nanopartículas de carbón: objetivo de la propuesta

El primer paso fue la obtención de nanopartículas de carbón, las cuales fueron aisladas en medio ácido, empleando ácido nítrico; las cuales fueron utilizadas para realizar los análisis de citotoxicidad y genotoxicidad establecidos.

2.2. Análisis de la estabilidad de la molécula de adn teniendo en cuenta la temperatura melting:

Seguidamente se seleccionaron diferentes fragmentos de ADN, los cuales fueron amplificados mediante real-time PCR. De igual modo, se determinó la concentración de ADN empleando un espectrofotómetro de absorción ultravioleta. Posteriormente fue realizado un corrido electroforético 70V durante 105 minutos. Los resultados de los geles fueron revelados en el equipo BIO-RAD, a través del software Molecular Imager® Gel Doc TM XR+ Imaging System. Finalmente se determinó la Curva de temperatura de melting (Tm) para VPH 51; posterior al proceso de real-time PCR SYBR Green.

2.3. Análisis de citotoxicidad:

La viabilidad celular se probó mediante el ensayo Resazurin (RZ) y sulforodamina (SRB) (Sittampalam et al., 2004). Se sembraron 5x103 células (100 µL) en placas de 96 pocillos y 48 horas

1Centro de Investigaciones en Ciencias de la Vida (CICV), Universidad Simón Bolívar, Barranquilla 080002, Colombia.

2Instituto Clemente Estable-Montevideo, Uruguay.

después fueron expuestas a nanopartículas de carbón en diferentes concentraciones. Posteriormente fue medida la viabilidad celular teniendo en cuenta la fluorescencia; la cual se midió utilizando un espectrofotómetro de microplacas.

2.4 Análisis de genotoxicidad:

El daño genotóxico inducido en 48 h de tratamiento se evaluó mediante el ensayo cometa (Singh et al., 1988). También fue evaluada la formación de focis de γH2AX mediante la cuantificación de la intensidad de fluorescencia media (MFI) de γH2AX (Pérez et al., 2019).

2.5. Caracterización de nanoparticulas de carbón:

La caracterización de las NP se realizó usando un microscopio de fuerza atómica (BioScope Catalyst, Bruker) y el tamaño hidrodinámico de éstas fue determinado por dispersión dinámica de Luz (DLS).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los resultados obtenidos en este estudio, se evidenció que hubo una disminución de la Curva de temperatura de melting (Tm) obtenida para VPH 51, al interactuar con las nanopartículas de Carbón. En los resultados en los test de citotoxicidad realizados en células V79 y HaCaT usando resazurina y sulforodamina B, se demostró que la viabilidad celular disminuyó considerablemente a las 72 horas de exposición a las NP de carbón; este efecto fue más notorio en la concentración más alta probada (300 ug/mL) (Figura 1 y 2).

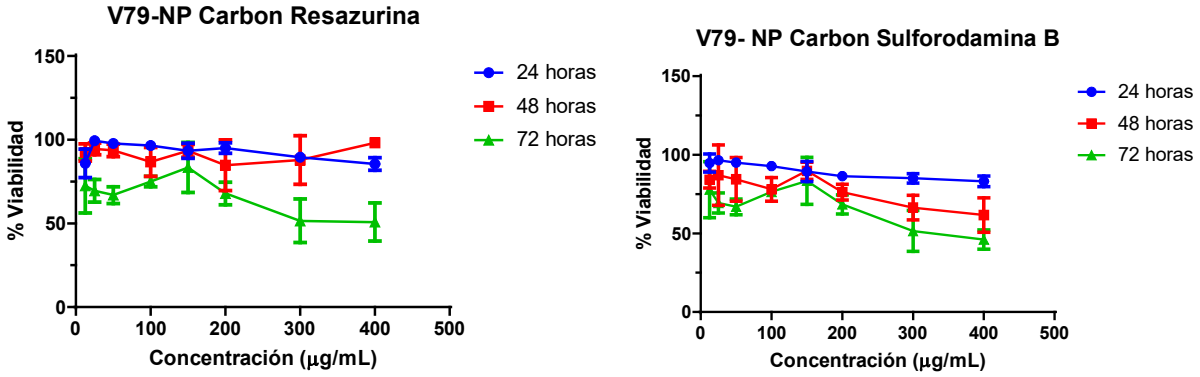


Figura 1. Curva de viabilidad en células V79 con diferentes periodos de exposición a NP de carbón.

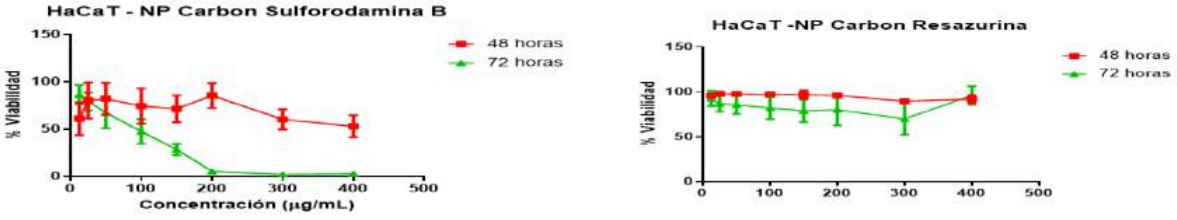


Figura 2. Curva de viabilidad en células HaCat con diferentes periodos de exposición a NP de carbón.

De acuerdo con la curva de viabilidad obtenida fueron seleccionadas las concentraciones de 50, 150 y 300 ug/mL para los análisis de genotoxicidad. El análisis de genotoxicidad de las NP de carbón fue realizado usando el parámetro de % ADN en la cola del ensayo cometa alcalino en células V79 y HaCaT. En los dos linajes se encontró que en la concentración más alta (300 ug/mL) estos parámetros fueron más altos que en el resto de las concentraciones, incluso mayor que el control positivo con peróxido de hidrógeno (H2O2). (Figura 3).

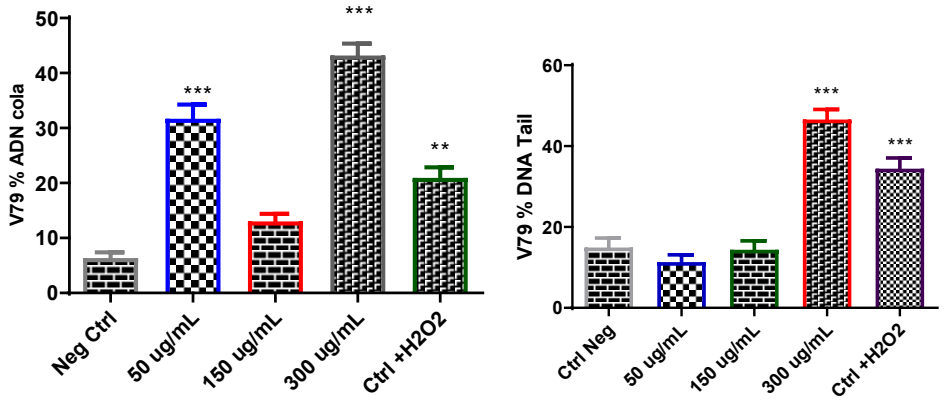


Figura 3. Ensayo cometa V79 y HaCat con 48 horas de exposición a NP de carbón. *Diferencia significativa en relación al control negativo; Mann–Whitney U test, p < 0.0001.

Dentro de los análisis también se realizó la inmunomarcación de γH2AX, el cuál es un biomarcador de formación de quiebras dobles en el ADN. Como es mostrado en la Figura 4, se evidencia un aumento en el número de focis a mayor concentración de tratamiento con NP de carbón.

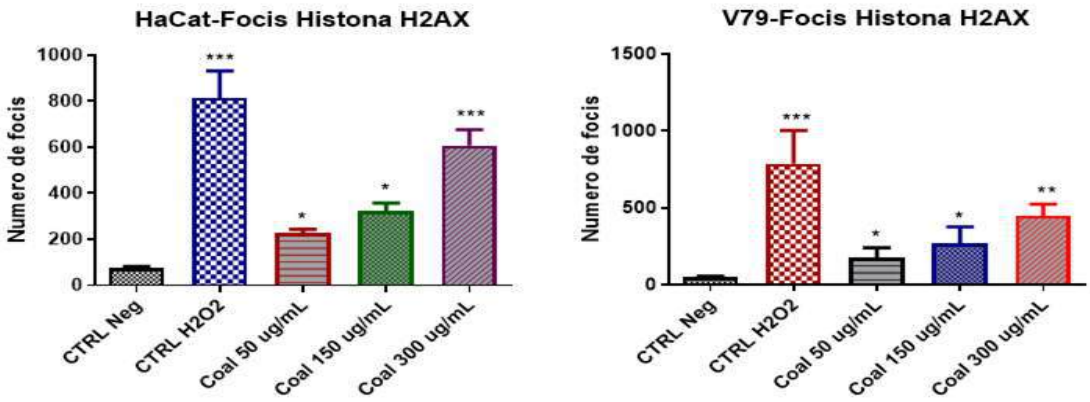
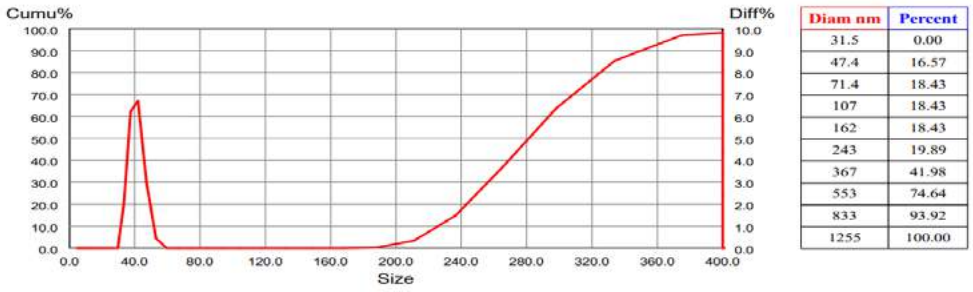


Figura 4. Análisis de inmuno-marcación con histona gamma H2aX para células HaCat y V79 a 48 h de exposición. *Diferencia significativa en relación al control negativo; Mann–Whitney U test, p < 0.0001.

En el análisis de dispersión dinámica de Luz (DLS) se pudo observar que el mayor porcentaje de nanopartículas medidas tienen un tamaño promedio de 40 nm (Figura 5). Este tamaño permite suponer que las NP tienen la capacidad de entrar en la célula y causar efectos citotóxicos.



Diam nm	Percent
31.5	0.00
47.4	16.57
71.4	18.43
107	18.43
162	18.43
243	19.89
367	41.98
553	74.64
833	93.92
1255	100.00

Figura 5. Análisis de nanopartículas: Dispersión de luz dinámica (DLS).

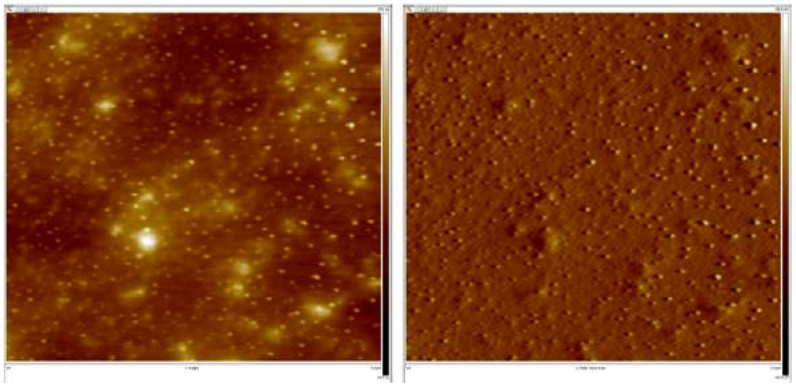


Figura 6. Análisis de nanopartículas: Microscopía de fuerza atómica.

Mediante análisis de fuerza atómica se evidenciaron las características de las NP (Figura 6). La mayor parte de ellas son NP amorfas, complejas que tienden a formar aglomerados.

CONCLUSIONES

Este conjunto de datos nos permite concluir de manera preliminar que:

• En células V79 y HaCaT con un periodo de exposición a NP de carbón de 72 h, a una concentración de 300 ug/mL se dan los mayores efectos citotóxicos y genotóxicos en ambos linajes celulares.

• La mayor formación de quiebras dobles en el ADN se da con la exposición de NP de carbón en un periodo de 72 horas y a una concentración de 300 ug/mL.

• Estas NP tienen un tamaño medio de 40 nm, lo que nos permite suponer que tienen la capacidad de entrar en la célula y causar efectos citotóxicos.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los datos expuestos nos permiten un mayor entendimiento sobre los mecanismos de interacción de estas nanopartículas con macromoléculas, la internalización de estas en la célula y los efectos que pueden generar. Efectos tales que pueden contribuir a entender lo que ocurre, in vivo, en las poblaciones humanas expuestas. Este estudio hace parte de un macroproyecto desarrollado en las comunidades que habitan la zona de la Loma-Cesar, en donde gran parte de los resultados ya han sido socializados con la población de estudio y las autoridades de salud de la región. Por tanto, se espera que a mediano y largo plazo los resultados contribuyan a la toma de medidas para la prevención de enfermedades en esta zona. Igualmente se hace una contribución a la generación de nuevo conocimiento, a nivel nacio-

nal, sobre los efectos crónicos generados por las actividades de minería de carbón.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue apoyado por Minciencias (Contrato 745 de 2018 / Código 125380764428) y la Universidad Simón Bolívar, Barranquilla-Colombia.

REFERENCIAS

Dontala, S.P., Reddy, T.B., Vadde, R., 2015. Environmental Aspects and Impacts its Mitigation Measures of Corporate Coal Mining. Procedia Earth Planet. Sci. 11, 2–7. https://doi.org/10.1016/j.proeps.2015.06.002

Hendryx, M., Zullig, K.J., Luo, J., 2020. Impacts of Coal Use on Health. Annu. Rev. Public Health 41, 397–415. https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-040119-094104

Pérez, F., Varela, M., Canclini, L., Acosta, S., Martínez-López, W., López, G.V., Hernández, P., 2019. Furoxans and tocopherol analogs-furoxan hybrids as anticancer agents. Anticancer. Drugs 30, 330–338. doi:10.1097/CAD.0000000000000721.

Singh, N.P., McCoy, M.T., Tice, R.R., Schneider, E.L., 1988. A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells. Exp. Cell Res. 175, 184–191. https://doi.org/10.1016/0014-4827(88)90265-0

Sittampalam, G.S., Nathan Coussens, B.P., Kyle Brimacombe Abigail Grossman, B., Michelle Arkin, B., Douglas Auld, B., Chris Austin Jonathan Baell, B., Bruce Bejcek, B., Thomas Chung, B.D., Jayme Dahlin Viswanath Devanaryan, B.L., Timothy Foley, B.L., Marcie Glicksman Matthew Hall, B.D., Joseph Hass, B.V., James Inglese, B., Philip Iversen Steven D Kahl, B.W., Madhu Lal-Nag, B., Zhuyin Li, B., James McGee Owen McManus, B., Terry Riss, B., Joseph Trask, B.O., Jeffrey Weidner Menghang Xia, B.R., Xin Xu, B., Minor, L., Lemmon, V., Napper, A., Peltier, J.M., Nelsen, H., Gal-Edd, N., Sittampalam, G.S., Coussens, N.P., Brimacombe, K., Grossman, A., Arkin, M., Auld, D., Austin, C., Baell, J., Bejcek, B., Chung, T.D.Y., Dahlin, J.L., Devanaryan, V., Foley, T.L., Glicksman, M., Hall, M.D., Hass, J.V., Inglese, J., Iversen, P.W., Kahl, S.D., Lal-Nag, M., Li, Z., McGee, J., McManus, O., Riss, T.O., Joseph Trask, J., Weidner, J.R., Xia, M., Xu, X., 2004. Assay Guidance Manual, Assay Guidance Manual. Eli Lilly & Company and the National Center for Advancing Translational Sciences.

MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AIRE Y SU INFLUENCIA EN EVENTOS DE SALUD PÚBLICA

Luis Gabriel Duque Muñoz[1], Benjamín Di Filippo [2] Hernando Hernández [3]

Palabras clave:
Salud pública; calidad del aire; material particulado PM (2.5).

INTRODUCCIÓN

La calidad del aire es un factor fundamental para realizar un monitoreo constante debido a la relevancia que tiene frente a sus implicaciones en casos en los cuales los valores de referencia que se manejan como parámetro de un aire que no represente riesgo para la salud humana una estrecha relación con las diferentes enfermedades respiratorias que se pueden presentar, si bien es cierto que existen otros factores asociados a la presentación de las mismas tales como: estado general de salud de la persona, entorno en el cual desarrolla sus actividades.

De acuerdo a la información reportada por la Organización Mundial de Salud (OMS), con cálculos realizados en el año 2016, la contaminación atmosférica tanto en ciudades y área rurales de todo el mundo se calcula que cada año se producen 4,2 millones de muertes prematuras por esta causa; como consecuencia a la exposición de material particulado de 2,5 micrones o menos de diámetro (PM2.5), dentro de las enfermedades que se asocian como causa de esto están: problemas cardiovasculares, enfermedades respiratorias al igual que la presentación de casos de cáncer.

No se puede negar que las diferentes actividades (económicas, industriales, mala planificación urbana etc.) que realiza el ser humano afecta de una u otra forma la calidad del aire, motivo por el cual es clave como parte de la solución el monitoreo de la calidad el aire para que con esta información se permita realizar la toma de decisiones.

MÉTODOS

Para el análisis de la información se analizó la información de las estaciones automáticas como lo fue el caso de pasacaballos, Universidad Tecnológica de Bolívar (UTB) y manual Arjona, Turbana ; Latitud: 10.283 ; Longitud: -75.45 ; Latitud: 10° 16’ 59’’ Norte ; Longitud: 75° 27’ 0’’ Oeste., Turbaco ; Latitud: 10.317 ; Longitud: -75.433 ; Latitud: 10° 19’ 1’’ Norte ; Longitud: 75° 25’ 59’’ Oeste. y pasacaballos Latitud en grados decimales (véase la definición): 10.286944 Longitud en grados decimales (véase la definición): -75.516389 Latitud en grados, minutos y segundos (véase la definición): 10° 17’ 13” N Longitud en grados, minutos y segundos (véase la definición): 75° 30’ 59” W, en el periodo comprendido de los meses de febrero a agosto del 2022. El monitoreo se llevó a cabo durante los meses de enero del 2022 y la primera quincena del mes de diciembre esta información se encuentra dentro del contrato celebrado con la empresa K2, la cual recolecta la información que provee cada una de las estaciones que se encuentran ubicadas en la jurisdicción de CARDIQUE, dichas estaciones de monitoreo pertenecen a la corporación y como resultado del mencionado contrato se han obtuvo esta información.

1 Corporación autónoma regional del canal del dique CARDIQUE lduque@cardique.gov.co

2 Corporación autónoma regional del canal del dique CARDIQUE bdifilipo@cardique.gov.co

3 Corporación autónoma regional del canal del dique CARDIQUE hhernandez@cardique.gov.co

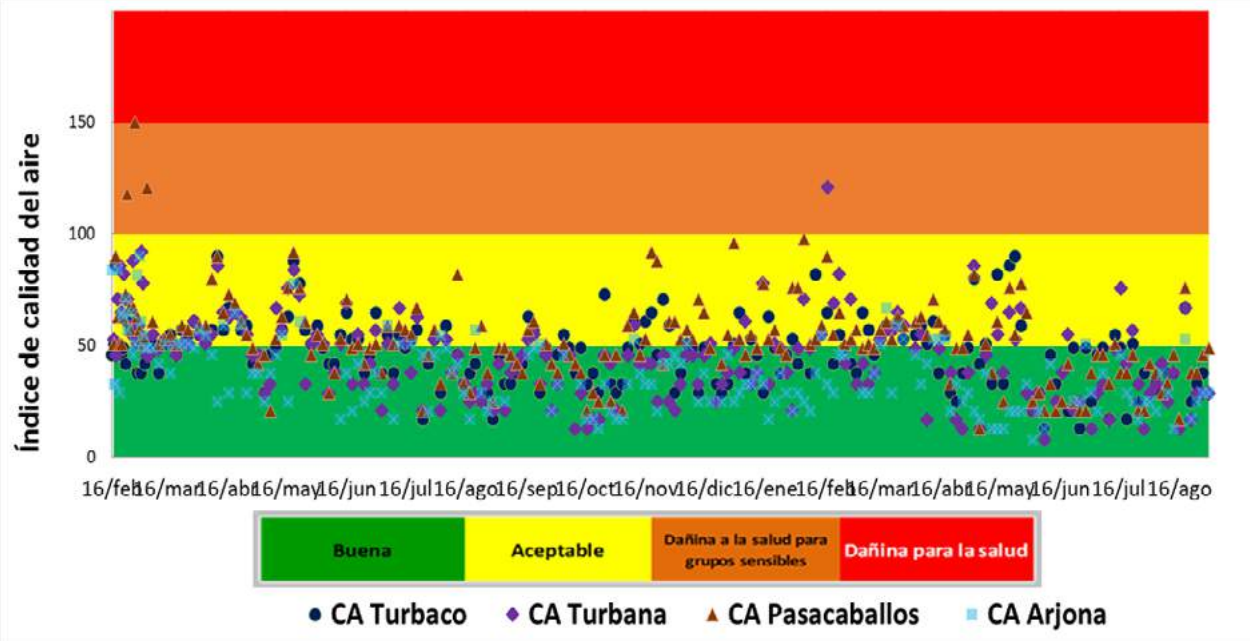
TIPO DE ESTACIÓN	PARÁMETROS	CANTIDAD
Estación automática de material particulado y gases	PM10 ó PM2.5, NO, SO2, CO y O3	**2**
Estación manual de material particulado.	PM10 y PM2.5	**4**
Estación automática de ruido e indicativa de Material particulado, de gases y meteorología (MET POLE)	Ruido, PM10, PM2.5, NOx, SO2, CO, O3, Temperatura, Humedad, Precipitación, Radiación Solar, Presión atmosférica, velocidad y dirección del viento.	**4**

RESULTADOS

Dentro de la información que se presentó se obtuvieron los valores diarios para cada uno de los parámetros reportados por cada una de las estaciones en el área de jurisdicción de CARDIQUE, durante el periodo de evaluación el cual correspondió a ocho meses, de acuerdo con la figura 1 se observa que dentro de las estaciones que reportaron la información que se puede considerar como dañina a la salud en grupos sensibles es la estación que corresponde al área de influencia de pasacaballos, esto de acuerdo a los parámetros que se tienen establecidos en PM2.5, el cual se ubica en 150 para el mes de febrero siendo los índices más elevados durante el periodo de análisis correspondiente a ese mes y a partir de este se encuentra en el rango de aceptable en las mediciones realizadas en PM2,5 hasta el mes de agosto del 2022 encontrándose en el límite.

La mayor parte de los datos se concentra en los rangos de calidad del aire clasificados como bueno y aceptable, de acuerdo al gráfico 1, teniendo solamente cuatro mediciones en el rango establecido como dañino a la salud para grupos sensibles.

ICA PM2.5



IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Es bien sabido que la idea de generar información verídica y analizada en el menor tiempo, se debería emplear para que los tomadores de decisiones, orienten los esfuerzos con base en la información suministrada con lo que se permitan mejorar los indicadores que pueden representar riesgo para la salud humana, sin embargo, no siempre se puede aplicar este principio por tal razón CARDIQUE, posee una plataforma de datos abiertos que puede ser consultada por la ciudadanía y personas interesadas en el tema, por otra parte se realizó socialización de estos resultados para que el área de salud pueda tener en cuenta esta información y se puedan tomar acciones correctivas.

La confiabilidad de la información de las estaciones de monitoreo instaladas por CARDIQUE representan un gran avance en materia de cumplimiento del mandato misional y por otra parte se está dando cumplimiento a los objetivos de desarrollo del milenio, la gran ventaja de estos equipos con los que cuenta la entidad permiten realizar un seguimiento permanente y constante ya que la información que es reportada se da en tiempo real, con lo cual se permite en caso de presentarse las alertas correspondientes a las autoridades correspondientes, estos monitoreo se están realizando a partir de este año y se dará continuidad con el objetivo de tener un consolidado a través del tiempo con lo cual se permita contar con una información en un periodo de tiempo para realizar análisis predictivo o realizar un análisis de tendencia, para la toma de decisiones.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Corporación Autónoma del Canal del Dique CARDIQUE, ya que este trabajo se realizó con recursos de la Corporación y fue ejecutado por medio de la empresa K2 Ingeniería.

EVALUACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE EXPOSICIÓN AL MATERIAL PARTICULADO EN USUARIOS DE LA CICLO-RUTA BOGOTANA EMPLEANDO SENSORES DE BAJO COSTO

Oscar A. Fajardo[1], Andrea Silva[2], Laura Meza[3]

Palabras clave:

Exposición de contaminación; sensores de bajo costo; cicloruta bogotana; movilidad limpia; material particulado.

RESUMEN

Bogotá es considerada como una de las ciudades de Latinoamérica con mayor utilización de la bicicleta, ganando aceptación al ser un medio de transporte económico, saludable y amigable con el medio ambiente. Sin embargo, debido a la configuración de sus vías las personas pueden estar expuestas a contaminantes presentes en el aire, como el material particulado, causante de enfermedades respiratorias y cardiovasculares. Por lo anterior, el presente trabajo tiene como objetivo evaluar la exposición al material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$ de usuarios de la cicloruta de la Avenida Boyacá (Av. La Esperanza hasta Av. Boyacá - AC 80). Se empleó un sensor de bajo costo, desarrollado en la Universidad Central, entre los días 22 de septiembre y 6 de octubre. Adicionalmente, por medio de encuestas se caracterizó la población usuaria.

Las mediciones arrojaron que en las jornadas semanales en horarios de la mañana existen mayores concentraciones de material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$, (Max: 85µg/m3 media: 34,40µg/m3 para PM_{10}, Max.: 81µg/m3 media: 29,07µg/m3 para $PM_{2.5}$) los cuales superarían el límite máximo permisible de 24 horas para la Resolución 2254 de 2017 y por la OMS, asociado al alto flujo vehicular en los días hábiles. Finalmente, se determinó que las dosis recibidas por los ciclistas son hasta 54 veces superiores a las dosis de una persona en reposo.

INTRODUCCIÓN

La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) ha clasificado la contaminación del aire como carcinogénica para los humanos (Tyler et al., 2013). Esto es un problema global toda vez que nueve de cada diez personas de todo el mundo respiran aire contaminado, lo cual se ve reflejado en 4,2 millones de muertes en el 2016 aproximadamente, asociadas a la mala calidad del aire (Díaz et al., 2018).

Particularmente para nuestra ciudad capital, el Informe Anual de Calidad del Aire para el año 2019 determinó que las concentraciones más altas para $PM_{2.5}$ corresponden a las estaciones del suroccidente de la ciudad, Carvajal-Sevillana y Kennedy, registrando una excedencia a la norma anual (RMCAB, 2020). Por su parte, los promedios anuales de PM_{10} registrados por las estaciones de la RMCAB durante el 2019, determinaron que la estación Carvajal-Sevillana excedió el valor de la norma anual, con 56.0 µg/m3, siendo además la concentración más alta registrada en la ciudad (RMCAB, 2020).

Los colombianos están empleando la bicicleta como uno de los principales medios de transporte. Día a día miles de personas emplean la bicicleta para movilizarse, particularmente, para el año 2018 de acuerdo con la Alcaldía de Bogotá, 835.000 personas se transportaron en bicicleta (Alcaldía Mayor de Bogotá, 2019). Debido a los altos niveles de contaminantes peligrosos, principalmente los generados por el tráfico vehicular, el

[1] Universidad Central, ofajardom@ucentral.edu.co

[2] Universidad Central, asilvar3@ucentral.edu.co

[3] Universidad Central, lmezag@ucentral.edu.co

ciclista podría estar expuesto a concentraciones muy altas. El propósito de este estudio es evaluar la exposición al material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$ de usuarios de la cicloruta de la Avenida Boyacá (Av La Esperanza hasta Av. Boyacá - AC 80) empleando un sensor de bajo costo desarrollado en la Universidad Central y estimar las dosis asociadas de PM para los ciclistas.

MATERIALES Y MÉTODOS

La medición de concentraciones de exposición de material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) se realizó con un dispositivo desarrollado en la Universidad Central, empleando un transductor PMS5003 a una frecuencia de 16.6 mHz, utilizando dispersión láser (Becerra y Reyes, 2020). El dispositivo computa la concentración másica de material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) en un intervalo de tiempo de 1 minuto. Los datos recolectados son enviados a un repositorio en la nube. También utiliza un sistema de GPS de alta frecuencia, donde se obtuvieron precisiones de más o menos 3 metros. Así también, se realizó un proceso de validación del sensor desarrollado empleando la técnica de colocación con instrumento de referencia. En este caso se empleó un monitor de beta atenuación a cargo de la autoridad ambiental (Secretaria distrital de Ambiente) ubicado en la estación de vigilancia de calidad del aire de Las Ferias.

Las jornadas de medición se realizaron durante 15 días entre el 22 de septiembre y el 6 de octubre de 2021. La toma de datos se realizó en las jornadas de la mañana y de la tarde, tanto entre semana como fines de semana. El área de estudio seleccionada fue la Avenida Boyacá desde la Calle 23 (Av. La Esperanza) localidad de Fontibón, hasta la Calle 80 (Av. Boyacá - AC 80) localidad de Engativá, este recorrido tiene una distancia de cinco kilómetros aproximadamente.

A partir de la siguiente ecuación establecida por el Handbook de Exposición de la US.EPA (EPA, 2011) se pueden determinar las dosis diarias promedio de material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$ que es inhalado por una persona en un periodo de tiempo. Esta depende de la tasa de inhalación de acuerdo con la actividad física que se realice.

$$ADD = \sum \frac{"\times\$\%\times\&'}{()*+-+./+.01\times2!)3/+/.+3)4!+}$$

Donde:

ADD= Dosis diaria promedio (μg/kg/día)
C= Concentración del contaminante ($\mu g/m^5$) IR= Tasa de inhalación (m^5/h)
ED= Duración de la exposición (día)

Para determinar la dosis diaria promedio es fundamental realizar una diferenciación de acuerdo con el género, peso corporal y la duración de la exposición. Por este motivo, se llevó a cabo una encuesta en campo. Para establecer la muestra estadísticamente representativa a través del Informe Técnico de Ciclovías Temporales por COVID19 se estimó el universo de usuarios (Secretaría Distrital de Movilidad, 2020). De acuerdo con Morillas (2007), el tamaño de la muestra para poblaciones finitas es:

$$n = \frac{N \times Z_6^7 \times p \times q}{d^7 \times (N-1) + Z_6^7 \times p \times q}$$

Donde:

N = Total de la población

Zα= 1.96 (si la seguridad es del 95%)

p = Proporción esperada (en este caso 6% = 0.06)

q = 1 – p (en este caso 1-0.06 = 0.94) d = Precisión

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Validación del SBC

La validación por colocalizacion con el monitor de beta atenuación para material particulado permitió estimar una curva de corrección de los sensores de bajo costo (Fig. 1). La pendiente y el intercepto determinados fueron de 0.7 y 2.7 µg/m3 respectivamente. El coeficiente de determinación a su vez fue de 0.68.

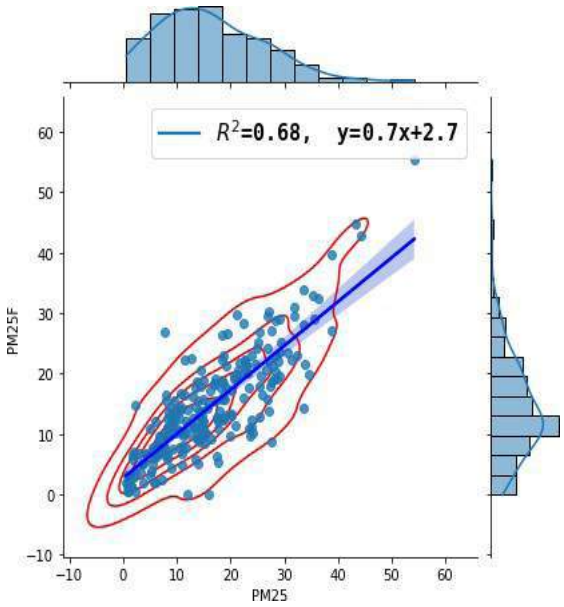


Figura 1. Comportamiento $PM_{2.5}$ promedio medido con SBC (PM25) vs BAM (PM25F).
Fuente: (Autores, 2022).

Adicionalmente, se evaluó el impacto de las variaciones de humedad en la variación de las concentraciones de PM2.5 determinadas por el SBC y corregidas vs el instrumento de referencia (Fig. 2).

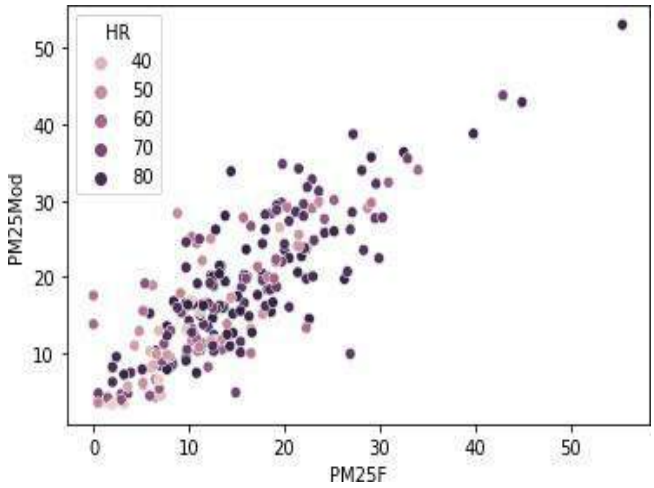


Figura 2. Comportamiento $PM_{2.5}$ promedio medido con SBC vs BAM.
Fuente: (Autores, 2022).

Mediciones de PM en cicloruta

En su mayoría las concentraciones encontradas presentaron excedencias en el límite máximo permisible de 24 horas establecido por la Resolución 2254 de 2017 y por la OMS, lo que determina que los ciclistas que transitan por la cicloruta de estudio están expuestos a elevados niveles de material particulado, debido al alto tráfico vehicular tanto de vehículos pesados como particulares. El lunes 27 de septiembre se registró la concentración más alta de material particulado $PM_{2.5}$ con 50 µg/m3 en el horario de la mañana, esto se debe en gran medida al desarrollo de actividades laborales y/o académicas que se llevan a cabo en los días hábiles y que generan mayor flujo vehicular.

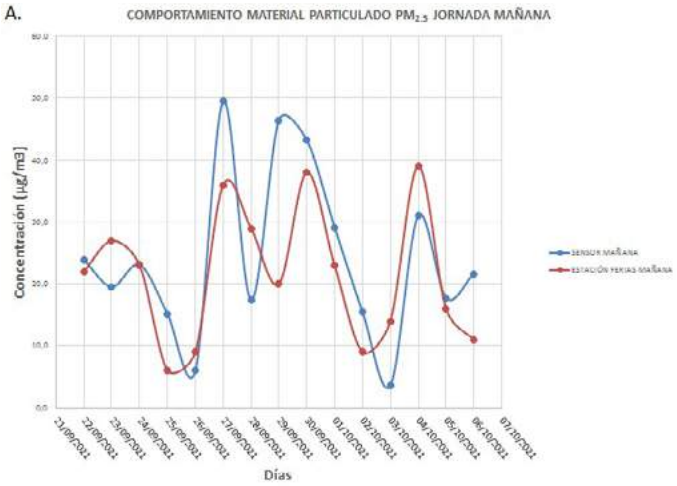


Figura 5. Comportamiento $PM_{2.5}$ promedio medido con SBC vs RMCAB.
Fuente: (Autores, 2022).

Los resultados extraídos de los cálculos realizados de las dosis diarias promedio permitieron establecer una asociación entre los niveles de contaminación y el esfuerzo físico realizado, debido a que la actividad física ejercida por los ciclistas hace que se incremente la demanda respiratoria es decir, a mayor aire respirado mayor inhalación de material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$, los cuales entran al organismo mediante las vías respiratorias. Así también se estableció que los hombres son más susceptibles a recibir mayores dosis de material particulado, a causa de las tasas de inhalación de aire. El distanciamiento de los ciclistas de los vehículos podría disminuir las concentraciones de exposición y por ende las dosis recibidas.

Buscando hacer un comparativo entre las dosis que están recibiendo los usuarios de la cicloruta de la Av. Boyacá comparado con la dosis que recibirían si se quedaran en sus residencias bajo condiciones moderadas de esfuerzo físico y una mejor calidad del aire se establece una relación en donde se expresa la cantidad de veces que es superior la dosis. Los resultados comparativos se presentan en la tabla siguiente:

Tabla 1. Relación de dosis diarias biciusuarios vs dosis en hogares.

Relación dosis diaria promedio para bici-usuarios vs dosis diaria promedio en casa				
	45 - 60 kg	60 - 75 kg	75 - 90 kg	> 90 kg
PM10 ENTRE SEMANA				
MUJERES	48,80	45,32	54,07	45,32
HOMBRES	40,97	43,29	43,45	30,35
PM10 FINES DE SEMANA				
MUJERES	29,20	27,11	32,35	27,11
HOMBRES	24,51	25,90	25,99	18,15
PM2.5 ENTRE SEMANA				
MUJERES	40,54	37,64	44,91	37,64
HOMBRES	34,03	35,96	36,09	25,21
PM2.5 FINES DE SEMANA				
MUJERES	25,17	23,37	27,89	23,37
HOMBRES	21,13	22,33	22,41	15,65

Fuente: (Autores, 2022).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El uso de la bicicleta en las ciudades es importante para la descontaminación del aire que respiramos, así como para la reducción de emisiones de contaminantes con potencial de calentamiento global. Sin embargo, el lento proceso de conversión tecnológica del transporte hace que los actuales usuarios reciban dosis extremas que potencialmente repercutirá en su salud. Las autoridades distritales deben incluir en el diseño urbano la minimización de la exposición de los ciclistas a los contaminantes del transporte. Así mismo, en el corto plazo las autoridades de salud deben implementar jornadas de sensibilización para ciclistas de forma que tomen medidas de mitigación de su exposición, ya sea en el uso de protectores respiratorios, elección de rutas menos contaminantes, o circulación en horarios de menor impacto.

REFERENCIAS

Alcaldía Mayor de Bogotá. (2019). Bogotá se consolidó como la ciudad líder en ciclismo urbano de América Latina. Recuperado de https://www.movilidadbogota.gov.co/web/Noticia/bogota_se_consolido_como_la_ciudad_lider_en_ciclismo_urbano_de_america_latina

Becerra, D., y Reyes, C. (2020). *Desarrollo de una red de monitoreo que mida en tiempo real el* índice *de calidad del aire conectado a un aplicativo web realizando validación con la RMCAB e implementación en transporte privado*. Universidad Central.

Díaz-Fonseca, O. D., Rojas-Roa, N. Y., & Rodríguez-Pulido, A. I. (2018). Evaluation of cyclists exposure to air pollution: a literature review. *Revista de Salud Pública*, *20*(6), 764-770.

Morillas, A. (2007). Muestreo en poblaciones finitas. *Obtenido de Muestreo en Poblaciones Finitas*, *20017*.

RMCAB. (2020). Informe anual de la calidad del aire Bogotá año 2019. Recuperado de https://oab.ambientebogota.gov.co/?post_type=dlm_download&p=14112

Tyler, N., Acevedo, J., Bocarejo, J., y Velásquez, J. (2013). *Caracterización de la contaminación atmosférica en Colombia.* Recuperado de https://prosperityfund.uniandes.edu.co/site/wp- con-

tent/uploads/Caracterizaci%C3%B3n-de-la-contaminaci%C3%B3n-atmosf%C3%A9rica-en- Colombia.pdf

U.S. EPA. (2011).Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final Report). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

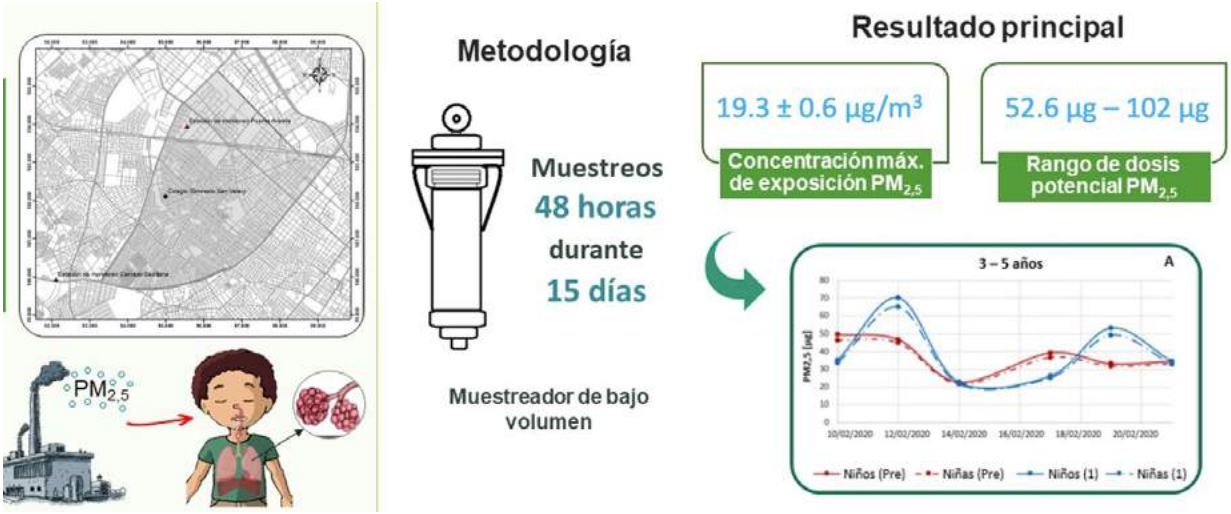
EXPOSICIÓN DE ESCOLARES A PM2.5 EN UNA ZONA DE ALTA CONTAMINACIÓN DE BOGOTÁ, COLOMBIA

Oscar A. Fajardo[1], Yisel Vargas[2], Néstor Rojas[3]

Palabras clave:

Exposición infantil; material particulado fino; zonas industriales

RESUMEN GRÁFICO



Fuente: (Autores, 2023).

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire es el riesgo ambiental más importante del mundo para la salud humana, según la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2018). En la actualidad, la contaminación del aire se ha convertido en un problema mundial de gran importancia, que se asocia con el deterioro ambiental y la morbilidad por enfermedades respiratorias en poblaciones específicas como niños, mujeres embarazadas y adultos mayores (UNICEF, 2016). En el caso de los niños, la vulnerabilidad se presenta por su mayor frecuencia respiratoria, menor masa corporal y sistema inmunológico en desarrollo (American Academy of Pediatrics Committee on Environmental Health, 2004).

Múltiples estudios científicos a nivel mundial han analizado la exposición de escolares a $PM_{2.5}$ para evaluar los impactos. Chen et al., (2018) determinaron en China la exposición de menores a concentraciones de $PM_{2.5}$ mediante análisis gravimétrico utilizando un mini-muestreador a batería, tomando muestras durante 24 horas durante dos años evidenciando problemas a largo plazo en el sistema nervioso, respiratorio y sistemas cardíacos. Asimismo, en un estudio realizado en Nueva Zelanda, Bennett et al., (2019) realizaron mediciones de $PM_{2.5}$ en interiores para analizar las concentraciones y fuentes de contaminación del aire en una escuela primaria en niños de 5 a 11 años durante un período de tres semanas, indicando que el

[1] Universidad Central, ofajardom@ucentral.edu.co

[2] Universidad Central, yvargasl@ucentral.edu.co

[3] Universidad Nacional de Colombia, nyrojasr@unal.edu.co

principal impulsor de $PM_{2.5}$ en el interior fue la infiltración de contaminantes en el interior, el principal contribuyente fueron los subproductos de las emisiones de los vehículos de motor.

A nivel nacional, Franco et al., (2009) caracterizaron los niveles de concentración de PM10 para escuelas distritales ubicadas en corredores de alto tránsito de la ciudad de Bogotá, obteniendo altas concentraciones del contaminante al interior de las instituciones, superando valores considerados nocivos para poblaciones sensibles según la OMS.

Por tal motivo, este estudio tuvo como objetivo evaluar las concentraciones de material particulado a las que están expuestos los escolares y las posibles dosis inhaladas que pueden recibir en el desempeño de sus actividades diarias durante su tiempo escolar en un sector industrial de Bogotá dadas las implicaciones en su salud que pueden existir sumado a el riesgo de contagio por COVID19.

MATERIALES Y MÉTODOS

Punto de estudio

El sitio de muestreo se ubicó en el Colegio Gimnasio San Valery, cuenta con grados desde preescolar hasta quinto de primaria con un total de 103 estudiantes entre un rango de edad de 4 a 10 años. La escuela está ubicada en un edificio único de tres niveles con acceso inmediato a un parque público para las actividades recreativas y deportivas de sus alumnos. Esta institución mantiene la estructura típica de muchas pequeñas instituciones privadas, hoy en día común en la ciudad, con un solo edificio que contiene todos los espacios académicos y utiliza los parques públicos cercanos para las actividades deportivas y de ocio.

Las estaciones de Puente Aranda y Carvajal-Sevillana de la red de vigilancia de la calidad del aire (RMCAB) se encuentran a 1.9 km al norte y 3.6 km al suroeste del colegio (Figura 1), respectivamente. Usamos las concentraciones de $PM_{2.5}$ y los informes de dirección del viento de estas estaciones como referencia. Los datos están accesibles en el sitio web de red (http://rmcab.ambientebogota.gov.co/).

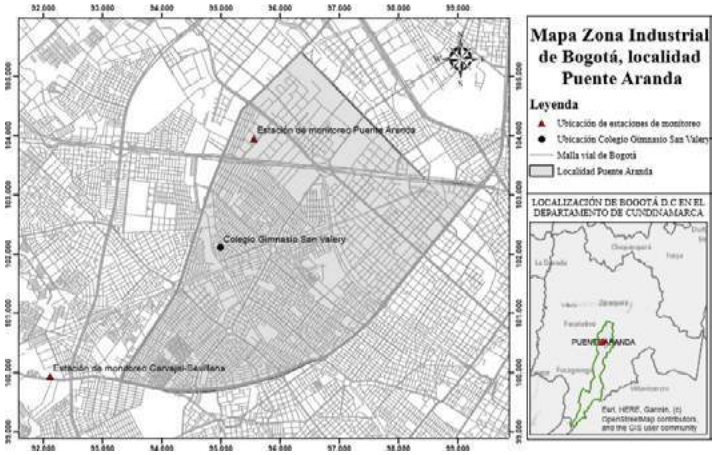


Figura 1. Ubicación del lugar de muestreo y de las estaciones de control de la calidad del aire de Puente Aranda y Carvajal-Sevillana.

Determinación de concentraciones de exposición in situ

Las concentraciones de material particulado se determinaron durante los días escolares para períodos de muestreo de 48 horas durante una campaña de dos semanas. El muestreo de $PM_{2.5}$ en interiores y exteriores se realizó con dos muestreadores de área de bajo volumen (ChemComb

3500, Figura 2) y filtros de teflón de 37 mm y 2 micras de poro (Whatman, GE Healthcare). Los filtros se pesaron antes y después del muestreo utilizando una balanza analítica Sartorius modelo M5P-000V001, previo acondicionamiento en un desecador a 23 °C y 45% de humedad relativa durante 24 horas.

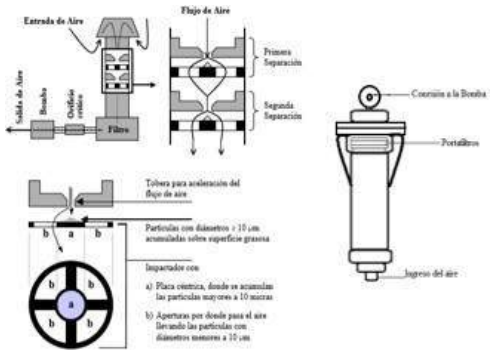


Figura 2. Diagrama esquemático de los muestreadores de área.
Fuente: (Oliva et al., 2001).

Estimación de dosis inhaladas

Para el cálculo de la dosis potencial inhalada por rango de edad y género se utilizó la siguiente relación:

$$Dosis\ potencial = PM_{!,\#} \cdot tasa\ de\ ventilación \cdot t$$

Ecuación 1

Donde, la dosis potencial (µg), $PM_{2.5}$: concentración de material particulado (µg/m^3), la tasa de ventilación (m^3/min), t: duración del tiempo de exposición por nivel de esfuerzo (min).

El Manual de factores de exposición de la EPA (Environmental Protection Agency, 2011) proporcionó tasas de inhalación con estadísticas descriptivas de la tasa de ventilación promedio (m^3/min) para diversas actividades con niveles de esfuerzo. Las actividades sedentarias y pasivas se definen como: estar sentado y de pie, actividades de intensidad ligera definidas como caminar a un nivel de velocidad entre 0.7 y 1.3 m/s, actividades de intensidad moderada definidas como caminar rápido entre 1.4 y 1.8 m/s y correr lentamente entre 1.6 – 1.8 m/s, actividades de alta intensidad definidas como carrera rápida entre 2,0 – 2,7 m/s.

A través de una rúbrica, se recogieron las actividades realizadas por los estudiantes y los tiempos consumidos durante el horario escolar, para establecer una relación con las tasas de inhalación propuestas y la magnitud de dichos eventos. Las actividades consideradas en este estudio fueron: tiempo de clase, tiempo de recreo en áreas comunes (interiores) y actividades deportivas al aire libre.

Sintomatología respiratoria de los niños

Esta sección se basó en el uso de una encuesta para caracterizar los síntomas respiratorios de los niños basada en el cuestionario ISAAC (International Study on Asthma and Allergies in Childhood) y su adaptación en Colombia: "Validación de la versión en español del cuestionario ISAAC fase III sobre asma (Rodríguez Jiménez, 2014), que recopiló información sobre los factores intramuros y extramuros asociados, referentes a las condiciones existentes tanto en el Colegio Gimnasio San Valery como en el domicilio de los alumnos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Concentraciones de exposición in situ

La Figura 3 muestra las concentraciones de $PM_{2.5}$ in situ durante la campaña de monitoreo. De igual forma, en la Figura 3 se muestran las concentraciones de las estaciones de Puente Aranda

y Carvajal - Sevillana reportadas por RMCAB en el mismo lapso de tiempo vs concentraciones in situ. Durante el período de muestreo se declaró una alerta de alta contaminación del aire en la ciudad y su duración se puede discriminar en la figura con los colores de sombra utilizados.

Dentro de la escuela, las concentraciones en el interior fueron de hasta 19.3 ± 0.6 µg/m^3, continuamente más altas que en el exterior, donde las concentraciones alcanzaron los 15.6 ± 0.2 µg/m^3. Esta diferencia la consideramos posible debido a la resuspensión del polvo ya la baja capacidad de intercambio de aire, acumulándose las partículas en su interior. Estos hallazgos están aparentemente de acuerdo con (Bennett et al., 2019; Carrion-Matta et al., 2019; Franco et al., 2009) donde se informaron concentraciones en interiores por encima de los niveles en exteriores.

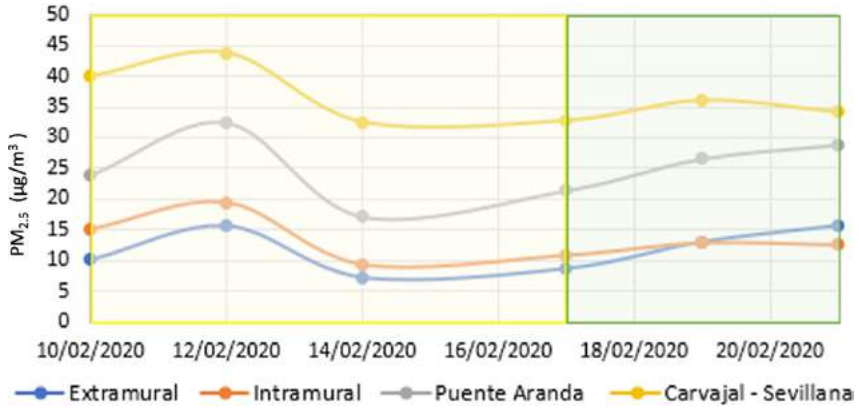


Figura 3. Concentraciones de PM2.5 del lugar de muestreo y de las estaciones de RMCAB (Puente Aranda y Carvajal- Sevillana).
Fuente: (Autores, 2020).

Dosis potenciales calculadas

La dosis de $PM_{2.5}$ se determinó a partir de la Ecuación 1 con los volúmenes de inhalación y las concentraciones determinadas in situ. Las siguientes cifras muestran las dosis diarias por edad y género evaluados.

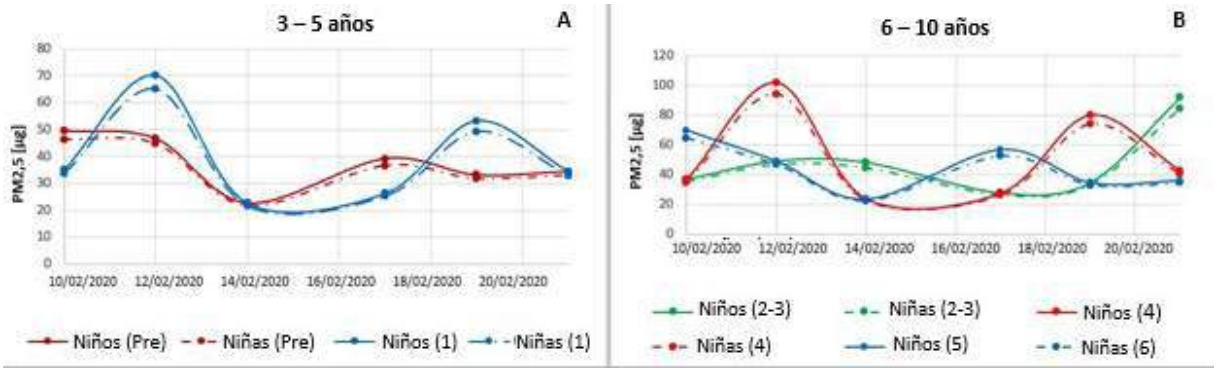


Figura 4. Dosis potencial por género y grados: a) 3 a 5 años (Preescolar, Primer año), b) 6 a 10 años (Segundo, Tercero, Cuarto y Quinto año). Líneas discontinuas para niñas, líneas continuas para niños.
Fuente: (Autores, 2020).

Los niños de grado preescolar (3 a 5 años) presentan picos de dosis altas el 12/02/2020 y el 19/02/2020 para actividades de alta intensidad cuando las dosis diarias alcanzan los niveles máximos (Figura 4A). En esas fechas, estos niños estuvieron expuestos a una concentración horaria promedio al aire libre de

14.3±0.2 µg/m^3 durante su clase de educación física normalmente de una duración de 45 minutos. Durante este tiempo, la tasa de inhalación aumenta significativamente; por lo tanto, el niño recibirá una dosis potencial más alta. Durante todo el período de muestreo, las dosis inhaladas potenciales de $PM_{2.5}$ oscilaron entre un máximo de 70.1 µg y un mínimo de 21.6 µg.

Caso similar ocurre con niños mayores de 6 a 10 años al observar la Figura 4B, el 12/02/2020 y el 21/02/2020. Presentan los picos más altos en un tiempo de exposición de 90 minutos frente a concentraciones medias horarias de hasta 15 µg/m^3 durante la clase de educación física, alcanzando dosis superiores los niños de 3 a 5 años de hasta 102 µg, solo por concentraciones ambientales más elevadas.

Sintomatología respiratoria reportada

Implementamos la encuesta a 62 estudiantes (se brindó autorización de los padres para la participación), para encontrar los síntomas respiratorios que presentan los niños asociados a la exposición a la contaminación $PM_{2.5}$.

Al implementar el cuestionario ISAAC se obtuvieron los siguientes resultados en las variables de sintomatología: tos, expectoración o flema, congestión nasal, secreción nasal, sibilancias, disnea y ausentismo escolar por alguna enfermedad respiratoria (Figura 5).

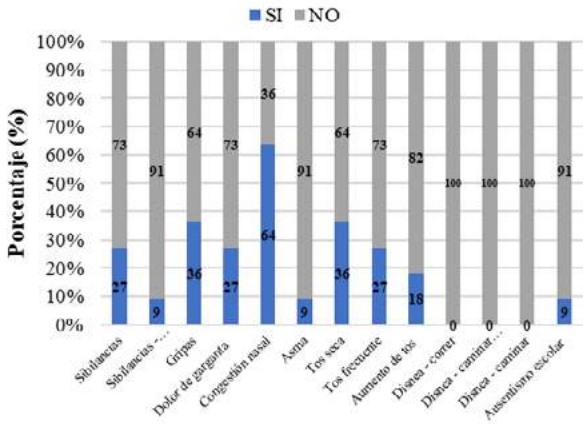


Figura 5. Síntomas respiratorios de niños de 3 a 5 años.
Fuente: (Autores, 2020).

El grupo con mayor incidencia de síntomas respiratorios son los menores de 3 a 5 años correspondientes a los grados de transición y en primer lugar, esto puede deberse a su mayor frecuencia respiratoria, menor masa corporal y al desarrollo incompleto de su sistema respiratorio según lo calculado, las dosis muestran ser más bajas. Los que presentan sibilancias en el pecho corresponden al 27% pero pocos reportaron estas sibilancias durante y después de la actividad física. En cuanto a las sibilancias con síntomas gripales (36%), los niños son más propensos a contraer este tipo de síntomas debido a la debilidad del sistema inmunitario. Algunos menores 27% reportaron dolor de garganta al pasar o tragar. La sintomatología más común con un 64% es la congestión y secreción nasal que podría estar asociada a la exposición a $PM_{2.5}$. Los menores que tienen tos seca nocturna que no ha sido por catarro o infección de pecho, equivale al 36%, de los cuales el 27% tose con frecuencia y esa tos se presenta al levantarse o con la primera salida a la calle. así mismo el 18% de los

menores reportaron que han tenido aumento de la tos, de acuerdo con la encuesta realizada, ningún menor presenta disnea al realizar actividad física, pero se encontró un caso de asma (4 años) presentando ausentismo por sus síntomas en la consulta.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El mal manejo territorial en las ciudades latinoamericanas obliga a niños y personas sensibles a convivir diariamente a fuentes de contaminantes que afectan su salud. El caso de las zonas residenciales y escolares en la ciudad de Bogotá son manifiestas. La localidad de Puente Aranda concentra un gran número de industrias y a la vez colegios de primaria y bachillerato. Los hallazgos de los niveles de exposición de los menores durante su periodo de estudio deben motivar la implantación de sistemas de control intramural, así como el ordenamiento de las zonas industriales que alejen a los actores sensibles a la contaminación. El hallazgo de tan alto número de síntomas respiratorios en los menores implica que las autoridades de salud pública distrital deben tomar medidas urgentes para proteger los derechos de esta población. Finalmente, dentro de los protocolos de selección de territorios para nuevos colegios hay que tener presente la calidad del aire al momento de seleccionar su ubicación, particularmente proximidad de fuentes industriales, vías de circulación vehicular o pavimentación del perímetro de la institución.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Colegio Gimnasio San Valery por su disposición a participar en este proyecto y al grupo de Investigación de Calidad del Aire y al Laboratorio de pequeñas Masas de la Universidad Nacional de Colombia que apoyaron el desarrollo de este estudio.

REFERENCIAS

American Academy of Pediatrics Committee on Environmental Health. (2004). Ambient air pollution: Health hazards to children. *Pediatrics*, *114*(6), 1699–1707.https://doi.org/10.1542/peds.2004-2166

Bennett, J., Davy, P., Trompetter, B., Wang, Y., Pierse, N., Boulic, M., Phipps, R., & Howden-Chapman,

P. (2019). Sources of indoor air pollution at a New Zealand urban primary school; a case study.

Atmospheric Pollution Research, *10*(2), 435–444. https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.09.006

Brauer, M., Freedman, G., Frostad, J., van Donkelaar, A., Martin, R. V., Dentener, F., Dingenen, R. van, Estep, K., Amini, H., Apte, J. S., Balakrishnan, K., Barregard, L., Broday, D., Feigin, V., Ghosh, S., Hopke, P. K., Knibbs, L. D., Kokubo, Y., Liu, Y., … Cohen, A. (2016). Ambient Air Pollution Exposure Estimation for the Global Burden of Disease 2013. *Environmental Science & Technology*, *50*(1), 79–

88. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03709

Carrion-Matta, A., Kang, C.-M., Gaffin, J. M., Hauptman, M., Phipatanakul, W., Koutrakis, P., & Gold, D.R. (2019). Classroom indoor PM2.5 sources and exposures in inner-city schools. *Environment International*, *131*, 104968. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104968

Chen, G., Jin, Z., Li, S., Jin, X., Tong, S., Liu, S., Yang, Y., Huang, H., & Guo, Y. (2018). Early life exposure to particulate matter air pollution (PM1, PM2.5 and PM10) and autism in Shanghai, China: A case- control study. *Environment International*, *121*, 1121–1127. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.10.026

Environmental Protection Agency. (2011). *Exposure Factors Handbook: 2011 Edition*. National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency.

Franco, J. F., Rojas, N. Y., Sarmiento, O. L., Hernández, L. J., Zapata, E., Maldonado, A., Matiz, L., & Behrent, E. (2009). Niveles de material particulado en colegios distritales ubicados en vías con alto tráfico vehicular en la ciudad de Bogotá: Estudio piloto. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, *49*, Art. 49.

Oliva, P., García, K., Cortez, R., Dávila, R., Alfaro, M.R., Duke, V. (2001). Monitoreo del Aire Manual de Laboratorio. *102*. http://www.ingenieroambiental.com/Manual-laboratorio-analisis-aire.pdf

Ogen, Y. (2020). Assessing nitrogen dioxide (NO2) levels as a contributing factor to coronavirus (COVID- 19) fatality. *Science of The Total Environment*, *726*, 138605. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138605

Oyarzún G, M. (2010). Contaminación aérea y sus efectos en la salud. *Revista chilena de enfermedades respiratorias*, *26*(1), 16–25. https://doi.org/10.4067/S0717-73482010000100004

Rodríguez, S. M. (2014). Validación de un cuestionario de control de síntomas respiratorios en una población de preescolares con clínica sugestiva de asma. *Departamento de Pediatría*.

UNICEF. (2016, octubre). *Limpiar el aire para los niños*. Limpiar el aire para los niños. https://www.unicef.org/elsalvador/informes/limpiar-el-aire-para-los-ni%C3%B1os

WHO. (2018). *Air pollution and child health: Prescribing clean air: Summary*. World Health Organization

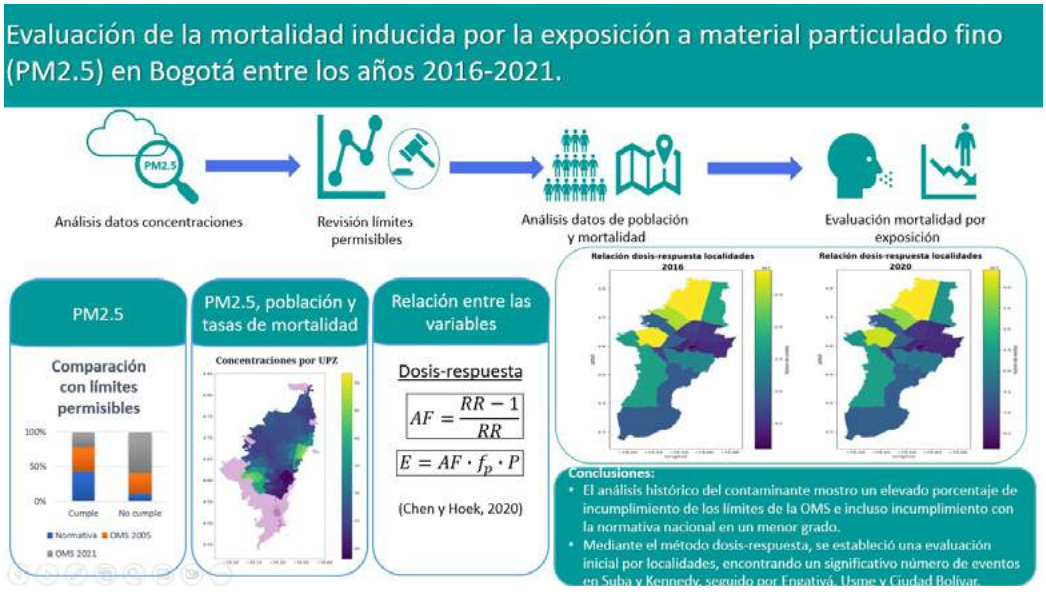
EVALUACIÓN DE LA MORTALIDAD INDUCIDA POR LA EXPOSICIÓN A MATERAL PARTICULADO FINO (PM2.5) EN BOGOTÁ ENTRE LOS AÑOS 2016-2021.

Karen Dayana Quilaguy Salamanca[1], Oscar Arnulfo Fajardo Montaña[2], Hugo Franco Triana[3]

Palabras clave:

Mortalidad inducida; EIS; material particulado fino; evaluación dosis respuesta.

RESUMEN GRÁFICO



Fuente: Autores con base en (Senev et al., 2021).

INTRODUCCIÓN

Los objetivos de desarrollo sostenible plantean los lineamientos para la concepción de un futuro sostenible para la sociedad actual, superando desafíos que engloban escenarios con problemáticas como la pobreza, desigualdad, el cambio climático, la degradación del medio ambiente, entre otros (WHO, 2022a). Para 2030 se plantea de forma indirecta la mejora en la calidad del aire en el objetivo 3 de salud y el bienestar, así como en el objetivo 11 de asentamientos humanos sostenibles, seguros e incluyentes, siendo la contaminación del aire uno de los mayores retos al representar grandes riesgos ambientales para la salud pública a escala global (Shaddick et al., 2018). Para el 2019 el 99% de la población mundial vivía en lugares con mala calidad del aire que de acuerdo con informes de la Organización Mundial de la Salud (OMS) causando más de cuatro millones de muertes prematuras en el año 2016, con un impacto significativamente mayor en países de ingresos medios-bajos (WHO, 2022b).

El Plan de Acción de Salud y Contaminación para Colombia de 2019 (Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial, 2019),

[1] Universidad Central, kquilaguys@ucentral.edu.co

[2] Universidad Central, ofajardom@ucentral.edu.co

[3] Universidad Central, hfrancot@ucentral.edu.co

parte del proyecto global del UNIDO titulado “Mitigación de exposiciones tóxicas para la salud en países de bajos y medianos ingresos”. mostró una tendencia creciente en el porcentaje de muertes anuales atribuibles a enfermedades no transmisibles en Colombia (Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial, 2019). Cuando se comparan las muertes atribuibles a la exposición a la contaminación con las muertes combinadas de enfermedades transmisibles de alto perfil como el VIH, la malaria y la tuberculosis, los impactos de la contaminación parecen ser casi seis veces mayores que la combinación de estas enfermedades, relación demostrada en el aumento de la tasa de mortalidad debido a la baja calidad del aire entre 1990 a 2017. Un tercio de los impactos en la salud registrados en dicho estudio tienen lugar en Bogotá, donde se presentan concentraciones anuales promedio de PM2.5 entre 3 y 6 veces superiores el límite de 5ug/m3, recomendado en las nuevas pautas de la OMS. La contaminación tiene una distribución heterogénea a lo largo de la ciudad, con algunos sectores alcanzando excedentes de hasta 1400% (Secretaría Distrital de Ambiente, 2022), particularmente en áreas de bajos o muy bajos ingresos del Distrito. Es por esta razón que el presente proyecto busco evaluar la mortalidad inducida por la exposición a material particulado fino PM2.5 en Bogotá entre los años 2016 y 2021 haciendo uso de herramientas avanzadas de analítica de datos y especialización de la información.

MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología a utilizar durante el desarrollo de este proyecto fue la evaluación de impactos en salud para estimar el riesgo de estar expuesto al material particulado fino en diferentes partes de la ciudad en el periodo de estudio. Este análisis se basa en el conocimiento de las concentraciones del contaminante en la ciudad a partir de la información reportada por la Autoridad Ambiental distrital con su Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB), el riesgo relativo de estar expuesto a al PM2.5 tomado del análisis de (Chen & Hoek, 2020), la información poblacional a nivel UPZ aportada por el Departamento de Nacional de Estadísticas DANE y las tasas de incidencia del evento de estudio son recopiladas a partir de una solicitud a la Secretaria distrital de Salud por medio del canal Bogotá te Escucha. La metodología se maneja de acuerdo con lógica presentada en la Figura.

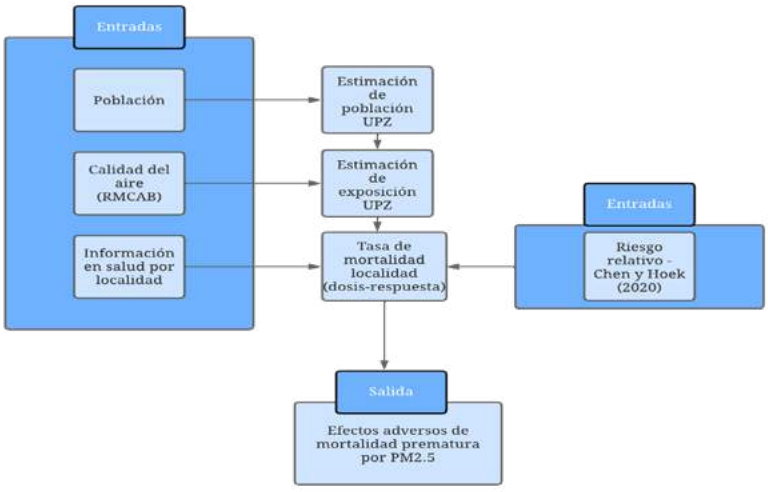


Figura 1. Estructura metodológica del estudio de impacto en salud para el presente estudio.
Fuente: Autores.

Las herramientas de procesamiento de los datos de concentración del contaminante fueron Python con sus librerías Pandas y Numpy. Así mismo, la especialización se realizó usando herramientas de ArcGIS y de Python en su librería Geopandas para integración de capas de información. Finalmente, la cuantificación de los eventos de mortalidad prematura será calculado en Python y evaluados de acuerdo con las estimaciones hechas por el software AirQ+ de la OMS (World Health Organization, 2022).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mediante el análisis estadístico descriptivo empleando gráficos boxplot se encontraron múltiples concentraciones atípicas en cada una de las estaciones, principalmente en el cuarto trimestre, con medianas entre 5 y 35 $\mu g/m3$, llegando a valores máximos de hasta 200$\mu g/m3$ por parte de la zona suroccidental, específicamente de la estación Kennedy (Fig 2).

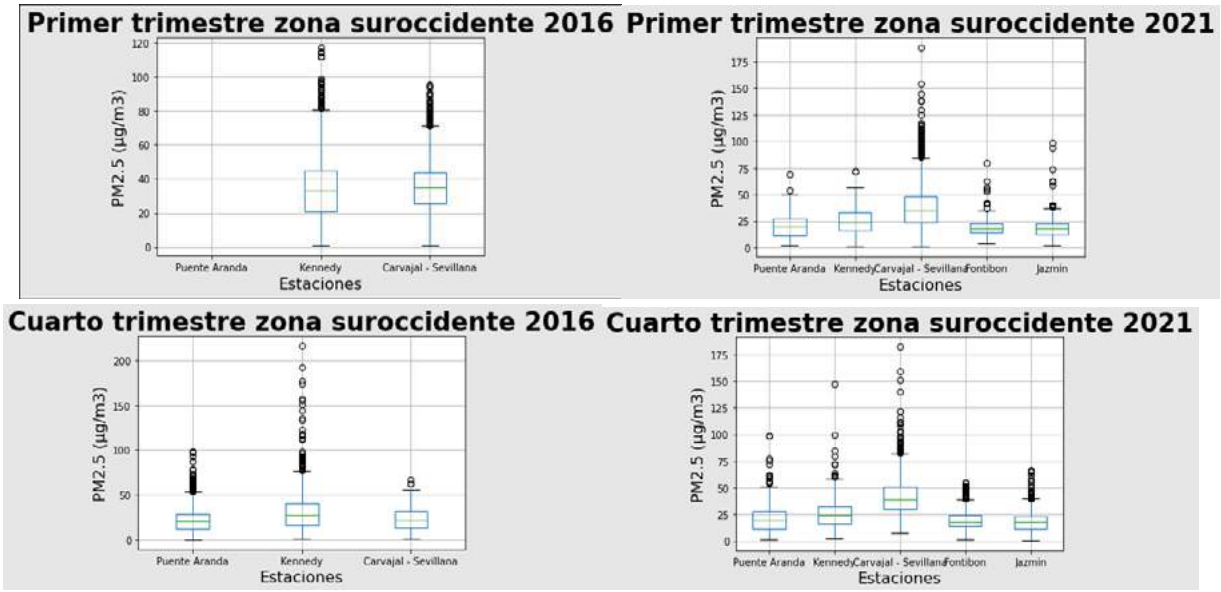


Figura 2. Visualización en cajas y bigotes de las concentraciones del PM2.5 en la Zona Suroccidental de la ciudad en 2016 y 2021.

Es apreciable en la figura como en términos generales entre 2016 y 2021 las concentraciones tienden a mantenerse en el mismo rango (caja oscilando en los mismos valores, pero presentando valores extremos de menor valor). Sin embargo, si analizamos estas concentraciones con las recomendaciones de la OMS en 2021 (WHO, 2021), de concentraciones anuales de 5µg/m3, encontramos excedencias de 350%. Indudablemente, se espera que estos niveles de exposición tengan serios impactos en el mediano y largo plazo en los niveles de mortalidad inducida.

Con este primer acercamiento a los valores se evaluó el comportamiento del contaminante a través de una comparación con los límites permisibles establecidos por la resolución 1257 del 2017 y las directrices de la OMS en el 2005 y 2021, obteniendo gráficas de líneas en donde se observa que continuamente se superan estos valores máximos establecidos por entidades con el objetivo de mantener una calidad de aire que no implique un riesgo para la población expuesta. En el caso de la zona noroccidente se observó a partir de los años una disminución de la infracción al límite establecido por la legislación nacional, sin embargo, los límites de la OMS son superados continuamente por concentraciones que llegan a duplicar el valor que la entidad dicta En la Figura

2, se observa a modo general los resultados del proceso anteriormente señalado.

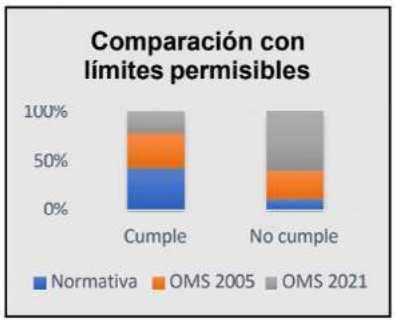


Figura 3. Visualización del análisis estadístico de los límites permisibles entre 2016 y 2021.

Dentro del análisis espacial del comportamiento del contaminante (Figura 3), se encontró que en el mes de marzo, es cuando las estaciones suelen presentar las concentraciones más altas, generalmente siendo estas dadas por la zona suroccidental de la ciudad con concentraciones máximas históricas superiores a los 50 g/m3 correspondiente a la estación de Carvajal-Sevillana, sin embargo, se duda de la validez de sus datos debido a que según la explicación de la profesora Karen Ballesteros en la presentación del presente trabajo en el Encuentro Nacional de estudiantes de ingeniería sanitaria, ambiental y áreas afines-ENEISA XX en el 2022, en donde mencionaba que según investigaciones realizadas por ella, dicha estación ha presentado continuas fallas y suspensiones, razón por la cual los datos que provee no se pueden considerar como relevantes o una estimación a la realidad en la zona donde se encuentra ubicada.

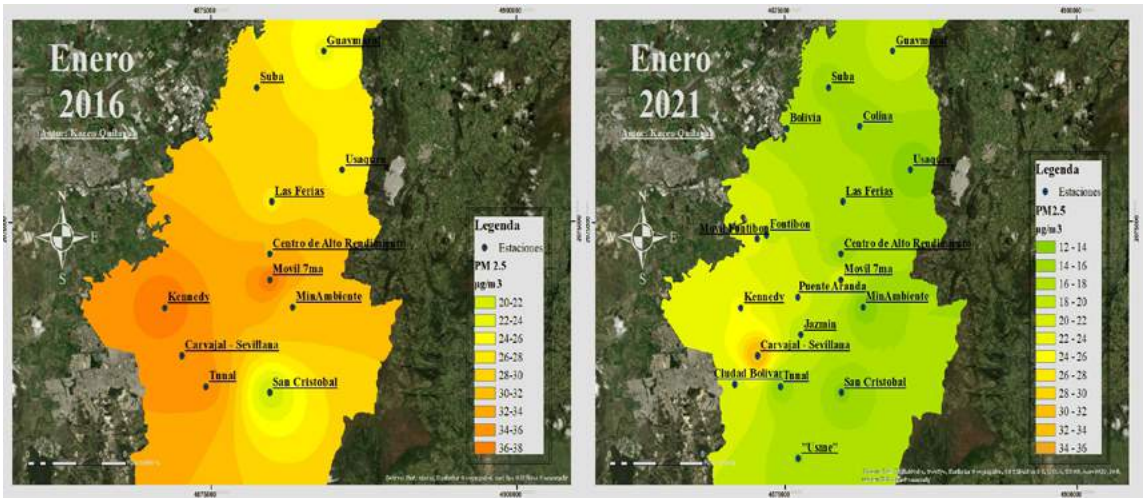


Figura 4. Animación de la distribución del contaminante para el 2016 y 2021 en la ciudad

Espacialización de las concentraciones vs densidad poblacional

Dentro del análisis espacial del comportamiento del contaminante, se encontró que, en el mes de marzo, es cuando las estaciones suelen presentar las concentraciones más altas, generalmente siendo estas dadas por la zona suroccidental de la ciudad con concentraciones máximas históricas superiores a los 50 µg/m3 correspondiente a la estación de Carvajal-Sevillana (Fig 4A-4B). Al utilizar la librería GeoPandas de Python fue posible visualizar como las zonas más densamente pobladas de la ciudad están asociadas con las mayores concentraciones de PM2.5 a lo largo de todo el año, pero particularmente en los periodos críticos del primer y cuarto trimestre. Se deduce que existe una gran desigualdad entre los sectores más pudientes y la población de menos recursos en los niveles de exposición y por ende se espera una mayor incidencia del riesgo de exposición para esta fracción de la ciudad.

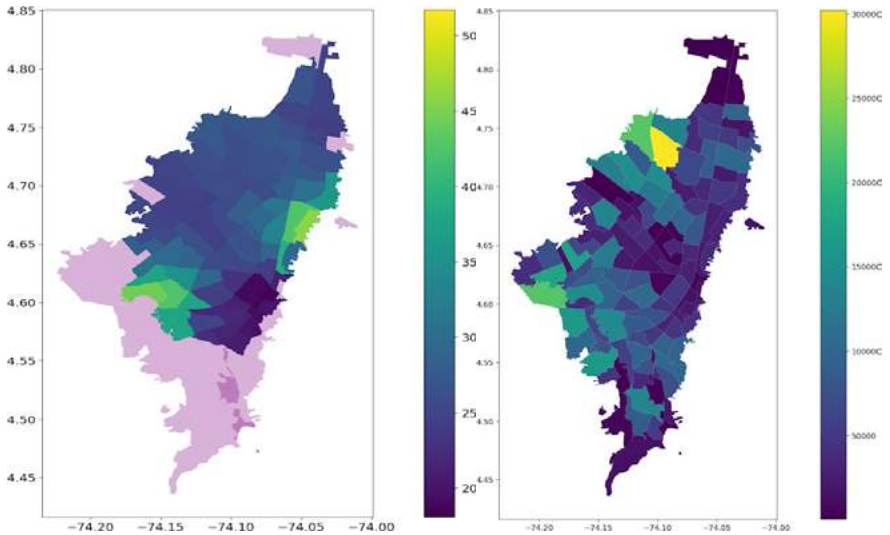


Fig 4A: Interpolación cubica de las concentraciones reportadas por la RMCAB; 4B: Especialización de la densidad poblacional a nivel UPZ en Bogotá.

Cuantificación de casos de mortalidad prematura en Bogotá.

Para determinar el número de eventos de interés (en este caso muertes prematuras) se requiere contar con tres insumos fundamentales, siendo estos la fracción atribuible (AF), la población expuesta a la contaminación del aire y la tasa de incidencia en muerte en la ciudad por todas las causas (Ecuaciones)

$$AF = \frac{\text{!!"!!}}{\text{!!}} ; E = AF \cdot f_{\$} \cdot P$$

En este caso, la fracción atribuible hace referencia al porcentaje de casos que pueden evitarse en la población al suprimir el factor de riesgo (PM2.5). De acuerdo con Chen y Hoek, 2020, el riesgo relativo es de 1.08. Es decir, tenemos un aumento del 8% de posibilidad de muerte prematura al estar expuestos a un aumento de 10 µg/m3. El riesgo relativo compara el riesgo de un evento en salud entre dos grupos. Al ser un riesgo relativo superior a uno se indica un mayor riesgo para el grupo expuesto que el que está en condiciones "limpias".

Ahora bien, para poder aplicar la ecuación fue necesario solicitar a la Secretaría de Salud de Bogotá (SDS) mediante el portal *Bogotá te escucha* las tasas de mortalidad por UPZ, redireccionando el requerimiento a las subredes, quienes excediendo las fechas de entrega enviaron material incompleto o nulo. Algunas de las subredes comentaban que este material se encontraba únicamente por localidades, no UPZ, razón por la cual siguiendo lo expuesto se buscó una fuente de información diferente, la cual es la plataforma *Saludata*, en donde existen reportes hasta 2020 sobre las tasas de mortalidad por localidades por grandes causas.

A partir de lo anterior se obtuvo un primer acercamiento a los casos de mortalidad prematura con la tasa de mortalidad total desde 2016-2020 (Fig 5), en donde se observa un comportamiento de crecimiento exponencial con una mayor influencia de casos en varias localidades de la ciudad, resaltando las localidades de Suba y Kennedy (tono amarillo), seguidas por Engativá, Usme y Ciudad Bolívar (tonos verdes-azules). Es importante resaltar la diferencia entre las escalas de cada mapa, debido a que si observamos la situación del 2020, resulta alarmante si se compara con el 2016, con la posible expansión de la influencia que está teniendo el contaminante a nuevas localidades, convirtiéndose en un riesgo exponencial para toda la ciudad.

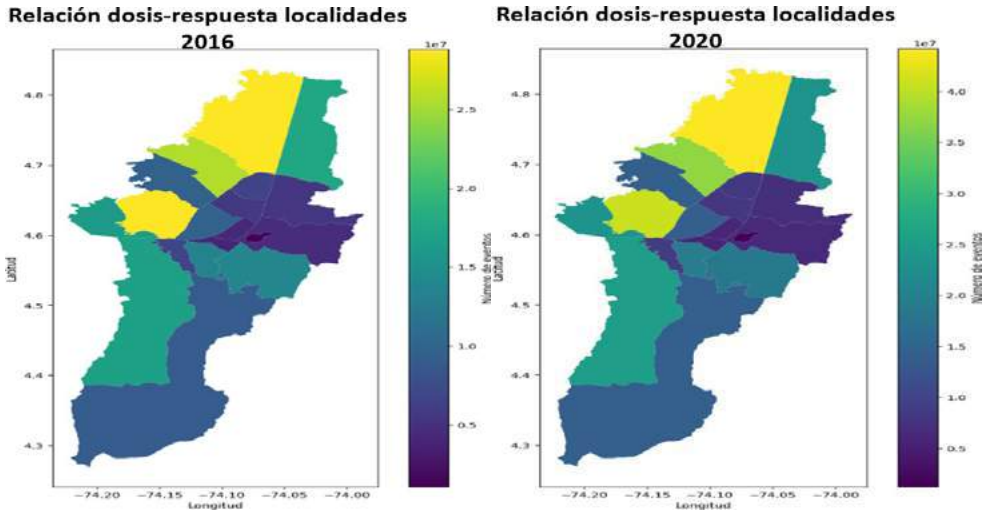


Figura 5. Visualización de los casos de mortalidad aplicando la relación dosis-respuesta.

Realizando una síntesis de los resultados se puede concluir que la evaluación de las concentraciones durante el periodo de estudio demostró que el comportamiento del contaminante incumple continuamente los límites establecidos por la legislación nacional (Resolución 1254 del 2017) y la OMS, alterando la calidad del aire que respiran los bogotanos, aumentando el riesgo de eventos negativos en la salud e influencia en la tasa de mortalidad, como se demostró con la relación de dosis-respuesta. Con el objetivo de lograr un mayor acercamiento a una estimación de los casos de mortalidad prematura, se realizará el ejercicio con población entre los 25 a 65 años.

El retraso en la recepción de la información desde la SDS evidencia la carente accesibilidad de la información y la necesidad de una consolidación de la información para su análisis. Y aunque se realizó la expansión de la RMCAB en años recientes aún existe un vacío de información en algunos sectores de la ciudad que dificultan la evaluación de las concentraciones de exposición de la población, causando incertidumbres mayores en la determinación de los efectos en mortalidad y morbilidad.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los altos niveles de concentración de PM2.5 en sectores específicos de la ciudad está causando serios impactos en la salud pública de la población e influyendo en pérdida de vidas prematuramente. Los órganos de control como las autoridades ambientales y de salud distrital deben focalizar sus esfuerzos de mitigación de impactos y control de la contaminación en estos puntos críticos de Bogotá.

La población debe tomar precauciones extremas tanto en exteriores como en interiores si se encuentran en estos sectores priorizados, lo que permite reducir las dosis recibidas en sus tiempos de estadía. Idealmente, todas las zonas de la ciudad deben prontamente alcanzar los niveles sugeridos de concentración de PM2.5 dados por la OMS.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Central por su disposición para apoyar este trabajo de investigación aportando las herramientas necesarias para su elaboración y apoyo financiero para su presentación.

REFERENCIAS

Chen, J., & Hoek, G. (2020). Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis. Environment International, 143, 105974. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105974

Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial. (2019). Plan de Acción en Salud y Contaminación Colombia. ONUDI. https://www.unido.org/sites/default/files/files/2019-10/Colombia%20HPAP.Spanish.pdf

Secretaria Distrital de Ambiente. (2022). Informe Anual de Calidad del aire de Bogota Año 2021. Alcaldia Mayor de Bogotá. http://rmcab.ambientebogota.gov.co/Pagesfiles/informe%20anual%202021_.pdf

Senev, A., Van Loon, E., Lerut, E., Callemeyn, J., Coemans, M., Van Sandt, V., Kuypers, D., Emonds, M. P., & Naesens, M. (2021). Risk factors, histopathological features, and graft outcome of transplant glomerulopathy in the absence of donor-specific HLA antibodies. *Kidney International*, *100*(2), 401–414. https://doi.org/10.1016/j.kint.2021.01.029

Shaddick, G., Thomas, M. L., Amini, H., Broday, D., Cohen, A., Frostad, J., Green, A., Gumy, S., Liu, Y., Martin, R. V., Pruss-Ustun, A., Simpson, D., van Donkelaar, A., & Brauer, M. (2018). Data Integration for the Assessment of Population Exposure to Ambient Air Pollution for Global Burden of Disease Assessment. Environmental Science & Technology, 52(16), 9069–9078. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02864

Universidad Sergio Arboleda. (Octubre, 2022). Encuentro Nacional de estudiantes de ingeniería sanitaria, ambiental y áreas afines -ENEISA XX. Ponencia: Evaluación de la mortalidad inducida por la exposición a material particulado fino (PM2.5) en Bogotá entre los años 2016-2021, Bogotá D.C, Colombia.

WHO. (2021). WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization.

WHO. (2022a). Sustainable development goals & air pollution. https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/air-quality-and- health/policy-progress/sustainable-development-goals-air-pollution

WHO. (2022b, abril). Billions of people still breathe unhealthy air: New WHO data. World Health Organization. https://www.who.int/news/item/04-04-2022-billions-of-people-still-breathe-unhealthy-air-new-who-data

World Health Organization. (2022). AirQ+: Software tool for health risk assessment of air pollution. https://www.who.int/europe/tools-and-toolkits/airq---software-tool-for-health-risk-assessment- of-air-pollution

RELACIÓN ENTRE CALIDAD DEL AIRE Y MORTALIDAD POR COVID-19 EN DOS LOCALIDADES DE BOGOTÁ DURANTE AL AÑO 2020

Daniela Rodríguez Sánchez[1], Luis Jorge Hernández Flórez[2], Luis Camilo Blanco Becerra[3]

Palabras clave:
Covid-19; calidad del aire; material particulado; PM10; PM2.5.

INTRODUCCIÓN

La pandemia por COVID-19, ha sido uno de los más importantes desafíos para la salud pública en el último siglo. Estudios de investigación han identificado asociación positiva entre mala calidad del aire y mortalidad por COVID-19.

Estudios realizados en ciudades de China y Japón, encontraron asociación positiva entre altos niveles de material particulado PM2.5 y PM10 y el incremento de la propagación, severidad y mortalidad por COVID-19 (Copat, C.H. et al; Zhu, Y. et al; Yao, E. et al; Kodera, S. etal; 2020). Igualmente, investigaciones en Estados Unidos resaltan que las enfermedades que se exacerban por contaminación ambiental son las mismas que incrementan el riesgo de COVID-19 y evidencian que un pequeño incremento en la exposición a largo término a PM2.5 lleva a un gran incremento en las muertes por esta enfermedad (Wu, X., et al; Adhikari, A., et al; 2020).

En Suramérica, Colombia es uno de los países con mayor problema de calidad del aire; mediciones realizadas desde el 2010 en ciudades como Bogotá, Barranquilla y el área metropolitana del Valle de Aburrá registraron altos niveles de contaminación (Toro, M.V.,Secretaria de ambiente, 2010), cuyo origen son el mal estado de las vías, la quema de residuos sólidos, la deforestación y los incendios forestales, entre otros. Algunas de las estaciones de los sistemas de vigilancia de calidad del aire de estas ciudades exceden los niveles máximos permisibles de material particulado. La exposición aguda o crónica a altos niveles de contaminación puede causar congestión nasal, irritación ocular, tos seca, asma, neumonía y enfermedad pulmonar obstructiva crónica (Félix-Arellano, E.E.,2020), genera más de 600 mil atenciones al año en niños menores de 5 años (secretaria de ambiente, 2010), así como ausentismo y baja productividad laboral en los adultos (Rojas, N., 2017).

Considerando estos hallazgos preliminares, se propuso profundizar en la investigación de esta relación en una ciudad como Bogotá, primera ciudad del país donde inicio la pandemia, la cual registra el mayor número de casos de COVID-19 a nivel nacional (Instituto Nacional de Salud, 2021).

Este estudio tiene como objetivo evaluar la relación entre altos niveles de material particulado (PM2.5 y PM10) y la mortalidad por COVID-19 en el año 2020 en Bogotá, y de manera particular en dos de sus localidades, Usaquén y Kennedy.

MÉTODOS

Estudio ecológico descriptivo retrospectivo, en Bogotá y dos localidades (Usaquén y Kennedy), del 6 de marzo al 31 de diciembre de 2020. Se aplicó un modelo de análisis de regresión de Poisson ajustado por las variables de humedad y temperatura y seguidamente se estimó un lag (desfase) para calcular el riesgo de mortalidad en los tres escenarios.

Posterior a la obtención de los datos y selección de las variables, se llevó a cabo una regresión de Poisson, la cual se usa para modelar datos de conteo (número de veces de cierto fenómeno aleatorio), que ha sido empleado para estimar la

1 Facultad de medicina, Universidad de los Andes, d.rodriguez15@uniandes.edu.co

2 Facultad de medicina, Universidad de los Andes, luishern@uniandes.edu.co

3 Facultad de ingeniería ambiental, Universidad Santo Tomás, luiscamilob@usantotomas.edu.co

asociación entre contaminantes atmosféricos con mortalidad u otros resultados en salud en series diarias de tiempo, siendo para este estudio exposición a material particulado y mortalidad por COVID-19, en tres escenarios Bogotá, Usaquén y Kennedy.

El modelo buscó estimar el riesgo relativo de esta relación, ajustando por las variables de humedad relativa y temperatura; seguidamente se estimó un LAG, la cual es una función informática que expresa cuantos días previos al desenlace, en este caso mortalidad por COVID-19, se presentó la exposición (Gu, W., 2004). Para correr la regresión de Poisson se empleó el programa R-studio. Este proyecto fue aprobado por el comité de ética de la Universidad de los Andes. Se determinó que era una investigación sin riesgo.

RESULTADOS

Use ese formato como ejemplo para el texto que incluirá en su resumen. Se recomienda que, para esta versión corta del resumen, esta sección no supere las 250 palabras.

Se identificó una asociación positiva entre altos niveles de PM10 y PM2.5 y mortalidad por COVID-19 en los tres escenarios. Ante el aumento de un 1 µg/m3 de PM10 Se incrementó el riesgo de mortalidad para Bogotá (0,08%), para Usaquén (0,19%) y para Kennedy (0,01%) en el día del deceso (lag 0). Además, siete días antes del evento (lag 7) la elevación de 1 µg/m3 de PM10 incrementa la mortalidad por COVID-19 para Bogotá (0,04%), para Usaquén (0,21%) y para Kennedy en (0,02%). Ante el aumento de un 1 µg/m3 de PM2.5 Se incrementa el riesgo de mortalidad para Bogotá (0,15%), para Usaquén (0,23%) y para Kennedy (0,01%) en el día del deceso (lag 0). Además, siete días antes del evento (lag 7) la elevación de 1 µg/m3 de PM10 incrementa la mortalidad por COVID-19 para Bogotá en un 0.11%, para Usaquén 0.24% y para Kennedy en 0.02%

Se identifico una asociación positiva entre el aumento de 1 µg/m3 de PM10 y PM2.5 y el incremento de riesgo de la mortalidad por COVID-19 para Bogotá, Usaquén y Kennedy, a pesar de las limitaciones, este estudio es una herramienta para continuar desarrollando investigación en la materia y contribuir con el desarrollo y mejora de políticas públicas en salud y ambiente.

En los descriptivos por localidad, se confirmaron amplios contrastes, encontrando que la localidad de Kennedy presentó un promedio diario muy superior en ambos contaminantes y con más del doble de muertes por COVID-19 respecto a la localidad de Usaquén. Sin embargo, al aplicar el modelo estadístico de análisis, estos contrastes no se reflejan de igual manera en el riesgo de mortalidad. Esta situación lleva a considerar que deba profundizarse en otros aspectos de sus diferencias, como las variables sociodemográficas y económicas, las comorbilidades, y los determinantes sociales, los cuales han sido resaltados en otros estudios de investigación, ratificando la multi-causalidad de las enfermedades (Rodríguez, L., 2020) (Cifuentes, M.,2021).

Dentro de las limitaciones de este estudio se encuentran, su diseño ecológico con mediciones a nivel poblacional y no individual, las reducidas fuentes de información que limitaron el número de variables a considerar, y el periodo de observación. Como fortalezas, el estudio utilizó la información más completa disponible, con un periodo de observación donde la mayoría de la población redujo su movilidad permaneciendo en su localidad debido a la cuarentena establecida en la ciudad; también, se aplicó un modelo de análisis que ha demostrado ser de utilidad para el estudio de contaminantes atmosféricos, ajustado por las variables de confusión de humedad y temperatura (Filippini, T. et al, 2020), con información detallada para resultados más precisos, lo cual lo hace una importante herramienta para fortalecer las políticas de salud ambiental, y orientar el desarrollo de estudios posteriores que complementen los hallazgos obtenidos.

Entendiendo que la contaminación del aire tiene una asociación positiva con el desarrollo de enfermedades agudas y crónicas, específicamente cardiorrespiratorias como la COVID-19, los hallazgos de este estudio ratifican la importancia de

una buena calidad del aire para mejorar la salud y reducir las muertes prematuras. Tanto en la pandemia por COVID-19, como en la prevención de futuras pandemias, y de todas las enfermedades que han sido relacionadas con la contaminación del aire, la ciudad de Bogotá debe continuar con el desarrollo de adecuadas estrategias de descontaminación, que se reflejarían en la disminución de la morbi-mortalidad y el número de atenciones en salud. Para el óptimo cumplimiento de estos fines es fundamental fomentar el trabajo intersectorial entre ambiente, salud, gobierno y ciudadanía para el desarrollo de estrategias conjuntas.

En conclusión, este estudio identificó una asociación positiva entre calidad del aire medida por material particulado PM10 y PM2.5 y mortalidad por COVID-19 en Bogotá, Usaquén y Kennedy. Ante el incremento de 1 µg/m3 de material particulado PM10 y PM2.5 aumenta el riesgo de mortalidad por COVID-19 en los tres escenarios, estadísticamente significativo para Bogotá y Usaquén. Se requiere continuar el desarrollo de investigaciones en la materia que puedan complementar la información obtenida y se resalta la importancia del cuidado de la calidad del aire para mejoras en salud y prevención de muertes prematuras a través del trabajo intersectorial para la construcción y optimo cumplimiento de las políticas públicas.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Entendiendo que la calidad del aire tiene una asociación positiva con el desarrollo de enfermedades agudas y crónicas, específicamente cardiorrespiratorias como la COVID-19, las recomendaciones para mejorar la calidad del aire de Bogotá son:

Los organismos de control deben realizar estricto seguimiento a las estrategias gubernamentales, como el plan decenal de descontaminación del aire de Bogotá, que reúne medidas implementadas en los sectores públicos y privados, evaluando su costo-efectividad y análisis de optimización. En el caso de este plan se genera un punto de partida que compromete a todos los sectores en el mejoramiento de la calidad del aire y a valorar los beneficios para la salud; sin embargo, se resalta el incumplimiento de las metas que planteadas para el año 2020.

Para las fuentes móviles (vehículos) de mayor producción de contaminantes, evaluar y reformular las medidas del pico y placa, las cuales han priorizado los objetivos de movilidad sobre los ambientales; existen muchas exenciones por múltiples causas, dentro de las cuales se incluye el pago del permiso para transitar. Así mismo, verificar el mantenimiento, control de emisiones y actualización del parque automotor y promover políticas que incentiven los beneficios del uso de vehículos eléctricos. Los vehículos públicos deben migrar a una tecnología más limpia y abandonar los combustibles fósiles como gasolina y diésel.

Capacitar al personal del sector salud, y en especial a los gestores de la salud pública, en la importancia de una adecuada calidad del aire, con mejores estrategias de aprendizaje y la permanente consideración de la contaminación del aire en el diagnostico diferencial de enfermedad.

La participación ciudadana es uno de los aspectos claves para la elaboración de adecuadas políticas en salud ambiental, su involucramiento en la toma de decisiones es determinante para concientizar y conseguir una mejor adherencia a las políticas de salud pública.

Fortalecer la educación y socialización de medidas medioambientales, con los principales productores de emisiones de las fuentes fijas como las empresas en el sector industrial que tienen evaluación periódica por la secretaria distrital de ambiente y permiten conteo y medición de contaminantes anualmente; sin embargo, hay algunas entidades que no han mejorado sus niveles de emisiones.

REFERENCIAS

Adhikari, A. & Yin, J. (2020).Short-Term Effects of Ambient Ozone, PM2.5, and Meteorological Factors on COVID-19 Confirmed Cases and Deaths in Queens, New York . Int. J. Environ. Res.

Public Health 2020, 17, 4047; doi:10.3390/ijerph17114047

Armstrong, B. G., Gasparrini, A., & Tobias, A. (2014). Conditional Poisson models: a flexible alternative to conditional logistic case cross-over analysis. BMC medical research methodology, 14, 122. https://doi.org/10.1186/1471-2288-14-122

Brandt, E.B., Beck, A.F. & Mersha, T.B. (2020). Air pollution, racial disparities, and COVID-19 mortality. J Allergy Clin Immunol, Jul; 146(1): 61–63. Published online 2020 May 7. doi: 10.1016/j.jaci.2020.04.035

Bolaño-Ortiz, T., Camargo-Caicedo, Y., Puliafato S., Ruggeri, M., Bolaño-Díaz, S., Pascual-Flores, R., Saturno, J. Ibarra-Espinosa, S., Mayol-Bracero, O., Torres- Delgado, E. & Cereda-Balic F. (2020). Spread of SARS-COV-2 through Latin America and the caribbean region: A look from its economic conditions, climate, and air pollution indicators. https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109938

Borro, M., Di Girolamo,P., Gentile,G., De Luca,O., Robert Preissner ,R., Marcolongo,A., Ferracuti,S. & Simmaco,M. (2020). Evidence-Based Considerations Exploring Relations between SARS-CoV-2 Pandemic and Air Pollution: Involvement of PM2.5-Mediated Up-Regulation of the Viral Receptor ACE-2. Int. J. Environ. Res. Public Health 2020, 17, 5573; doi:10.3390/ijerph17155573

Cabrera-Cano, Ángel A., Cruz-de la Cruz, J. C., Gloria-Alvarado, A. B., Álamo- Hernández, U., & Riojas-Rodríguez, H. (2021). Asociación entre mortalidad por Covid-19 y contaminación atmosférica en ciudades mexicanas: . Salud Pública De México, 63(4), 470-477. https://doi.org/10.21149/12355

Ching, J. & Kajino, M. (2020). Rethinking Air Quality and Climate Change after COVID-19. Int. J. Environ. Res. Public Health 2020, 17, 5167; doi:10.3390/ijerph1714516721

Cifuentes, M.P.,Rodríguez-Villamizar, L.A.,Rojas-Botero, M.L.,Alvarez-Moreno C.A., & Fernandez-Niño, J.A.(2021).Desigualdades socioeconómicas asociadas a la mortalidad por COVID-19 en Colombia: un estudio de cohorte a nivel nacional. doi:10.1136/jech-2020-216275

Cole, M.A., Ozgen, C., Strob,L. (2020). Air Pollution Exposure and COVID-19. IZA Institute of Labor Economics, Discussion paper series.

Comunian,S., Dongo,D., Milani, Ch. & Palestini,P. (2020). Air Pollution and COVID- 19: The Role of Particulate Matter in the Spread and Increase of COVID-19's Morbidity and Mortality. Int. J. Environ. Res. Public Health 2020, 17, 5573; doi:10.3390/ijerph17155573

Connerton,P., de Assunção, J.V., de Miranda,R.M., Slovic,A.D., Pérez- Martínez;P.J., & Ribeiro,H. (2020). Air Quality during COVID-19 in Four Megacities: Lessons and Challenges for Public Health. Int. J. Environ. Res. Public Health 2020, 17, 5067; doi:10.3390/ijerph17145067

Conticini ,E., Frediani,B. & Caro,D.(2020). Can atmospheric pollution be considered a co-factor in extremely highlevel of SARS-CoV-2 lethality in Northern Italy? Environmental Pollution 261 (2020) 114465, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114465

Copat,CH., Cristaldi ,A., Fiore,M., Grasso,A., Zuccarello,P., Signorelli,S.S., Conti,G.O. & Ferrante,M. (2020). The role of air pollution (PM and NO2) in COVID- 19 spread and lethality: A systematic review. Environmental Research 191 (2020) 110129, https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110129

Copiello, S. & Grillenzoni,C. (2020). The spread of 2019-nCoV in China was primarily driven by population density. Comment on "Association between short-term exposure to air pollution and COVID-19 infection: Evidence from China" by Zhu et al. Science of the Total Environment 744(2020)141028, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141028

Cox,L.A. & Popken,D.A. (2020).Should air pollution health effects assumptions be tested? Fine particulate matter and COVID-19 mortality as an example. Global Epidemiology (2020) https://doi.org/10.1016/j.gloepi.2020.100033

Fattorini,D., Regoli,F. (2020). Role of the chronic air pollution levels in the Covid-19 outbreak risk in Italy. Environmental pollution 264 (2020) 114732, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114732

Félix-Arellano, E.E., Schilmann, A., Hurta-

do-Diaz, M.,Texcalac-Sangrador, J.L. & Riojas-Rodriguez, H. (2020). Revisión rápida: Contaminación del aire y morbimortalidad por Covid-19. Salud Pública Mex, Vol.62, 1-8.

Filippini,T., Rothman,K.J., Goffi,A., Ferrari,F., Maffeis,G., Orsini,N. & Marco Vinceti .(2020). Satellite-detected tropospheric nitrogen dioxide and spread of SARS-CoV-2 infection in Northern Italy. Science of the Total Environment 739 (2020) 140278

Gu, W., & Rathouz, P. (2004). Distributed Lag Model: Analysis of Air Pollution on Asthma Occurrence. The University of Chicago Center for Integrating Statistical and Environmental Science. Chicago, IL.

Gupta, A., Bherwani, H., Gautam, S., Anjum, S., Musugu, K., Kumar, N., ... & Kumar,R. (2021). Air pollution aggravating COVID-19 lethality? Exploration in Asian cities using statistical models. Environment, Development and Sustainability, 23(4), 6408-6417.

Instituto hidrología, meteorología y estudios ambientales en Colombia (IDEAM).(2018).Informe de calidad del aire 2018. http://www.ideam.gov.co/web/intranet/quienes-somos/informedecalidaddelaire.

Instituto Nacional de Salud.(2021). Covid-19 en Colombia. https://www.ins.gov.co/Noticias/Paginas/Coronavirus.aspx

Kodera, S., Essam A., Rashed, E.A. & Hirata, A. (2020). Correlation between COVID-19 Morbidity and Mortality Rates in Japan and Local Population Density,22Temperature, and Absolute Humidity. Int. J. Environ. Res. Public Health 2020, 17,5477; doi:10.3390/ijerph17155477

Lei, M.T., Monjardino,J., Mendes,L., Gonçalves, D. & Ferreira,F. (2020). Statistical Forecast of Pollution Episodes in Macao during National Holiday and COVID-19 . Int. J. Environ. Res. Public Health 2020, 17, 5124; doi:10.3390/ijerph17145124

Magazzino,C., Mele,M. & Schneider,N.(2020). The relationship between air pollution and COVID-19-related deaths: An application to three French cities. Applied Energy 279 (2020) 1158352. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.115835

Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible. (2017). Resolución 2254 de 2017. https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/96-res 2254 de 2017.pdf

Organización Mundial de la Salud. (2021).Las nuevas directrices mundiales de la OMS sobre calidad del aire tienen como objetivo evitar millones de muertes debidasa la contaminación del aire. https://www.who.int/es/news/item/22-09-2021-new-whoglobal- air-quality-guidelines-aim-to-save-millions-of-lives-from-air-pollution

Organización panamericana de la salud. (S.F.). Determinantes ambientales de la salud. https://www.paho.org/es/temas/determinantes-ambientales-salud

Rodríguez-Villamizar, L.A., Bel alcázar-Cerón L.C.,Fernández-Niño J.A. et al(2020).Efectos de la contaminación del aire, las condiciones sociodemográficas y de salud en la mortalidad por COVID-19 en Colombia: un estudio ecológico.doi:https://doi.org/10.1101/2020.07.22.20159293

Rojas, N. (S.F.). Aire y problemas ambientales de Bogotá. Universidad nacional. https://bogota.gov.co/sites/default/files/inlinefiles/ aire_y_problemas_ambientales_de_bogota.pdf

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

Secretaria Distrital de salud. (2022). Observatorio de salud de Bogotá Saludata.Comportamiento de Covid-19.https://saludata.saludcapital.gov.co/osb/index.php/datos-desalud/enfermedades-trasmisibles/covid19/

Subsistema de información sobre calidad del aire (SISAIRE).(2020).Boletín de calidad del aire del IDEAM.http://sisaire.ideam.gov.co/ideamsisaireweb/publicaciones.xhtml?clase=DOCUMENTOS

Toro, M.V., Molina, E., Serna, J., Fernández, M. & Ramírez, G.(2010). Plan de descontaminación del aire en la región metropolitana del valle de aburra. Scielo.http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1909-

04552010000100002

Wilches-Visbal J.H., Castillo-Pedraza, M.(2021). Análisis de la relación de materialparticulado, cuarentena y covid-19 en una ciudad del caribe colombiano.UIS.https://doi.org/10.18273/saluduis.53.e:21032

World Health Organization & WHO European centre for environment.(2021). WHOglobal air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen,dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World health organization

Wu,X., Nethery,M.C., Sabath, M.B., Braun, D., Dominici,F. (2020) Exposure to airpollution and COVID-19 mortality in the United States: A nationwide cross-sectionalstudy. medRxiv preprint doi: https://doi.org/10.1101/2020.04.05.20054502

Zhu, Y., Xie, J., Huang,F. & Cao,L. (2020). Association between short-term exposureto air pollution and COVID-19 infection: Evidence from China. Sci Total Environ,Jul,727:138704. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138704

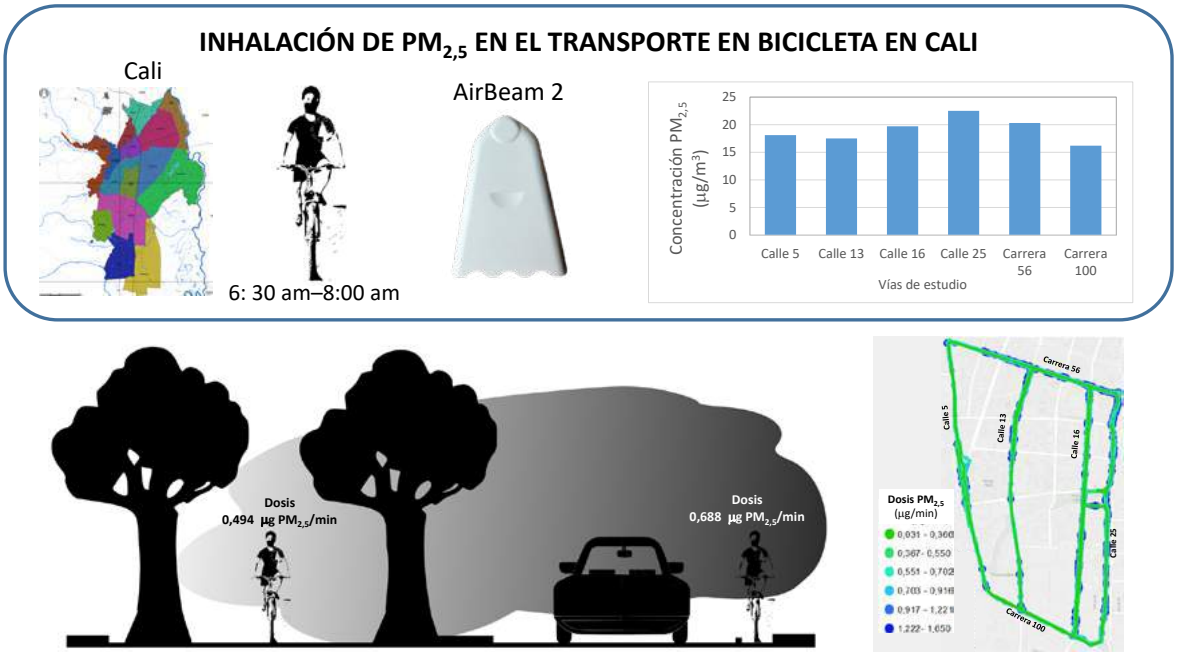
INHALACIÓN DE $PM_{2,5}$ EN EL TRANSPORTE EN BICICLETA EN CALI

Ana Lasso[1], Sebastián Imery[2]

Palabras clave:

Ciclorrutas; efectos en salud; exposición a contaminantes atmosféricos; inhalación de $PM_{2,5}$; transporte en bicicleta.

RESUMEN GRÁFICO



Un viaje en bicicleta por una ciclorruta, representa una dosis de inhalación de $PM_{2,5}$ entre 20% y 30% menor que la inhalación en vías compartidas. La exposición a $PM_{2,5}$ se reduce con la distancia a las vías o la presencia de vegetación, lo cual debería considerarse para la planeación de la infraestructura urbana.

INTRODUCCIÓN

El uso de la bicicleta como medio de transporte tiene un renovado y creciente interés asociado a la disminución de la congestión vehicular y como estrategia de mitigación del cambio climático (WHO, 2021). Adicionalmente, se han resaltado los beneficios para la salud del uso de la bicicleta (Kroesen & van Wee, 2022). En Colombia, la "Ley Probici" (Ley 1811 de 2016) promueve el transporte en bicicleta como una práctica saludable. No obstante, los beneficios de la actividad física del transporte en bicicleta se pueden anular por la inhalación de contaminantes atmosféricos como el $PM_{2,5}$ durante la circulación en la ciudad (Tainio et al., 2016), especialmente en ciudades con altos niveles de contaminación.

La inhalación de $PM_{2,5}$ de los usuarios de la bicicleta está relacionada con el flujo vehicular (cantidad y características de los vehículos), la localización de las ciclorrutas, el tiempo de viaje y

1 Universidad Autónoma de Occidente, aplasso@uao.edu.co

2 Universidad Autónoma de Occidente, sebastian.imery@uao.edu.co

la tasa de ventilación pulmonar (Laumbach et al., 2015; Morales et al., 2017; Schmitz et al., 2021; Sommar et al., 2020). Una persona en bicicleta puede estar expuesta a concentraciones menores de $PM_{2,5}$ que los usuarios de medios de transporte motorizados; sin embargo, la inhalación de un usuario de bicicleta es mayor al incrementar la ventilación pulmonar por la actividad física (Cepeda et al., 2017; Panis et al., 2010).

Cali es una ciudad con condiciones topográficas y meteorológicas propicias para el uso de la bicicleta como medio de transporte. Aunque el uso de la bicicleta representa cerca del 50% de los traslados diarios por trabajo y estudio en la ciudad, el parque automotor sigue en crecimiento (Alcaldía de Santiago de Cali, 2021). Esta última situación no favorece la calidad del aire en la ciudad e incrementa la inhalación de $PM_{2,5}$ especialmente de las personas que se transportan en bicicleta o caminan. Sin embargo, no existen datos reportados sobre este tema en la ciudad. En ese sentido, este proyecto realizó una primera aproximación a la estimación de la dosis de inhalación de $PM_{2,5}$ por el transporte en bicicleta por vías de alto flujo vehicular en el sur de Cali.

MATERIALES Y MÉTODOS

Cali está ubicada en el suroccidente colombiano, capital del departamento del Valle del Cauca. La altura promedio de la ciudad es 1000 metros sobre el nivel del mar, con una precipitación aproximada de 5000 mm/año y temperatura promedio de 23°C. El estudio se realizó al sur de la ciudad (unidades de planificación urbana - UPU Valle del Lili, Meléndez y Pance), predominantemente residencial, con zonas mixtas con comercios y centros educativos (Alcaldía de Santiago de Cali, 2014). Esta zona registra la mayor cantidad de viajes en auto por persona (Unión Temporal UT SDG-CNC, 2015); adicionalmente, se presenta un alto flujo de trabajadores provenientes del oriente y la zona de ladera que se desplazan principalmente en bicicleta.

Las vías incluidas en el estudio corresponden a la carrera 56 y carrera 100 que cruzan en dirección oeste – este y las calles 5, 13, 16 y 25 que cruzan en sentido norte – sur (Líneas azules - Figura 1). El estudio se realizó entre agosto y octubre de 2021 con recorridos entre las 6:30 am y las 8:00 am, en días de semana (martes, miércoles y jueves, sin diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones medidas) y domingo como día control. Los recorridos se realizaron en ciclorrutas generalmente con arborización (Calle 5 y Carrera 100), ciclo bandas con menos de dos metros de separación de la vía (Carrera 56, Calle 13 (la mayor parte de la vía), Calle 16, Calle 25) o en vía pública en ausencia de alguna de las dos opciones anteriores o por deterioro de la ciclorruta (algunos tramos en las vías de estudio).

La dosis de inhalación de $PM_{2,5}$ en un tramo i (Di) fue calculada según la ecuación 1:

$$D_i = C_i \times TI \quad (1)$$

La concentración de $PM_{2,5}$ en el tramo i (C_i) se midió con un Airbema2 (HabitatMap, USA), un sensor portátil de bajo costo. El dispositivo registra las concentraciones, segundo a segundo, asociadas a una coordenada geográfica. El sensor fue portado por el ciclista a la altura del pecho buscando simular la inhalación durante el recorrido. Para la tasa de inhalación (TI) se usó 30,56 L/min, considerando el rango de edades entre 16 y 61 años para una actividad de intensidad moderada (equivalente metabólico entre 3 y 6 MET) (U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 2011) en todo el recorrido en todas las vías. Posteriormente con la herramienta Getis-Ord Gi* del software ArcMAP10.5 se determinaron los puntos calientes en cada vía; de este análisis se asignó el valor máximo de cada vía como dosis de inhalación.

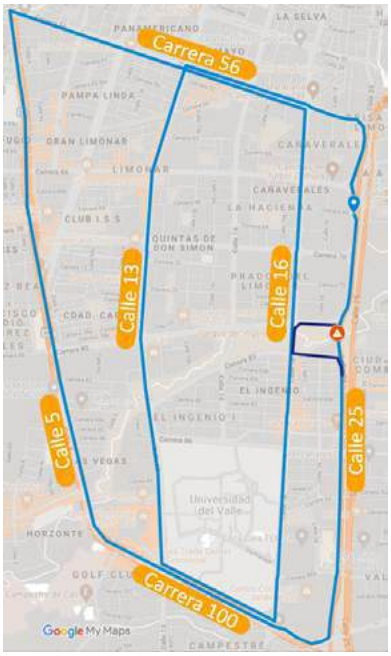


Figura 1. Zona de estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las concentraciones medidas y las dosis de inhalación estimadas de $PM_{2,5}$ en cada vía en estudio se presentan en la Tabla 1. El análisis estadístico indicó que en el periodo de estudio no se encontraron diferencias estadísticamente representativas entre los días de la semana. Por su parte, el día control presentó reducciones promedio de 28% en las concentraciones de $PM_{2,5}$ respecto de los días de la semana. Variaciones similares entre los días de la semana laborales y fin de semana han sido reportadas en otros estudios (Franco et al., 2016); no obstante, las concentraciones de $PM_{2,5}$ en Cali son menores que las reportadas en Bogotá (Morales et al., 2017)particularly, in cities with mobility challenges where duration of exposure to traffic related pollutants can be considerably higher. This work assesses the factors influencing particulate matter exposure and inhaled dose in transport microenvironments in a large and rapidly growing metropolitan area. We determined the influence of transport alternative on inhaled dose by quantifying and comparing the dose of commuters in different transportation modes. The intake dose of fine particulate matter (PM2.5.

La concentración promedio de PM2,5 en la Calle 25 es mayor que en las otras vías en estudio. Esta diferencia se puede relacionar con las características de la vía, la Calle 25 es la conexión de la vía Panamericana en Cali; por tanto, es posible encontrar un mayor flujo de vehículos particulares, de carga y de transporte intermunicipal que no transita por las otras vías estudiadas. Adicionalmente, en esta vía es habitual la ocurrencia de atascos vehiculares donde vehículos de transporte escolar y particulares, así como las motos son predominantes en el horario de los recorridos.

Tabla 1. Concentraciones y dosis de inhalación de $PM_{2,5}$ por vías en estudio.

Vía Medición	Calle 5	Calle 13	Calle 16	Calle 25	Carrera 56	Carrera 100
Concentración (desviación estándar) µg/m³	18,1 (6,9)	17,5 (7,5)	19,7 (7,5)	22,5 (8,8)	20,3 (7,6)	16,2 (6,9)
Dosis de inhalación µg/min	0,554	0,536	0,603	0,688	0,619	0,494

Un viaje en bicicleta en Cali puede tener una duración media de 24,8 min (Unión Temporal UT SDG-CNC, 2015), con lo cual se tendría una dosis inhalada promedio de PM2,5 por el transporte en bicicleta en las vías en estudio de 14,4 µg de PM2,5. Considerando una concentración promedio diaria de PM2,5 de la estación Univalle (12,7 µg/m³) suponiendo 480 minutos durmiendo y 910 minutos en actividades de bajo esfuerzo, la dosis de inhalación diaria de una persona es 185,4 µg de PM2,5; de los cuales el transporte en bicicleta representa el 16%.

De acuerdo con las dosis de inhalación calculadas, un viaje en bicicleta por una ciclorruta, representa una dosis de inhalación entre 20% y 30% menor que la inhalación en vías compartidas. Lo cual indica que la distancia o la presencia de vegetación actúa como barrera de protección que disminuye la exposición a $PM_{2,5}$.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La evaluación de las concentraciones y de las dosis de inhalación de $PM_{2,5}$ en las actividades de transporte es una herramienta para la planificación de la infraestructura. Cali es una ciudad con una proyección importante de nueva ciclo infraestructura (Alcaldía de Santiago de Cali, 2021), sin embargo, estas nuevas rutas se han planeado sin distanciamiento de vías de la ciudad, incrementando el riesgo de presentar enfermedades respiratorias en los usuarios de la bicicleta. Una planeación considerando los elementos de análisis de este tipo de proyecto, además de los beneficios para la salud de las personas y el ambiente, tiene beneficios económicos. Ciudades con apuestas a la movilidad en bicicleta o caminando ha mostrado recuperación de la inversión con el crecimiento de la economía local, relacionada con el comercio y el turismo, principalmente (Bhattacharya et al., 2019). También es importante la economía familiar que se encuentra beneficiada por un medio de transporte económico y seguro (Litman, 2021). Esto representa una apuesta por el cambio en las dinámicas de la ciudad que debe incluir diferentes aspectos sociales y culturales para fortalecer el mejoramiento de la estructura y funcionamiento de la ciudad.

REFERENCIAS

Alcaldía de Santiago de Cali. (2014). *Plan de ordenamiento territorial – POT*. https://www.cali.gov.co/planeacion/publicaciones/52108/documento-plan-de-ordenamiento-territorial/

Alcaldía de Santiago de Cali. (2021). *Plan de Desarrollo de Santiago de Cali 2020-2023.* https://www.cali.gov.co/loader.php?lServicio=Tools2&lTipo=descargas&lFuncion=descargar&idFile=50300

Bhattacharya, T., Mills, K., & Mulally, T. (2019). *Active transportation transforms America: The case for increased public investment in walking and biking connectivity*.

Cepeda, M., Schoufour, J., Freak-Poli, R., Koolhaas, C. M., Dhana, K., Bramer, W. M., & Franco, O. H. (2017). Levels of ambient air pollution according to mode of transport: a systematic review. *The Lancet Public Health*, *2*(1), e23–e34.

Congreso de Colombia. (2016). *Ley 1811 de 2016. Por la cual se otorgan incentivos para promover el uso de la bicicleta en el territorio nacional y se modifica el Código Nacional de Tránsito*.

Franco, J. F., Segura, J. F., & Mura, I. (2016). Air pollution alongside bike-paths in Bogotá-Colombia. *Frontiers in Environmental Science*, *4*, 77.

Kroesen, M., & van Wee, B. (2022). Understanding how accessibility influences health via active travel: Results from a structural equation model. *Journal of Transport Geography*, *102*, 103379.

Laumbach, R., Meng, Q., & Kipen, H. (2015). What can individuals do to reduce personal health risks from air pollution? *Journal of Thoracic Disease*, *7*(1), 96.

Litman, T. (2021). *New Mobilities: Smart Planning for Emerging Transportation Technologies*. Island Press.

Morales, R., Galvis, B., Pablo Ramos-Bonilla, J., Balachandran, S., Lucía Sarmiento, O., Mercedes Gallo-Murcia, S., & Contreras, Y. (2017). Exposure to Particulate Pollution in Transportation

Microenvironments in Bogotá, Colombia. *Journal of Transport & Health*, *5*, S59. https://doi.org/10.1016/j.jth.2017.05.353

Panis, L. I., De Geus, B., Vandenbulcke, G., Willems, H., Degraeuwe, B., Bleux, N., Mishra, V., Thomas, I., & Meeusen, R. (2010). Exposure to particulate matter in traffic: a comparison of cyclists and car passengers. *Atmospheric Environment*, *44*(19), 2263–2270.

Schmitz, S., Caseiro, A., Kerschbaumer, A., & von Schneidemesser, E. (2021). Do new bike lanes impact air pollution exposure for cyclists?—a case study from Berlin. *Environmental Research Letters*, *16*(8), 84031.

Sommar, J. N., Johansson, C., Lövenheim, B., Markstedt, A., Strömgren, M., & Forsberg, B. (2020). Potential effects on travelers' air pollution exposure and associated mortality estimated for a mode shift from car to bicycle commuting. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *17*(20), 7635.

Tainio, M., de Nazelle, A. J., Götschi, T., Kahlmeier, S., Rojas-Rueda, D., Nieuwenhuijsen, M. J., de Sá, T. H., Kelly, P., & Woodcock, J. (2016). Can air pollution negate the health benefits of cycling and walking? *Preventive Medicine*, *87*, 233–236. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ypmed.2016.02.002

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2011). *Exposure Factors Handbook: 2011 Edition*. https://ordspub.epa.gov/ords/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=522996

Unión Temporal UT SDG-CNC. (2015). *Encuesta de Movilidad Hogares Cali 2015*. https://www.metrocali.gov.co/wp/wp-content/uploads/2019/02/Encuesta-de-movilidad-2015.pdf

WHO. (2021). *COP26 Special Report on Climate Change and Health. The Health Argument for Climate Action*. 82.

EXPOSICIÓN A RUIDO AMBIENTAL Y EL EFECTO SOBRE LA CALIDAD DEL SUEÑO DE ADULTOS RESIDENTES EN MEDELLÍN, COLOMBIA: RESULTADOS PRELIMINARES

Oscar Alberto Rojas-Sánchez[1*], Jonathan Ochoa Villegas[2], Diana Marcela Marín Pineda[3], Juan Gabriel Piñeros Jiménez[4], Laura Andrea Rodríguez-Villamizar[5]

Palabras clave:
Ruido; efectos del ruido; salud ambiental; sueño; calidad del sueño.

RESUMEN GRÁFICO: RUIDO Y SUEÑO (DAG)

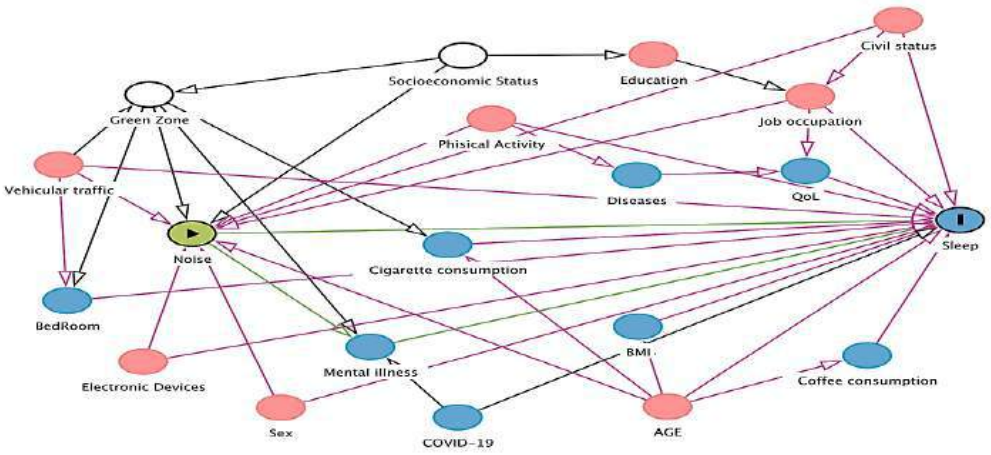


Figura 1. **Diagrama Acíclico Directo** sobre conceptualización de la relación entre *Ruido y Sueño*, ajustando *a priori* y teóricamente covariables de importancia
Fuente: Rojas-Sánchez OA, et al., 2023

INTRODUCCIÓN

El ruido ambiental y al interior de los hogares es un contaminante de importancia en las poblaciones urbanizadas y modernas. Se ha sugerido que el ruido es uno de los principales factores que afectan directamente la calidad del sueño de las personas. La calidad del sueño repercute en la homeostasis del cuerpo humano y está determinada por aspectos intrínsecos de relevancia como el inicio del sueño, su mantenimiento, la cantidad de sueño y el descanso efectivo al despertar o al estar en vigilia la persona. Según la OMS, una persona necesita alrededor de 6 a 8 horas de sueño continuas para disminuir el riesgo de problemas de salud asociados (OMS, 2004).

La alteración del sueño puede ser multifactorial y la interacción o potenciación entre diferentes factores que afectan la calidad del sueño puede ser difícil de identificar para cada persona en particular (Aguirre-Navarrete R., 2007 y 2013). El estado del arte sobre esta problemática de salud pública es escaso y presenta vacíos de conocimiento en torno a los cambios en la calidad del sueño producto de la exposición a diferentes fuentes de ruido ambiental en Colombia. Por tanto, el objetivo de este estudio fue determinar la

1Instituto Nacional de Salud, orojas@ins.gov.co; os.rosan@gmail.com . *Autor de correspondencia.
2Universidad San Buenaventura, jonathan.ochoa@usbmed.edu.co
3Universidad Pontificia Bolivariana, dianamarcela.marin@upb.edu.co
4Universidad de Antioquia, juan.pineros@udea.edu.co
5Universidad Industrial de Santander, laurovi@uis.edu.co

relación entre la exposición a ruido ambiental y la calidad del sueño de adultos con gradiente diferencial de exposición en Medellín, la segunda ciudad más poblada del país.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un estudio de corte transversal. La muestra estuvo conformada por 225 personas de la ciudad de Medellín-Colombia. Los criterios de inclusión de la muestra fueron: 1. Personas mayores de 18 años; 2. Personas con tiempo de residencia en el sector mayor a seis meses; 3. Personas residentes habituales de la vivienda y que durmieran en la misma; 4. Personas que permanecieran el mayor tiempo en la vivienda; 5. Personas que residieran en el área de interés del estudio (comunas 11 y 16), con diversidad de viviendas con bajo impacto o exposición (zonas verdes; <=50 decibeles) o alto impacto o exposición a ruido (zonas rojas; >=65 decibeles), según mapa de ruido vigente de la ciudad. Por su parte, los criterios de exclusión fueron: 1. Personas con alteraciones psicológicas o psiquiátricas (con diagnóstico o en tratamiento actual) que tuvieran un impacto su calidad de vida, sueño o les produjeran sintomatología de ansiedad y 2. Personas con alteraciones en la comunicación que limitara su capacidad para responder preguntas o la evaluación del desenlace de interés.

2.1 Medición de la exposición:

Los valores puntuales de la exposición individual promedio fueron tomados del Mapa de ruido de la ciudad de Medellín para 2018. Además, fueron realizadas algunas mediciones específicas aleatorias en fachadas de los participantes del estudio mediante sonómetro calibrado para validar los cálculos y proyecciones realizadas en la estructuración del mapa de 2018. Se seleccionaron como zonas de muestreo las comunas 11 y 16 (divididas por la Avenida 33) por incluir alta diversidad de niveles de exposición a ruido ambiental.

2.2 Medición del evento de interés:

El evento de interés fue medido mediante el *Índice de Calidad del sueño de Pittsburgh*, el cual es un cuestionario estandarizado y ampliamente utilizado a nivel internacional desde 1988, con su validación y utilización previa correspondiente en Colombia. Este índice compuesto o escala posee 7 componentes que miden diferentes aspectos como calidad subjetiva del sueño, latencia del sueño, duración, eficiencia del sueño habitual, perturbaciones, uso de sedación hipnótica y disfunción diurna. El puntaje obtenido puede mostrar valores entre cero y 21 puntos, siendo por arriba de 5 puntos el indicio de un deterioro de la calidad del sueño de la persona. Por consiguiente, la clasificación de los participantes del estudio se realizó con base en el punto de corte de 5, creando dos categorías básicas de análisis que fueron denominadas como “buena calidad del sueño” y “pobre calidad del sueño”. Esto con base en el artículo conceptual del Índice de Pittsburgh (Buysse, D. J., et al. 1989).

2.3 Otros aspectos metodológicos de importancia:

Teniendo en cuenta el estado del arte y según Diagrama Acíclico Directo (DAG, por sus siglas en inglés) se realizó medición de covariables de relevancia. Los datos colectados fueron almacenados en Microsoft Excel y analizados con STATA v12. El protocolo de investigación fue valorado y aprobado en los comités de ética CEINCI de la UIS y CEMIN del INS. El trabajo de campo fue realizado entre agosto de 2021 y 2022.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Del total de participantes (n=225), el 53,8 % eran de sexo femenino, 41 % casados, 22 % jubilados, con un rango de edades entre 18 y 85 años, mediana de 57 años (RI: 36). El 45,3 % de las personas encuestadas tenía educación universitaria de pregrado y/o postgrado y el 70,7 % de ellas vivía en casas tradicionales ubicadas en estratos socioeconómicos 3 y 5 principalmente. Sólo el 11,6 % de las personas eran fumadoras y el 19,1 % de ellas eran exfumadoras.

Según las zonas de exposición, los promedios de exposición por zona fueron 48,07 (DE: 1,23) y

66,29 dB (DE: 1,94) decibeles, respectivamente. Con relación al Índice de Pittsburgh, se estableció que en la zona de alta exposición el 58,8 % (67 de 114) de las personas tienen "pobre calidad de sueño" o tienen algún tipo de alteración en su calidad del sueño global; por su parte, en la zona de baja exposición, el 60,4 % (67 de 111) de las personas tienen "pobre calidad de sueño".

Se evidenció que la correlación entre el puntaje de la prueba de Pittsburgh y el gradiente de exposición a ruido ambiental es muy baja y negativa, aunque sin significancia estadística (r_s= -0,005; p=0,94).

Se observó que a medida que aumenta la edad la cantidad de horas de exposición a pantallas (TV, PC, teléfono celular y/o tabletas) disminuye (ver **Tabla 1**) y esto es un factor de relevancia para el sueño y como tal para la regulación del *ritmo circadiano* y en última instancia determinante para la *homeostasis del sueño*. De igual modo, aunque la correlación entre el uso de pantallas y ruido es baja, es directamente proporcional, con significancia estadística en límite de su aceptación (r_s= 0,127; p=0,057).

Tabla 1. Correlación entre variables de importancia sobre Ruido ambiental y Sueño.

SPEARMAN Test (Correlación)	Nivel de exposición a ruido	Índice de Pittsburgh	Edad	ESE	Expo a pantallas
Nivel de exposición a ruido (dB)	1				
Índice de Pittsburgh	-0,005 (p=0,94)	1			
Edad (años)	-0,149 (p=0,03)	0,095 (p=0,15)	1		
Estrato Socioeconómico (ESE)	0,063 (p=0,35)	-0,092 (p=0,17)	0,065 (p=0,33)	1	
Exposición a pantallas (Hrs)	0,127 (p=0,057)	0,063 (p=0,35)	-0,522 (p<0,01)	0,027 (p=0,69)	1

Visto desde el otro punto de vista, en el resultado de la **Tabla 1** con relación al uso de las pantallas, se puede afirmar que son las personas más jóvenes las que utilizan en mayor grado pantallas y esto podría estar afectando de forma directa la calidad y cantidad del sueño de dicho grupo poblacional. De igual forma, en los resultados de correlación de la **Tabla 1** se puede evidenciar que entre más baja sea la edad, es mayor la exposición a ruido ambiental. Dicha correlación fue baja pero significativa estadísticamente (r_s= -0,149; p=0,03).

Al realizar el análisis bivariado entre zona de exposición y el índice de Pittsburgh, no se encontró diferencias estadísticamente significativas (p=0,89). Ver **Tabla 2**. Esto podría ser explicado en parte porque independiente de las franjas de evaluación (o 2 categorías) de la exposición propuestas para la medición y análisis respectivo, el efecto del ruido ambiental puede ser atenuado por otras condiciones que alteran el sueño y que son más de tipo individual o familiar, además, la calidad del sueño tuvo una tendencia a ser uniforme entre los dos puntos de comparación. Otro factor a tener en cuenta es que el tamaño de muestra limitado del estudio probablemente no permitiría identificar diferencias pequeñas entre las zonas.

Tabla 2. Relación entre Zona de exposición e Índice de Pittsburgh.

Categoría de Exposición (Según MAPA DE RUIDO)	Clasificación de la **CALIDAD DEL SUEÑO**		TOTAL
	Buena	Pobre	
Alta	47	67	114
Baja	44	67	111
TOTAL	91	134	225

Pearson´s Chi2=0,06 (p= 0,81); p de *Fisher´s exact*= 0,89

Sin embargo, si vemos los resultados de la **Tabla 2** desde otra perspectiva y con relación a lo que nos muestra el Índice de Pittsburgh, independiente del nivel de ruido ambiental o de la exposición a este, aproximadamente el 60 % de las personas está teniendo alteraciones en su calidad del sueño, lo cual pareciera ser un problema común en la población moderna y que alguna manera también puede ser un factor de riesgo para su salud.

Ahora bien, aunque en una primera aproximación no parece encontrarse diferencias considerables en la calidad del sueño según el gradiente de exposición a ruido, al realizar la siguiente pregunta de autopercepción contenida en nuestro cuestionario compilado de evaluación: *¿Su sueño ha sido alterado por el ruido en el último mes?* y contrastarla contra el test de Pittsburgh de forma dicotómica, se encontró que el 35,6 % (n=80) de las personas que son "pobres dormidores" tienen una percepción de afectación por ruido ambiental (p<0,001). Siendo en primer lugar (51,3%) el ruido por actividades de ocio (bares, discotecas o fiestas clandestinas) de los sectores evaluados en la ciudad lo que más afecta a los "pobres dormidores", seguido del tráfico rodado (automóviles u otros). Un gran estudio muy reciente encontró que, por cada 10 dB de incremento en el ruido ambiental ocasionado por carros en la noche, se aumenta en 1,52 veces (OR=2,52; IC95%: 2,28-2,79) la probabilidad en la alteración del sueño de las personas (Smith, M. G. et al., 2022).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados de este estudio sugieren de manera preliminar que el ruido como un "aparente contaminante invisible" del aire, puede tener efectos en salud y esto es percibido por las personas como un factor que afecta su sueño, lo que en última instancia afectará otros órganos o sistemas de su cuerpo de forma directa o indirecta.

Dado el tamaño exploratorio de la muestra (n=225), los resultados pueden ser incluidos en los análisis conjuntos de las autoridades locales de las secretarías de ambiente y de salud de Medellín al igual que en las dependencias respectivas de otras grandes ciudades de Colombia, para mejorar los análisis de la afectación del ruido ambiental en calidad del sueño, salud y calidad de vida de sus habitantes e intervenir con ello las fuentes de emisión a que haya lugar. Lo anterior, considerando que a nivel local e inclusive nacional no son muchos los estudios que han abordado esta problemática de salud pública. Además, estos resultados son de importancia para el diseño

de políticas públicas orientadas hacia grupos de población vulnerables que permanecen o "deben permanecer" gran parte del tiempo en sus casas y que poseen múltiples fuentes de exposición a ruido ambiental que inciden sobre su vivienda.

AGRADECIMIENTOS

Para la realización de este estudio, se recibió financiación por parte de MinCiencias a través de la convocatoria No. 842 de 2019, orientada a financiar programas de investigación. Por tanto, este estudio sobre ruido y sueño realizado en la ciudad de Medellín fue desarrollado en el marco de uno de los tres proyectos financiados del 1er *Programa de investigación en Salud Ambiental para Colombia*. El proyecto de investigación oficial en el cual se enmarca este trabajo se denomina *CALIDAD DEL AIRE Y SALUD AMBIENTAL URBANA EN CINCO CIUDADES DE COLOMBIA* (Número de proyecto en Minciencias: 110284268242).

Por otra parte, se realiza un agradecimiento especial al *personal de campo* conformado por los profesionales Juan Tobón y Luis Javier Hernández por su constancia y compromiso con la recolección de la muestra y los datos en terreno. De igual forma, a los líderes(as) y autoridades locales por su ayuda en la parte logística y en la sensibilización de la comunidad.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguirre-Navarrete, R. (2007). Bases anatómicas y fisiológicas del sueño. Rev. Ecuat. Neurol, 15(2). http://revecuatneurol.com/wp-content/uploads/2015/06/Bases.pdf

Aguirre-Navarrete, R. (2013). Cambios fisiológicos en el sueño. Revista ecuatoriana de neurología, 22(1-3). http://revecuatneurol.com/wp-content/uploads/2015/06/9-Cambios.pdf

Buysse, D. J., Reynolds III, C. F., Monk, T. H., Berman, S. R., & Kupfer, D. J. (1989). The Pittsburgh Sleep Quality Index: a new instrument for psychiatric practice and research. Psychiatry research, 28(2), 193-213. https://www.sleep.pitt.edu/wp-content/uploads/Study_Instruments_Measures/PSQI-Article.pdf

Smith, M. G., Cordoza, M., & Basner, M. (2022). Environmental noise and effects on sleep: An update to the WHO systematic review and meta-analysis. Environmental health perspectives, 130(7), 076001. https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/35857401/

World Health Organization (2004). WHO technical meeting on sleep and health: Bonn Germany, 22–24 January 2004 (No. WHO/EURO: 2004-4242-44001-62044). World Health Organization. Regional Office for Europe. https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0008/114101/E84683.pdf

CONCENTRACIONES DE PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS FINAS EN AUTOBUSES DE TRANSPORTE PÚBLICO URBANO EN CIUDADES BRASILEÑAS

Julián Felipe Segura Contreras[1]

Palabras clave:
Material particulado; variabilidad espacial; atributos urbanos; exposición personal.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire en los centros urbanos es un fenómeno en constante aumento, especialmente en las megaciudades (con una población de más de 10 millones de habitantes) en los países en desarrollo (CHOW et al., 2004). Siendo el tráfico un contribuyente importante al $PM_{2.5}$ en entornos urbanos en varias regiones, incluidas India (37 %), el sudeste asiático (36 %), el suroeste de Europa (35 %), Brasil (34 %) y Oceanía (26 %). En otras regiones, como Canadá, Estados Unidos y Corea del Sur, el 62 %, 46 % y 45 %, respectivamente, de las concentraciones de PM2.5 provienen de fuentes antropogénicas no especificadas, principalmente a través de la formación de partículas secundarias. (KARAGULIAN et al., 2015). Las concentraciones de contaminantes atmosféricos en microambientes urbanos con circulación de transporte motorizado son altamente variables e influenciadas por diversos factores. Numerosos estudios han cuantificado los niveles de contaminación de las calles y su relación con los atributos urbanos (semáforos, paradas de autobús, pendientes) y con los patrones de conducción (PANDIAN et al., 2009; DONS et al., 2013; GOEL e KUMAR, 2014; WU et al., 2015; TARGINO et al., 2016). Más específicamente, WU et al. (2015) evalúan las características topográficas de las calles, las características meteorológicas y de tráfico con la variación de concentraciones de $PM_{2.5}$, BC y Concentración del número de partículas (CNP), demostrando que la variación de contaminantes está determinada principalmente por la proximidad al tráfico. TARGINO et al. (2016) identificaron que las concentraciones de $PM_{2.5}$ y BC están relacionadas con el volumen de tráfico, especialmente con vehículos diésel pesados, y tienen una gran variabilidad espacial a una escala de pocos metros.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

El estudio fue realizado en la región metropolitana de 3 ciudades brasileñas: Londrina (PR), Curitiba (PR) y São Paulo (SP), la Figura 1 muestra la localización geográfica.

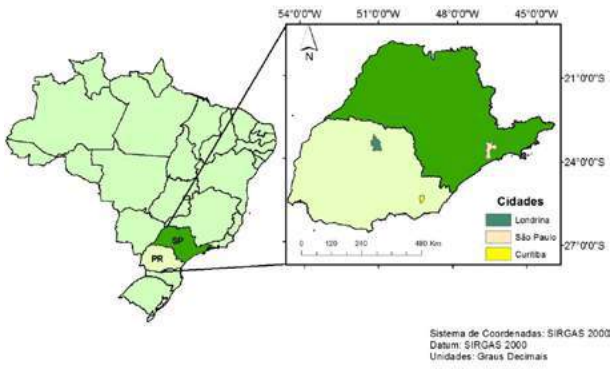


Figura 1. Mapa de Brasil mostrando la localización del área de estudio.
Fuente: (Segura, 2017).

2.2 Campaña de medición

Los datos de concentraciones de $PM_{2.5}$, BC y CNP se midieron dentro de los buses de transporte público de las ciudades utilizando tres equipos ópticos portátiles y un receptor de sistema de

1 Maestría en Ingeniería Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *jfsegurac@universidadean.edu.co*

posicionamiento global (GPS) para georreferenciar la ruta. Para las concentraciones de PM2.5 fue utilizado el DustTrak (DT) modelo 8520 (TSI, EUA), para las concentraciones de BC MicroAeth® modelo AE51 (AethLabs, EUA) y para las CNP se utilizó el contador de partículas modelo 3007 (CPC-3007) (TSI, EUA), finalmente para la geolocalización se utilizó el GPS modelo DG-100 (Globalsat, Taiwan).

Las concentraciones de los contaminantes y la posición geográfica se midieron simultáneamente en buses de transporte público urbano. Las rutas se definieron a partir de consultas en los sitios web de la red de transporte público de cada ciudad, donde se estimó la duración del viaje y el itinerario. Un requisito previo para el diseño de las rutas fue que pasaran por sectores de la ciudad con presencia del mismo tipo de tráfico (vehículos particulares, buses, motocicletas) y atributos urbanos similares (vías controladas por semáforos, estructuras de cañones, etc.). Para cada ciudad, las tomas de datos se realizaron entre semana y siempre comenzaron a la misma hora (no se tomaron en cuenta las horas pico) para evitar la variabilidad horaria en los patrones de tráfico, con una duración entre 100 y 120 minutos según la ruta. Para el conteo de la densidad vehicular se realizaron conteos manuales durante una hora con intervalos de 15 minutos y tomando datos de aforos vehiculares realizados por otros estudios. Para el análisis de la distribución espacial se construyeron matrices con los datos georreferenciados para cada día de recolección con hora de recolección, datos de GPS (latitud, longitud, velocidad de desplazamiento y elevación) y concentraciones de $PM_{2.5}$, BC, y CNP para posteriormente elaborar mapas temáticos utilizando la herramienta ArcGis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Análisis estadístico de concentraciones de contaminantes

En términos de concentraciones medias y medianas de todos los contaminantes observados, las cabinas de los buses de Londrina fueron las menos contaminadas, mientras que los buses de São Paulo fueron los más contaminados en términos de CNP. Los buses de Curitiba fueron los más contaminados en cuanto a BC y $PM_{2.5}$, con valores medios de 16,9 y 31,0 µg/m³, contra 8,9 y 29,5 µg/m³ en São Paulo. En ese contexto, los datos de BC, $PM_{2.5}$ y CNP dentro de la cabina del bus alcanzaron valores máximos extremos en Curitiba, con picos coincidentes de 429,4 µg/m³, 2,7 µg/m³ y 608.919 #/cm³ observados en la Rua Presidente Faria. La Tabla 1 muestra la descripción estadística de los contaminantes medidos en las tres ciudades.

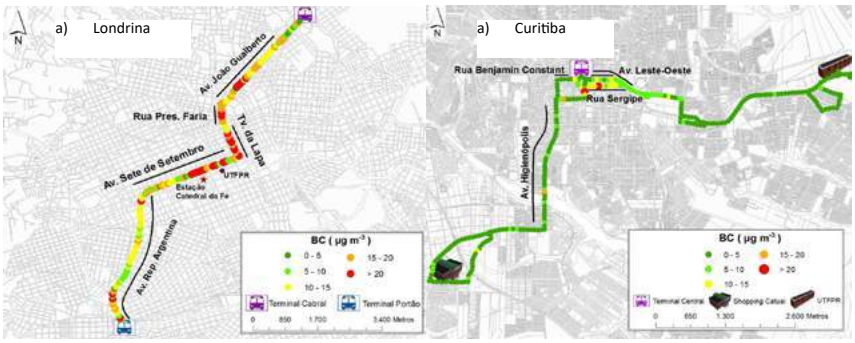
Tabla 1. Descripción estadística de las concentraciones de BC, $PM_{2.5}$ y CNP dentro de los buses.

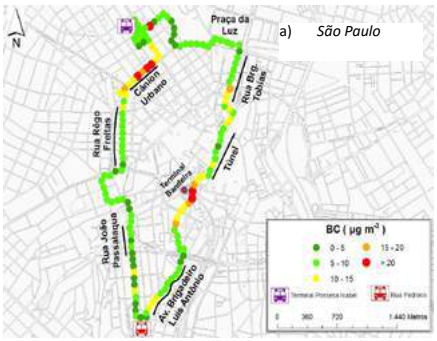
	Londrina			Curitiba			São Paulo		
	BC	$PM_{2.5}$	CNP	BC	$PM_{2.5}$	CNP	BC	$PM_{2.5}$	CNP
	µg/m³		#/cm³	µg/m³		#/cm³	µg/m³		#/cm³
Mínimo	0,1	0,5	1.646	0,1	2,0	5.693	2,4	1,3	739
Máximo	107,9	340,1	231.302	429,4	2.734	608.919	160,7	236,8	256.616
Media	5,4	16,1	34.038	16,9	31	45.075	8,9	29,5	53,479
Desv. std.	7,6	10,3	24.049	19,6	52,7	31.635	5,6	11,3	22.902
Mediana	3,4	14,5	28.764	10,9	26,5	39.377	7,4	28,6	48.997
Percentil 5	0,9	5,5	7.694	1,7	12,2	13.729	3,2	15,9	27.445
Percentil 95	16,8	30,5	78.092	50,4	62,7	93.442	20,4	45,9	94.937

Fuente: (Segura, 2017).

3.2 Análisis espacial de concentraciones de contaminantes

En la figura 3 se muestra un ejemplo de la distribución espacial de las medianas agregadas de los datos de BC recopilados en las tres ciudades. La mayor parte del trayecto en Londrina mostró concentraciones por debajo de 5,0 µg/m^3, se evidencia un sector (Rua Sergipe) con diferencias en las concentraciones de BC ya que es la salida de 21 líneas de buses de transporte público que por ella llegan a la Terminal Central con un flujo de 75 buses/h en hora pico; para Curitiba se observó que casi todo el trayecto presentó concentraciones encima de 10,0 µg/m^3, se muestra que sectores como la Avenida Sete de Setembro e Transversal da Lapa presentaron valores encima de 10,0 µg/m^3 y que coinciden también con un alto flujo de buses; finalmente para la ciudad de São Paulo las concentraciones mostraron mayor variabilidad espacial, con valores predominantemente entre 5,0 y 10,0 µg/m^3, un área donde se evidencian concentraciones arriba de 15 µg/m^3 fue la Avenida Duque de Caixas que tiene característica de *cañon urbano* lo que contribuye a estas altas concentraciones.





Figuras 1, 2, 3. Distribución espacial de las concentraciones de BC para las tres ciudades estudiadas.
Fuente: (Segura, 2017)

3.3 Factores determinantes de puntos críticos

Para identificar y mapear los puntos críticos, se identificaron cuando al menos una de las métricas de concentraciones excedía su respectivo percentil 95. La Figura 4 muestra los ejemplos de puntos críticos de las concentraciones medianas de BC, PM2.5 y CNP en las tres ciudades. En Londrina, la mayoría de los puntos críticos se encontraron en el centro de la ciudad, cerca de Rua Sergipe y se observa que este sector de la ciudad está dominado por intersecciones con semáforos y algunas paradas de colectivos; para la ciudad de Curitiba se presentaron en la Av. Sete de Setembro, que también presenta una alta densidad de semáforos, algunas paradas de bus y alto tráfico de vehículos pesados; por último, para São Paulo

la mayoría de los puntos críticos se presentaron a la salida del túnel de Anhangabaú y en las inmediaciones de la Terminal Bandeira. Estos sectores no cuentan con una alta densidad de semáforos o paraderos de buses, el efecto pistón puede ser uno de los factores más determinantes en la aparición de estos puntos a la salida del túnel.

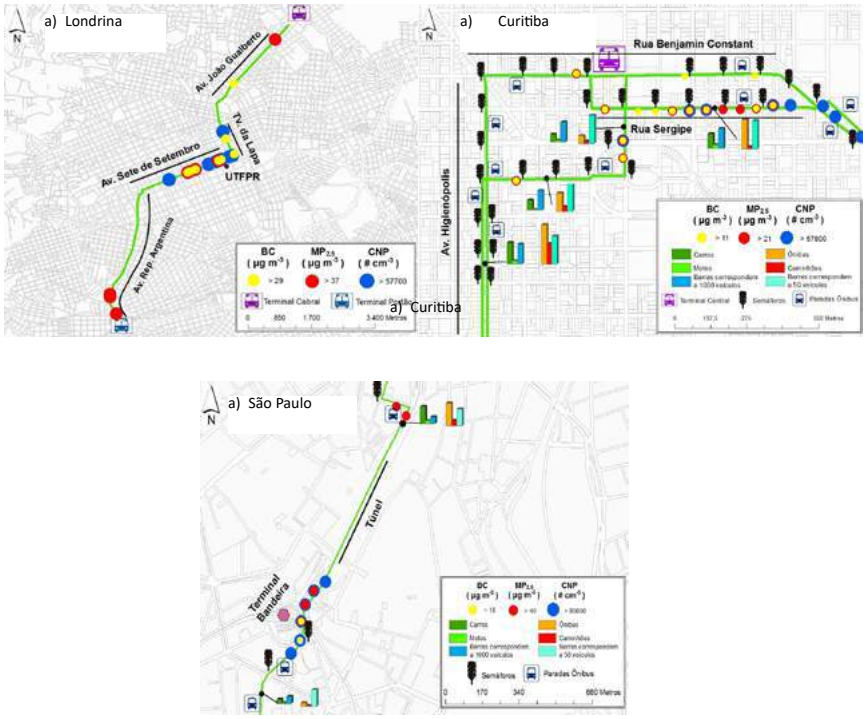


Figura 4. Puntos críticos de concentraciones de BC, $PM_{2.5}$ y CNP en las ciudades estudiadas.

Fuente: (Segura, 2017).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Por primera vez en Brasil, se realizó un monitoreo de las concentraciones de material particulado dentro de los buses de transporte público urbano, comparando una ciudad mediana, una ciudad grande y una megaciudad. Los resultados de este estudio mostraron la gran variabilidad espacial en las concentraciones de BC, $PM_{2.5}$ y CNP tanto en una misma ciudad como al comparar las tres ciudades. Teniendo en cuenta que las cabinas de buses son microambientes donde existe una alta circulación de personas, los datos aquí presentados pueden utilizarse para evaluar la exposición personal a estos contaminantes y los efectos en la salud humana, teniendo en cuenta escenarios con diferentes perfiles de usuarios trabajadores que pasan la mayor parte de su tiempo en este microentorno. Para comprender mejor la variabilidad de las concentraciones de contaminantes en las ciudades, se recomienda analizar otras variables, como la tipología de las calles y los datos meteorológicos, para determinar qué otros factores podrían influir en la formación de puntos críticos. Este estudio podría perfeccionarse con la inclusión del seguimiento de otros contaminantes con efectos nocivos para la salud humana, como los compuestos orgánicos volátiles, el monóxido de carbono y los óxidos de nitrógeno.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a todos los integrantes del Laboratorio de Contaminación Atmosférica y Clima Ur-

bana por toda su ayuda y aporte para que este trabajo pudiera llevarse a cabo, en especial al director de trabajo de grado Admir Targino. Sin duda llegué a un excelente grupo de investigación, en el cual aprendí muchas cosas de cada uno de ustedes. Al CNPq por el otorgamiento de beca (en el primer año), adquisición de equipos y consumibles a través de los proyectos 404146/2013-9 y 400273/2014-4. A CAPES y PPGEA por el financiamiento para completar mis estudios y realizar esta investigación.

REFERENCIAS

Chow, J.C.; Watson, J.G.; Shah, J.J.; Klang, C.S.; Loh, C.; Lev-On, M.; Lents, J.M.; Molina, M.J.; Molina, L.T. (2004). Megacities and atmospheric pollution. *Journal of the Air & Waste Management Association*, v. 54, n° 10, p. 1226-1235. https://doi.org/10.1080/10473289.2004.10470936

Dons, E.; Temmerman, P.; Van Poppel, M.; Bellemans, T.; Wets, G.; Int Panis, L. (2013). Street characteristics and traffic factors determining road users' exposure to black carbon. *Science of the Total Environment*, v. 447, p. 72-79. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.076

Goel, A.; Kumar, P. (2014). A review of fundamental drivers governing the emissions, dispersion and exposure to vehicle-emitted nanoparticles at signalized traffic intersections. *Atmospheric Environment*, v. 97, p. 316-331. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.037

Karagulian, F.; Belis, C.A.; Dora, C.F.C.; Prüss-Ustün, A.M.; Bonjour, S.; Adair-Rohani, H.; Amann, M. (2015). Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. *Atmospheric Environment*, v. 120, p. 475-483. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.087

Pandian, S.; Gokhale, S.; Ghoshal, A.K. (2009). Evaluating effects of traffic and vehicle characteristics on vehicular emissions near traffic intersections. Transportation Research Part D, v. 14, p. 180-196, 2009. https://doi.org/10.1016/j.trd.2008.12.001

Targino A.C.; Gibson, M.D.; Krecl, P.; Costa Rodrigues, M.V.; Moreira Dos Santos, M. De Paula Correa, M. (2016). Hotspots of black carbon and PM2.5 in an urban area and relationships to traffic characteristics. *Environmental Pollution*, v. 218, p. 475-486. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.027

Wu, H.; Reis, S.; Lin, C.; Beverland, I.J.; Heal, M.R. (2015). Identifying drivers for the intra-urban spatial variability of airborne particulate matter components and their interrelationships. *Atmospheric Environment*, v. 112, p. 306-316. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.04.059

HOJA DE RUTA PARA DESCARBONIZAR EL TRANSPORTE DE CARGA EN AMÉRICA LATINA

Helmer Acevedo[1], Samantha Pettigrew[2], Leticia Pineda[3], y Oscar Delgado[4]

Palabras clave:
Descarbonización; transporte de carga; vehículos cero emisiones; gases de efecto invernadero.

INTRODUCCIÓN

El transporte de carga terrestre es el principal modo de transporte en América Latina, y representa más del 70% de la carga transportada en la región[1]. El sector de carga emitió 215,2 MT CO2 (47%) de las 454 MT CO2 emitidas en América Latina por el sector transporte . Este estudio tiene por objetivo presentar una hoja de ruta para que los países de América Latina logren la descarbonización del transporte de carga terrestre de vehículos livianos, medianos y pesados[2].

La región de América Latina y el Caribe se conforma por 33 países y tiene una población aproximada de 650 millones, un 8% de la población mundial [3]. El transporte de carga terrestre constituye más del 70% [4] de la carga transportada en la región y representa alrededor de un 6% del producto interno bruto en los años recientes [5].

Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y de efecto local del transporte de carga impactan negativamente al clima y a la salud de los habitantes. Los vehículos diésel de carga son la principal fuente de emisiones de material particulado (PM) y de óxidos de nitrógeno en el mundo (NOx). En América Latina el consumo de diésel equivale al 38% del consumo total de combustibles. Para el 2019, Colombia y Brasil presentaron un consumo de 133,2 PJ [6], y 2510,0 PJ [7], representando el 38 y 70% del consumo total de combustibles. De igual forma, para el 2019, en la región de América Latina y el Caribe, las emisiones de óxidos de nitrógeno ascendieron a 388.300 toneladas métricas equivalentes de CO2 lideradas por Brasil (182.050 ton CO2_equiv), Argentina (48.350 ton CO2_equiv), México (44.150 ton CO2_equiv) y Colombia (22.860 ton CO2_equiv) [8].

MÉTODOS

Una hoja de ruta para la descarbonización del transporte de carga en América Latina debe considerar los siguientes cinco tipos de políticas:

Metas de ventas de vehículos nuevos cero emisiones:

Establecer metas de ventas de vehículos cero emisiones que planteen una visión de largo plazo y estén alineadas con las reducciones necesarias para conseguir la neutralidad de carbono a 2050.

Regulaciones Ambientales y Operacionales:

Establecer regulaciones obligatorias por ley y alineadas con las metas establecidas en el punto anterior, para garantizar la transición gradual de las tecnologías de combustión interna. Crear el marco regulatorio necesario para la adopción de tecnologías cero emisiones que incluyen instrumentos como estándares de eficiencia energética y emisiones vehiculares, y normativas asociadas a la electrificación del transporte.

Incentivos fiscales:

Establecer incentivos de compra o de utilización de vehículos cero emisiones, para cerrar posibles brechas de costo total de propiedad entre las tecnologías de cero emisiones y las tecnologías actuales.

1 Researcher, h.acevedo@theicct.org (autor para correspondencia)
The International Council on Clean Transportation

Infraestructura de recarga:

Desarrollar la infraestructura de recarga necesaria para habilitar el despliegue de tecnologías de cero emisiones a un alcance y línea de tiempo suficientemente ambiciosos para una transición a esta clase de vehículos a largo plazo.

Promoción de la demanda:

Establecer requisitos de compra para flotas seleccionadas y condiciones habilitantes para promover la demanda de vehículos cero emisiones.

RESULTADOS

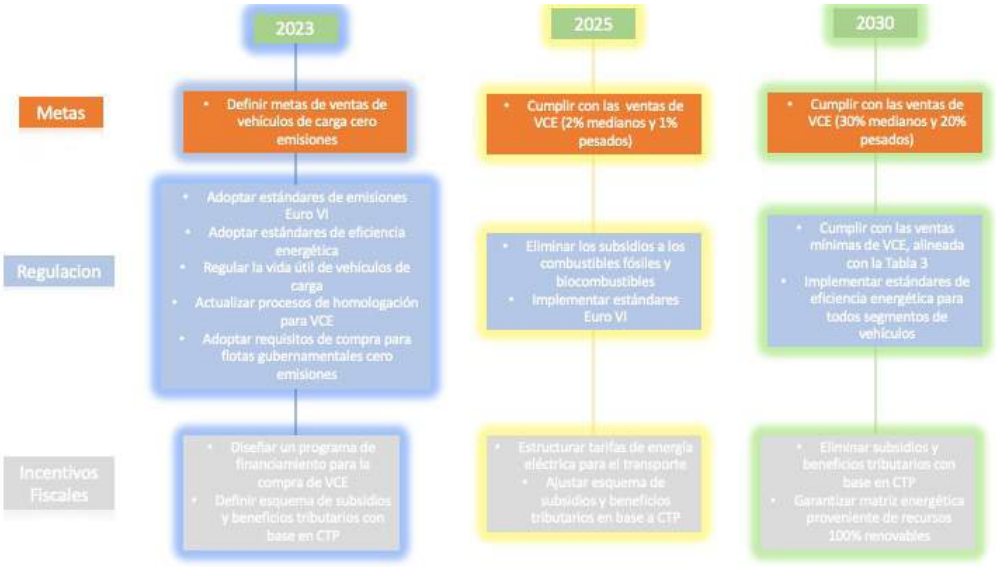
El ICCT ha modelado escenarios sobre la transición a tecnologías de cero emisiones en el sector transporte. La Tabla 1 muestra el porcentaje de ventas de vehículos nuevos de cero emisiones, necesarios para cumplir estas metas, dentro de un escenario ambicioso pero factible para los países de América Latina con el fin de alcanzar las metas del Acuerdo de París.

Tabla 1. Porcentaje de vehículos de carga de cero emisiones por segmento a desplegar para obtener la meta de neutralidad de carbono en 2050, dentro de un escenario ambicioso factible.

Segmento	2022	2025	2030	2040	2050
Medianos[1]	Línea Base (0%)	2%	30%	90%	100%
Pesados[2]		1%	20%	75%	100%

Fuente: ICCT

Inicialmente, todos los países en la región deben definir una estrategia oficial con el fin de alcanzar la neutralidad de carbono al año 2050 para todos los segmentos de vehículos. Dentro de esta estrategia, deben coexistir estos cinco objetivos los cuales son dependientes entre ellos y se deben abordar de manera coordinada para garantizar su efectividad. Como se ilustra en la Figura 1, la hoja de ruta indica que las acciones claves para conseguir estos objetivos deben cumplirse en esta década.



[1] Los vehículos de carga medianos son aquellos cuyo peso bruto vehicular máximo es hasta 14969 kilogramos, e incluye los vehículos livianos comerciales.

[2] Los vehículos de carga pesada son aquellos cuyo peso bruto vehicular es superior a 14969 kilogramos.

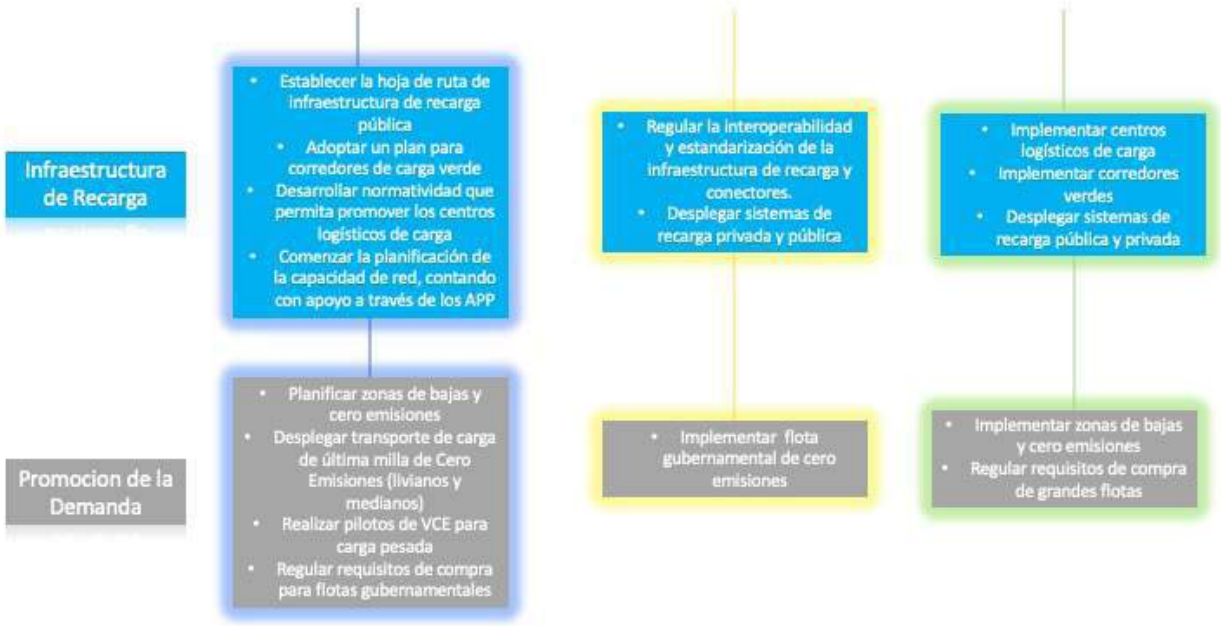


Figura 1. Hoja de Ruta para Descarbonizar el Sector de Transporte de Carga en América Latina.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio propone un conjunto de recomendaciones de política pública y estrategias que se detallan a continuación:

Metas de Ventas de Vehículos Nuevos Cero Emisiones: este objetivo es sin duda alguna el punto de llegada para lograr la descarbonización del transporte de carga. Para el 2025, la venta de vehículos medianos para 2025, 2030, 2040 y 2050 deben estar en un 2%, 30, 90 y 100%, respectivamente. En los mismos años, el 1%, 20%, 75 y 100% para vehículos pesados.

Regulaciones Ambientales, Operacionales y Ventas: lograr las metas de ventas de vehículos de cero emisiones requiere implementar regulaciones en estándares de emisiones, eficiencia energética, vida útil de los vehículos y estándares en general. Un camino hacia la descarbonización del sector de carga es adoptar estándares de emisiones exigentes como Euro VI. En la misma dirección, América Latina requiere adoptar estándares de eficiencia energética y dióxido de carbono armonizados con lo desarrollado internacionalmente. Finalmente, adoptar estandarizaciones para desplegar flota de cero emisiones en el sector de carga y requerimientos de adquisición de vehículos de cero emisiones por parte de los gobiernos, aceleran la transición.

Incentivos Fiscales: América Latina tiene experiencia en incentivos fiscales destinados al transporte en general. América Latina requiere diseñar programas de financiamiento de flota de cero emisiones para los transportadores de carga que les permita acceder a tecnologías limpias ya que el sector es altamente informal con escaso acceso al crédito. Apalancar programas de subsidios con impuestos al carbono son estrategias que los países de la región deben liderar.

Infraestructura de Recarga: los programas de transición hacia la descarbonización de flotas requiere que se disponga de infraestructura de recarga. Los gobiernos deben apoyar la infraestructura necesaria para atender la demanda de los vehículos de carga. Usando estrategias de alianzas público – privadas, coordinando con empre-

sas de servicios públicos, e invirtiendo en zonas apartadas, son medidas que se pueden adoptar para lograr una red suficiente para abastecer energéticamente los vehículos de cero emisiones.

Promoción de la Demanda: Desarrollar estrategias para promocionar demanda de vehículos de cero emisiones a través de regular zonas de bajas y cero emisiones, y requerir flota limpia para los diferentes proyectos de los estados, son medidas que los gobiernos de América Latina pueden tomar para acelerar la transición hacia la descarbonización del sector de transporte de carga.

REFERENCIAS

Barbero, Fiadone, and Millan, "El Transporte Automotor de Cargas en America Latina."

Vergara, Fenhann, and Santos da Silva, "Carbono Cero America Latina y El Caribe."

Population, total – Latin America & Caribbean," The World Bank, consultado el 23 de febrero 2022.

José A. Barbero y Pablo Guerrero, El transporte automotor de carga en América Latina: soporte logístico de la producción y el comercio (BID: Buenos Aires, 2017)

José Barbero, Rodolfo Fiadone, Maria Millán Placci, El transporte automotor de cargas en América Latina. (BID: Buenos Aires, 2020), https://repositorio.uca.edu.ar/handle/123456789/10424

https://www.iea.org/countries/colombia

https://www.iea.org/countries/brazil

https://data.worldbank.org/indicator/EN.ATM.NOXE.KT.CE?end=2017&locations=ZJ&most_recent_year_desc=false&start=2017&view=map

ESTUDIO EPIDEMIOLÓGICO PARA IDENTIFICAR ASOCIACIONES ENTRE FACTORES AMBIENTALES Y LA SALUD DE LAS PERSONAS RESIDENTES EN EL ÁREA DE INFLUENCIA DE LAS OPERACIONES MINERAS DE CARBÓN DESARROLLADAS EN LA ZONA CENTRO DEL DEPARTAMENTO DEL CESAR

Jesús Rodríguez García[1], Rolando Enrique Peñaloza Quintero[2], María Alexandra Matallana Gómez[3]
Marino Mauricio Mejía Rocha[4], José Daniel Lancheros Marín[5], Jeannette Liliana Amaya Lara[6], David Olaya Escobar[7]

Palabras clave:
Salud ambiental; salud respiratoria; salud dermatología; explotación minera

INTRODUCCIÓN

La zona centro del Cesar, formada por los municipios Agustín Codazzi, Becerril, La Jagua de Ibirico, El Paso y Chiriguaná, es un importante centro de explotación de carbón a cielo abierto en Colombia.

El porcentaje del valor agregado en esos municipios según sector, estimado para el año 2017, mostró que la explotación de minas y canteras aporta la mayor proporción a la producción, desde el 49% en El Paso, hasta el 90% en La Jagua de Ibirico (Departamento Nacional de Planeación, 2019).

El incremento de la explotación minera en estos municipios ha llevado al crecimiento consecuente de operaciones generadoras de emisiones de material particulado al aire como la perforación, voladura, cargue y descargue de estéril, cargue y descargue de carbón, que llevan igualmente al incremento de las principales fuentes de emisión como son las vías de acarreo, las vías de trasporte, sitios de disposición de estériles, plantas de manejo de carbón y las áreas expuestas de los pits de explotación (Morales-Fontalvo M, 2018).

Hasta esta investigación, en la región no se habían realizado estudios individuales que permitan identificar el grado de relación entre este fenómeno y el desarrollo de enfermedades en los residentes de las localidades vecinas a la explotación minera.

MÉTODOS

Se diseñó un estudio comparativo con seguimiento longitudinal de un año. Se seleccionaron poblaciones cercanas y lejanas a las operaciones mineras, grandes y pequeñas, que tuvieran estilos de vida similares, para garantizar condiciones de comparación que facilitaran la identificación de la asociación entre la salud de las comunidades y los factores de riesgo para la misma.

Para medir “la explotación minera” como posible factor de riesgo ambiental, aparte de la contaminación ambiental por material particulado atribuible a otras posibles fuentes de emisión, se decidió crear la variable “exposición” con dos categorías: “expuestos y no expuestos” a la explotación minera.

Se definió, por hogares expuestos, a los ubicados a menos de 3 kilómetros del perímetro que delimita la explotación minera, mientras que,

1. Profesor Asociado, Instituto de Salud Pública, Pontificia Universidad Javeriana.
2. Profesor Titular, Instituto de Salud Pública, Pontificia Universidad Javeriana. **epenaloz@javeriana.edu.co**
3. Profesora Asociada, Instituto de Salud Pública, Pontificia Universidad Javeriana.
4. Profesor Asistente, Instituto de Salud Pública, Pontificia Universidad Javeriana.
5. Asistente de Investigación, Instituto de Salud Pública, Pontificia Universidad Javeriana.
6. Profesora Asistente, Instituto de Salud Pública, Pontificia Universidad Javeriana.
7. Profesor Asistente, Instituto de Salud Pública, Pontificia Universidad Javeriana.

como hogares no expuestos, quedaron clasificados los distantes a más de 3 kilómetros de ese perímetro (Howel D, et al, 2001; Fernandez-Navarro P,et al,2012).

Todas las comunidades seleccionadas contaban con estaciones de monitoreo de la calidad del aire, de suficiente validez histórica; los hogares, en ellas seleccionados para el estudio, estaban localizados dentro del radio de cobertura real efectiva de la estación más cercana.

Se planeó realizar los operativos de campo, para la toma de información, en dos momentos del año con marcadas diferencias climáticas (lluvia y seca) y controlar, de esa forma, esta condición de influencia comprobada sobre la salud de las personas.

Se identificaron los problemas de salud, primero, indagando, mediante encuestas, sobre la percepción de enfermedades y, segundo, para objetivizar esa primera medición, se realizaron valoraciones médicas.

La captura de información se hizo con personal de la zona, para que no hubiese brechas culturales en la toma de información y se generara confianza en el levantamiento de los datos.

Operativos de campo, cada uno con dos componentes: En periodo de lluvia (agosto-septiembre del 2019) y en periodo de seco (febrero-marzo 2020). Primer componente: visita a hogares y entrevistas a sus residentes, mediante el diligenciamiento, cara a cara, de un formulario, que toma, por hogar de cuatro residentes en promedio, 100 minutos. Segundo componente: valoración médica, por especialistas en Medicina Interna, Medicina Familiar, Pediatría, Neumología y Dermatología. Se realiza un conjunto de valoraciones médicas a las personas que, durante la entrevista en la encuesta de hogares, manifiestan presentar problemas respiratorios y/o dermatológicos. La valoración incluye la indicación e interpretación de exámenes paraclínicos, que permitan valorar el estado de la función de distintos sistemas como el respiratorio, renal, óseo, digestivo, cardiovascular, dermatológico y llegar a realizar diagnósticos en salud de cada persona con las recomendaciones pertinentes.

A partir de los resultados obtenidos en los dos operativos de campo de visitas a hogares, encuestas a residentes y valoraciones médicas, se construyó la base de datos para el análisis final con la cohorte de hogares y personas que, efectivamente, participaron en los dos momentos transversales del estudio.

Los integrantes de la cohorte resultaron: 1.493 personas, que viven en 423 hogares, que lograron completar un seguimiento longitudinal de prácticamente un año, con dos cortes transversales en el tiempo. Con estos datos se creó una base de datos tipo panel, en la que el comportamiento de los individuos se observa a lo largo del tiempo.

Las únicas variables que se analizaron en el proyecto tomadas de fuentes secundarias fueron la calidad del aire, mediante la medición del material particulado (la concentración másica de partículas suspendidas en el aire de un tamaño inferior a 10 micras -PM_{10}- o 2,5 micras -$PM_{2,5}$- en gramos de partículas por m^3 de aire) y, la precipitación (en mm), medidas en las localidades del estudio.

RESULTADOS

Factores ambientales como los incendios forestales, tráfico en vías destapadas, e intramurales como paredes, suelo o techo con humedad y mascotas al interior de la vivienda, constituyen los mayores factores de riesgo para la presencia de problemas respiratorios y dermatológicos.

El estudio ha permitido identificar una importante diferencia en la presencia de problemas respiratorios y dermatológicos entre las épocas de lluvia y seca en la región, principalmente por el aumento en las mediciones de material particulado, sobre todo de las partículas más finas PM2.5, muy asociado esto último a la ocurrencia de una mayor cantidad de incendios forestales en la zona durante los meses más secos del año.

La actividad minera de la zona centro del Cesar, ha traído un mayor dinamismo económico en las comunidades cercanas a la explotación minera, que las no cercanas, lo que a su vez también ha repercutido en un mayor crecimiento demográfico en las primeras, con efectos importantes

en los factores intra-domiciliarios y ambientales, que potencialmente afectan la salud.

Entre estos factores resalta un mayor crecimiento urbano sin, por ejemplo, ampliación de la malla vial pavimentada o del manejo adecuado de los desechos sólidos.

Tabla 1. Relación de características del ambiente intra y extradomiciliario con los diagnósticos de problemas respiratorios y dermatológicos en menores de doce años registrados en la cohorte consolidada.

Variables explicativas	Diagnóstico Respiratorio		Diagnóstico Dermatológico	
	OR	P-valor	OR	P-valor
PM10	1,036	0,000	1,042	0,000
PM2.5	1,068	0,000	1,084	0,000
Material inadecuado de pisos	0,076	0,021	0,667	0,601
Vivir cerca de vías destapadas o tráfico pesado	1,077	0,800	2,490	0,017
Tener al menos una necesidad básica insatisfecha NBI	0,364	0,025	2,373	0,055
Asma con tratamiento en el último año	9,62	0,000	9,545	0,001
Neumonía, bronconeumonía o bronquitis con tto en el último año	4,082	0,002	7,508	0,001

Fuente: Cálculo de los autores

Finalmente, de acuerdo con los resultados de este estudio, se encontró asociación estadísticamente significativa entre las condiciones de salud respiratoria y de la piel y algunos factores de riesgo personales, intra-domiciliarios y ambientales. Así mismo, no se encontró, este tipo de relación estadística, entre las condiciones de salud y la cercanía o lejanía de los hogares estudiados a las operaciones mineras.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Se requiere integrar la información de salud y calidad del aire, a nivel individual, para realizar el seguimiento de los efectos en la salud a causa de las condiciones del ambiente.

Como parte de un plan de reducción de la contaminación atmosférica, en Santiago de Chile se definió, como política ambiental, utilizar los bosques urbanos con este objetivo, lo que demostró ser costo-efectivo.

Otro trabajo, desarrollado en Antioquia, Colombia, comprobó que la contribución del bosque urbano del Valle de Aburrá, a la eliminación de emisiones de material particulado, es superior a la de otros contaminantes (NO2yCO).

REFERENCIAS

Howel D, Pless-Mulloli T, Darnell R. Consultations of children living near open-cast coal mines. Environ Health Perspect. 2001;109(6):567-71. https://doi.org/10.1289/ehp.01109567

Olaya-Ochoa J, Ovalle D, Urbano C. Acerca de la estimación de la fracción PM2.5/PM10. DYNA. 2017;84(203):343-48. https://doi.org/10.15446/dyna.v84n203.65228

Wang X, Bi X, Sheng G, Fu J. Chemical composition and sources of PM_{10} and $PM_{2.5}$ aero-

sols in Guangzhou, China. Environ Monit Assess. 2006;119:425–39. https://doi.org/10.1007/s10661-005-9034-3

Environmental Protection Department. Guidelines on the Estimation of $PM_{2.5}$ for Air Quality Assessment in Hong Kong. The Government of the Hong Kong, Special Administrative Region; 2005. Disponible en: https://www.epd.gov.hk/epd

POLÍTICAS PÚBLICAS Y GOBERNANZA

03

PRÓLOGO

Políticas Públicas y Gobernanza

Respirar un aire limpio se ha convertido en un enorme desafío de las últimas décadas. El aire es esencial para vivir, necesitamos el oxígeno para desarrollar las funciones elementales de nuestro organismo, y lo necesitamos constantemente, cada segundo. Se trata del derecho que tenemos a un ambiente sano, a respirar un aire limpio, a la salud.

Para enfrentar la contaminación del aire, la experiencia nos dice que se requiere entonces de la participación de diversos actores, para encontrar soluciones a tal desafío: ciudadanía, sector público, sector privado, académicos, investigadores, ONGs, cooperación internacional, entre muchos otros. Todos tienen algo que aportar y responsabilidades diferenciadas en el desarrollo de políticas, planes, programas y estrategias que permitan establecer acciones para prevenir y reducir la contaminación del aire, generando un marco de gobernanza que facilite la comunicación, el diálogo constructivo y la implementación de acciones. Debemos perseverar en el fortalecimiento de las capacidades de las autoridades y gobiernos, también en la investigación que nos permita tomar decisiones de política basados en conocimiento técnico y científico.

En el marco de este trabajo colaborativo entre los diferentes actores, nunca desmayar en tomar las acciones necesarias para cuidar el aire del cual depende de nuestra salud. En este sentido, el CASAP debe ser uno de los escenarios académicos y científicos más importantes, para congregar diversos actores y promover ese fortalecimiento de capacidades para la acción.

Luisa Fernanda González Herrera
Oficina para América Latina y el Caribe
Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

DISEÑO DEL PLAN DE PREVENCIÓN, CONTROL Y ATENCIÓN DE EPISODIOS POR CONTAMINACIÓN DEL AIRE PARA YUMBO Y PALMIRA

Andrea J. Hernandez[1], Luis A. Morales-Rincon[2], Angela Vargas Burbano[3], Jennifer Marín Ospina[4], Diego Andrés Arias[5], Pablo Gutiérrez Espada[6], Liseth González Delgado[7], German Rueda Saa[8], Rodrigo Jimenez[9]

Palabras clave:

Contaminación atmosférica; episodios; emisiones incidentales; plan de contingencia.

INTRODUCCIÓN

Los episodios por contaminación atmosférica son condiciones inusuales durante los cuales se presentan concentraciones de contaminantes atípicamente elevadas que pueden causar efectos sobre la salud. Los episodios pueden ser agrupados en tres categorías según los factores que los generan: episodios tipo I condiciones meteorológicas adversas, episodios tipo II ingreso perimetral de masas de aire contaminadas (p.ej. incendios forestales) y episodios tipo III aumento episódico de emisiones locales (p.ej. incidentes en establecimientos industriales).

La normatividad colombiana establece lineamientos para el manejo de episodios e indica que para la elaboración de planes de contingencia deben tenerse en cuenta todos los sucesos y fuentes susceptibles de contribuir a la aparición de eventos contingentes (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015). También establece la obligación de ciertas empresas que manejen hidrocarburos o sustancias tóxicas de contar con planes de contingencia para la prevención y control de emisiones contaminantes. En cuanto a la declaratoria de los eventos, la Resolución 2254 de 2017 (MADS, 2017) establece los niveles y estrategias para la declaratoria, dentro de las que se encuentra un periodo de constatación en el que se realiza un seguimiento por 48 horas a las concentraciones de contaminantes en los sistemas de vigilancia de calidad del aire. Esta estrategia de constatación no siempre resulta aplicable para episodios tipo III pues ante emisiones incidentales se requieren acciones particularmente rápidas. El Decreto 1076 de 2015 señala que la declaratoria debe realizar con base en muestreos y mediciones técnicas que permitan la detección de los grados de contaminantes previstos para cada caso por las normas de calidad del aire, salvo que la naturaleza del episodio haga ostensible e inminente una situación de grave peligro. No obstante, no hay suficiente claridad en los procedimientos para realizar este tipo de declaratorias en eventos que generen emisiones incidentales, ni umbrales de concentración horaria de material particulado que permitan orientar las decisiones a tomar. Así mismo, algunas de las medidas específicas establecidas en el Decreto 1076 pueden no

1 SLC Association S.A.S., email: juliana.hernandez@slcaconsultores.com

2 SLC Association S.A.S., email: luamoralesri@gmail.com

3 Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail acvargas@unal.edu.co

4 Universidad Nacional de Colombia sede Palmira, Departamento de Ingeniería, Grupo de Investigación Prospectiva ambiental, e-mail jmarino@unal.edu.co

5 Universidad Nacional de Colombia sede Palmira, email: diaariasar@unal.edu.co

6 Universidad Nacional de Colombia sede Palmira, Departamento de Ingeniería, Grupo de Investigación Prospectiva ambiental, e-mail pgutierreze@unal.edu.co

7 Universidad Nacional de Colombia sede Palmira, Departamento de Ingeniería, Ingeniera Ambiental, M.Sc, e-mail lagonzalezd@unal.edu.co

8 Universidad Nacional de Colombia sede Palmira, Departamento de Ingeniería, Profesor Asociado, Grupo de Investigación Prospectiva ambiental, e-mail ghruedas@unal.edu.co

9 Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Profesor Asociado, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail rjimenezp@unal.edu.co

resultar aplicables o necesarias ante un episodio por emisiones incidentales, por lo cual se hace necesario que los planes de contingencia consideren estrategias de declaratoria y manejo diferenciadas para este tipo de episodios.

Teniendo en cuenta las características y actividades económicas de Yumbo y Palmira resulta fundamental contar con una estrategia de respuesta ante episodios tipo III que podrían presentarse ante la ocurrencia de incendios en instalaciones industriales, incendios de ladera en los alrededores de Yumbo o incendios en cultivos de caña. El objetivo de este estudio fue formular el Plan de prevención y atención de episodios para los municipios de Yumbo y Palmira. El Plan considera estrategias diferenciadas según el tipo de episodio y se articula con el sistema de gestión del riesgo para asegurar una respuesta coordinada que permita prevenir los episodios, y en caso de que se presenten, mitigar los impactos en salud pública.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el diseño del Plan, inicialmente se realizó una revisión bibliográfica que incluyó la normatividad colombiana aplicable y planes nacionales e internacionales para la atención de episodios. Adicionalmente, con el propósito de entender el estado actual de los protocolos de actuación ante incidentes que puedan generar episodios de contaminación atmosférica, se realizaron entrevistas a los responsables de la Dirección de Gestión del Riesgo de Yumbo y Palmira para poder diseñar una estrategia de articulación con los planes existentes.

Posteriormente, se realizó la identificación de riesgos ambientales que pueden generar episodios en Yumbo y Palmira. Para episodios tipo I y II se desarrolló un algoritmo de detección de anomalías con el objetivo de identificar concentraciones de contaminantes criterio por encima de los niveles típicos de una zona y adicionalmente se realizó el cálculo de excedencias a los niveles de prevención, alerta y emergencia con el propósito de identificar si se han presentado episodios previos de contaminación que permitan entender y cuantificar el riesgo de que se presenten este tipo de eventos. Para episodios Tipo III se analizaron las actividades productivas, se seleccionaron los casos que podrían llegar a generar incendios de gran magnitud y se realizaron simulaciones de dispersión de contaminantes de emisiones de PM2.5 generadas por incendios hipotéticos que permitieran tener un acercamiento a los potenciales impactos en calidad del aire de este tipo de incidentes.

Se diseñó una propuesta de plan de prevención, control y atención de episodios que incluyó la definición de actores, responsabilidades, protocolos de comunicación y medidas a implementar para cada tipo de episodio asociado a los contaminantes criterio. Se realizaron talleres de construcción colectiva con las entidades municipales y de gestión del riesgo y las propuestas de los actores fueron incorporadas en la formulación del Plan.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La contaminación atmosférica no se encuentra como un escenario de riesgo dentro de los planes municipales de gestión del riesgo de Yumbo y Palmira, sin embargo, se identificaron oportunidades para articular la atención de episodios dentro de la estructura existente de atención de incidentes. Ante los eventos incidentales como incendios en cultivos o instalaciones industriales, la primera entidad de gestión del riesgo en dar respuesta es el cuerpo de Bomberos, y son ellos quienes con sus protocolos manejan la emergencia y solicitan apoyo adicional si resulta necesario. Es por esto que para el Plan resulta fundamental la interacción con el cuerpo de Bomberos para la identificación de los incidentes que puedan resultar en episodios de contaminación atmosférica y activar el Plan.

El análisis de las series temporales del Sistema de Vigilancia de Calidad del Aire (SVCA) permitió la detección de periodos con concentraciones que estuvieron consistentemente por encima de los valores típicos de cada estación, sin embargo,

en la mayoría de los casos no llegaron a generar episodios. Solo la estación ACOPI en Yumbo presentó concentraciones que podrían haber llevado a la declaratoria de un episodio, sin embargo, esta es una estación de efecto de tráfico ubicada en un área industrial con vías en mal estado, con una representatividad a microescala y no refleja impactos en receptores sensibles. Aunque se considera que los municipios tienen un riesgo bajo de ocurrencia de episodios tipo I y II, el Plan propuso una estrategia de atención para estos eventos que, además de los requerimientos normativos, considera una fase de preparación que se desarrolla ante una condición en la cual se registran niveles de contaminación del aire que exceden las normas de calidad del aire, pero no alcanzan los niveles de prevención, alerta o emergencia. Estos niveles de prevención aplican para los contaminantes PM10, O_3, SO_2 y CO, para los cuales los niveles de prevención exceden los límites normativos para el tiempo de exposición correspondiente.

En cuanto a episodios tipo III, las simulaciones confirmaron que incendios en tanques de almacenamiento de combustibles, en cultivos de caña y en laderas podrían generar episodios con concentraciones horarias de PM2.5 superiores a 300 µg/m^3 en el área urbana. Sin embargo, el impacto en la calidad del aire depende fuertemente de las condiciones meteorológicas que se presenten en el momento del incendio y el tiempo de atención del episodio, por lo cual, para la atención de episodios tipo III se propuso un protocolo de actuación que incluye mediciones con sensores portátiles de calidad del aire realizadas por las entidades que atienden la emergencia, entre otras medidas.

Teniendo en cuenta que las acciones que se deben adelantar para la atención de estos eventos están en función del tipo de episodio, el Plan cuenta con un esquema de actuación para los episodios tipo I y II y un esquema de actuación independiente para los episodios tipo III. Los dos protocolos cuentan con una Fase cero (0) correspondiente a las actividades de conocimiento, control y prevención que deben ser realizadas en forma permanente por las diferentes entidades involucradas en el Plan.

Para la atención de los episodios tipo I y II, el protocolo cuenta con 4 etapas:

Monitoreo continuo de la calidad del aire: CVC realiza la operación con las estaciones del SVCA.

Preparación: Corresponde a la condición en la cual se registran niveles de contaminación del aire que exceden las normas de calidad del aire, pero no alcanzan los niveles de prevención, alerta o emergencia. Durante esta etapa, la CVC informa el estado de la calidad del aire a la ciudadanía, para lo cual debe diseñar e implementar una estrategia de comunicación efectiva y coordinada con todas las entidades responsables de la gestión del riesgo.

Periodo de gestión del episodio: Corresponde a la condición en la cual los niveles de contaminantes exceden los límites para la declaratoria de episodios. En esta fase la CVC declara el episodio en coordinación con la oficina responsable de gestión del riesgo del municipio. Gestión del Riesgo es el articulador de las secretarías municipales y quien verifica que se estén implementado las medidas definidas por la autoridad ambiental.

Retrospectiva y acciones de mejora: Corresponde a la etapa donde de identifican las oportunidades de mejora del Plan y se actualiza de acuerdo con las lecciones aprendidas.

Para la atención de episodios tipo III, el protocolo cuenta con las siguientes 4 etapas:

Atención de la emergencia: Cuando se reporta un incidente (aumento episódico de emisiones locales) que está fuera de control, es el cuerpo de bomberos municipal la entidad responsable de apoyar su extinción y evaluar cualitativamente el potencial impacto en la calidad del aire, además de establecer la posible duración del episodio.

Si se prevé que el episodio generará un impacto significativo en el deterioro de la calidad de aire, bomberos notificará a la oficina responsable de gestión del riesgo del municipio e iniciará la fase de constatación.

Constatación de impactos en calidad del aire: Corresponde a la etapa donde se pretende realizar una evaluación cuantitativa del impacto de un evento que está generando emisiones atmosféricas significativas. Para esto, el cuerpo de Bomberos/Defensa Civil instalará sensores portátiles de calidad del aire, y la oficina responsable de gestión del riesgo en el municipio, en conjunto con la CVC, definirán las acciones a implementar, las cuales pueden incluir:

Indicar a la población que disminuya sus actividades en exteriores y esté preparada ante nuevas instrucciones.

Informar a la población que debe quedarse en casa con puertas y ventanas cerradas

Si es posible, evacuar población sensible.

Evaluación y caracterización del evento: Corresponde a una etapa donde se realiza una evaluación posterior a la finalización del episodio con el fin de documentar los aspectos más relevantes.

Retrospectiva y acciones de mejora: Corresponde a la etapa donde se identifican las oportunidades de mejora del plan y se actualiza de acuerdo con las lecciones aprendidas

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La atención de episodios tipo III (aumento episódico de emisiones locales) requiere una estrategia de declaratoria diferente a la considerada por la normatividad actual pues estos eventos pueden producir aumentos de concentración considerables durante periodos de tiempo cortos y no es apropiado esperar los tiempos de constatación de 48 horas requeridos por la Resolución 2254 de 2017 para realizar la declaratoria y tomar acciones. Los resultados de este trabajo permiten incorporar a los planes de contingencia protocolos específicos para la atención de episodios causados por emisiones incidentales garantizando una respuesta articulada con las entidades de gestión del riesgo municipales y departamentales. El diseño del Plan consideró componentes innovadores de simulación de potenciales episodios y análisis de datos del SVCA y puede ser adaptado para su aplicación a otros municipios.

AGRADECIMIENTOS

Este Proyecto fue financiado en el marco del Convenio CVC-UNAL 036 DE 2021 celebrado entre la Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira y la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca.

REFERENCIAS

MADS. (2017). *Resolución 2254 - Por la cual de adopta la norma de calidad del aire ambiente y se dictan otras disposiciones*. http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/96-res 2254 de 2017.pdf

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). Decreto 1076 de 2015. “Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible.” *Diario Oficial*, *1*, 654.

PLANES DE CALIDAD DEL AIRE EN LUGARES DEL MUNDO DONDE SE PRESENTAN EPISODIOS CRÍTICOS: UN COMPARATIVO CON VALLE DE ABURRÁ

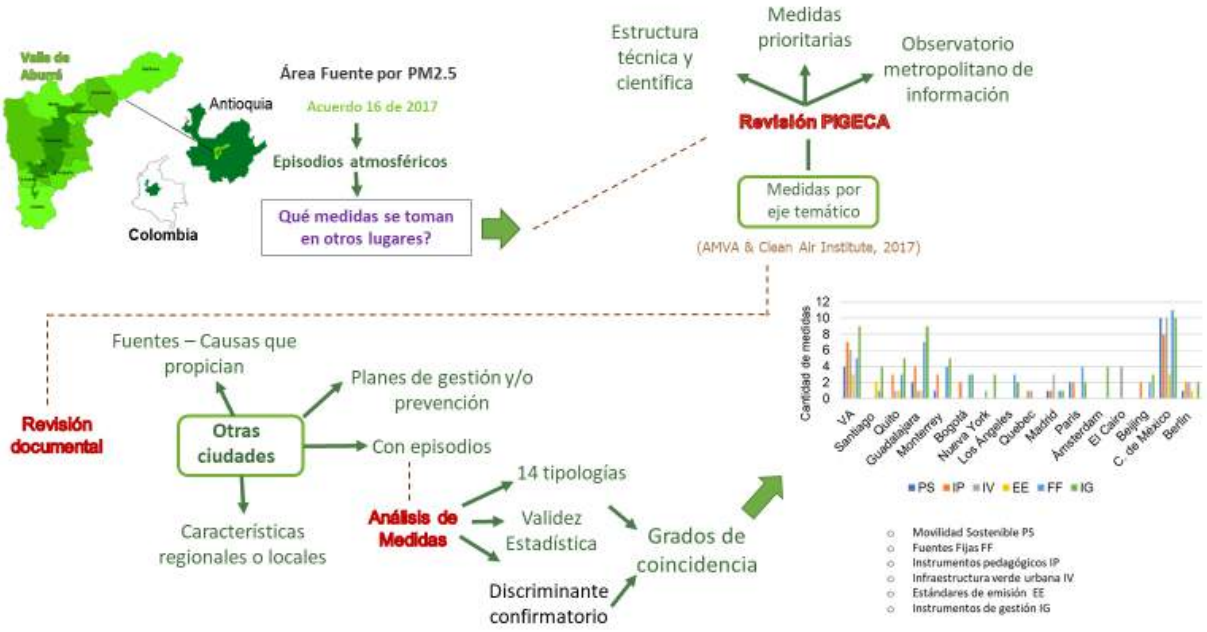
Dora Luz Yepes Palacio[1], Miriam Gómez Marín[2]

Palabras clave:

Episodios críticos; calidad del aire; medidas; Valle de Aburrá; contaminación atmosférica.

RESUMEN GRÁFICO

Medidas de calidad del aire en ciudades que presentan episodios atmosféricos



Fuente: Elaboración propia

INTRODUCCIÓN

Existe un déficit de información asociado al seguimiento y evaluación de las medidas del Plan de Gestión de calidad del aire (PIGECA) del Valle de Aburrá (VA), de utilidad para la planeación de acciones enfocadas en la prevención de episodios de contaminación atmosférica. En este contexto, un proyecto de investigación desarrollado con el apoyo del Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA) y el Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid - Colombia, se orientó en comparar las medidas del PIGECA (AMVA & Clean Air Institute, 2017), con las contenidas en los planes de calidad del aire de otros lugares del mundo donde se presentan episodios críticos. El análisis comparativo entre los Planes de Calidad del Aire buscó observar cercanías o diferencias con la realidad empírica de la región, para la toma de decisiones enfocadas en la prevención de dichos eventos.

1 Grupo de Higiene y Gestión Ambiental GHYGAM-Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, Medellín, Colombia, dlyepes@elpoli.edu.co

2 Grupo de Higiene y Gestión Ambiental GHYGAM-Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, Medellín, Colombia, mgomez@elpoli.edu.co

La identificación de las ciudades que presentan episodios críticos en el mundo se abordó mediante la revisión documental de casos, sus características locales o regionales, causalidades, fuentes que propician los eventos y los planes de gestión y/o prevención de la calidad del aire como acciones de gobierno. Seguidamente, el análisis comparativo de planes se realizó a partir de la clasificación de las medidas en tipologías validadas estadísticamente y un análisis correlacional. , evidenciándose un nivel importante de coincidencia entre las medidas de calidad el aire de otras regiones del mundo con las del VA, reflejado en las correlaciones directas o positivas de la mayoría de los lugares estudiados. El conocimiento obtenido es un insumo importante para que los tomadores de decisiones la incorporen a la planeación y en general a la gestión sostenible del recurso aire.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se partió de la búsqueda de las medidas de mejoramiento de la calidad del aire contenidas en el PIGECA en todos sus instrumentos, avanzando luego con la búsqueda y revisión documental de casos de ciudades o regiones que presentan episodios o eventos críticos de calidad del aire en el mundo, sus características locales o regionales, causalidades, fuentes que propician los episodios y los planes de gestión y/o prevención de la calidad del aire como acciones de gobierno. Se utilizaron motores de búsqueda, páginas web gubernamentales de autoridades ambientales, de control e instituciones de apoyo a la gestión de la calidad del aire, entidades de planeación urbana, de transporte, salud, entre otras. Se revisaron también bases de datos académicas, libros, publicaciones seriadas, artículos científicos e investigaciones para garantizar la veracidad y rigor científico de la información recolectada.

La información contenida en los 16 Planes de Gestión identificados fue compilada en hojas de cálculo de Microsoft Excel, lo cual permitió clarificar a partir de un contexto descriptivo, los episodios de cada ciudad y la identificación de factores causales. Una codificación a partir de un sistema binario posibilitó determinar la correlación entre las causas de las diversas ciudades con las del VA.

Dada la robustez de los datos, para facilitar el análisis comparativo, las medidas se agruparon en 14 tipologías: Instrumentos de gestión ambiental (IG); Instrumentos pedagógicos, de participación, difusión, investigación y comunicación (IP); Acciones de Gobierno (AG); Zonificación para reducción de emisiones (Z); Restricción y mejora del uso de los combustibles (C); Control de emisiones de fuentes móviles (FM); Infraestructura para la movilidad sostenible (IS); Planeación y ordenamiento para una movilidad sostenible (PS); Infraestructura verde urbana (IV); Infraestructura y logística de transporte de carga (LT); Estándares de emisión fuentes fijas y móviles (EE); Mejora de procesos de combustión industrial y comercial (CI); Movilidad y transporte sostenible (TS); Monitoreo y control de fuentes fijas (FF).

La validez estadística de esta clasificación comenzó con la elaboración de un arreglo matricial de filas y columnas, cruzando cantidad de medidas clasificadas (filas) dentro de cada tipología (columnas) para cada una de las ciudades. El resultado de la prueba estadística para garantizar la validez y consistencia interna de la clasificación mediante un análisis exploratorio mostró que efectivamente se superaron ambas pruebas, permitiendo constatar que los factores o tipologías estaban correctamente elegidos. En segundo lugar, el alfa de Cronbach calculado en el SPSS para 14 elementos arrojó una buena consistencia interna y fiabilidad para las 14 tipologías, fiables para ser usada en un contexto científico.

A partir de la clasificación descrita, un análisis discriminante confirmatorio de los PCA analizados por medio del Software SSPS, arrojó 3 grupos con características similares, cada uno con diversos grados de correlación con el VA.

RESULTADOS

Ciudades que presentan episodios

Las ciudades o regiones donde fue posible analizar los planes de calidad del aire fueron: Valle de Aburrá, Santiago, Quito, Guadalajara, Monterrey,

Bogotá, Nueva York, Los Ángeles, Quebec, Madrid, Paris, Ámsterdam, El Cairo, Beijing, Ciudad de México y Berlín. Los 16 PCA para las ciudades / regiones que presentan EPCA se relacionan en la tabla 1.

Tabla 1. PCA para las ciudades / regiones que presentan EPCA

Ciudad /Región	Tipo de Plan
Santiago - Chile	Santiago respira (plan para la prevención y descontaminación atmosférica 1997-2017)
Quito - Ecuador	Plan de Manejo de la Calidad del Aire 2015 y 2020
Guadalajara - México	ProAire 2014-2020
Monterrey - México	ProAire Monterey 2018-2015
Ciudad de México -México	Programa para mejorar la calidad del aire en la ZMVM 2011-2020
Bogotá - Colombia	Plan decenal de descontaminación del aire para Bogotá 2010-2020
Los Ángeles - Estados Unidos	Nuevo Acuerdo Ecológico (Plan de ciudad sostenible 2019-2030)
Nueva York - Estados Unidos	PlaNYC 2011-2030
Quebec - Canadá	Verano e invierno.
Madrid - España	Plan de calidad del Aire y Cambio Climático de la Ciudad de Madrid (PLAN A 2017-2020)
Isla de Francia (Paris) -Francia	Plan de Protección de la Atmosfera 2018-2025
Ámsterdam – Países Bajos	Plan de acción de aire limpio 2009-2019 actualización 2019-2030
El Cairo (Egipto) - África	Políticas de calidad del aire y planificación urbana El Cairo CBD 2014
Beijing – China	Prevención y control de la contaminación del aire 2013-2017
Berlín	Plan de aire limpio segunda actualización (2017-2020)
Área Metropolitana del Valle de Aburrá -Colombia	Plan Integral de Gestión de la calidad de aire en el Valle de Aburrá 2017-2030

Fuente: Elaboración propia

Para las ciudades analizadas, puede decirse que estos eventos no son necesariamente repetitivos o periódicos en todos los lugares, dado que, en ciudades como Bogotá y Quito, son muy fluctuantes presentándose en temporadas diversas y en otros casos, ya no se presentan, como es el caso de Ámsterdam. Además, dichos periodos están asociados a estaciones, temporadas climáticas, o épocas de transición climática, y también son inducidos por factores externos como el transporte transfronterizo, actividades antrópicas o factores topográficos y meteorológicos. Para atender dichos eventos, gran parte de las regiones cuentan con instrumentos de planeación como Planes operacionales de corto plazo para afrontar o combatir los episodios, los cuales son planes independientes de los planes de prevención o gestión de calidad del aire.

Causas de los episodios críticos

En la revisión de los factores que inciden en la aparición de episodios críticos de contaminación del aire, se evidenciaron 12 causas para el conjunto de las 17 ciudades revisadas (incluyendo al VA). La conceptualización de las causas se describe a continuación:

- Condiciones meteorológicas
- Condiciones topográficas

- Fuentes móviles
- Fuentes fijas
- Fuentes marítimas portuarias
- Fuentes de área
- Quemas agrícolas y de biomasa
- Fuentes naturales
- Fuentes transfronterizas
- Cuenca atmosférica
- Condiciones geográficas

Logró evidenciarse que las emisiones de fuentes móviles se constituyen en la causa generalizada presente en el 100% de las ciudades investigadas, seguidamente, la densidad poblacional en el 88% de las ciudades y, en tercer lugar, los factores topográficos presentes en el 82%.

Comparación de medidas de calidad del aire

En total se identificaron 374 medidas contenidas en los 16 PCA para ser comparadas con las 58 medidas del PIGECA. Se evidenciaron factores causantes de episodios, medidas comunes al PIGECA, medidas no comunes y también acciones o programas considerados como exitosos, según la evaluación de algunos PCA para las ciudades objeto de estudio.

En un primer grupo de ciudades presenta elementos altamente coincidentes con el VA (G1), se encuentran en primer lugar, las ciudades latinoamericanas de Monterrey, Ciudad de México y Guadalajara, luego la ciudad asiática de Beijing. En este mismo grupo, las tipologías más coincidentes son las enfocadas en la Planeación y ordenamiento para una movilidad sostenible (PS), Instrumentos pedagógicos, de participación, difusión, investigación y comunicación (IP), Infraestructura verde urbana (IV), y por último, con un coeficiente de correlación de 0.8 se encuentra el conjunto de medidas enfocadas en Estándares de emisión para fuentes fijas y móviles (EE), monitoreo y control de fuentes fijas (FF) y la tipología de Instrumentos de gestión (IG).

Un segundo Grupo (G2) muestra coincidencia en un grado intermedio, están aquí: Quito, Paris, Nueva York y Santiago. Figuran en este grupo, las medidas de Control de emisiones de fuentes móviles (FM) y la de Mejora de procesos de combustión industrial y comercial (CI), lo cual significa que en un nivel intermedio presentan similitud con el PIGECA.

En el costado opuesto, las menores coincidencias (G3) se presentan distribuidas en el continente americano, Europa y Asia, e incluso en Bogotá. De otro lado, medidas no coincidentes con PIGECA fueron identificadas en todas las ciudades estudiadas, un mayor número de estas se enfocan en el Control y seguimiento al uso y quema de la biomasa y a la Gestión portuaria y aeroportuaria sostenible. Ver Tabla 2.

Finalmente, en la revisión de los planes, se evidenció un déficit de información sobre la evaluación y seguimiento a las medidas de los PCA, donde se resalta la realizada en ciudades como Santiago de Chile, Madrid, Ámsterdam, Beijing y Berlín. El análisis de esta información permitió identificar que los criterios de éxito difieren entre ciudades.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El tratamiento de la información recopilada conllevó a obtener conocimiento importante para la toma de decisiones, teniendo en cuenta además otros datos valiosos, como el análisis de causalidad de episodios críticos, que fue también realizado en este estudio.

El conocimiento generado le apuesta a la sostenibilidad, especialmente articulada con los Objetivos de Desarrollo Sostenible ODS 3, 9, 11 y 13, donde resulta importante un análisis de las contribuciones de los PCA a estos ODS como un aporte de la región metropolitana a las políticas de sostenibilidad.

El conocimiento deberá ser orientado al establecimiento de acciones y políticas asertivas y acordes con la realidad de VA. Vale la pena resaltar el análisis de medidas de éxito en otras regiones de mundo, dada su importancia en el mejoramiento de condiciones que pueden conllevar a la prevención de episodios o reducción del número de eventos.

Coherente con la Política pública para el mejoramiento de la calidad del aire, Conpes 3943 (DNP., 2018), es necesario desarrollar y combinar medidas de diversos tipos con el fin de prevenir y controlar las emisiones. El conocimiento obtenido le apunta a propiciar un análisis de las mejores combinaciones de medidas y las más efectivas para la reducción de eventos críticos.

Incorporar los resultados de las investigaciones sobre CA en las futuras políticas públicas resulta fundamental para la concepción de políticas enfocadas en la prevención de episodios.

AGRADECIMIENTOS

Un reconocimiento especial al Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid PCJIC, a la profesora Miryam Gómez Marín. directora del Grupo de Higiene y Gestión Ambiental GHYGAM de la Facultad de Ingeniería del PCJIC, al Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Ecopetrol quienes posibilitaron el desarrollo de algunos objetivos ligados a esta investigación, al Dr. Javier Gonzaga Valencia H. director de la tesis doctoral y a los estudiantes en proceso de formación académica Karis Mejía y Gabriel Trejos de la Ingeniería del PCJIC.

REFERENCIAS

AMVA & Clean Air Institute. (2017). Estrategias ambientales integradas. Documento del Plan integral de gestión de calidad del aire del Valle de Aburrá PIGECA. Wasinghton D.C. Obtenido de https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Documents/PIGECA/PIGECA-Aprobado-Dic-2017.pdf

DNP. (31 de julio de 2018). *Documento Conpes 3943 Política para el mejoramiento de la calidad del Aire. Departamento Nacional de Planeacion.*

NUMERICAL STUDY OF THE INFLUENCE OF LOCAL CLIMATE ZONES AND GREEN INFRASTRUCTURE ON ATMOSPHERIC VARIABLES

Otavio Medeiros Sobrinho[1,2*], Guenther Carlos Couto Viana[1], Vitor Prá de Athayde[1], Filipe dos Santos Alves[1], Alexsandra Matilde Resende Rosa[1], Marcos Vinicius Bueno de Morais[3], Leila Droprinchinski Martins[2], Taciana Toledo de Almeida Albuquerque[1]

KEYWORDS:
Urban parks; Urban planning; Local Climate Zones.

ABSTRACT

Urban parks help to mitigate the negative meteorological effects of urbanization, such as Urban Heat Island (UHI). The issues of improved urban land use representation (by using Local Climate Zones classification product, LCZ) and proposed Green Infrastructure (GI) implementation were evaluated using a mesoscale atmospheric model by comparing simulations results for different land use features used and meteorological data measured (air temperature and relative humidity at 2 meters, T2 and RH respectively, and wind speed at 10 meters, WS10) in the Curitiba Metropolitan Region, Brazil. Only T2 simulated data show an adequate model representation in all simulations, when compared to measured data. Although the mean and median values for T2 were lower in simulations with GI, statistical analysis showed no differences between the simulations (α=5%). As a result, the model has limitations in quantifying micro scale effects, and it is recommended that multi-scale models be coupled for better representation of the atmosphere microscale effects.

INTRODUCTION

By changing land use and thus the atmospheric and environmental conditions, urban areas transform the natural landscape (Salvati et al., 2018). Urban Heat Islands (UHI), which develop more intensely in large metropolitan areas, are one of the most widely reported global effects (Morais et al., 2018; Stewart & Oke, 2012).

Green infrastructures (GI) are widely discussed in the literature as an alternative for mitigation to avert or mitigate the problems caused by urban occupation. Even so, on-site studies require time to obtain results and restrict the area to apply and validate the tests (Gunawardena et al., 2017). To overcome this limitation, numerical models are important technical tools for understanding and managing environmental conditions (Morais et al., 2018).

Given this, few studies have investigated the effects of Local Climate Zones (LCZs) and GI implementation on meteorological variables in Latin American cities using weather models. Therefore, the purpose of this study is to evaluate the performance of the Weather Research and Forecasting (WRF) model, as well as the effects of LCZs and GI on meteorological variables such as air temperature and relative humidity at 2 meters (referred to as T2 and RH, respectively), and wind speed at 10 meters (WS10), in the Curitiba Metropolitan Area of Curitiba (MAC).

MATERIAL AND METHODS

Curitiba is the principal city that composes MAC (Figure 1), and it is recognized as Brazil's most green (around 70 m^2/inhabitant) city. The MAC has approximately 3 million inhabitants distributed across 29 cities (28% of the population of Paraná state, according to IBGE, 2019).

1 Federal University of Minas Gerais, Av. Presidente Antônio Carlos, 6627, Belo Horizonte, 31270-901, MG, Brazil

2 Federal University of Technology- Paraná, Av. dos Pioneiros, 3131, Londrina, 86047-125, PR, Brazil

3 Departamento de Obras Civiles, Facultad de Ciencias de la Ingeniería, Universidad Católica del Maule, Av. 9 San Miguel, 3605, 3480112, Talca, Chile

*sobrinhotavio@gmail.com

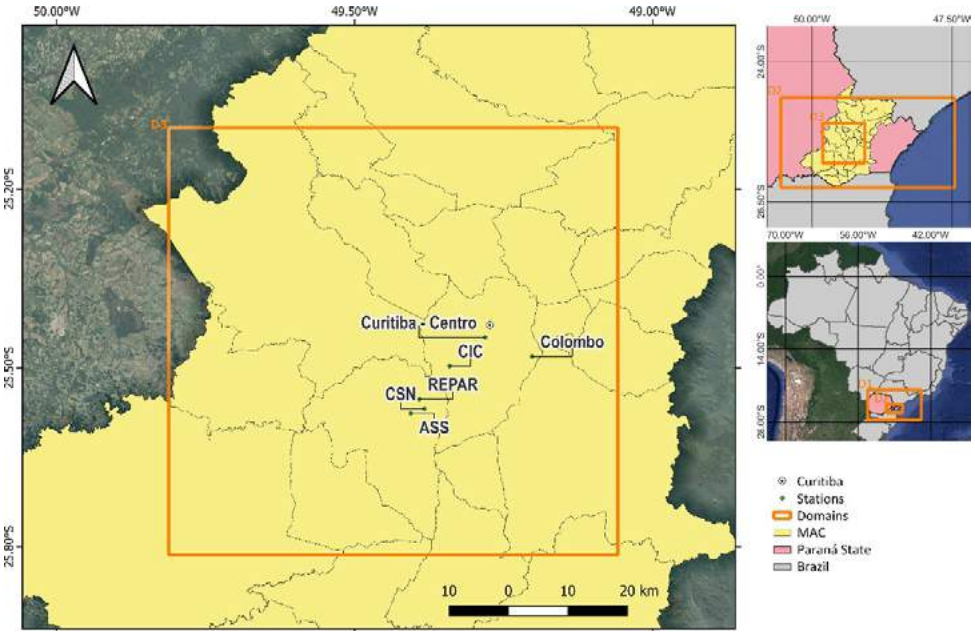


Figure 1. Location and simulation domains of the studied area. The green points are the location of the meteorological stations.

The Weather Research and Forecasting (WRF) version 4.1.5 was used (Skamarock et al., 2019). The simulation period was determined using observation data from monitoring stations, which corresponds from 00UTC, July 16 to 03 UTC, July 21, 2019, totaling 124 hours. At the initial stage of numerical integration, dynamic and thermal adjustments are made to reach a statistical equilibrium state, named spin-up, in this case, the initial 24 hours of the simulations were discarded from the analysis (Ma et al., 2021).

The model's performance was assessed by comparing model values to those obtained from meteorological monitoring stations (Figure 1). The Curitiba-Centro station is in the city center, the Colombo station is in the surrounding areas, and the remaining stations, ASS, CIC, CSN, and RPR, are in industrial areas.

The National Centers for Environmental Prediction (NCEP) provided the initial meteorological conditions by the Global Data Assimilation System (GDAS) model added to observational data, which is identified as GDAS/Final (GDAS/FNL). These data are updated every six hours and have a horizontal resolution of 0.25° x 0.25° in 26 vertical levels.

The model was set up with three nested domains centered in Curitiba, d01 (centered at 24.68° S and 49.02° W, 8 km spacing), d02 (centered at 25.43° S and 49.01° W, 2 km spacing), and d03 (centered at 25.46° S and 49.44° W, 0.5 km spacing) (Figure 1). The physical and surface parameterizations used in the simulations have been validated in previous studies conducted in Brazil, and they provide the best configuration for meteorological performance in this area (Martins et al., 2016; Morais et al., 2018; Sobrinho et al., 2023).

The first simulation used the default land use classification obtained by the Moderate-Resolution Imaging spectroradiometer (MODIS), and the second simulation added the urban classes of the LCZ product using the classification process described by Stewart and Oke (2012) with an accuracy of 61%. Finally, in the third simulation, the implementation of the GI was proposed in regions characterized by low population density and irregular occupations in areas of permanent preservation on riverbanks, taking into account the Master Plan of Curitiba. There were no weather monitoring stations within the proposed GIs. Table 1 summarizes the three simulations.

Table 1. Summary of simulation features.

Simulation	Land Use	Objective
S1: MODIS	MODIS (16 natural classes and an urban class)	Evaluating the use of the improving the urban land use by LCZ product
S2: LCZ	MODIS + LCZ (16 natural classes by MODIS and 10 urban classes by LCZ product)	
S3: GI	Same as LCZ with the inclusion of five urban parks	Evaluation of GI implementation

RESULTS AND DISCUSSION

The statistical comparison between the data measured at the monitoring stations and those simulated in the three simulations (S1, S2 and S3), by the non-parametric Kruskal-Walli's test followed by Dunn's test at 5% significance level is used to determine if there are statistically significant changes in model performance (Dunn, 1964; Kruskal & Wallis, 1952).

When the measured values were compared to those from S1 and S2 simulations, a better representation for T2 was observed (p-value > α) for all stations, indicating that the values were obtained from populations with the same median. While, for WS10 the simulations results, adequately was represented only at CIC meteorological station (p-value > 0.05), this might be due to a more accurate representation of the land use in the area than the others meteorological stations.

The values of WS10 obtained in the S1 differed from the observed data at the Central station (p-value = 0.00). On the other hand, when the LCZ was used (S2), the simulated data were statistically equal to the observed data (p-value = 0.34), implying that the implementation of the LCZ urban classes resulted in a significant improvement in the representation of this variable at the Central monitoring stations. This is primarily because these stations are located in densely populated areas, and the use of LCZs aided in improving the representativeness of these variables. Jandaghian and Bernardi (2020) found similar results, with improved model performance due to the LCZs better representing urban structure heights and characteristics.

When the mean and median T2 between the S2 and S3 were compared, the S2, with green parks, had lower values in general; however, when the samples were compared, no significant difference was found between the simulations S2 and S3, indicating that the results from both simulations are statistically equal.

It is important to note in this regard that the intense cooling effects are commonly observed within a maximum distance of 400 meters from the GI, but the meteorological stations considered in this analysis were further away (Aram et al., 2019).

It is worth noting that the simulations' horizontal grid point spacing is 0.5 km (d03), implying that some effect may exist at a lower scale that is not represented in these simulations due to model limitations. Even though statistical tests show no significant effects, urban parks have a direct influence on air temperature, surface solar radiation reflection, and humidity increase, all of which act to create a local microclimate and improve thermal sensation (Yoshida et al., 2015). Furthermore, GI provides secondary benefits such as increased permeable area allows rainwater to infiltrate into the soil, reducing the velocity and flow of surface runoff and, as a result, the amount of material carried to water bodies, minimizing silting up (Coutts & Hahn, 2015).

Despite the fact that there was no improvement in simulated values when the LCZs were implemented, the use of this product in meso-scale simulations allows us to understand that the results were obtained using more reliable representations of the environment, as Pedruzzi et

al., (2022) emphasizes. Given the lack of attenuation effects of GI on urban impacts, a multi-scale approach based on the coupling of models at different levels - meso and micro scale - is required to obtain simulation products with a higher level of sensitivity, as opposed to the limitations of this work.

IMPLICATIONS FOR PRACTICE

Intelligent human-nature reconciliation is the way to increase urban resilience and mitigate the effects of urbanization. As a result, the importance of these systems in urban projects is being maintained, even for medium-sized cities, because implementing these infrastructures in small and medium-sized urbanization requires less financial investment in execution as they are preventive actions.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank the IAT (Instituto Água e Terra) and SIMEPAR (Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná) for providing the meteorological data. This work was funded by Foundation for the Support to the Researches in Minas Gerais (FAPEMIG) and by National Council for Scientific and Technological Development (CNPq, processes 436466/2018-0 and 380558/2019-0).

REFERENCIAS

Aram, F., Higueras García, E., Solgi, E., & Mansournia, S. (2019). Urban green space cooling effect in cities. *Heliyon*, *5*(4), e01339. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01339

Coutts, C., & Hahn, M. (2015). Green Infrastructure, Ecosystem Services, and Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *12*(8), 9768–9798. https://doi.org/10.3390/ijerph120809768

Dunn, O. J. (1964). Multiple Comparisons Using Rank Sums. *Technometrics*, *6*(3), 241–252. https://doi.org/10.1080/00401706.1964.10490181

Gunawardena, K. R., Wells, M. J., & Kershaw, T. (2017). Utilising green and bluespace to mitigate urban heat island intensity. *Science of The Total Environment*, *584–585*, 1040–1055. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.158

IBGE. (2019). *Censo Demográfico: Características da população – amostra*. www.ibge.gov.br

Jandaghian, Z., & Berardi, U. (2020). Comparing urban canopy models for microclimate simulations in Weather Research and Forecasting Models. *Sustainable Cities and Society*, *55*(October 2019), 102025. https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102025

Kruskal, W. H., & Wallis, W. A. (1952). Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association*, *47*(260), 583–621. https://doi.org/10.1080/01621459.1952.10483441

Ma, Z., Zhao, C., Gong, J., Zhang, J., Li, Z., Sun, J., Liu, Y., Chen, J., & Jiang, Q. (2021). Spin-up characteristics with three types of initial fields and the restart effects on forecast accuracy in the GRAPES global forecast system. *Geoscientific Model Development*, *14*(1), 205–221. https://doi.org/10.5194/gmd-14-205-2021

Martins, L. D., Vidotto, L. H. B., de Ameida, D. S., Squizatto, R., Moreira, C. A. B., Capucim, M. N., & Martins, J. A. (2016). The Role of Medium-sized Cities for Global Tropospheric Ozone Levels. *Energy Procedia*, *95*, 265–271. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.09.066

Morais, M. V. B. de, Freitas, E., Marciotto, E., Guerrero, V., Martins, L., & Martins, J. (2018).

Implementation of Observed Sky-View Factor in a Mesoscale Model for Sensitivity Studies of the Urban Meteorology. *Sustainability*, *10*. https://doi.org/10.3390/su10072183

Pedruzzi, R., Andreão, W. L., Baek, B. H., Hudke, A. P., Glotfelty, T. W., Dias de Freitas, E., Martins, J. A., Bowden, J. H., Pinto, J. A., Alonso, M. F., & Toledo de Almeida Abuquerque, T. (2022). Update of land use/land cover and soil texture for Brazil: Impact on WRF modeling results over São Paulo. *Atmospheric Environment*, *268*, 118760. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118760

Salvati, L., Zambon, I., Chelli, F. M., & Serra, P. (2018). Do spatial patterns of urbanization and

land consumption reflect different socioeconomic contexts in Europe? *Science of The Total Environment*, *625*, 722–730. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.341

Skamarock, W. C., Klemp, J., Dudhia, J., Gill, D., Barker, D., Duda, M., Huang, X.-Y., Wang, W., & Powers,

J. G. (2019). *A Description of the Advanced Research WRF Version 3 - Note NCAR/TN-556STR*.

Sobrinho, O. M., Rudke, A. P., Morais, M. V. B. de, & Martins, L. D. (2023). Meteorological Effects of Green Infrastructure on a Developing Medium Latin American City: A Numerical Modeling Assessment. *Sustainability*, *15*(2). https://doi.org/10.3390/su15021429

Stewart, I. D., & Oke, T. R. (2012). Local climate zones for urban temperature studies. *Bulletin of the American Meteorological Society*, *93*(12), 1879–1900. https://doi.org/10.1175/BAMS-D-11-00019.1

Yoshida, A., Hisabayashi, T., Kashihara, K., Kinoshita, S., & Hashida, S. (2015). Evaluation of effect of tree canopy on thermal environment, thermal sensation, and mental state. *Urban Climate*, *14*, 240–

250. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.uclim.2015.09.004

CIUDADANOS CIENTÍFICOS: UNA ESTRATEGIA PARA LA APROPIACIÓN SOCIAL DEL CONOCIMIENTO Y LA GESTIÓN DEL RECURSO AIRE EN EL VALLE DE ABURRÁ

Mauricio Ramírez Arias[1], Maura Melissa Herrera[2], Natalia Bernal[3], Alejandra Montejo Barato[4], Juan David Berrio[5], Manuel D. Zuluaga[6], Ana Z. Orrego[7], Laura C. Gil[8]

Palabras clave:

Calidad del aire; sensores de bajo costo; gestión ambiental; gobernanza.

RESUMEN

Ciudadanos Científicos es una estrategia de ciencia ciudadana, compuesta por una red de sensores que monitorean variables de calidad del aire y meteorológicas en el Valle de Aburrá. Las variables que monitorean los sensores son PM2.5, humedad relativa, temperatura y ruido ambiental. Este programa es además una estrategia de tecnología e innovación ejecutada por el Sistema de Alerta Temprana del Valle de Aburrá -SIATA-, proyecto del Área Metropolitana del Valle de Aburrá -AMVA-. Estos sensores se clasifican en sensores fijos y sensores móviles. Los sensores fijos, también conocidos como "Nubes" están instalados en diferentes hogares, oficinas e instituciones distribuidas a lo largo del Valle de Aburrá. Adicionalmente, los sensores móviles son dispositivos que se instalan en las bicicletas de los ciudadanos que se acogieron voluntariamente al programa y cuyo medio de transporte es la bicicleta. Estas redes de sensores han permitido monitorear las plumas de contaminantes causadas por incendios y su distribución a lo largo del Valle de Aburrá, han apoyado el monitoreo en los episodios críticos de contaminación, y han permitido la medición del impacto en la calidad del aire de eventualidades como la noche de La Alborada y la noche de Año Nuevo.

INTRODUCCIÓN

Ciudadanos Científicos es una estrategia de ciencia, tecnología y educación desarrollada desde el año 2015 por el Área Metropolitana del Valle de Aburrá -AMVA- mediante su proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-. Esta iniciativa es una apuesta para que la ciudadanía pueda contribuir al monitoreo de la calidad del aire y el ruido ambiental en la región del Valle de Aburrá, Colombia, donde conviven aproximadamente 4 millones de habitantes.

La estrategia de Ciudadanos Científicos nació a partir de la preocupación de la ciudadanía por temas ambientales, específicamente orientados a la calidad del aire en el Valle de Aburrá. De acuerdo con lo anterior, comenzó la búsqueda de estudios publicados a nivel internacional, donde la ciudadanía aportara al monitoreo de la calidad del aire desde su vivienda o ubicación. A partir de allí nació la estrategia de Ciudadanos Científicos y el primer prototipo de sensor de bajo cos-

1 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá, mauricio.ramirez@siata.gov.co

2 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá, maura.herrera@udea.edu.co

3 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá, natalia.bernal@udea.edu.co

4 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá, ta.montejo@uniandes.edu.co

5 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá, davidberrio.siata@gmail.com

6 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá, mdzuluag@unal.edu.co

7 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, ana.orrego@metropol.gov.co

8 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, catalina.gil@metropol.gov.co

to, el cual se ha ido perfeccionando desde el año 2015. Los aparatos de medición que componen la red de Ciudadanos Científicos, son conocidos como Nubes, y han sido desarrollados localmente mediante el uso de tecnologías de monitoreo de bajo costo. Estos son distribuidos a los ciudadanos para el seguimiento continuo y extensivo de la calidad de aire y ruido ambiental de la región.

Las actividades de monitoreo de la Red de Ciudadanos Científicos se complementan mediante una estrategia educativa compuesta por talleres y laboratorios, que procura despertar la conciencia de las comunidades en su papel y responsabilidad para contribuir al cuidado y mejoramiento de la calidad del aire en la región; además de enriquecer las investigaciones con los datos obtenidos como un aporte a la construcción de políticas públicas para cuidar la salud de la población y la gestión del recurso aire en el territorio.

MÉTODOS

La red de Ciudadanos Científicos está compuesta por cerca de 300 Nubes fijas, ubicadas en viviendas, oficinas e instituciones educativas, a partir de las que se hace el seguimiento en tiempo real de la concentración de PM2.5. Alrededor de 200 de estas nubes cuentan con un sensor para la medición de ruido ambiental. La información de estos puntos de medición fijos se complementa con una red de 100 sensores de PM2.5 móviles que son instalados en las bicicletas de los ciudadanos que hacen parte de la estrategia.

Las Nubes fijas y móviles entregan información de PM2.5, temperatura y humedad relativa en tiempo real para diversos puntos de la región metropolitana, lo cual permite tener una cobertura amplia y extensiva con información de estas variables de una forma continua. Los sensores fijos también permiten obtener información de las concentraciones de PM10 y de los niveles de ruido ambiental. Los datos generados por los diferentes sensores se pueden consultar en las diferentes plataformas de SIATA, incluyendo el geoportal www.siata.gov.co y la aplicación de Ciudadanos Científicos, además del visualizador de los datos de los sensores móviles, https://siata.gov.co/biciscc/.

RESULTADOS

Gracias a la alta densidad espacial de la red de Ciudadanos Científicos, la información obtenida de las Nubes ha permitido hacer monitoreo y seguimiento de diversos eventos de contaminación en la región, como por ejemplo el ingreso de plumas de contaminantes por fuentes externas o por incendios cercanos al Valle de Aburrá. Adicionalmente, los sensores de ruido que se instalan con las Nubes, han permitido el monitoreo del impacto acústico de eventos como la Alborada.

Por otro lado, los datos de esta red han permitido también fortalecer y servir tanto para las investigaciones enfocadas en la calidad del aire como para la toma de decisiones por parte de las autoridades ambientales. A partir de la información entregada por la red de Ciudadanos Científicos, ha sido posible monitorear eventos como la noche de año nuevo y la noche de Alborada, los cuales se ha demostrado tienen un efecto en la calidad del aire del Valle de Aburrá, de acuerdo con investigaciones realizadas en la región (Hoyos et al., 2019).

Adicionalmente, la información obtenida a partir de los sensores de bicicleta ha permitido caracterizar e identificar aquellas vías dentro del territorio con altos niveles de PM2.5 como se muestra en la Figura 1. De esta manera, los ciudadanos que utilizan el sensor móvil a través de sus recorridos en bicicleta, pueden tomar decisiones respecto a qué rutas son más convenientes para ellos, además de en qué zonas se concentra más la contaminación.



Figura 1. Distribución de las concentraciones de PM2.5 durante un recorrido en bicicleta por el sur de Medellín. Resultados obtenidos de los sensores móviles del programa de Ciudadanos Científicos del SIATA.

Desde la primera versión de Ciudadanos Científicos el número de ciudadanos interesados en pertenecer a la estrategia ha incrementado en un 426%. Durante las tres versiones de la estrategia han ido aumentando también el número de sensores instalados. Adicionalmente, durante todo el tiempo que lleva el proyecto en funcionamiento, se han realizado 13 encuentros formativos con los Ciudadanos Científicos, lo que ha permitido fortalecer las estrategias de gestión del Área Metropolitana del Valle de Aburrá, en el marco de la gobernanza y de las acciones definidas en el Plan Integral de Gestión de la Calidad del Aire. Así mismo, estos espacios han sido enriquecidos por las experiencias de los ciudadanos que han hecho parte de la estrategia, además de aportar inquietudes y sugerencias para mejorar la estrategia cada vez más.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El uso de dispositivos alternos para la medición de la calidad del aire, sumado a la publicación continua de los datos en redes sociales y plataformas web, constituye un apoyo en el desarrollo tecnológico y científico local, y permite avanzar en la apropiación social de la ciudadanía en su papel y responsabilidad para contribuir al cuidado y mejoramiento de la calidad del aire. De igual forma, la información de estos sensores permite fortalecer las investigaciones que conlleven al conocimiento del comportamiento de las variables ambientales, sociales y económicas que modulan la calidad del aire en el Valle de Aburrá, y servir como base para la toma de decisiones relacionadas con la gestión de las autoridades ambientales competentes para garantizar una mejor calidad de vida a los habitantes de los diferentes territorios.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue realizada por el Sistema de Alerta Temprana del Valle de Aburrá, SIATA, proyecto del Área Metropolitana del Valle de Aburrá durante la vigencia del contrato de Ciencia y Tecnología CCT 799 de 2021.

REFERENCIAS

Hoyos, Carlos D., Herrera-Mejía, Laura., Roldán-Henao, Natalia., Isaza, Alejandra, (2020). Effects of fireworks on particulate matter concentration in a narrow valley: the case of the Mede-

llín metropolitan area. Environ. Monit. Assess., 192(6), https://doi.org/10.1007/s10661-019-7838-9

Portal web de Ciudadanos en Bicicleta para visualización de datos. Disponible en https://siata.gov.co/biciscc/

Geoportal del proyecto SIATA para visualización de datos de diferentes sensores. Disponible en https://siata.gov.co/siata_nuevo/

COMUNICACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN COLOMBIA: ESTUDIO PILOTO DE PERCEPCIÓN Y SEGMENTACIÓN POBLACIONAL EN UNA COMUNIDAD ACADÉMICA

Juan Sebastián Larrahondo[1], Mónica Espinosa[2], Juan Felipe Méndez[3], Denisse Viviana Cortés[4], Víctor Fabian Forero[5], Juan Felipe Franco[6]

Palabras clave:

Sostenibilidad; participación pública; países en desarrollo; emisiones de gases efecto invernadero; políticas ambientales.

RESUMEN

Entre 2021 y 2022 se realizó un estudio piloto acerca de la percepción de la comunidad académica de la Universidad Nacional Abierta y a Distancia (UNAD) sobre el cambio climático en Colombia. El componente fundamental del estudio fue la aplicación de la encuesta *Six Americas Super Short Survey* (SASSY) formulada por la Universidad de Yale para segmentar la población en seis categorías con base en su percepción sobre el cambio climático. La segmentación tiene como finalidad diseñar y aplicar metodologías de comunicación y educación más asertivas según la clasificación de audiencias. Adicionalmente, en la encuesta se indagó sobre la percepción que tiene la comunidad sobre las causas y consecuencias del cambio climático y los eventos climáticos extremos asociados, el compromiso personal para tomar acción, opiniones sobre las políticas públicas y la disposición a participar en campañas de cambio climático. Los resultados del estudio contribuyen a un mejor entendimiento sobre la percepción que diferentes audiencias tienen sobre el cambio climático en Colombia. Además, son útiles para que la UNAD oriente mejor sus estrategias de comunicación y educación para su comunidad académica.

1 Hill Consulting, slarrahondo@hill.com.co

2 Hill Consulting, mespinosa@hill.com.co

3 Universidad Nacional Abierta y a Distancia, juanf.mendez@unad.edu.co

4 Universidad Nacional Abierta y a Distancia, denisse.cortes@unad.edu.co

5 Universidad Nacional Abierta y a Distancia, victor.forero@unad.edu.co

6 Hill Consulting, jfranco@hill.com.co

INTRODUCCIÓN

A pesar del consenso científico frente a la ocurrencia del cambio climático (CC), el público posee una variedad de interpretaciones sobre el tema debido a que las audiencias son heterogéneas según la información que reciben, su nivel de conocimiento y sus intereses particulares (Roser-Renouf, 2020). Por tanto, la evaluación de la percepción de CC surge como una herramienta para conocer mejor a la audiencia y generar material de comunicación y educación más asertiva y diferenciada (Roser-Renouf, 2020). Las técnicas de comunicación efectivas pueden conducir a respuestas sociales en varios niveles de adaptación al CC, motivar al involucramiento y promover estilos de vida sostenibles (Roser-Renouf, 2022a).

En materia de estudios de percepción de CC, la Universidad de Yale ha sido un importante referente desde 2008. En 2009, Yale publicó la primera versión del estudio "Global Warming's Six Americas" en el que clasificaron a la población estadounidense en seis segmentos en función de su perfil psicográfico[1] y noción del CC (A Leiserowitz et al., 2009)cultural and political reasons

[1] La segmentación por perfil psicográfico busca entender los factores cognitivos que impulsan los comportamientos individuales como respuestas emocionales, motivaciones, actitudes y valores éticos y políticos para crear mensajes relevantes para cada grupo de individuos (CB Insights Research, 2020).

for acting - or not acting - to reduce greenhouse gas emissions, and climate change educators can increase their impact by taking these differences into account. In this presentation we will describe six unique audience segments within the American public that each responds to the issue in its own distinct way, and we will discuss methods of engaging each. The six audiences were identified using a nationally representative survey of American adults conducted in the fall of 2008 (N=2,164 para proponer una comunicación diferenciada para cada grupo (Chryst et al., 2018)public health, and communication, and is now becoming an important tool in the environmental domain as well. Global Warming's Six Americas is a well-established segmentation of Americans based on their climate change beliefs, attitudes, and behaviors. The original Six Americas model requires a 36 question-screener and although there is increasing interest in using these segments to guide education and outreach efforts, the number of survey items required is a deterrent. Using 14 national samples and machine learning algorithms, we identify a subset of four questions from the original 36, the Six Americas Short SurveY (SASSY.

Las seis categorías y su descripción son las siguientes: 1) Alarmados, que son los más involucrados, están muy preocupados por el CC y apoyan firmemente la acción climática; 2) Preocupados, que creen que el CC es una amenaza grave, aunque de menor prioridad; 3) Cautelosos, que reconocen el CC pero dudan de sus causas y no están muy preocupados por ello; 4) Desvinculados, que en gran medida desconocen del CC; 5) Dudosos, que no creen que el CC sea real o de atribución antrópica; y 6) Displicentes, que niegan vehementemente el aporte antrópico al CC y se oponen a las iniciativas climáticas (A. Leiserowitz, Maibach, et al., 2022).

Para los Alarmados y Preocupados, los mensajes deberán enfatizarse en medidas y alternativas de participación que generan respuesta y protección frente al CC para evitar caer en desesperanza e impotencia frente a este fenómeno (Roser-Renouf, 2022b). Ambos segmentos pueden ser bastante receptivos a un enfoque de procesamiento sistemático de la información: mensajes con información abundante y compleja, incluyendo contenido de alto carácter científico y político (Petty et al., 2009). A pesar de estas características, para estos segmentos los mensajes tienden a ser asimilados sin un gran esfuerzo y tenderían a ser recordados e influir más en su comportamiento (Roser-Renouf et al., 2021). Así mismo, será ideal el uso de argumentos fuertes y elaborados para motivar a la acción de las personas de estos segmentos, debido a que información con contenido superficial será más susceptible a ser descartada y no generar impacto (Petty et al., 2009).

Para el segmento de Cautelosos, se debe reconocer que este grupo posee una tendencia a restarle relevancia a los mensajes sobre el CC, por lo que se ha sugerido que las estrategias deben incluir información altamente visual y que sugiera evidencia real, información atractiva de fuentes altamente creíbles y diversidad de narrativas incluyendo el humor (Roser-Renouf et al., 2021). Así también, se sugieren mensajes que expongan la acción climática como un comportamiento popular, respetado y común, y que ilustren los impactos climáticos sobre personas o lugares físicamente cercanos o emocionalmente significativos (Roser-Renouf et al., 2021).

Esta metodología de segmentación de audiencias se ha utilizado de manera frecuente en Estados Unidos y se ha aplicado en otros países incluyendo India, Alemania, Singapur y Australia (A. Leiserowitz, Carman, et al., 2022; Anthony Leiserowitz et al., 2021)conducted in partnership with Data for Good at Meta, investigating public climate change knowledge, beliefs, attitudes, policy preferences, and behavior among Facebook users. The survey collected responses from 108,946 Facebook monthly active users (18+. Aunque al momento de desarrollo del presente estudio no se identificaron investigaciones con la implementación de la metodología de Yale, en Colombia se destaca la primera encuesta de percepción pública del CC desarrollada por el IDEAM a escala nacional (IDEAM et al., 2016) enfocada

en la población de mayor vulnerabilidad climática.

En este estudio piloto, se aplicó el algoritmo estandarizado SASSY de Yale en conjunto con preguntas exploratorias para identificar tendencias en la percepción de CC, involucramiento y motivación para la acción climática en la comunidad UNAD.

MATERIALES Y MÉTODOS

Entre septiembre de 2021 y enero de 2022, se realizó una encuesta en línea para recopilar información sobre la percepción de CC de la comunidad de la Universidad UNAD. Se propuso una meta estimada en 1.000 encuestas válidas para alcanzar un nivel de confianza del 95% y un error del 3%. La encuesta consistió en 24 preguntas divididas en cuatro módulos: 1) Condiciones sociodemográficas; 2) Creencias sobre el cambio climático; 3) Percepción de causas e impactos asociados a eventos climáticos; y 4) Acciones y políticas públicas para reducir el CC.

Una característica clave de este estudio es la inclusión de cuatro preguntas correspondientes al algoritmo SASSY en el segundo módulo, el cual permite la clasificación de los participantes con al menos un 70% de precisión con respecto al estudio original (Anthony Leiserowitz et al., 2021)but internally consistent audiences, who each respond differently to the issue of climate change. The segments include the Alarmed, Concerned, Cautious, Disengaged, Doubtful, and Dismissive. The framework was first developed in 2008 and has been tracked twice a year using nationally representative surveys for over a decade. This research has helped advance communication theory and practice and the Six Americas framework has informed the decision making of stakeholders ranging from scientists to government officials, journalists, educators, and advocates. The framework has also been extended to assess specialized audiences (e.g. broadcast meteorologists. Las preguntas de los módulos 3 y 4 tuvieron el objetivo de identificar información adicional sobre la percepción de las causas y consecuencias del CC y la voluntad personal de tomar acción.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Perfil de encuestados y segmentación

Se recolectaron 1.066 encuestas válidas y participaron personas de 30 de los 32 departamentos del país (Figura 1). El 59% de los que respondieron la encuesta son mujeres, el 64% tiene entre 25 y 44 años, la mayoría (88%) no se identifica con un grupo étnico y el 93% cuenta con título técnico, tecnológico o universitario.

Los resultados de la segmentación de audiencias según su percepción del CC son los siguientes: Alarmados 84%, Preocupados 14% y Cautelosos 2%. La proporción de los Desvinculados, Dudosos y Displicentes es inferior al 0.5%.

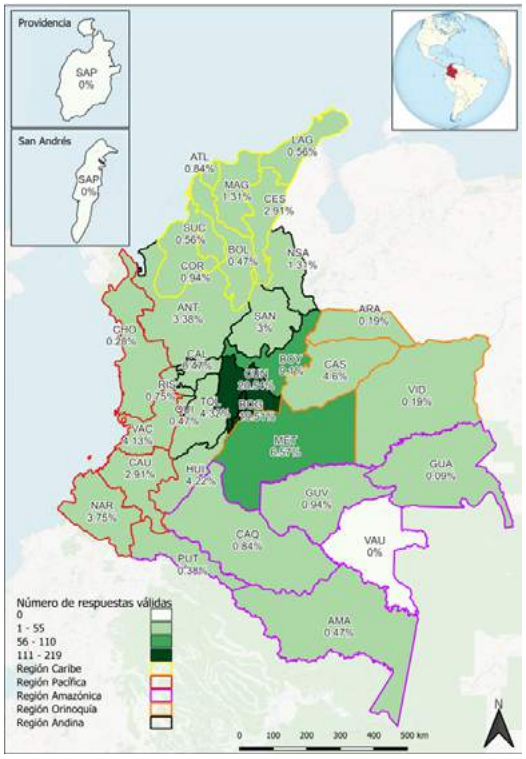


Figura 1. Número de encuestas respondidas y válidas y porcentajes por departamento respecto al total de encuestas válidas (n=1.066).
Fuente: elaboración propia.

Alrededor del 25% de los encuestados afirman que saben poco o nada sobre el CC. Este resultado llama la atención dado que la mayoría cuenta

con un título de formación superior; y se evidencia una oportunidad para que la UNAD aumente el alcance de los programas de formación en CC a toda la comunidad.

La mayoría de las personas (73%) afirma que el CC ocurre y es causado principalmente por actividades humanas. El 24% de los encuestados opina que el CC es producto de actividades humanas y cambios naturales en iguales proporciones y el 1,5% opina que el CC no está ocurriendo o mencionan que no conocen al respecto.

Más del 98% de los encuestados considera que el CC los puede afectar personalmente y afectar a las generaciones futuras en gran proporción o al menos en una cantidad moderada. La mayoría de los encuestados (96%) opinan que están muy o moderadamente preocupados por el CC y el 95% piensa que el CC es extremadamente importante o muy importante.

3.2 Percepción de causas e impactos del cambio climático y eventos climáticos extremos asociados

Para la mayor parte de la población encuestada, los cambios abruptos en las temperaturas, los incrementos en la temperatura y los eventos de lluvia severa encabezan los efectos que perciben como los que más han aumentado en la última década en sus municipios, mientras que se tiene una menor percepción del aumento del nivel del mar y los incendios forestales respecto a otros efectos (Figura 2).

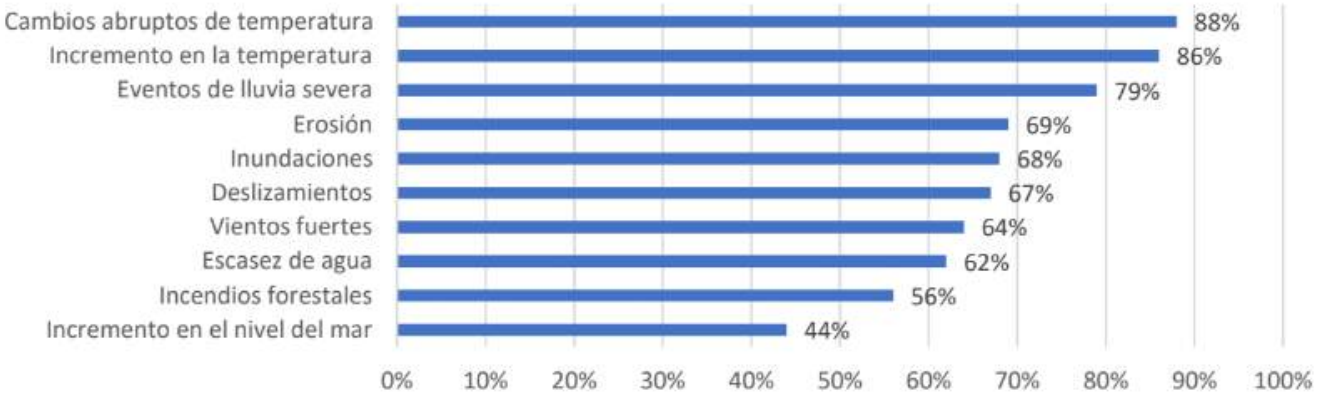


Figura 2. Opinión de los encuestados sobre efectos que han aumentado en su municipio en la última década (n=1.066).
Fuente: elaboración propia.

Se preguntó a los participantes qué consecuencias de los eventos climáticos extremos en sus municipios perciben como las más prolongadas, intensas y frecuentes. Más del 50% de la población encuestada percibe como las más críticas el incremento de los precios de los alimentos, la contaminación atmosférica, los impactos en salud por frío y calor extremos y las sequías (Figura 3). Por otra parte, entre las consecuencias que la población identifica en menor proporción están la reducción del turismo y la pérdida de vidas.

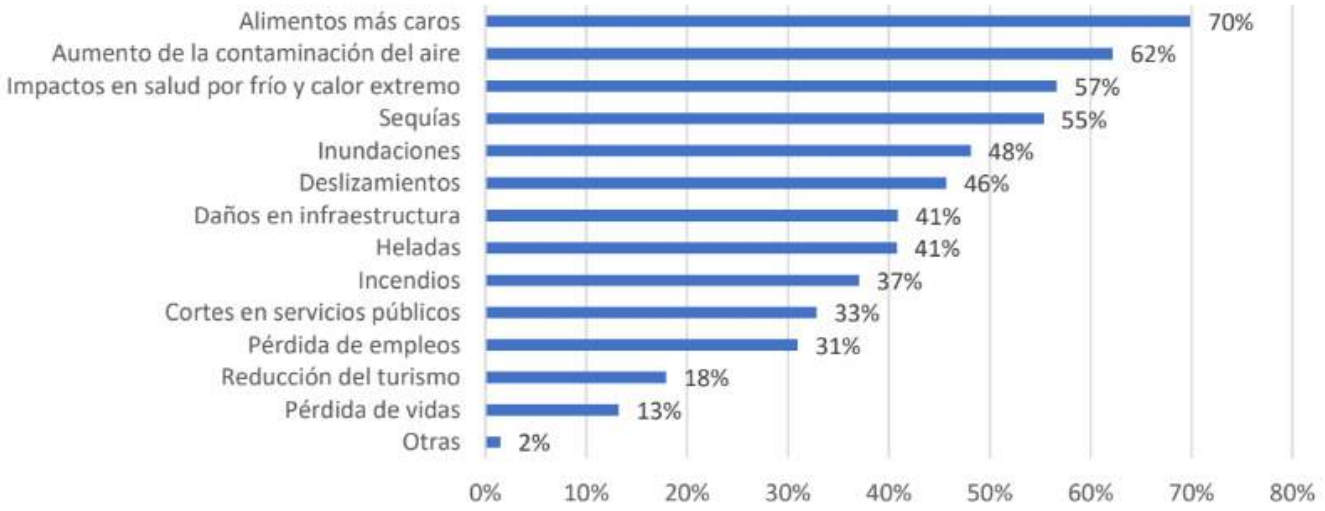


Figura 3. Opinión de las consecuencias que se han vuelto más prolongadas, intentas y frecuentes (n=1.066).
Fuente: elaboración propia.

La mayoría está de acuerdo en que las acciones perjudiciales para el ambiente se han incrementado en los últimos años en sus municipios. Tres cuartos de la población encuestada consideran que la amenaza a especies animales y vegetales es la acción más crítica, mientras que el 73% de la población considera que la contaminación del aire es la segunda acción negativa que más ha aumentado en la última década (Figura 4).



Figura 4. Opinión de los encuestados sobre el cambio en acciones perjudiciales para el ambiente en la última década en sus municipios (n=1.066).
Fuente: elaboración propia.

3.3 Acciones para reducir el cambio climático

Entre el 50% y el 88% mencionaron que están tomando medidas para reducir su consumo de energía y agua en el hogar, el 72% reduce sus residuos y el 46% afirma que prefiere el transporte público, la bicicleta o caminar para desplazarse. A pesar de las acciones personales, casi la mitad de la población reportó una falta de conocimiento sobre las acciones promovidas por su alcaldía y menos del 4% tienen total certeza de las acciones en gestión del cambio climático promovidas por el gobierno local.

CONCLUSIONES

La Política Nacional de Cambio Climático de Colombia menciona la comunicación como un pilar fundamental (IDEAM et al., 2016). Estudios a nivel mundial ilustran una gran cantidad de beneficios al emplear encuestas de percepción para mejorar la comunicación del CC y fortalecer la aceptación por parte de las comunidades y su participación en políticas públicas (Anthony Leiserowitz et al., 2021; Yale Program on Climate Change Communication, 2022)but internally consistent audiences, who each respond differently to the issue of climate change. The segments include the Alarmed, Concerned, Cautious, Disengaged, Doubtful, and Dismissive. The framework was first developed in 2008 and has been tracked twice a year using nationally representative surveys for over a decade. This research has helped advance communication theory and practice and the Six Americas framework has informed the decision making of stakeholders ranging from scientists to government officials, journalists, educators, and advocates. The framework has also been extended to assess specialized audiences (e.g. broadcast meteorologists. Las encuestas de percepción podrían considerarse dentro de los instrumentos para el monitoreo de las políticas climáticas. Las estrategias de comunicación podrían potenciarse a través de los nueve Nodos Regionales de Cambio Climático existentes en Colombia como parte de Sistema Nacional de Cambio Climático (SISCLIMA).

Este trabajo contribuye a comprender la percepción del CC en grupos de comunidades específicas en países en desarrollo. Los resultados del estudio piloto son útiles para la UNAD para el diseño de sus estrategias de comunicación y educación en CC basados en los resultados de la segmentación de la audiencia, y en las estrategias que diferentes estudios han definido para las diferentes categorías de la segmentación. La metodología y resultados pueden aportar a procesos similares de caracterización para una mejor comunicación del CC en otros grupos de la población.

REFERENCIAS

CB Insights Research. (2020, May). *What Is Psychographics? Understanding The Tech That Threatens Elections*. https://www.cbinsights.com/research/what-is-psychographics/#what

Chryst, B., Marlon, J., van der Linden, S., Leiserowitz, A., Maibach, E., & Roser-Renouf, C. (2018). Global Warming's "Six Americas Short Survey": Audience Segmentation of Climate Change Views Using a Four Question Instrument. *Environmental Communication*, *12*(8), 1109–1122. https://doi.org/10.1080/17524032.2018.1508047

IDEAM, PNUD, MADS, DNP, & CANCILLERIA. (2016). *¿Qué piensan los colombianos sobre el cambio climático?* http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023626/Percepcionfinal.pdf

Leiserowitz, A., Carman, J., Buttermore, N., Neyens, L., Rosenthal, S., Marlon, J., Schneider, J., & Mulcahy, K. (2022). *International Public Opinion on Climate Change*. https://climatecommunication.yale.edu/wp-content/uploads/2022/06/international-public-opinion-on-climate-change-2022a.pdf

Leiserowitz, A., Maibach, E., Rosenthal, S., Kotcher, J., Neyens, L., Marlon, J., Carlman, J., Lacroix, K., & Goldberg, M. (2022). *Global Warming's Six Americas, September 2021* . Yale University and George Mason University. https://climatecommunication.yale.edu/publications/global-warmings-six-americas-september-2021/

Leiserowitz, A, Maibach, E., & Roser-Renouf, C. (2009). *Global Warming's Six Americas: An Audience Segmentation Analysis*. Yale Project on Climate Change. https://climatecommunication.yale.edu/wp-content/uploads/2016/02/2009_05_Global-Warmings-Six-Americas.pdf

Leiserowitz, Anthony, Roser-Renouf, C., Marlon, J., & Maibach, E. (2021). Global Warming's Six Americas: a review and recommendations for climate change communication. *Current Opinion in Behavioral Sciences*, *42*, 97–103. https://doi.org/10.1016/j.cobeha.2021.04.007

Petty, R., Briñol, P., & Priester, J. (2009). Mass media attitude change: Implications of the Elaboration Likelihood Model of Persuasion. In *Media Effects* (3rd ed.). https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.4324/9780203877111-13/mass-media-attitude-change-implications-elaboration-likelihood-model-persuasion-richard-petty-pablo-briñol-joseph-priester

Roser-Renouf, C. (2020). *Barriers to communicating GCC: introduction to Communicating Climate Change*.

Roser-Renouf, C. (2022a). *Communicating Climate Change and Health - Understanding & Communicating with the Audience: Affective Approaches* . https://www.coursera.org/learn/climatecommunication/home/week/4

Roser-Renouf, C. (2022b). *Issue Involvement, Attention to Messages & Informational Needs* . Coursera. https://www.coursera.org/learn/climatecommunication/lecture/TpP0P/issue-involvement-attention-to-messages-informational-needs

Roser-Renouf, C., Rolfe-Redding, J., Stenhouse, N., Leiserowitz, A., & Maibach, E. (2021). *Engaging Diverse Audiences with Climate Change: Message Strategies for Global Warming's Six Americas*. https://www.climatechangecommunication.org/wp-content/uploads/2021/07/roser-renouf_et_al_6_ams_processing_chptr_2021_web_version.pdf

Yale Program on Climate Change Communication. (2022). *What is Climate Change Communication?* https://climatecommunication.yale.edu/about/what-is-climate-change-communication/

MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AIRE Y CAMBIO CLIMÁTICO

04

PRÓLOGO

Modelación de la Calidad del Aire y Cambio Climático

La modelización de la dispersión de contaminantes es una herramienta fundamental para realizar el diagnóstico del área de impacto de las emisiones que es utilizado para los programas de reducción de emisiones que se incluyen dentro de los planes de gestión de la calidad del aire. Estos planes se aplican a diferentes escalas, ya sean locales a nivel industrial, regionales a nivel de ciudades o globales. Algunos modelos son de mayor complejidad en su aplicación por la exigencia de inventarios de emisiones que incluyan fuentes contaminantes antropogénicas y biogénicas pero que en la medida de su exactitud, pueden ser utilizados como modelos de pronóstico para la toma de decisiones especialmente en las estrategias para enfrentar episodios de contaminación.

María Victoria Toro
Universidad Pontificia Bolivariana sede Medellín

ANÁLISIS DE LA RATIO DE CONCENTRACIONES NO_2/NOX OBTENIDA CON UN MODELO DE CALIDAD DE AIRE URBANO

Andrea Pineda Rojas[1], Rafael Borge[2], Emilio Kropff[3]

Palabras clave:
Dióxido de nitrógeno; escala urbana; modelo de dispersión atmosférica; evaluación de desempeño.

INTRODUCCIÓN

Los modelos de calidad de aire para áreas urbanas contribuyen a estimar la concentración de dióxido de nitrógeno (NO_2) en sitios donde no se dispone de observaciones y a evaluar el impacto de distintas estrategias de reducción de emisiones. Debido al acople químico que existe entre este contaminante y el ozono (O_3), la evaluación del desempeño de un modelo de dispersión atmosférica idealmente debería realizarse utilizando observaciones de las concentraciones de ambas especies químicas (Derwent et al., 2010). Sin embargo, no siempre se dispone de series largas de O_3 que permitan hacer dicho análisis. Una alternativa que puede aportar información sobre el desempeño del esquema químico es el análisis de la ratio de concentraciones NO_2/NOx (e.g., Carruthers et al., 2017, Kimbrough et al., 2017).

El modelo DAUMOD-GRS (Pineda Rojas y Venegas, 2013) permite estimar las concentraciones de NO_2 y O_3 en aire a nivel del suelo resultantes de las emisiones de óxidos de nitrógeno (NOx=NO+NO_2) y compuestos orgánicos volátiles (VOCs) desde fuentes urbanas de área en alta resolución espacial (1km) y temporal (1h). El modelo incluye un esquema simplificado de 7 reacciones (GRS, Azzi et al., 1992) donde el tiempo de reacción varía en cada receptor en función del tiempo de viaje de los contaminantes que son emitidos viento arriba del mismo, pesado por su contribución relativa a la concentración total. Recientemente, se obtuvo que su desempeño es aceptable para estimar las concentraciones de NO_2 en las tres estaciones de monitoreo de calidad de aire de la ciudad de Buenos Aires (Pineda Rojas et al., 2022). En este trabajo, se evalúa el desempeño del modelo para estimar las concentraciones de NOx y se analiza la ratio de concentraciones NO_2/NOx en función de distintas variables meteorológicas. El objetivo es estudiar la capacidad del DAUMOD-GRS para reproducir la fracción de NO_2 en NOx observada en la estación de monitoreo de fondo urbano de la ciudad de Buenos Aires, considerando varios años de información meteorológica horaria.

METODOLOGÍA

Condiciones de las simulaciones

Se aplica el modelo DAUMOD-GRS en un dominio de 85 km x 75 km que incluye el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA, 3830 km^2, ~15 millones de habitantes). Las simulaciones se realizan utilizando cuatro años (2009-2012) de información meteorológica horaria [intensidad (WS) y dirección de viento (WD), temperatura (T), etc.] registrada en la estación Aeroparque Aero (AEP, 34° 34' S, 58°30' W) y tasas emisión de NOx y VOCs del inventario de fuentes de área desarrollado por Venegas et al. (2011). Se asumen como niveles de fondo concentraciones de aire limpio para los NOx y VOCs y un nivel constante de 20 ppb para el O_3 de acuerdo con lo obtenido por Mazzeo et al. (2005). Otras características de las simulaciones pueden encontrarse en Pineda Rojas et al. (2022).

[1] Centro de Investigaciones del Mar y la Atmósfera, UBA-CONICET, CNRS IRL 3351 IFAECI, IRD, Buenos Aires, Argentina

[2] Laboratorio de Modelización Ambiental, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España

[3] Fundación Instituto Leloir (IIBBA/CONICET), Buenos Aires, Argentina

Evaluación del desempeño

Las concentraciones modeladas de NO_2 y NOx son comparadas con las observadas en el sitio de monitoreo de calidad de aire Parque Centenario (CEN, fondo urbano) que se encuentra en el centro geográfico de la ciudad de Buenos Aires (https://www.buenosaires.gob.ar/agenciaambiental/control- ambiental/laboratorio-ambiental/) y es operado por la Agencia de Protección Ambiental (APrA). En este trabajo, se evalúan: el error fraccional (FB), el error cuadrático medio normalizado (NMSE) y la fracción de valores que se encuentran dentro de un factor dos de las observaciones (FA2). Se comparan los cocientes de concentración modelada/observada de NO_2 y de NOx y se analiza la variación de los valores observados y modelados de NO_2 y de la ratio NO_2/NOx en función de la concentración de NOx. Por otro lado, se estudian las variaciones de NOx y de la ratio en función de variables meteorológicas observadas (WS, WD y T) con el objeto de identificar las condiciones en las que el modelo tiene distintos niveles de desempeño en relación a este parámetro.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Considerando el conjunto total de datos disponibles (N] 28.000), el modelo presenta un buen desempeño relativo para estimar las concentraciones de NO_2 y NOx dado que los métricos se encuentran dentro de los rangos recomendados para este tipo de modelos: abs(FB) < 0,3, NMSE < 1,5 y FA2 > 0,5 (ver Tabla 1). En general, el modelo predice casi perfecto la concentración de NO_2 (sesgo < 1%), sobreestima la de NOx (20%) y, por lo tanto, subestima la ratio NO_2/NOx.

De acuerdo con Carruthers et al. (2017), errores en las concentraciones de NO_2 y NOx del mismo signo podrían indicar un adecuado desempeño del módulo químico siempre que el cambio en la concentración de NO_2 sea de menor magnitud. La Figura 1 muestra las relaciones entre ambos cocientes. Se obtiene que el 37% de los puntos se encuentran en el triángulo donde la sobre-estimación de NOx es mayor que la de NO_2 y los mismos corresponden a valores observados de NOx relativamente bajos. Por otro lado, los puntos se distribuyen igual entre las regiones donde ambos son subestimados (17% en cada triángulo). Asimismo, se observa que los casos en los que la concentración de NOx es más subestimada que la de NO_2, corresponden a valores altos de NOx.

Tabla 1: Comparación estadística de las concentraciones (ppb) modeladas y observadas de NO2 y NOx en la estación de monitoreo Parque Centenario en el periodo 2009-2012.

N = 28.000	NO2_obs	NO2_ mod	NOx_ obs	NOx_mod
min	0	2	0	4
max	164	82	726	625
mean	24	23	56	71
std	12	10	53	68
P2	6	7	8	10
P5	8	9	11	13
P75	30	27	69	82
P98	53	51	214	297
FB	-0.009		-0.193	
NMSE	0.259		0.595	
FA2	0.866		0.691	

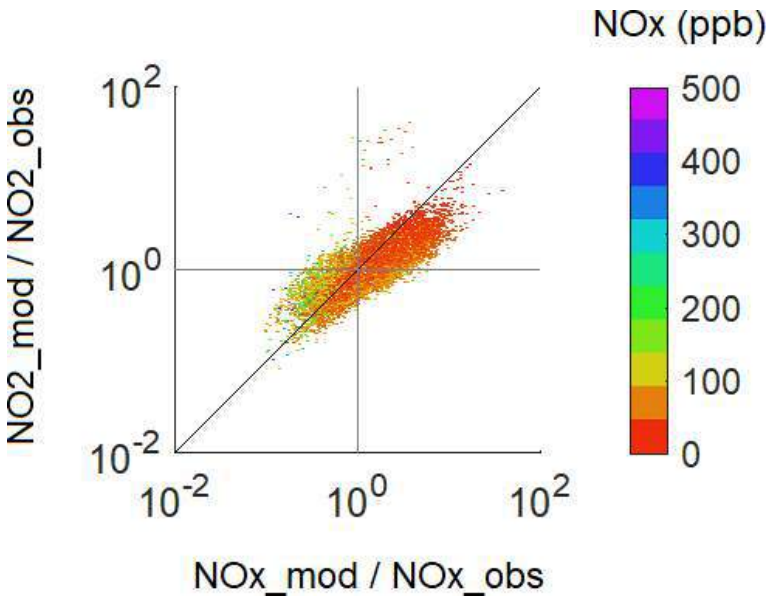


Figura 1: Diagrama de dispersión del cociente modelado/observado de concentración de NO2 vs el cociente modelado/observado de concentración de NOx. En color se indica el rango de concentración observada de NOx.

En promedio, los valores modelados de la concentración de NO_2 y de la ratio son similares a los observados para cada intervalo de NOx, subestimando levemente las observaciones cuando la concentración de NOx es menor a 200 ppb (Figuras 2.a y 2.b). Los valores de concentración de NO_2 observados presentan un rango de variación mayor que los modelados y esta diferencia es mayor cuanto mayor es la concentración de NOx. Por otro lado, ambas ratios modelada y observada muestran cierto aumento con la velocidad del viento (Figura 2.d) y un buen desempeño relativo con la dirección de viento (Figura 2.f). La mayor subestimación de la ratio se obtiene con vientos de baja intensidad WS < 2 m/s y direcciones de viento del primer y cuarto cuadrantes. Dichas diferencias son consistentes con una mayor sobreestimación de la concentración de NOx en esas condiciones (Figuras 2.c y 2.e). Asimismo, el modelo reproduce la disminución de NOx con T (Figura 2.g) pero no logra representar el aumento de la ratio observada con la T (Figura 2.h). En estas Figuras, la gran sensibilidad de la ratio a la concentración de NOx no permite identificar cambios debidos al esquema químico. En cambio, el mismo análisis realizado con la radiación solar (RS, no mostrado) muestra mayor subestimación de la ratio con valores de RS altos cuando NOx tiene un buen desempeño relativo. Esto sugiere cierto rol de la química donde dicha variable podría estar sobreestimada.

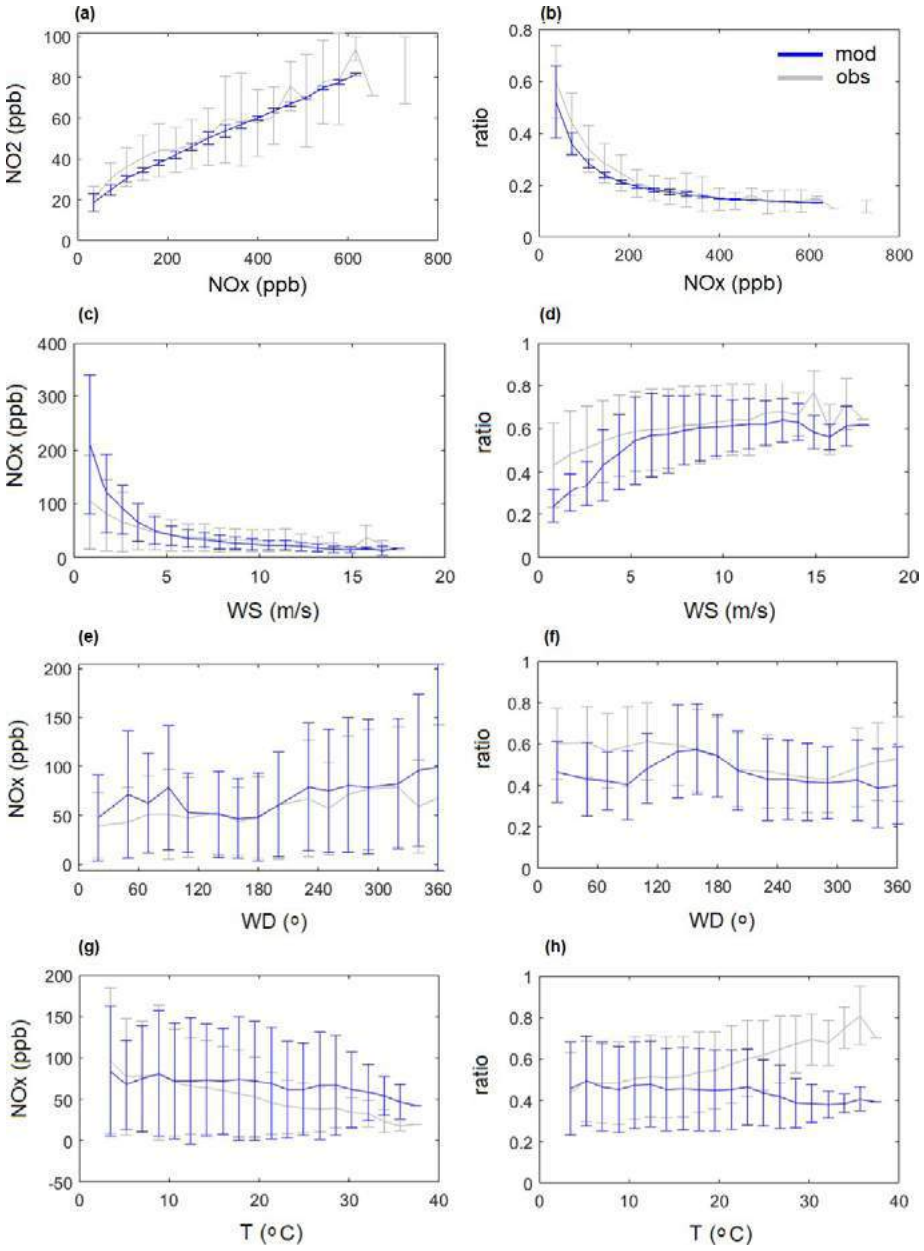


Figura 2: Variación de los valores modelados (azul) y observados (gris) de las concentraciones de NO2 y ratio NO2/NOx en función de NOx (a, b), y de las concentraciones de NOx y ratio en función de WS (c, d), WD (e, f) y T (g, h).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El estudio de la representación del forzante químico en un modelo de calidad de aire es importante porque contribuye a determinar la fiabilidad de simulaciones en otros de escenarios de condiciones donde el modelo no puede ser evaluado (por ejemplo, en condiciones de menor emisión como las que se busca alcanzar). En este trabajo analizamos el desempeño del DAUMOD-GRS para estimar NOx y la ratio NO_2/NOx como indicador de la química. Los resultados sugieren que, en general, la capacidad del modelo para estimar ambas variables es aceptable, con una leve tendencia a subestimar la ratio. Las mayores diferencias entre la ratio observada y modelada, se obtie-

nen con vientos de baja intensidad provenientes del primer y cuarto cuadrante, y valores de temperatura y radiación solar relativamente altos. Mientras que gran parte de dicha subestimación parece deberse a la sobreestimación de la concentración de NOx; las diferencias obtenidas con valores de radiación solar altos sugieren cierto rol del esquema químico que debe ser analizada con mayor detalle. Futuros estudios como análisis de sensibilidad a parámetros clave para el módulo químico pueden contribuir a comprender a qué se deben las mismas.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la información meteorológica al Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y los datos de calidad de aire a la Agencia de Protección Ambiental (APrA) de la ciudad de Buenos Aires. Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto PICT2018-1624 de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT) de Argentina.

REFERENCIAS

Azzi, M., Johnson, G., Cope, M. (1992). An introduction to the generic reaction set photochemical smog model. Proceedings of the 11th International Clean Air Conference, pp 451–462. Available at: http://hdl.handle.net/102.100.100/247315?index=1

Carruthers, D.J., Stocker, J.R., Ellis, A., Seaton, M.D., Smith, S.E. (2017). Evaluation of an explicit NOx chemistry method in AERMOD. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 67:6, 702-712, https://doi.org/10.1080/10962247.2017.1280096

Derwent, D., Fraser, A., Abbott, J. et al. (2010). Evaluating the performance of air quality models. DEFRA Report. Issue 3/June 2010. https://uk-air.defra.gov.uk/library/reports?report_id=616

Kimbrough, S., Owen, R.C, Snyder, M., Richmond-Bryant, J. (2017). NO to NO_2 conversion rate analysis and implications for dispersion model chemistry methods using Las Vegas, Nevada near-road field measurements. *Atmospheric Environment*. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.06.027

Mazzeo, N.A., Venegas, L.E., Choren, H. (2005). Analysis of NO, NO_2, O_3 and NOx concentrations measured at a green area of Buenos Aires City during wintertime. *Atmospheric Environment*, 39, 3055-3068. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.01.029

Pineda Rojas, A.L., Borge, R., Kropff, E. (2022). Characterisation of errors in an urban scale atmospheric dispersion model through clustering of performance metrics. *Air Quality, Atmosphere & Health*, https://doi.org/10.1007/s11869-021-01145-0

Pineda Rojas, A.L., Venegas, L.E. (2013). Upgrade of the DAUMOD atmospheric dispersion model to estimate urban background NO_2 concentrations. *Atmospheric Research*, 147-154. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.08.010

Venegas, L.E., Mazzeo, N.A., Pineda Rojas, A.L. (2011). Chapter 14: Evaluation of an emission inventory and air pollution in the Metropolitan Area of Buenos Aires. En: D. Popovic (ed.) Air Quality-Models and applications, Editorial In-Tech, 261-288.

“EL CONCEPTO DE CUENCA ATMOSFÉRICA EN EL TRÓPICO”

Juan Camilo Cely Garzón[1], Carlos Mario González Duque[2] , Andrés Ardila Ardila[1], Felipe Cifuentes[2] , Rodrigo Jimenez[1].

Palabras clave:

Capacidad asimilativa; cuenca atmosférica; calidad del aire; material particulado.

INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica es un problema ambiental complejo que se ve afectado por la industrialización, el tráfico automotor, la química atmosférica y la meteorología. La contaminación del aire puede tener graves consecuencias para la salud humana, incluyendo enfermedades respiratorias, trastornos del sistema circulatorio y disminución de la productividad laboral (Steinberga et al., 2019). También puede tener efectos económicos indeseables, especialmente en áreas urbanas e industriales (Rama Krishna et al., 2005). Para mejorar la calidad del aire, es fundamental identificar las fuentes de contaminación y establecer límites de emisiones y regulaciones ambientales adecuadas (Chan et al., 2012); (Goyal & Chalapati Rao, 2007b). Una medida útil para evaluar la cantidad de contaminación y la capacidad de carga contaminante de una región es la capacidad asimilativa (CA), la cual es una estimación de la cantidad máxima de contaminantes que una región puede aceptar sin exceder los criterios de calidad del aire preestablecidos (Panda & Nagendra, 2017). La CA ha sido evaluada en diferentes casos de estudio, como complejos industriales petroquímicos, ciudades altamente pobladas, centrales térmicas de carbón y regiones mineras de hierro (Nandankar, 1999; Padmanabha, 1990; Panda & Nagendra, 2017; Singh & Perwez, 2015; Thepanondh et al., 2016), entre otros.

Para el uso de la CA es necesario delimitar un área de estudio que según sus características meteorológicas y de actividad permita el análisis de la carga de contaminantes y su relación con los potenciales límites permisibles. Las características meteorológicas que se deben conocer incluyen la velocidad del viento y la altura de capa de mezcla (Deng et al., 2012). Con la capa de mezcla se relaciona la capacidad de dilución vertical de los contaminantes, mientras que la velocidad del viento representa la ventilación horizontal (Chan et al., 2012). De esta manera, del producto de la altura de capa de mezcla y velocidad del viento se obtiene el coeficiente de ventilación (CV), el cual es un estimador de flujo horizontal advectivo, o de forma simple, la velocidad a la cual el aire es transportado en la capa de mezcla (Krishnan & Kunhikrishnan, 2004). Valores de CV altos indican ventilación efectiva y, de haber fuentes de contaminación, dispersión rápida de los contaminantes en la atmósfera y poca acumulación de contaminantes se en la baja atmósfera. La CA y el CV son aproximaciones, ya que hay una serie de factores que afectan la dispersión de los contaminantes en la atmósfera. Para el estudio de estos términos se incluye la influencia de la estacionalidad, zonas con actividades industriales establecidas, impacto de las áreas urbanas y la delimitación de las cuencas atmosféricas (Genc et al., 2010; Krishnan & Kunhikrishnan, 2004; Sujatha et al., 2016).

De allí que el concepto de cuenca atmosférica permitiría soportar conceptualmente la gerencia y control de la calidad del aire al relacionar las variables a considerar en la estimación de la CA de la zona de estudio.

1 Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail, jccelyg@unal.edu.co, avardilaar@unal.edu.co, rjimenezp@unal.edu.co

2 Universidad Nacional de Colombia – Sede Manizales, Departamento de Ingeniería Química, Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental (GTAIHA), cmgonzalezd@unal.edu.co, fcifuentesc@unal.edu.co

CUENCA ATMOSFÉRICA

En el estudio de la capacidad asimilativa los resultados de las estimaciones están reportados en términos de los coeficientes de ventilación o por el comportamiento de los contaminantes en las diferentes estaciones. El coeficiente de ventilación está frecuentemente calculado como un indicador del potencial de dispersión de la región de estudio (Goyal & Chalapati Rao, 2007a). Estos valores son influenciados además por topografía, por corrientes de chorro, por variabilidad climática, entre otros.

La carga de contaminantes que una región o cuenca atmosférica puede sobrellevar al estar relacionado con el coeficiente de ventilación, la altura de la capa límite y las características mismas de la cuenca de aire hace que la estimación de la capacidad asimilativa se entienda en términos de una región delimitada de estudio.

Para estas determinaciones se hace uso del término de cuenca atmosférica entendida como áreas delimitadas por barreras topográficas o, en algunas ocasiones, por cuencas hidrográficas cuya topografía podría influenciar el flujo del aire. Esto significa que la contaminación del aire en una región puede afectar a otras regiones de la misma cuenca y afectar la determinación de la CA. El conocimiento del concepto de cuenca atmosférica es esencial para entender la dispersión de contaminantes en el aire y para la implementación medidas de regulación de emisiones.

La definición de cuenca atmosférica se concibe como un arreglo óptimo para la calidad del aire que permite la planeación del marco regulatorio futuro considerando los tipos de actividad y los conglomerados urbanos.

Definición de cuenca atmosférica

El concepto de cuenca atmosférica comúnmente está limitado a áreas con clima, meteorología y topología similares que pueden llegar a afectar el intercambio y difusión de contaminantes en la atmósfera (B.C. Airsheds - Province of British Columbia, n.d.; Beery, 1975; Congress of the Philippines, 1999; Mulawin, n.d.)

La definición de cuenca atmosférica se puede dar según diferentes situaciones (Roychowdhury & Tembhe, 2021):

- Definida como una locación geográfica relativamente aislada, donde la dispersión de contaminantes es limitada a restricciones físicas (montañas y fuentes de agua). Según las condiciones de ventilación (viento) se puede reducir esta dispersión. Un ejemplo es la cuenca atmosférica del Valle de California.

- Puede ser un área geográfica extendida de cientos de kilómetros cuadrados que experimenta calidad del aire similar debido a similitudes en las fuentes de emisión de contaminantes, topografía y meteorología, por ejemplo, la Llanura indogangética.

- Los límites de las cuencas atmosféricas pueden estar basados en preocupaciones jurisdiccionales (municipales, regionales o gubernamentales) en lugares densamente poblados.

- Esto puede suceder en planicies sin variaciones importantes en elevación; como en Alberta y Saskatchewan en Canadá.

- En términos de manejo y gestión del aire a nivel regional, el concepto de cuenca atmosférica es utilizado para comprender el comportamiento del flujo de contaminantes del aire entre regiones y territorios, para gestionar la calidad del aire y para medir la aplicación de regulaciones y políticas gubernamentales (Environment and Climate Change, 2020)

Lieber (1968) establece la definición de cuenca atmosférica según diferentes escenarios. Se menciona que en una cuenca de aire:

- Existe una masa de aire común y discreta en la que la contaminación del aire se mantiene en la cuenca y no pasa más allá de sus fronteras.

•Se incluyen todas las fuentes y actividades generadores de contaminación.

•Cubre a toda la población afectada.

Esta definición comparte similitudes con el concepto de cuenca hídrica. Una cuenca hídrica se refiere a un área geográfica delimitada por una red de líneas de drenaje que conforman un sistema de ríos y arroyos que desembocan en un cuerpo de agua mayor. Esta delimitación es utilizada en la hidrología para comprender el flujo de agua en una región y para la gestión del agua, incluyendo la prevención de inundaciones.

Debido a las diferencias científicas entre la contaminación del aire y del agua, es más difícil delinear una cuenca atmosférica en términos geográficos (Lieber, 1968). Se deben considerar patrones de transporte y turbulencia del aire, y las fuentes puntuales de emisión dispersadas. Por este motivo, el control regional de la contaminación del aire es más extensivo y de múltiples efectos en la salud humana.

Cuenca hidrográfica y cuencas atmosférica

Las cuencas hidrográficas son regiones que separan las corrientes de agua que fluyen hacia diferentes cuerpos de agua. Estas cuencas incluyen toda el área terrestre que drena en un punto común, incluyendo ríos, arroyos, lagos, embalses, suelos, vegetación y la red de drenaje.

El proceso para delimitar una cuenca hidrográfica implica identificar las fuentes de agua y sus puntos más altos, trazar la divisoria de aguas y luego marcar el límite interior de la cuenca a lo largo de esa línea. Esto requiere del detalle de la topografía y de la hidrología del área que se está delimitando.

De manera similar a la definición de cuenca atmosférica, es un sistema natural que incluye el movimiento de materiales y de energía, en donde existe un conjunto de fuentes, en este caso fuentes de emisión de contaminantes. Estas fuentes son analizadas en la cuenca atmosférica según su proximidad a un punto de interés, en donde la topografía, la orografía y la ubicación misma en las zonas de convergencia de masas de aire establecen como tal una delimitación. Esto permite que las variables climáticas y meteorológicas sean incluidas en el análisis de la cuenca atmosférica y en el transporte de partículas provenientes de las fuentes de emisión. Con estas delimitaciones se puede llegar a establecer el arreglo espacial que optimice la gerencia y control de la calidad del aire mediante el establecimiento de las cuencas atmosféricas.

Cuencas Atmosféricas en el Trópico

En el trópico, el flujo de aire es fuertemente convectivo, es decir, organizado en celdas y más vertical que horizontal. Esta es una consideración importante ya que la circulación del aire en el trópico puede ser muy diferente a la de latitudes medias y altas, donde el flujo de aire en la troposfera libre es predominantemente geostrófico, es decir, controlado por la fuerza de Coriolis. En el trópico, la fuerza de Coriolis tiende a ser menos importante , aunque lo suficiente como para ser considerada.

Esto plantea dos temas de discusión, 1) cómo deben definirse las cuencas de aire en el trópico, y 2) el otorgamiento de permisos emisión basados en capacidad asimilativa. En el contexto de la regulación de la contaminación del aire, la capacidad asimilativa puede variar según la región y puede ser influenciada por factores como la topografía, la meteorología y la presencia de fuentes naturales de contaminación. Al definir las cuencas de aire, es importante tener en cuenta la capacidad asimilativa de contaminantes de la región para asegurar que se emiten niveles adecuados de contaminantes sin exceder la capacidad del área para manejarlos.

HERRAMIENTAS METODOLÓGICAS

CASO DE ESTUDIO: VALLE GEOGRÁFICO DEL RÍO CAUCA

Este estudio se centró en la definición de la cuenca atmosférica en el trópico, tomando como

ejemplo de cuenca el Valle Geográfico del Río Cauca (VGRC) en Colombia. La zona plana del VGRC, se dedica en gran medida al cultivo de caña de azúcar (~2500 km2), tiene una superficie de aproximadamente 5000 km2 y se ubica principalmente en los departamentos del Valle del Cauca y Cauca, y porciones menores de Caldas y Risaralda. Es una región intertropical con dos estaciones lluviosas y dos estaciones secas al año. Sus ciudades principales son Cali, Palmira y Yumbo. La circulación atmosférica en el VGRC puede tener un impacto significativo en la calidad del aire y la disponibilidad de agua en la región, por lo que es importante tener en cuenta la circulación convectiva del aire al definir las cuencas de aire para fines regulatorios.

En esta investigación en progreso, evaluaremos el impacto de la circulación convectiva en la definición de cuencas de aire para fines regulatorios en el trópico, tomando como caso de estudio el VGRC. El estudio también aspira a generar respuestas que permitan racionalizar el otorgamiento de permisos de emisión considerando sus efectos acumulativos, regionales y de segundo orden, incluyendo química atmosférica.

Simulación con emisión de trazadores continuos:

Para el estudio de caso se seleccionaron los municipios de Yumbo y Palmira. Se realizaron las estimaciones de las emisiones con propósitos de simulación de la calidad del aire. Esta simulación se realizó empleando el modelo Euleriano de transporte químico WRF-Chem. Se realizaron ejercicios de simulación con inyección de trazadores. Estos ejercicios fueron de dos tipos: trazadores con emisión continua y emisión con pulsos horarios. Estas emisiones fueron de CO y PM2.5 en las que no se consideraron interacciones de química atmosférica. Las fuentes de emisión fueron ubicadas considerando el comportamiento meteorológico. La inyección de emisión fue de 2000 mol km-2 h-1 de CO y de 0,82 ug m-2 h-1 de PM2.5, según valores de emisión tomados como referencia que fueron reportados para el municipio de Palmira según el inventario global de emisiones EDGAR-HTAP.

Resultados obtenidos en la definición del área de influencia para propósitos de simulación

A partir de la simulación se generaron una serie de animaciones para ilustrar las trayectorias de penachos de dispersión (parcelas de aire contaminadas) en el área. De las trayectorias se sugiere que el mayor impacto sobre Palmira y Yumbo son generados por las emisiones provenientes del trazador ubicado en el municipio de Tuluá. Se puede apreciar que una parte de los trazadores inyectados en la zona de Tuluá se transportan hacia el sur, impactando Palmira. Los trazadores inyectados en Cartago son transportados en su mayoría hacia el norte del valle, sin embargo, parte de los contaminantes transportados hacia el sur no ingresan a la zona de Yumbo-Palmira. Esto sucede de manera similar a las emisiones sobre el municipio de Santander de Quilichao. Este resultado revela que se establece un límite del área de influencia en el municipio de Tula. Las emisiones inyectadas en Buenaventura están concentradas en la vertiente occidental de la cordillera Occidental, sin embargo, hay una porción de ellas que pueden influenciar la calidad del aire de Yumbo y el occidente de Palmira. Buenaventura no fue incluido en el área de influencia por la complejidad de recopilar información sobre emisiones de este municipio, además la influencia de este municipio es baja a comparación de los municipios del área de influencia. Esto puede ser intensificado durante los periodos de marea del Pacífico donde los vientos tienen predominancia en dirección occidente a oriente. En lo que respecta al Valle del Cauca, el impacto de las emisiones se presenta en Jamundí, Cali y Candelaria.

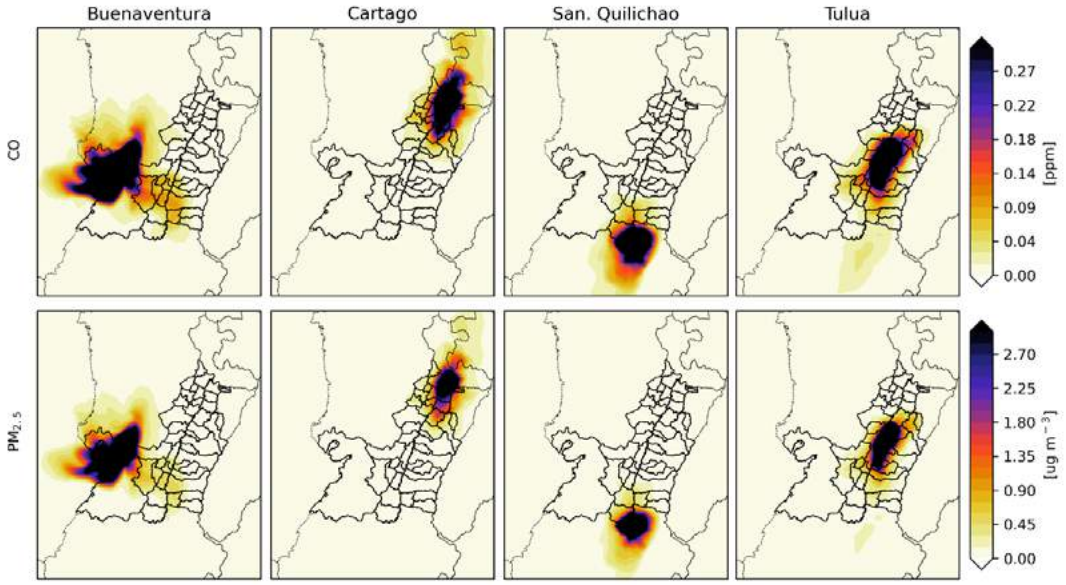


Figura 1. Mapas de concentración máxima de trazadores para las inyecciones de emisión continúa realizadas en Buenaventura, Cartago, Santander de Quilichao y Tuluá.

El impacto de los trazadores hacia Palmira y Yumbo provenientes de Cali son de importancia. Los mapas de concentración (Figura 2) muestran que los contaminantes inyectados en el norte o sur de Cali pueden ser transportados hacia Yumbo principalmente.

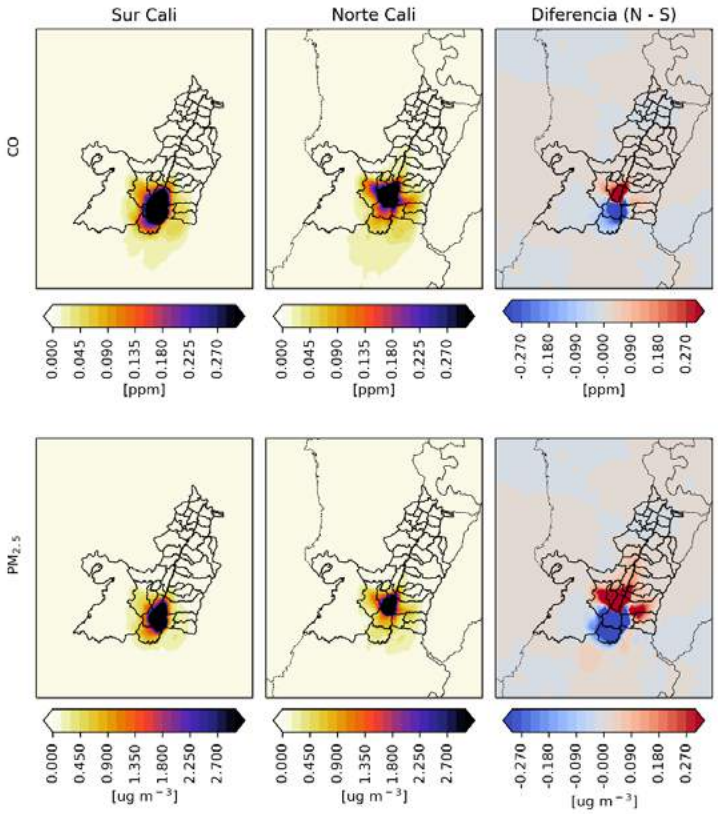


Figura 2. Mapas de concentración máxima de trazadores para las inyecciones de emisión continúa realizadas en el norte y sur de Cali.

Perspectivas: Huellas Lagrangianas e índice de Información Mutua

El estudio de huellas Lagrangianas puede constituirse en una solución pragmática en la delimitación de las cuencas atmosférica. Esto se debe a que las trayectorias de las emisiones de contaminantes y su propagación y dispersión interrelacionan las variables topográficas y de los patrones de las masas de aire en la zona de estudio. La altura de capa límite y la ventilación del área son incluidas en este análisis.

Adicionalmente, La metodología de índices de información mutua (Mano et al., 2022a, 2022b; Osses et al., 2013; Zaidan et al., 2019), (Julián & Molina, 2013) permite identificar la covarianza espacial de mediciones de calidad del aire, lo que permitiría delinear, al menos cualitativamente cuencas de aire.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) por el apoyo brindado en la financiación parcial de este proyecto.

REFERENCIAS

B.C. Airsheds - Province of British Columbia. (n.d.). Retrieved October 26, 2022, from https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/air-land-water/air/air-quality-management/airsheds

Beery, W. T. (1975). "The Clean Air Act — A Time for Evaluation." Journal of the Air Pollution Control Association, 25(7), 687–696. https://doi.org/10.1080/00022470.1975.10470126

Chan, L., Deng, Q. H., Liu, W. W., Huang, B. L., & Shi, L. Z. (2012). Characteristics of ventilation coefficient and its impact on urban air pollution. Journal of Central South University of Technology (English Edition), 19(3), 615–622. https://doi.org/10.1007/s11771-012-1047-9

Congress of the Philippines. (1999). Republic Act No. 8749 - AN ACT PROVIDING FOR A COMPREHENSIVE AIR POLLUTION CONTROL POLICY AND FOR OTHER PURPOSES. https://lawphil.net/statutes/repacts/ra1999/ra_8749_1999.html

Deng, Q., He, G., Lu, C., & Liu, W. (2012). Urban ventilation-A new concept and lumped model. International Journal of Ventilation, 11(2), 131–140. https://doi.org/10.1080/14733315.2012.11683976

Environment and Climate Change. (2020). Air Quality Management System - Environment and Climate Change.

Genc, D. D., Yesilyurt, C., & Tuncel, G. (2010). Air pollution forecasting in Ankara, Turkey using air pollution index and its relation to assimilative capacity of the atmosphere. Environmental Monitoring and Assessment, 166(1–4), 11–27. https://doi.org/10.1007/s10661-009-0981-y

Goyal, S. K., & Chalapati Rao, C. v. (2007a). Air assimilative capacity-based environment friendly siting of new industries-A case study of Kochi region, India. Journal of Environmental Management, 84(4), 473–483. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.06.020

Goyal, S. K., & Chalapati Rao, C. v. (2007b). Assessment of atmospheric assimilation potential for industrial development in an urban environment: Kochi (India). Science of the Total Environment, 376(1–3), 27–39. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.067

Julián, O., & Molina, G. (2013). Desarrollo de una metodología para evaluar la cobertura espacial de la Red de Monitoreo de la Calidad del Aire de Bogotá.

Krishnan, P., & Kunhikrishnan, P. K. (2004). Temporal variations of ventilation coefficient at a tropical Indian station using UHF wind profiler. Current Science, 86(3), 447–451.

Lieber, H. (1968). Controlling metropolitan pollution through regional airsheds: Administrative requirements and political problems. Journal of the Air Pollution Control Association, 18(2), 86–94. https://doi.org/10.1080/00022470.1968.10469100

Mano, Z., Kendler, S., & Fishbain, B. (2022a). Information Theory Solution Approach to the Air Pollution Sensor Location–Allocation Problem. Sensors, 22(10). https://doi.org/10.3390/s22103808

Mano, Z., Kendler, S., & Fishbain, B. (2022b). Information Theory Solution Approach to the

Air Pollution Sensor Location–Allocation Problem. Sensors, 22(10). https://doi.org/10.3390/s22103808

Mulawin, R. (n.d.). National Environmental Standards >> for Air Quality.

Nandankar, P. K. (1999). Assimilative capacity of the atmospher at Lucknow with respect to air pollution. 3(July).

Osses, A., Gallardo, L., & Faundez, T. (2013). Analysis and evolution of air quality monitoring networks using combined statistical information indexes. Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology, 65. https://doi.org/10.3402/tellusb.v65i0.19822

Padmanabha, B. (1990). An assessment of the assimilative capacity of the atmosphere at Delhi. 24(4), 3–6.

Panda, S., & Nagendra, S. M. S. (2017). Assimilative capacity–based emission load management in a critically polluted industrial cluster. Journal of the Air and Waste Management Association, 67(12), 1353–1363. https://doi.org/10.1080/10962247.2017.1372319

Rama Krishna, T. V. B. P. S., Reddy, M. K., Reddy, R. C., & Singh, R. N. (2005). Impact of an industrial complex on the ambient air quality: Case study using a dispersion model. Atmospheric Environment, 39(29), 5395–5407. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.06.003

Roychowdhury, A., & Tembhe, K. (2021). MANAGING REGIONAL AIR QUALITY NEED FOR A FRAMEWORK.

Silva, C., & Quiroz, A. (2003). Optimization of the atmospheric pollution monitoring network at Santiago de Chile. Atmospheric Environment, 37(17), 2337–2345. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00152-3

Singh, G., & Perwez, A. (2015). Estimation of assimilative capacity of the airshed in iron ore mining region of Goa. Indian Journal of Science and Technology, 8(23), 4–6. https://doi.org/10.17485/ijst/2015/v8i23/54671

Steinberga, I., Jr, J. B., Kleperis, J., Bikse, J., Sciences, E., & Council, R. C. (2019). Application of dispersion models for development of atmospheric pollution management zones in Riga Agglomeration. 19th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Harmo 2019, May.

Sujatha, P., Mahalakshmi, D. v., Ramiz, A., Rao, P. V. N., & Naidu, C. v. (2016). Ventilation coefficient and boundary layer height impact on urban air quality. Cogent Environmental Science, 2(1), 1–9. https://doi.org/10.1080/23311843.2015.1125284

Thepanondh, S., Sirithian, D., Thawonkaew, A., & Jinawa, L. (2016). Assimilative capacity of air pollutants in an area of the largest petrochemical complex in Thailand CaCO3 nanoparticles/Polymer Composite material, Gunshot Residue View project Emission and dispersion of air pollution from petroleum refinery View project . https://www.researchgate.net/publication/296850244

Zaidan, M. A., Dada, L., Alghamdi, M. A., Al-Jeelani, H., Lihavainen, H., Hyvärinen, A., & Hussein, T. (2019). Mutual information input selector and probabilistic machine learning utilisation for air pollution proxies. Applied Sciences (Switzerland), 9(20). https://doi.org/10.3390/app9204475

ESTIMACIÓN DE LA ALTURA DE ANÁLISIS PARA LA EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LOS INCENDIOS REGIONALES SOBRE LA CALIDAD DEL AIRE EN EL VALLE DE ABURRÁ

Sara Catalina Grisales Vargas[1], Diego Alejandro Grajales-González[2], Jaime Andrés Tavera Sánchez[2], Juan David Ramírez Cadavid[1], Manuela Salazar Ramírez[1], Víctor Hugo Gutiérrez Vélez[3], Miriam Gómez Marín[2], Juan Gabriel Piñeros Jiménez[1]

Palabras clave:

Incendios; $PM_{2.5}$; retrotrayectorias; análisis geoespacial.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales refieren a la combustión de biomasa, liberando emisiones hacia diferentes capas de la atmósfera, permitiendo interactuar con mecanismos de dispersión que pueden favorecer la distribución hacia centros urbanos. Es conocido que, en los conglomerados urbanos el deterioro en la calidad del aire es cada vez más evidente, por lo que el monitoreo de las fuentes de emisión se convierte en un aspecto de vigilancia desde la salud pública. Cuando se presentan incendios, los monitoreos de calidad del aire, no solo contemplan el aporte de las emisiones in situ. Tal es el caso en el valle de Aburrá, que se ve afectado por condiciones de estabilidad atmosférica que impiden una adecuada dispersión de los contaminantes, esta situación se agudiza cuando se presenta dispersión de aerosoles originados por incendios. Durante la pandemia por la COVID-19, la ciudad disminuyó potencialmente sus actividades, mostrando una reducción en la concentración por $PM_{2.5}$, sin embargo, la presencia de incendios aportaba contaminación de fondo que impedía que la calidad del aire mejorará. En este sentido conocer la distribución de los aerosoles que se originan a partir de los incendios en el valle de Aburrá corresponde el principal caso de estudio. A partir del uso del sensor VIIRS y el modelo HYSPLIT, se determinan anomalías térmicas asociadas a incendios y se analiza la ubicación de estos puntos calientes en la zona de influencia a través de la intersección con las retrotrayectorias, para diferentes valores de altura. Esta evaluación permite conocer la altura de análisis en la que los aportes de concentración de $PM_{2.5}$ por incendios en la ciudad son mayores.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Información disponible

La toma de muestra se efectuó al interior del Valle de Aburrá, en el cual se seleccionó como punto de referencia la comuna 16 de Medellín, estación MED-BEME, de característica poblacional que representa las condiciones atmosféricas del Valle. Los datos de concentración de $PM_{2.5}$ fueron obtenidos a partir de equipos semiautomáticos referencia PQ200 y Wilbur con frecuencia de tres días entre el 15 de febrero y 15 de mayo de 2020, teniendo en cuenta las restricciones de fuentes fijas y móviles por COVID19, con el fin de evaluar el aporte de incendios regionales en la calidad del aire del Valle de Aburrá. Paralelamente, datos meteorológicos fueron recolectados en estación portable Davis, referencia Vantage Pro2. Datos de puntos calientes fueron obtenidos de la plataforma FIRMS de la NASA usando el sensor VIIRS a bordo del satélite SNPP para detectar los posibles incendios y anomalías térmicas en la superficie de la región de análisis.

2.2 Diseño del experimento

Se estimaron retrotrayectorias diarias usando el modelo *Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory model (HYSPLIT)* de NOAA, el cual permite estimar trayectorias de parcelas de aire con el fin de determinar el origen de las

1 Grupo GISA, Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia e-mail: sara.grisales@udea.edu.co, juan.ramirez19@udea.edu.co, manuela.salazar1@udea.edu.co, juan.pineros@udea.edu.co.

2 Grupo GHYGAM, Facultad de Ingeniería, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, e-mail: cghygam01@elpoli.edu.co, cghygam03@elpoli.edu.co, cghygam02@elpoli.edu.co, mgomez@elpoli.edu.co.

3 Center for Sustainable Communities, Temple University. e-mail: victorhugo@temple.edu.

masas de aire y establecer relaciones fuente-receptor (Stein et al. 2015). Se definieron diferentes alturas de análisis de 1000, 1500 y 2000 metros sobre nivel de superficie a las 6:00, 12:00 y 18:00 horas, con duración de 120 horas (Área Metropolitana del Valle de Aburrá & Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, 2021). Para cada retrotrayectoria se definió un radio de influencia de 150 km (Manuel Rincón-Riveros et al., 2020), la cual fue intersecada con los datos de puntos calientes ubicados dentro de esta y que ocurrieron en los cinco días anteriores al momento de llegada de la parcela de aire al punto de interés. Se construyeron series de tiempo diarias de número de incendios y el poder radiativo del fuego (FRP - *Fire Radiative Power*).

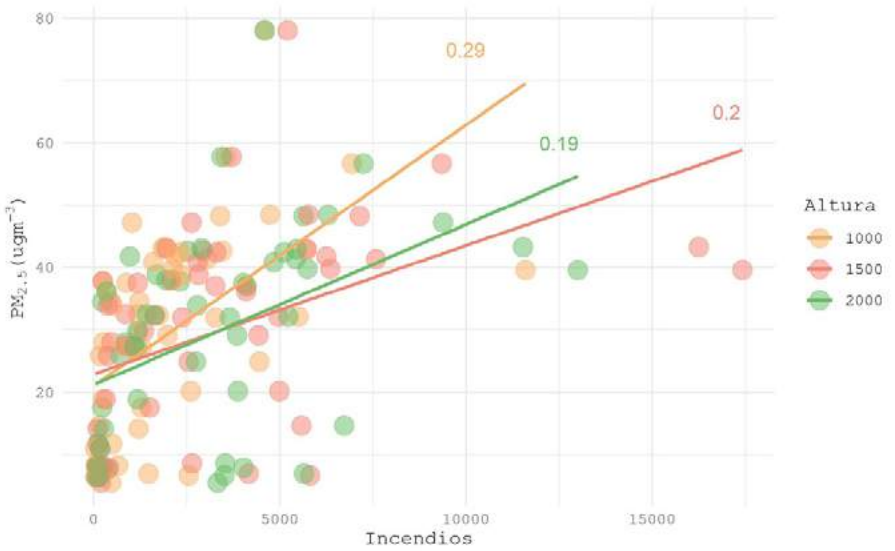
2.3 Análisis de datos

Con la información de $PM_{2.5}$ registrada en la estación de monitoreo y las series de conteos de incendios y FRP se llevó a cabo un análisis de asociación estadística para cada altura de análisis evaluada, mediante un análisis de regresión lineal simple, con el fin de estimar la variabilidad temporal de los niveles del contaminante explicada por el comportamiento diario de los incendios regionales. Finalmente, a partir de este análisis de correlación, se determinó la altura de análisis óptima en el proceso de asociación de incendios forestales y las concentraciones de $PM_{2.5}$ en el Valle de Aburrá.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La estimación de retrotrayectorias para las horas seleccionadas no arrojaron diferencias en la procedencia de las parcelas de aire, en consecuencia, se evaluó la serie de $PM_{2.5}$ y se eligió hora de análisis las 6:00 am, por ser el momento del día en el que se presentaron los mayores picos de concentración del $PM_{2.5}$. Para los 53 datos diarios disponibles del contaminante en el periodo de análisis, a partir del análisis de regresión entre los datos de $PM_{2.5}$, los puntos calientes de incendios y el FRP arrojaron que el 36, 21 y 23% del $PM_{2.5}$ estaba explicado por el FRP para las alturas de 1000, 1500 y 2000 m, respectivamente; y el 29, 20 y 19% por la cantidad de incendios (Figura 1). La metodología empleada sugiere 1000 m como altura de análisis óptima para evaluar el aporte de los incendios regionales en los niveles de $PM_{2.5}$ para el Valle de Aburrá.

a)



b)

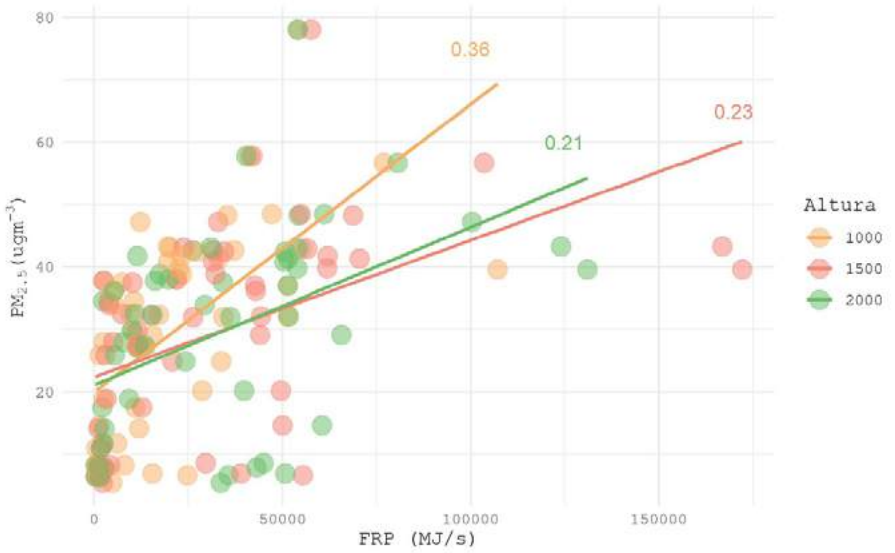


Figura 1. Comparación de niveles de $PM_{2.5}$ y a) cantidad de incendios b) FRP, a diferentes alturas de análisis.

El comportamiento del $PM_{2.5}$ explicado por la influencia de incendios regionales mediante la aplicación de esta metodología, no superó el 36% de variabilidad temporal explicada, es decir que existe un aporte significativo de otras fuentes de emisión. Este hallazgo es comparable con el estudio de caracterización química del $PM_{2.5}$ realizado en el Valle de Aburrá, incluyendo por azar la pandemia por COVID-19 (Área Metropolitana del Valle de Aburrá & Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, 2021), que permitió la estimación del aporte de las diferentes de emisión a partir de modelo PMF, en los periodos antes de pandemia -PAP (2019-01-03 a 2020-03-19), Aislamiento Preventivo Obligatorio-APO (2020-03-20 a 2020-04-26) y Aislamiento Preventivo con Exenciones-APE (2020-04-27 a 2020-06-30). El balance de masa del 99% y la convergencia, según los criterios de aceptación (US-EPA, 2014), arrojó soluciones para el factor identificado como Quema de Biomasa con un aporte de 21,9, 50,3 y 27,8%, respectivamente, representado en un promedio estimado de 39% para un intervalo de tiempo común con este estudio, resultado comparativo aproximado como base para futuros estudios del avance de técnicas basadas en sistemas satelitales y caracterización química de aerosoles en superficie.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Se analizaron diferentes alturas de análisis para estimar retrotrayectorias de masas de aire, con el fin de evaluar el posible impacto de incendios regionales sobre la calidad del aire del Valle de Aburrá. Los resultados arrojan una primera aproximación para la definición de parámetros óptimos en ejercicios de modelación de transporte productos de combustión de biomasa, que afectan directamente la calidad del aire y la salud pública. Este ejercicio es un paso hacia la identificación de posibles fuentes de contaminación alternativas, no generadas por las actividades socioeconómicas locales. Además de establecer que, los efectos de la contaminación no son puntuales y esporádicos, sino que se mantienen en un marco espacio temporal, afectando a áreas o zonas ajenas al foco de generación, como en el caso de los incendios forestales.

AGRADECIMIENTOS

Proyecto financiado por la Convocatoria Programática del Comité para el Desarrollo de la Investigación – CODI de la Universidad de Antioquia, 2019-2020, en el área de Ciencias de la Salud. En el marco del Proyecto ARCAL del Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid.

REFERENCIAS

Área Metropolitana del Valle de Aburrá, & Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid. (2021). Convenio interadministrativo 671 de 2021 (p. 510). https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Biblioteca-aire/Estudios-calidad-del-aire/Informe-Final-Caracterizacion-Fase-IV.pdf

Manuel Rincón-Riveros, J., Alejandra Rincón-Caro, M., Sullivan, A. P., Felipe Mendez-Espinosa, J., Carlos Belalcazar, L., Quirama Aguilar, M., & Morales Betancourt, R. (2020). Long-term brown carbon and smoke tracer observations in Bogotá, Colombia: Association with medium-range transport of biomass burning plumes. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *20*(12), 7459–7472. https://doi.org/10.5194/acp-20-7459-2020

Stein, A.F., Draxler, R.R, Rolph, G.D., Stunder, B.J.B., Cohen, M.D., and Ngan, F., (2015). NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system, Bull. Amer. Meteor. Soc., **96**, 2059-2077, http://dx.doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00110.1

US-EPA. (2014). EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.1. 136. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-02/documents/pmf_5.0_user_guide.pdf

EVALUACIÓN DE LAS CONDICIONES METEOROLÓGICAS SOBRE LA CONCENTRACIÓN DEL MATERIAL PARTICULADO EN EL DEPARTAMENTO DEL MAGDALENA, COLOMBIA (2003-2021)

Luis M. Hernández Beleño[1], Tailin T. Castrillo-Borja[1], Eliana Vergara-Vásquez[1,2], Yiniva Camargo Caicedo[1,2], Tomás Bolaño-Ortíz[3], Andrés M. Vélez-Pereira[4,5]

Palabras clave:

Correlación; meteorología; contaminante criterio; calidad del aire.

INTRODUCCIÓN

La calidad del aire generalmente se deteriora debido a las emisiones generadas por la urbanización y la industrialización (Tian et al., 2022), donde el material particulado (PM) es uno de los contaminantes más estudiados por su incidencia en el aumento de la mortalidad y morbilidad. La emisión, dispersión y transporte del PM están fuertemente relacionadas, entre otros factores, a los parámetros meteorológicos (Fallahizadeh et al., 2021; Tiwari et al., 2016; Zalewska et al., 2021), tal y como lo demuestran los estudios desarrollados por Kliengchuay et al. (2018) y Das et al. (2021); asimismo en Colombia, algunos estudios han revelado que la precipitación, humedad relativa, temperatura y velocidad del viento evidencian correlaciones significativas con el PM (Aldegunde et al., 2022; Blanco-Becerra et al., 2015; González-Duque et al., 2015). En el departamento del Magdalena ubicado en la zona norte, cuenta con fuentes significativas de emisión de PM (Salazar-Ceballos & Álvarez-Miño, 2013; Vergara Vásquez & Rentería, 2013) de especial relevancia todas las relacionadas con las actividades del transporte del carbón y portuaria; razón por la cual desde 2003 cuenta con un sistema de monitoreo a lo largo de su zona costera del departamento. No obstante, no se han realizado estudios a largo plazo de la incidencia de las condiciones meteorológicas en la concentración de PM, siendo esto importante para interpretar su dinámica y evolución de la problemática y comprender escenarios de alto riegos para diseñar programas de prevención y control de la contaminación. En virtud de lo anterior, la presente investigación tiene como objetivo principal analizar la correlación entre las variables meteorológicas locales y el PM con series históricas de datos.

MÉTODOS

La información de PM, específicamente PM_{10} (material particulado menor a 10 micras), es proporcionada por el sistema de vigilancia de la calidad del aire de la Corporación Autónoma Regional del Magdalena, la cual cuenta 13 estaciones con registro diario desde el 2003-2021 (tabla 1); mientras que la información meteorológica, es proporcionada por 6 estaciones del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales en el mismo periodo y resolución temporal. La información recolectada se depuro para detectar inconsistencias y/o valores irregulares con el fin de garantizar la calidad y coherencia de la información, además se consideraba año valido siempre y cuando se contara con el 75% de datos disponibles en una serie anual. Posteriormente, se realizó un análisis de las series de tiempo por estación, además un análisis de correlación entre

1 Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Facultad de Ingeniería, Universidad del Magdalena, Colombia LMHB: luishernandezmb@unimagdalena.edu.co TTCB: tailincastrillotb@unimagdalena.edu.co EVV: evergara@unimagdalena.edu.co YCC: ycamargo@unimagdalena.edu.co

2 Grupo de Investigación en Modelación de Sistemas Ambientales- GIMSA, Facultad de Ingeniería, Universidad del Magdalena, Colombia

3 Centre for Environmental Technologies, Universidad Técnica Federico Santa María (CETAM-USM), Valparaíso, Chile tomas.bolano@usm.cl

4 Departamento de Ingeniería Mecánica, Facultad de Ingeniería, Universidad de Tarapacá, Chile, avelezp@academicos.uta.cl

5 Laboratorio de Investigaciones Medioambientales de Zonas Áridas, Facultad de Ingeniería, Universidad de Tarapacá, Chile

las variables meteorológicas y el PM_{10}, empleando para ello el test de Spearman-Rho y Mann-Kendall. Todos los análisis se realizaron con R.

Tabla 1. Estaciones de contaminantes y Meteorológicas con disponibilidad de datos.

	Coordenadas				Disponibilidad				
						Año			
Estación	Y	X	Z (msnm)	Tecnología	% datos	Inicial	Final	N. Valido	Estación Meteorológica
Aeropuerto	11°07'16.3''N	74°13'53.3"W	6	Manual	87,6	2017	2021	2	Arpto. Simón Bolívar
Alcatraces	11°05'08.9''N	74°13'02.8"W	30	Manual	88,6	2003	2021	17	Arpto. Simón Bolívar
Carbograneles	11°06'38.4''N	74°13'44.16''W	SI	Manual	91,5	2007	2012	6	Arpto. Simón Bolívar
Ciénaga Koica	11°00'38.6''N	74°14'38.0"W	8	Automática	97,3	2021	2021	1	Ciénaga Koica
Cordobita	11°01'26.9''N	74°12'11.8"W	96	Manual	90,6	2017	2019	3	Costa Verde
Costa Verde	11°01'19.0''N	74°14'47.0"W	6	Manual	84,5	2009	2021	9	Costa Verde
Don Jaca	11°05'54.7''N	74°13'07.6"W	22	Manual	88,3	2009	2021	12	Arpto. Simón Bolívar
Marina Santa Marta	11°14'25.1''N	74°13'00.1"W	5	Manual	89,0	2008	2021	13	Corpamag
Molinos Santa Marta	11°11'40.2''N	74°11'36.1"W	20	Manual	89,1	2012	2017	6	Corpamag
Playitas	11°02'49.3''N	74°13'53.9"W	3	Manual	93,0	2019	2021	2	Costa Verde
Tayrona Koica	11°16'35.9''N	74°07'00.9"W	62	Automática	78,9	2018	2018	1	Tayrona Koica
Unimag Koica	11°13'23.0''N	74°11'08.8"W	20	Automática	89,2	2018	2021	3	Unimag Koica
Zuana	74°13'30,5"N	11°08'26.37"W	SI	Manual	89,6	2008	2014	5	Arpto. Simón Bolívar

SI: sin información.

RESULTADOS

La concentración máxima de PM_{10} es 194,5 µg/m^3 y la mínima de 3µg/m^3. La estación Molinos Santa Marta bolívar presento el valor promedio anual más alto de 67,32 µg/m^3. Las temperaturas varían entre 19,8 y 38,2°C, con temperatura media 27,9 °C; la humedad relativa entre 43,7%-99,4% con una media de 74,7%; por último, la velocidad del viento varía entre 0-5,6 m/s y media de 1,6 m/s. Los resultados muestran en todas las estaciones una correlación negativa entre el PM_{10} y el contenido de agua en la atmósfera (humedad relativa y precipitaciones); mientras qué, la velocidad del viento y la temperatura una correlación positiva. Finalmente, solo 6 estaciones mostraron una relación indirecta con la presión atmosférica. Los resultados son coherentes con otros estudios (Alifa et al., 2020; Pacsi & Murriel, 2018; Cuesta Ríos & Diaz Torres, 2021), lo cual físicamente también es coherente, puesto que el contenido de en la atmosfera favorece la deposición (húmeda) del PM_{10}, mientras que la temperatura y la velocidad del viento favorecen la liberación y dispersión de las partícula (Solís et al., 2022 ; Pacheco et al., 2020). La magnitud de los coeficientes; Rho de Spearman y Tau de Mann Kendall, en ningún momento superan a 0,5, a excepción de la precipitación en Cordobita (figura 1). Lo cual denota una relación débil entre las variables involucradas en el análisis para el periodo de estudio; donde las estaciones Costa Verde y Playitas no muestran coeficientes significativos.

El motivo puede ser la ausencia de series anuales continuas; 10 estaciones en estudio son semiautomáticas o manuales, con frecuencia muestral cada tercer día, así pocos datos faltantes mensuales afectan significativamente la trazabilidad de los datos anuales y su inclusión en el análisis.

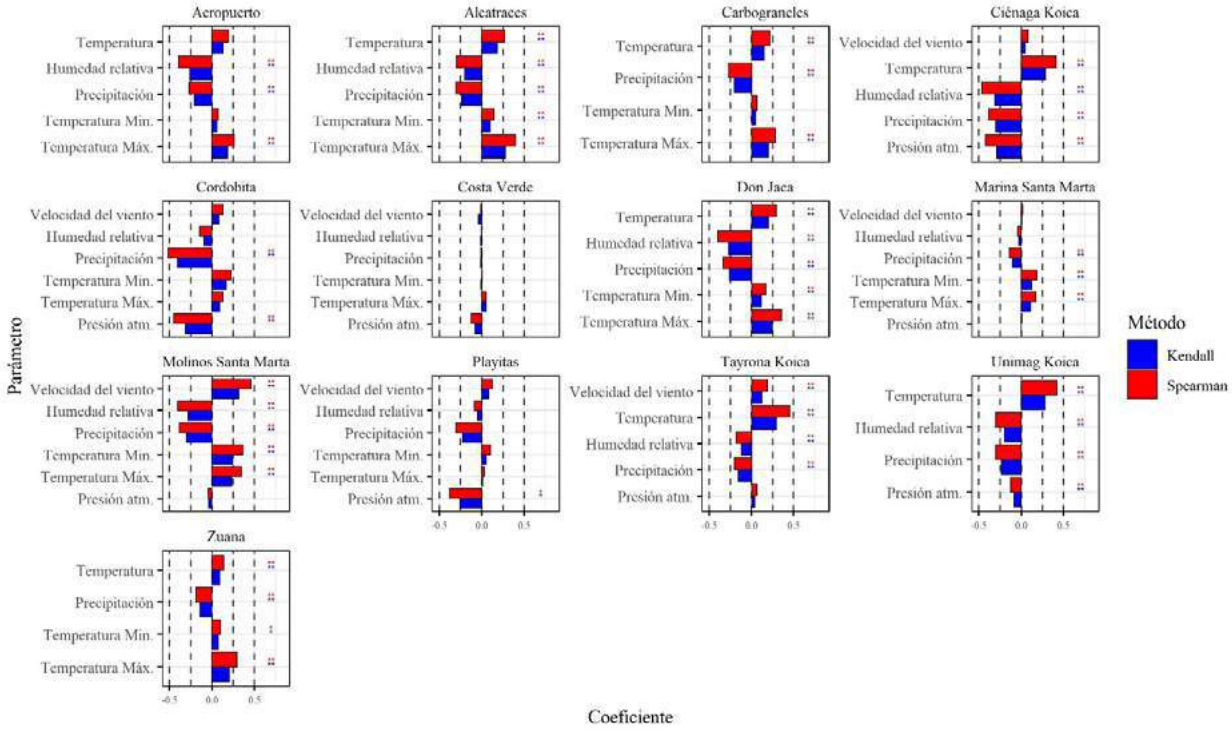


Figura 1. Coeficientes de correlación entre PM10 y parámetros meteorológicos (2003-2021). Fuente: elaboración propia

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Explorar más la dinámica atmosférica del PM_{10} y su correlación con la meteorología, es una herramienta necesaria para próximos estudios, qué permite establecer las áreas de influencia del contaminante, y el entendimiento de la influencia potencial de las emisiones atmosféricas. Esto apoya la política pública en de la calidad del aire, específicamente en los procesos de mejoramiento y/o gestión de la calidad del aire (CONPES 3943). La cual incentiva la implementación de para reducir la concentración de contaminantes que afectan a la salud y el ambiente (Minambiente, s. f.). Además, si consideramos que Colombia planteada estándares máximos progresivos más restrictivos en su marco regulatorio, se hace necesario reconocer de ante mano las variables qué afectan la concentración de este contaminante, para encaminar correctamente programas y planes de prevención (Minambiente, 2017). Para 2030, la concentración máxima permisible propuesta de PM_{10} anual es el doble del estándar propuesto por la OMS actualmente de 15µg/m^3 (Organización Mundial de la Salud, 2021); planteando la necesidad de investigar una ruta, qué si bien cumpla con lo establecido por los aspectos legales colombianos, propenda también cumplir con los estándares sugeridos por la OMS.

REFERENCIAS

Aldegunde, J. A. Á., Sánchez, A. F., Saba, M., Bolaños, E. Q., & Palenque, J. Ú. (2022). Analysis of PM2.5 and Meteorological Variables Using Enhanced Geospatial Techniques in Developing Countries: A Case Study of Cartagena de Indias City (Colombia). *Atmosphere*, *13*(4), 506. https://doi.org/10.3390/atmos13040506

Alifa, M., Bolster, D., Mead, M. I., Latif, M. T., & Crippa, P. (2020). The influence of meteorology and emissions on the spatio-temporal variability of PM10 in Malaysia. *Atmospheric Research*, *246*, 105107. https://doi.org/10.1016/J.ATMOSRES.2020.105107

Blanco-Becerra, L. C., Gáfaro-Rojas, A. I., & Rojas-Roa, N. Y. (2015). Influence of precipitation scavenging on the PM2.5PM10 ratio at the Kennedy locality of Bogotá, Colombia. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, *76*. https://doi.org/10.17533/udea.redin.n76a07

Cuesta Ríos, S. R., & Diaz Torres, J. O. (2021). *Influencia de las variables meteorológicas en la dispersión del PM10 de una industria cerámica.* https://repositorio.upeu.edu.pe/handle/20.500.12840/4557

Das, M., Das, A., Sarkar, R., Mandal, P., Saha, S., & Ghosh, S. (2021). Exploring short term spatio-temporal pattern of PM2.5 and PM10 and their relationship with meteorological parameters during COVID-19 in Delhi. *Urban Climate*, *39*, 100944. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100944

Fallahizadeh, S., Kermani, M., Esrafili, A., Asadgol, Z., & Gholami, M. (2021). The effects of meteorological parameters on PM10: Health impacts assessment using AirQ+ model and prediction by an artificial neural network (ANN). *Urban Climate*, *38*, 100905. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100905

González-Duque, C. M., Cortés-Araujo, J., & Aristizábal-Zuluaga, B. H. (2015). Influence of meteorology and source variation on airborne PM^sub 10^ levels in a high relief tropical Andean city/Influencia de la meteorología y las fuentes de emisión en los niveles ambientales de PM^sub 10^ en una ciudad tropical Andina. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, *74*, 200-212.

Kliengchuay, W., Cooper Meeyai, A., Worakhunpiset, S., & Tantrakarnapa, K. (2018). Relationships between Meteorological Parameters and Particulate Matter in Mae Hong Son Province, Thailand. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *15*(12), Art. 12. https://doi.org/10.3390/ijerph15122801

Minambiente. (s. f.). Lineamientos Política para el Mejoramiento de la Calidad del Aire. *Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible*. Recuperado 15 de diciembre de 2022, de https://www.minambiente.gov.co/asuntos-ambientales-sectorial-y-urbana/lineamientos-politica-para-el-mejoramiento-de-la-calidad-del-aire/

Minambiente. (2017). *Resolución 2254 de 2017*. https://www.icbf.gov.co/cargues/avance/docs/resolucion_minambienteds_2254_2017.htm

Organización Mundial de la Salud. (2021). *Directrices mundiales de la OMS sobre la calidad del aire: Materia particulada (MP2.5 y MP10), ozono, dióxido de nitrógeno, dióxido de azufre y monóxido de carbono: resumen ejecutivo*. Organización Mundial de la Salud. https://apps.who.int/iris/handle/10665/346062

Pacheco, P. R., Parodi, M. C., Mera, E. M., Salini, G. A., Pacheco, P. R., Parodi, M. C., Mera, E. M., & Salini, G. A. (2020). Variables meteorológicas y niveles de concentración de material particulado de 10 µm en Andacollo, Chile: Un estudio de dispersión y entropías. *Información tecnológica*, *31*(6), 171-182. https://doi.org/10.4067/S0718-07642020000600171

Pacsi, S. A., & Murriel, F. A. M. (2018). Evaluación espaciotemporal del material particulado PM2,5 y su relación con las variables meteorológicas en la Universidad Nacional Agraria La Molina. *Anales Científicos*, *79*(2), 334-340. http://dx.doi.org/10.21704/ac.v79i2.992

Salazar-Ceballos, A., & Álvarez-Miño, L. (2013). Respiratory Symptoms and Lung Function in Children Aged 6-14 Years and Their Relationship with Particulate Matter PM10 in Santa Marta, Colombia. *Revista Española de Salud Pública*, *87*(3), 239-246. https://doi.org/10.4321/S1135-57272013000300003

Solís, R., Toro A., R., Gomez, L., Vélez-Pereira, A. M., López, M., Fleming, Z. L., Fierro, N., & Leiva G., M. (2022). Long-term airborne particle pollution assessment in the city of Coyhaique, Patagonia, Chile. *Urban Climate*, *43*, 101144. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101144

Tiwari, S., Tunved, P., Hopke, P. K., Srivastava, A. K., Bisht, D. S., & Pandey, A. K. (2016). Observations of ambient trace gas and PM10 concentrations at Patna, Central Ganga Basin during 2013–

2014: The influence of meteorological variables on atmospheric pollutants. *Atmospheric Research*, *180*, 138-149. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2016.05.017

Vergara Vásquez, E., & Rentería, F. G. (2013). Simulación de la dispersión del material particulado proveniente de actividades portuarias en Santa Marta. *Épsilon*, *1*(21), 41-55.

Zalewska, T., Biernacik, D., & Marosz, M. (2021). Correlations between 7Be, 210Pb, dust and PM10 concentrations in relation to meteorological conditions in northern Poland in 1998–2018. *Journal of Environmental Radioactivity*, *228*, 106526. https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106526

SIMULACIÓN DE LA EMISIÓN, PRODUCCIÓN SECUNDARIA, TRANSPORTE Y DISPERSIÓN DE MATERIAL PARTICULADO EN EL VALLE GEOGRÁFICO DEL RIO CAUCA

Felipe Cifuentes Castaño[1], Andrés Ardila Ardila[2], Carlos Mario González Duque[1], German Rueda Saa[3], Rodrigo Jiménez Pizarro[2]

Palabras clave:
WRF-Chem; material particulado; Valle Interandino; topografía compleja; circulación atmosférica.

INTRODUCCIÓN

El Valle geográfico del rio Cauca (VGRC) alberga algunos de los centros poblados e industriales más importantes del país, y una las actividades agroindustriales y pecuarias más intensivas de Colombia, lo que implica la emisión de una amplia variedad de contaminantes atmosféricos con distribuciones espaciales y temporales complejas. Adicionalmente, su circulación atmosférica es compleja por tratarse de un valle tropical interandino influenciado por la intensa actividad convectiva del Pacífico colombiano, lo que gobierna el transporte y dispersión de contaminantes del aire.

El VGRC presenta una topografía compleja, causada por su ubicación en medio de los ramales occidental y central de la cordillera de los Andes. La cordillera Central aparentemente provee una barrera natural que limita la influencia de fenómenos sinópticos, por ejemplo, asociados al Chorro del Orinoco, incluyendo la quema estacional de sabanas, de gran influencia en la cordillera Oriental de Colombia; mientras que, por el ramal occidental, su menor altura y zonas con depresiones topográficas permiten el paso de vientos provenientes del Pacífico. Mas aún, los cambios altitudinales en el área facilitan la generación de patrones meteorológicos locales, incluyendo corrientes anabáticas-catabáticas y vientos de valle-montaña (ver los resúmenes 066_4 y 138_6 de Ardila et al. en este mismo CASAP). Esta complejidad meteorológica gobierna el transporte y la dispersión de contaminantes atmosféricos, e influencia su transformación.

En este estudio se llevó a cabo la primera simulación de la calidad del aire con modelos eulerianos de transporte químico sobre el VGRC. Para este fin, se usó el modelo WRF-Chem con información de inventarios de emisiones antropogénicas para 18 fuentes priorizadas. La aplicación del modelo de simulación atmosférica permitió generar bases para estudiar las dinámicas de emisión y dispersión de contaminantes, con énfasis en la fracción fina del material particulado, $PM_{2.5}$. Esta investigación fue financiada por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC – Convenio 036/2021).

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Modelización de calidad del aire

Se empleó el modelo euleriano de transporte químico WRF-Chem v.4.2.2 (Grell et al., 2005) para simular la calidad del aire sobre el VGRC. La simulación se realizó para un periodo de 28 días (30 de julio al 27 de agosto de 2018) empleando 3 dominios anidados, con resolución de 25 km en el dominio padre hasta una resolución de 1 km sobre el dominio de interés (Ver Figura 1). Una

1 Universidad Nacional de Colomba sede Manizales, Departamento de Ingeniería Química, Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental (GTAIHA), e-mail fcifuentesc@unal.edu.co, cmgonzalezd@unal.edu.co

2 Universidad Nacional de Colomba sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail avardilaar@unal.edu.co, rjimenezp@unal.edu.co

3 Universidad Nacional de Colomba sede Palmira, Departamento de Ingeniería, Grupo de Investigación Prospectiva Ambiental, e-mail ghruedas@unal.edu.co

descripción completa de las configuraciones y parametrizaciones empleadas puede consultarse en la Tabla 1, destacando que el mecanismo químico utilizado en las simulaciones fue seleccionado mediante un análisis de sensibilidad previo en el que se evaluaron tres opciones ampliamente utilizadas para la representación de gases y aerosoles (CBMZ-MOSAIC, RACM-MADE/VBS y SAPRC99-MOSAIC).



Figura 1. Configuración de dominios de simulación.
Fuente: Elaboración propia.

Tabla 1. Configuración del modelo WRF-Chem.

Parámetro	Configuración base
Configuración de dominios	Tres dominios anidados con una relación de anidamiento de 1:5
Niveles verticales	35 niveles desde la superficie hasta 50 hPa
Datos estáticos	Topografía: SRTM4
	Usos del suelo: MODIS 20 Categorías
Condiciones iniciales y de contorno meteorológicas	NCEP CFSv2 (0.25° de resolución espacial; 6 h de resolución temporal)
Condiciones iniciales y de contorno químicas	CAM-Chem
Técnica de anidamiento	One-way
Parametrizaciones físicas	
Microfísica	WSM6
Cúmulos	Grell-Freitas
Capa limite planetarita	MYNN3
Radiación de onda larga	RRTM
Radiación de onda corta	Dudhia
Capa superficial	Noah-LSM
Interacción tierra- superficie	Monin–Obukhov

Parámetro	Configuración base
Inventarios de emisiones	
Antropogénicas	EDGAR-HTAP (D2) – Inventario en el área de influencia (D3)
Biogénicas	MEGAN (D2 y D3)
Polvo – erosión eólica	GOCART dust scheme (D2 y D3)
Parametrizaciones químicas	
Fotolisis	Fast-J
Mecanismo químico	RACM
Esquema de aerosoles	MADE/VBS

Fuente: Elaboración propia.

2.2 Inventarios de emisiones

Se usaron en la simulación inventarios antropogénicos globales, derivados del producto EDGAR-HTAP, sobre el dominio intermedio D2. De otro lado, se usaron inventarios locales sobre el dominio objetivo D3. El inventario local contiene información de 18 fuentes de emisión en el área de influencia, entre las que se destacan como principales emisoras de $PM_{2.5}$ las industrias, emisiones vehiculares por exhosto, quemas precosecha e incendios accidentales. Mayores detalles sobre las fuentes incluidas, y su proceso de desagregación espaciotemporal, pueden ser consultadas en el resumen 063_4 de Cifuentes et al.

De otro lado, se incluyeron emisiones biogénicas utilizando el modelo global de emisiones MEGAN (Guenther et al., 2012). Este tipo de emisiones fueron incluidas en el dominio intermedio D2 y el dominio objetivo D3.

2.3 Mediciones en superficie y validación del modelo

Se recopilaron mediciones horarias de $PM_{2.5}$ de seis estaciones automáticas de calidad del aire ubicadas en el VGRC. Dichos registros surtieron un proceso de filtrado y depuración para asegurar la calidad de los datos observados. Posteriormente, se usaron estos datos para validar los resultados de simulación, proceso en el cual se emplearon técnicas cualitativas (comparación de perfiles horarios) y cuantitativas aplicando las siguientes estadísticas de desempeño: desviación promedio (MB), error absoluto promedio (MGE), raíz del error cuadrático medio (RMSE) y coeficiente de correlación de Pearson (R).

Los estadísticos de desempeño se estimaron a partir de los perfiles horarios observados para el periodo comprendido entre el 1 de enero a 31 de diciembre de 2018, y perfiles horarios simulados entre el 30 de Julio al 27 de Agosto de 2018. Se uso esta aproximación debido a recurrentes discontinuidades en los datos observados, lo que dificultó la realización de las comparaciones entre pares de datos de misma fecha y hora. Este tipo de evaluación en los resultados de simulación es soportado teniendo en cuenta que los inventarios locales no dan cuenta de las fechas especificas del periodo de simulación, sino de un día típico hábil para el año 2018, característica que soporta que las comparaciones se realicen frente a perfiles horarios y no series temporales específicas donde se tiene discontinuidad en los registros observados.

2.4 Análisis de información

El análisis del transporte y dispersión de material particulado $PM_{2.5}$ en el área de estudio fue realizado a partir de análisis de mapas de concentración promedio horaria, análisis que se realizó en conjunto con el comportamiento de variables meteorológicas como los vientos y la evolución de la altura de capa de mezcla.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Validación del modelo

La evaluación de los resultados simulados a través de los perfiles diurnos horarios indica que WRF-Chem tiende a subestimar las concentraciones de $PM_{2.5}$ en el VGRC (Ver Figura 2 y Tabla 2). En términos de algunos estadísticos de error, los valores de MB estimados presentan desviaciones entre -12.96 a -1.36 µg/m^3, con una buena estimación del modelo en términos de la representación de los perfiles horarios que se registran comparativamente con el comportamiento de algunas de las estaciones de análisis.

En términos generales, para toda el área de simulación las concentraciones más elevadas se dan durante la madrugada e inicios de la mañana, y en algunas zonas se presentan picos de concentración menores a inicios de la noche. Una menor ventilación y altura de capa de mezcla, predominantemente en los periodos descritos, favorece la acumulación de contaminantes. Por el contrario, las concentraciones más bajas se dan alrededor del mediodía y en horas de la tarde, periodos donde una mayor turbulencia y altura de la capa de mezcla facilitando la dispersión de los contaminantes; comportamiento que se suma al incremento de la ventilación en el VGRC en horas de la tarde, influenciado por vientos provenientes del Pacífico, en un fenómeno conocido como marea atmosférica (López & Howell, 1967) que gobierna la dispersión de los contaminantes en el VGRC entre las 14 y 21 horas principalmente.

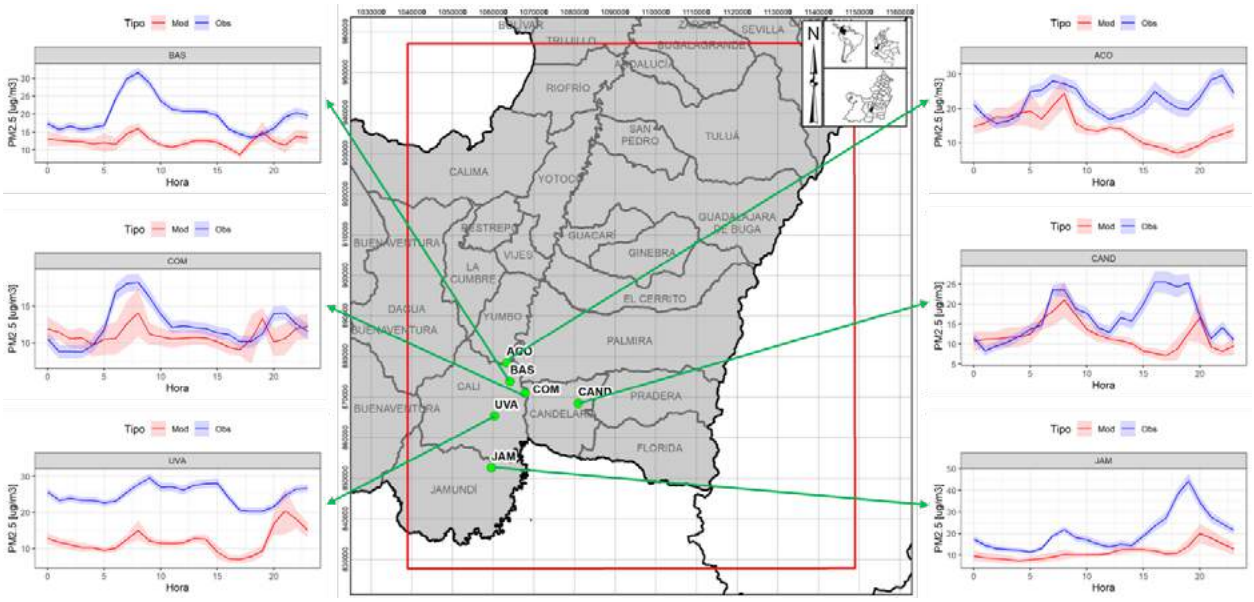


Figura 2. Perfiles horarios de $PM_{2.5}$ observados (en azul - enero 1 a diciembre 31, 2018) y simulados (en rojo - julio 30 a agosto 27, 2018).
Fuente: Elaboración propia.

Tabla 2. Estadísticos de desempeño obtenidos en cada estación de análisis.

Estación	MB	MGE	RMSE	r
ACO	-7,87	8,17	9,65	0,11
BAS	-7,35	7,41	8,56	0,44
CAND	-4,58	5,17	7,6	0,14
COM	-1,36	2,24	2,77	0,43
JAM	-9,07	9,07	11,4	0,65
UVA	-12,96	12,96	13,39	0,35
PROMEDIO	**-7,20**	**7,50**	**8,90**	**0,35**

Fuente: Elaboración propia.

3.2 Dispersión y transporte de $PM_{2.5}$ en el VGRC

Los mapas de concentración para toda el área simulada (Figura 3), muestran distintas zonas con focos de contaminación. Sobre los municipios de Palmira y Yumbo, por ejemplo, se observan zonas con mayores concentraciones en regiones influenciadas por emisiones industriales y vehiculares. De otra parte, en El Cerrito (al norte de Palmira) predomina un foco de contaminación sobre una zona industrial, mientras que sobre Rio Frio y Buga (al norte del dominio de simulación) se dan focos de contaminación producto de quemas precosecha e incendios principalmente.

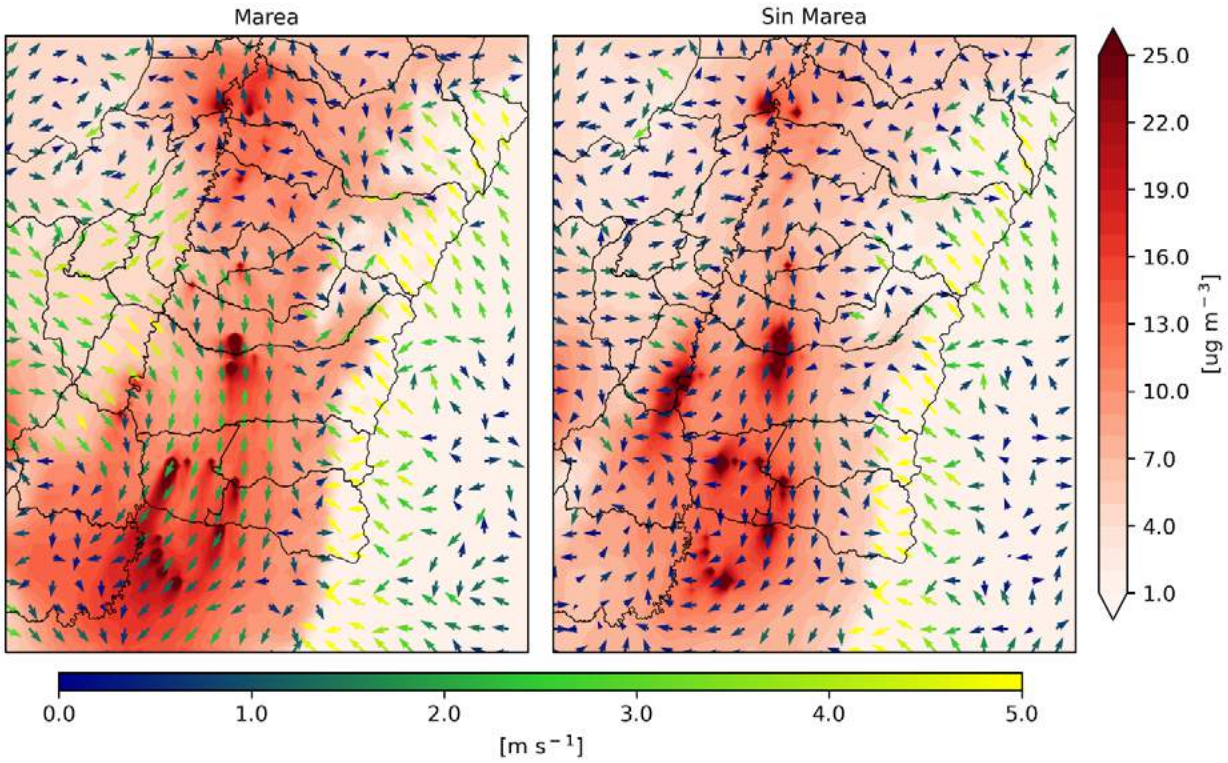


Figura 3. Mapas de concentración promedio de $PM_{2.5}$ con vectores de viento para periodos influenciados por la marea atmosférica (13:00 a 22:00 hora local) y sin marea atmosférica (00:00 a 13:00 y 22:00 a 23:00 hora local).

Fuente: Elaboración propia.

Los resultados de simulación sugieren que el transporte de $PM_{2.5}$ juega un papel importante en la contaminación que se observa en algunos municipios. Hacia el sur del municipio de Buga, la dirección predominante de los vientos es de norte a sur, con lo cual el transporte de contaminantes se favorece en esta dirección, especialmente durante el periodo de marea atmosférica (13:00 a 22:00 hora local) donde la dirección del viento es más constante y las velocidades son más elevadas. De hecho, las emisiones industriales del municipio El Cerrito tienen un impacto significativo sobre el municipio de Palmira, mientras que las emisiones originadas en Yumbo impactan el vecino municipio de Cali, y a su vez, las emisiones generadas en Cali son transportadas a los municipios de Jamundí y Candelaria.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados de modelización obtenidos en este estudio son un insumo fundamental para la gestión de la calidad del aire en el VRC, ejercicio que brinda bases para identificar zonas de concentración críticas, estudiar la contribución de ciertas fuentes de emisión a la concentración de contaminantes como el material particulado, así como entender las dinámicas de transporte y dispersión al interior del VGRC.

El conocimiento adquirido a través de estas simulaciones puede ser empleado como línea base para evaluar el impacto de futuros escenarios de reducción o aumento de emisiones, apoyar en la elaboración de planes de descontaminación y como un primer paso hacia la adecuación del modelo WRF-Chem para establecer un sistema de pronóstico operacional en la región.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, CVC, a través del Convenio interadministrativo 036-2021 "*Convenio CVC-UNAL para contribuir a la gestión y planificación del recurso aire en los municipios de Palmira y Yumbo en el Valle del Cauca, mediante la actualización de inventarios, la modelación de material particulado y la elaboración del plan de prevención, control y atención de episodios por contaminación del aire*". También agradecemos DAGMA (Departamento Administrativo de Gestión de Medio Ambiente de Santiago de Cali) por los datos proporcionados.

REFERENCIAS

Ardila, A.V., Cifuentes, F., Gonzalez, C.M., Deckers, D.H., Rueda-Saa, G., Jimenez, R. (2023).Resumen 066_4: Patrones de circulación atmosférica en el valle geográfico del río Cauca y su influencia en el transporte de contaminantes atmosféricos. CASAP IX.

Ardila, A.V., Cifuentes, F., Gonzalez, C.M., Rueda-Saa, G., Jimenez, R. (2023).Resumen 138_6: Desarrollo y análisis de una base de datos meteorológicos depurada del valle geográfico del río Cauca. CASAP IX.

Cifuentes, F., Ardila, A.V., Gonzalez, C.M., Rueda-Saa, G., Jimenez, R. (2023).Resumen 063_4: Desagregación espaciotemporal de los inventarios de emisión estimados en el valle geográfico del rio Cauca con propósitos de simulación de calidad del aire. CASAP IX.

Grell, G. A., Peckham, S. E., Schmitz, R., McKeen, S. A., Frost, G., Skamarock, W. C., & Eder, B. (2005). Fully coupled "online" chemistry within the WRF model. Atmospheric Environment, 39(37), 6957–6975. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.04.027

Guenther, A. B., Jiang, X., Heald, C. L., Sakulyanontvittaya, T., Duhl, T., Emmons, L. K., & Wang, X. (2012). The model of emissions of gases and aerosols from nature version 2.1 (MEGAN2.1): An extended and updated framework for modeling biogenic emissions. Geoscientific Model Development, 5(6), 1471–1492. https://doi.org/10.5194/gmd-5-1471-2012

López, M., & Howell, W. (1967). Katabatic Winds in the Equatorial Andes. Journal of the Atmospheric Sciences, 68–70.

DESAGREGACIÓN ESPACIOTEMPORAL DE LOS INVENTARIOS DE EMISIÓN ESTIMADOS EN EL VALLE GEOGRÁFICO DEL RIO CAUCA CON PROPÓSITOS DE SIMULACIÓN DE CALIDAD DEL AIRE

Felipe Cifuentes Castaño[1], Andrés Ardila Ardila[2], Carlos Mario González Duque[1], German Rueda Saa[3], Rodrigo Jiménez Pizarro[2]

Palabras clave:
Inventarios de emisión; desagregación espaciotemporal; Valle Interandino; simulación atmosférica.

INTRODUCCIÓN

Los inventarios de emisión permiten tener un estimado de los flujos de contaminantes atmosféricos que son liberados a la atmósfera por diferentes fuentes, en una región específica y por un periodo de tiempo determinado; constituyéndose en un insumo fundamental para la gestión de la calidad del aire. Sin embargo, la información de emisiones usualmente se estima en términos de flujos totales anuales para una región específica, siendo la desagregación espacial y temporal una actividad que no todos los inventarios de emisión reportan, y cuyos resultados son requeridos como información de entrada en los modelos de simulación de calidad del aire regionales.

El Valle geográfico del rio Cauca (VGRC) presenta patrones de emisión complejos, en la región convergen algunos de los centros poblados e industriales más importantes del país, y el desarrollo intensivo de actividades agroindustriales y pecuarias de importancia Colombia, lo que implica la emisión de una amplia variedad de contaminantes atmosféricos con distribuciones espaciales y temporales complejas. Esto conlleva a que se tengan diferentes tipos de fuentes de emisión antropogénica (por ejemplo, sector industrial, emisiones de fuentes móviles por combustión y resuspensión, quemas abiertas precosecha e incendios, entre otras), haciendo necesario diversas aproximaciones metodológicas, no solo para la estimación de flujos de emisión totales, sino también para su desagregación espaciotemporal.

En el presente estudio se aplicaron diferentes metodologías que permitieron llevar a cabo la desagregación espaciotemporal de inventarios de emisión para 18 fuentes priorizadas en el VGRC. Este proceso se desarrolló como etapa preparatoria a la implementación del modelo de calidad del aire regional WRF-Chem (ver resumen 062_4 de Cifuentes et al). Esta investigación fue financiada por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC – Convenio 036/2021).

MATERIALES Y MÉTODOS

A partir de flujos de emisión totales obtenidos en la estimación de inventarios de emisión elaborados para la región del VGRC para 18 fuentes priorizadas, se realizó una verificación de la información de actividad y levantamiento de información secundaria disponible que permitiera la distribución espacial y temporal de los flujos totales anuales estimados. Las fuentes consideradas, así como una descripción general de las consideraciones metodológicas para su desagregación espaciotemporal se resumen en la Tabla 1.

Teniendo en cuenta que uno de los objetivos del proceso de desagregación fue incluir las emisiones al modelo de simulación atmosférica WRF-

1 Universidad Nacional de Colomba sede Manizales, Departamento de Ingeniería Química, Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental (GTAIHA), e-mail fcifuentesc@unal.edu.co, cmgonzalezd@unal.edu.co

2 Universidad Nacional de Colomba sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail avardilaar@unal.edu.co, rjimenezp@unal.edu.co

3 Universidad Nacional de Colomba sede Palmira, Departamento de Ingeniería, Grupo de Investigación Prospectiva Ambiental, e-mail ghruedas@unal.edu.co

Chem, se definió una temporalidad horaria y una resolución espacial de 1 km x 1 km, valores que coinciden con la configuración del dominio objetivo en WRF-Chem para las simulaciones de calidad del aire realizadas en el marco del proyecto.

Tabla 1. Inventarios de emisión empleados y características generales para su desagregación temporal.

Tipo de fuente	Descripción	Temporalidad	Distribución temporal
Móviles	Combustión fuentes móviles	24 horas	A partir de flujos vehiculares
	Resuspensión en vías	24 horas	A partir de flujos vehiculares
Fijas estacionarias	Aeropuerto Alfonso Bonilla Aragón	24 horas	Uniforme
	Producción artesanal de carbón vegetal	24 horas	Uniforme
	Sector industrial	Según actividad de cada industria	Uniforme
	Panaderías	18 horas (intervalo de 06:00 a 22:00)	Uniforme
	Asaderos	12 horas (10:00 a 22:00)	Uniforme
	Estaciones de servicio	24 horas	Uniforme
	Ladrilleras	24 horas	Uniforme
	Almacenamiento de combustible	24 horas	Uniforme
	Canteras	24 horas	Uniforme
	Fertilización agrícola	24 horas	Uniforme
	Gas natural residencial	18 horas (06:00 a 22:00)	Uniforme
Fijas de área	Maquinaria agrícola	12 horas (06:00 a 18:00)	Uniforme
	Pecuarias	24 horas VOCs, 12 horas PM	Uniforme
	Resuspensión actividades agrícolas	12 horas (06:00 a 18:00)	Uniforme
	Rellenos sanitarios	24 horas	Uniforme
	Quemas abiertas precosecha e incendios	Especifico de cada episodio de quema	Especifico de cada episodio de quema

Fuente: Elaboración propia.

Se generaron distintos códigos en lenguaje R para automatizar los procedimientos de desagregación de los inventarios de emisión, cada código adaptándose a las necesidades específicas de las fuentes consideradas. Los códigos permiten exportar los resultados en un formato compatible con el preprocesador de emisiones PyChEmiss (https://github.com/quishqa/PyChEmiss), empleado para acoplar los inventarios al modelo WRF-Chem, para tres tipos de especiación química (Emiss_opt: 2-RADM2 ,4-CBMZ y 13-SAPRC99).

Las técnicas de desagregación aplicadas fueron diversas, por ejemplo, en las emisiones por fuentes móviles se generaron códigos con enfoque de regridding para trasladar las emisiones por arco de vía a emisiones por celdas de 1 km^2. En la mayoría de las fuentes puntuales y difusas se elaboraron códigos para relacionar los puntos

o áreas donde se genera la emisión a las celdas de 1 km x 1 km definidas para la simulación, y su posterior distribución horaria. En el apartado de quemas abiertas precosecha a e incendios, se asignaron emisiones a celdas específicas para cada episodio individual de quema, teniendo en consideración la fecha y hora específica del episodio y asumiendo una duración de 1 hora por episodio, valor obtenido producto del análisis de la información disponible y la resolución temporal del modelo WRF-Chem.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvieron archivos de emisión desagregados con una resolución temporal de 1 hora, y una resolución espacial de 1 km x 1 km para 18 fuentes de emisión en el VGRC. Posteriormente, a partir de estos archivos se generó un archivo unificado en el cual se agregaron todas las fuentes. Los resultados se ilustran en la Figura 1 para emisiones en un día típico. La distribución espacial muestra la influencia de las fuentes móviles e industriales principalmente para contaminantes como PM_{10}, $PM_{2.5}$, CO y NO_x, con flujos de emisión que se centran sobre las vías intermunicipales y las vías al interior de las principales cabeceras municipales del VGRC; así como en las celdas especificas donde se ubican las grandes industrias. Para el caso del SO_2, se aprecia la influencia mayoritaria de las fuentes industriales, en donde se ven focos de emisión principalmente sobre los municipios de Palmira, Yumbo y Candelaria.

En lo que respecta a la distribución temporal de las emisiones (Ver Figura 2 con ejemplo de emisiones de $PM_{2.5}$), en horas de la noche y la madrugada las emisiones por fuentes vehiculares son prácticamente nulas, mientras que su aporte crece durante el día, alcanzando valores máximos durante las horas pico de tráfico alrededor de las 06:00 y 19:00 hora local. En lo que respecta a las emisiones industriales, algunos puntos son generadores constantes de contaminación, pues sus jornadas de operación se extienden a las 24 horas del día.

De otro lado, los episodios de quema generan emisiones elevadas para puntos muy específicos y por periodos cortos, destacando que los códigos desarrollados y la información disponible permitieron caracterizar su ocurrencia específica a lo largo del año en el área de análisis del VGRC.

Se resalta que todos los códigos de desagregación desarrollados en este trabajo permitieron exportar archivos de emisiones compatibles con el preprocesador de emisiones PyChEmiss (https://github.com/quishqa/PyChEmiss), permitiendo la inclusión de estos datos al modelo de simulación WRF-Chem. Adicionalmente, estos códigos tienen la versatilidad de generar salidas compatibles con tres mecanismos químicos ampliamente utilizados, como lo son CBMZ-MOSAIC, RACM-MADE/VBS y SAPRC99-MOSAIC/VBS.

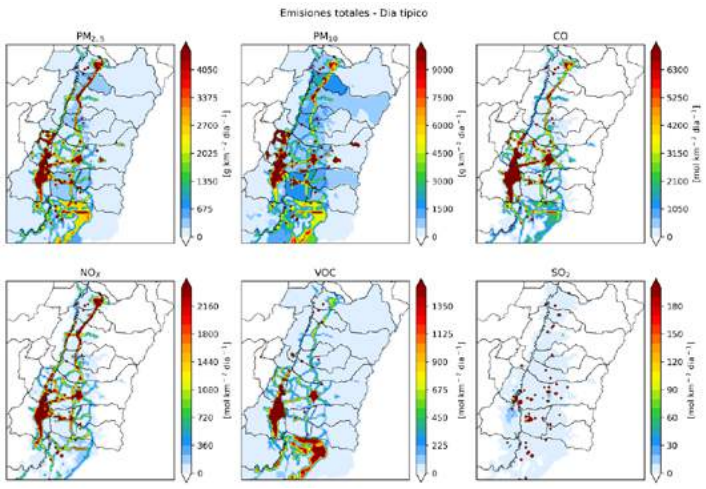


Figura 2. Emisiones totales de diversos contaminantes atmosféricos desagregadas para un día típico en el VGRC.
Fuente: Elaboración propia.

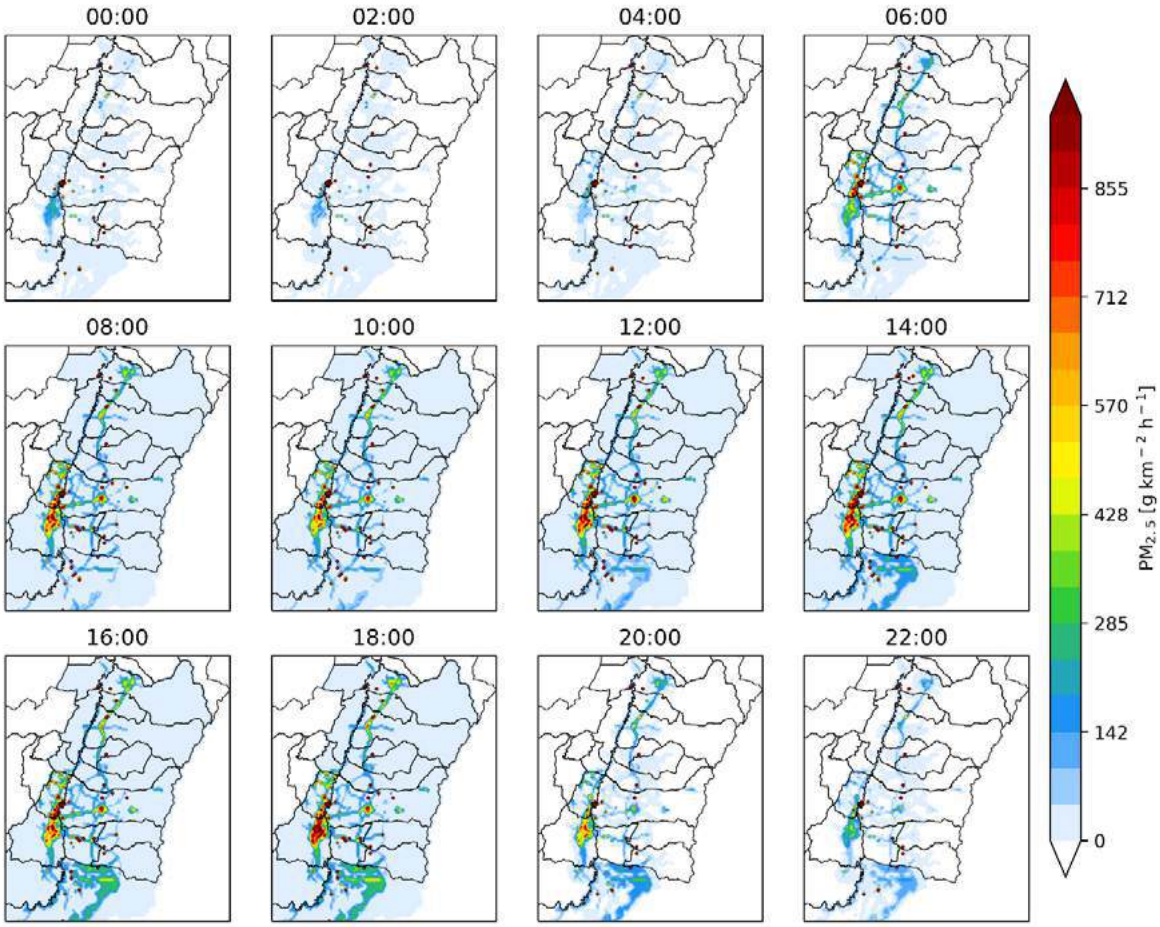


Figura 3. Distribución de emisiones horarias de $PM_{2.5}$ para un día típico en el VGRC.
Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Como producto de este estudio se obtuvo un inventario de emisiones desagregado en tiempo y espacio para el VGRC, en el cual se incluyeron una amplia variedad de fuentes de interés prioritario. Este es un insumo fundamental para apoyar la gestión de calidad del aire en la región, brindando herramientas para analizar, por ejemplo, las horas del día y sectores críticos en los cuales que presentan las mayores emisiones atmosféricas.

Este también es un insumo fundamental para la implementación de ejercicios de simulación de calidad del aire en el VGRC, que permitan ahondar en el estudio de la contaminación atmosférica en la región, y sentar las bases para elaborar planes de gestión de calidad del aire.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, CVC, a través del Convenio interadministrativo 036-2021 "*Convenio CVC-UNAL para contribuir a la gestión y planificación del recurso aire en los municipios de Palmira y Yumbo en el Valle del Cauca, mediante la actualización de inventarios, la modelación de material particulado y la elaboración del plan de prevención, control y atención de episodios por contaminación del aire*".

REFERENCIAS

Cifuentes, F., Ardila, A.V., Gonzalez, C.M., Rueda-Saa, G., Jimenez, R. (2023).Resumen 062_4: Simulación de la emisión, producción secundaria, transporte y dispersión de material particulado

en el valle geográfico del rio Cauca. CASAP IX.

Gavidia, M. Preprocesador de emisiones PyChEmiss. Disponible en https://github.com/quishqa/PyChEmiss

IMPACTO DE UN MURO VERDE EN LA CALIDAD DEL AIRE EN EL INTERIOR DE UN EDIFICIO EN CONDICIÓN DE CLIMA TROPICAL HÚMEDO: MONITOREO Y DINÁMICA DE FLUIDOS

Karen Michelle Reyes de la Cruz[1], José Roberto Hernández Barajas[2], Elizabeth Magaña Villegas[3]

Palabras clave:
Calidad del aire; riesgo ambiental; muro verde; dinámica de fluidos computacional.

INTRODUCCIÓN

La OMS en el año 2015 reconoció a la contaminación atmosférica como el riesgo ambiental más grave para la salud humana a escala mundial destacando las infecciones respiratorias agudas, la neumonía, la enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC), el cáncer y la muerte (Riojas Rodríguez et al., 2021). Las personas suelen pasar muchas horas en espacios interiores exponiéndose a fuentes interiores de contaminantes del aire. Al respecto, los muros verdes coadyuvan en mejorar el rendimiento térmico, reducen los gases de efecto invernadero, mejoran la experiencia visual y el atractivo estético, además de actuar como barrera acústica (El Menshawy, Mohamed y Fathy, 2021). Para analizar y simular el efecto de las tecnologías en la calidad del aire interior de edificios comerciales y residenciales, se ha empleado con éxito programas y métodos de dinámica de fluidos por computadora (CFD), los cuales permiten estudiar diversos parámetros y variables de diseño sin requerir de un plan de monitoreo experimental extenso (Cruz Gavilán et al., 2020).

Por lo anterior, el objetivo de esta investigación es determinar el desempeño experimental de un muro verde para la disminución de material particulado, ruido y algunos parámetros de confort, a partir del monitoreo atmosférico y simulación de dinámica de fluidos en un edificio escolar bajo condiciones de clima tropical húmedo.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Instalación de la unidad experimental de muro verde

La unidad experimental de muro verde fue instalada en la entrada principal de un edificio escolar y está constituida por tres elementos principales: los módulos de muro verde, el sustrato y la vegetación. Cada módulo es un panel de material geotextil de 1 m² mientras que el sustrato se preparó como una mezcla de igual proporción de agrolita y fibra de coco. Por su parte, se seleccionó como vegetación del muro a *Tradescantia pallida* o también conocida como dama de barquilla, una especie probada con éxito para techos verdes en climas tropicales. Después de la instalación, la vegetación se propagó durante 60 días, previo a la etapa de monitoreo de parámetros.

2.2 Monitoreo de parámetros

Los parámetros de monitoreo son el ruido, la iluminancia, la velocidad del viento y el material particulado de diferentes tamaños: 0.5, 1.0, 2.5, 5 y 10 µm. Sumado a ello, se registró y monitoreó dos parámetros de confort: temperatura, humedad relativa del aire. Los equipos utilizados para medir el ruido, la iluminancia, y la velocidad del viento son modelos UNIT-T y cuenta con conectividad Bluetooth para realizar el registro de datos a través de una aplicación móvil. Por otro lado, el contador de partículas que fue empleado es el modelo DT-9880, el cual es un fotómetro de dispersión.

1 Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, karenreyesdlc@gmail.com

2 Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, roberto.hernandez@ujat.mx

3 Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, elizabeth.magana@ujat.mx

2.3 Diseño experimental

El esfuerzo experimental se concentró en el turno diurno con dos horarios de muestreo: mañana (8 a.m.) y mediodía (12 p.m.) durante septiembre de 2022 a enero de 2023, lo que permitió analizar las diferencias entre los periodos de lluvias y frentes fríos. Dado que los contaminantes y parámetros dependen de las condiciones meteorológicas, se seleccionaron tres días muy nublados/lluviosos y tres días sin lluvia durante cada mes de estudio. Las determinaciones de parámetros y nivel de contaminantes se llevó a cabo tanto el exterior como el interior del edificio, cada una a 3 m de la puerta de acceso al edificio, lo anterior para eliminar el efecto turbulento y de remolino característico (Yang et al., 2014). El conteo de partículas se realizó simultáneamente (interior – exterior) en modo acumulativo durante 15 minutos. Se realizaron pruebas con ruido blanco y con un ventilador. El ruido blanco fue reproducido con una bocina colocada cerca del sonómetro que se encuentra en el exterior, favoreciendo estabilidad de los niveles de ruido detectados. Los muestreos con ruido blanco se realizaron en dos momentos. Primero se tomaron en dos puntos (detrás del muro) y afuera del edificio, simultáneamente. Después se tomaron dos puntos, al interior del edifico, cerca del primer punto (libre del muro) y afuera del edificio, simultáneamente. Adicionalmente, se utilizó el anemómetro en exterior para obtener un rango estimado de la velocidad del viento con un ventilador para tener una ventilación inducida, este se hizo un día.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Iluminancia y Ruido

En las siguientes figuras solo se representan dos días, debido al dimensionamiento de los datos, por lo que se decidió comparar un día caluroso (13-Sep-2022) y un día lluvioso (20-Sep-2022).

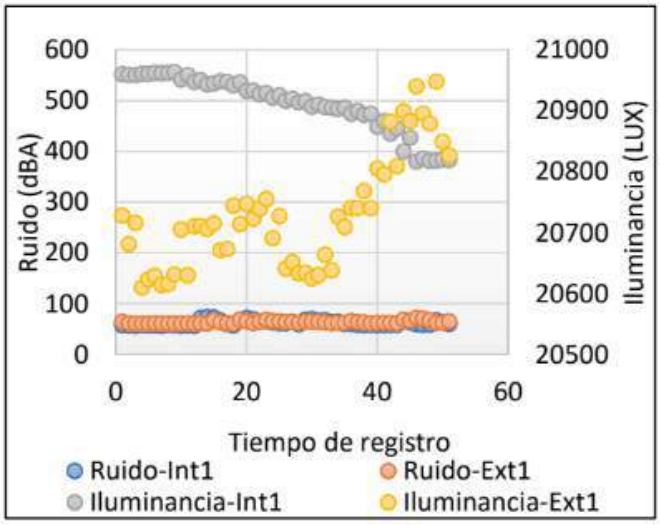


Figura 1. Ruido e Iluminancia del día 13-Sep-2022 de 8-9 A.M.

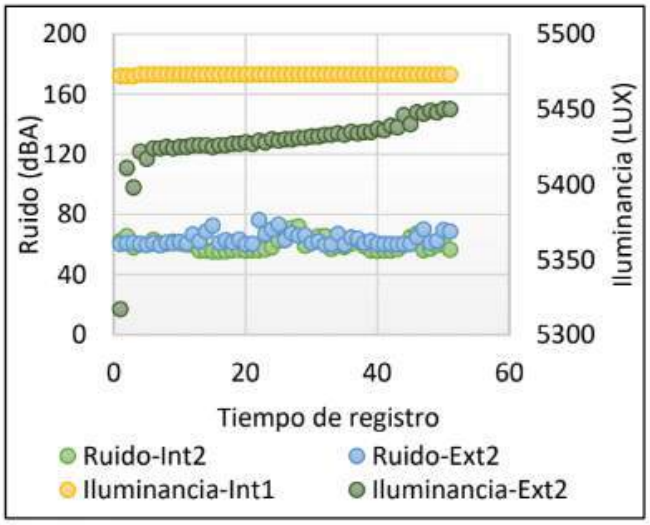


Figura 2. Ruido e Iluminancia del día 13-Sep-2022 de 12-1 P.M.

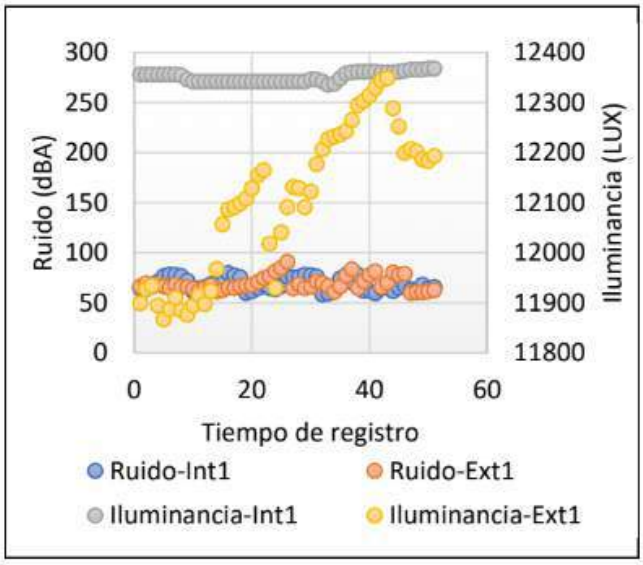


Figura 3. Ruido e Iluminancia del día 20-Sep-2022 de 8-9 A.M.

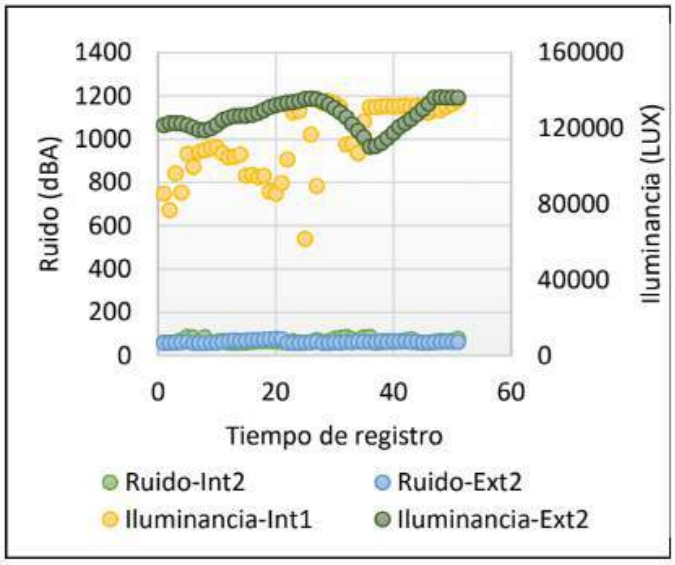


Figura 4. Ruido e Iluminancia del día 20-Sep-2022 de 12-1 P.M.

Tabla 1. Medidas de tendencia central (13-Sep-2022).

Estadistico	13-sep-22							
	Ruido				Iluminancia			
	8-9 A.M		12-1 P.M		8-9 A.M		12-1 P.M	
	Interior	Exterior	Interior	Exterior	Interior	Exterior	Interior	Exterior
Mínimo	56	61	55	60	380	20610	172	5317
Máximo	73	72	72	76	556	20948	173	5450
Media	62	63	60	64	494	20729	173	5429
Desviación	5	3	4	4	55	92	0	19

Tabla 2. Medidas de tendencia central (20-Sep-2022).

Estadistico	20-sep-22							
	Ruido				Iluminancia			
	8-9 A.M		12-1 P.M		8-9 A.M		12-1 P.M	
	Interior	Exterior	Interior	Exterior	Interior	Exterior	Interior	Exterior
Mínimo	58	60	58	57	268	11867	538	110259
Máximo	80	91	86	78	284	12349	1179	136473
Media	68	69	67	63	275	12105	990	126357
Desviación	6	7	8	5	5	150	165	7317

Tabla 3. Medidas de tendencia central (13-Sep-2022).

13-sep-22								
Estadistico	PM 0,5				PM 10			
	8-9 A.M		12-1 P.M		8-9 A.M		12-1 P.M	
	Interior	Exterior	Interior	Exterior	Interior	Exterior	Interior	Exterior
Mínimo	17095	16552	19974	20553	25	15	10	11
Máximo	18945	24706,	23121	25123	34	28	16	26
Media	17872	19946,7	21637,2	22926,3	28,2	22,5	13,3	18,7
Desv.Est.	687	2653,7	1336,1	1964,5	3,6	5,1	2,3	9

Tabla 4. Medidas de tendencia central (20-Sep-2022).

20-sep-22								
Estadistico	PM 0,5				PM 10			
	8-9 A.M		12-1 P.M		8-9 A.M		12-1 P.M	
	Interior	Exterior	Interior	Exterior	Interior	Exterior	Interior	Exterior
Mínimo	22354	1923	19209	17408	55	45	24	28
Máximo	26022	22708	22339	20157	87	66	33	39
Media	23513	21139,2	21235	18052	69,3	53,7	29	32,3
Desv.Est.	1326,6	1502,8	1279,1	1038,5	12,4	9,6	3,6	3,9

En el día 13 de septiembre de 2022 en los dos monitoreos, se redujo un 97.2% la iluminancia, con un promedio arriba de los 100 Lux (límite máximo permisible) que marca la Norma Oficial Mexicana NOM-025-STPS-2008, Condiciones de iluminación en los centros de trabajo, mientras que el ruido se redujo en un 97.6% con un promedio menor a 65, por tanto no sobrepaso el límite máximo permisible que es de 105 dBA para una exposición de 15 minutos, de acuerdo a la NOM-011-STPS-2001.

Por lo tanto en la fecha del 20 de septiembre de 2022 la reducción de la iluminancia fue de un 98.5% con un promedio superior al límite máximo permisible de la normatividad, mientras que el ruido no se redujo, sobre todo en el segundo horario de monitoreo, y esto se debe a que ese día se estaban realizando actividades dentro del edificio por parte del personal de limpieza, lo que generó una fuente de ruido, sin embargo su media estuvo debajo del límite máximo permisible de la norma ya antes mencionada.

En lo que respecta a la velocidad del viento, no se colocaron datos debido a que no se registraron valores mayores a 0.4 m/s y esto es debido a que Tabasco se caracteriza por tener vientos en calma.

Finalmente el comportamiento del material particulado es mejor en interior que en exterior, sobre todo en la fecha 13 de septiembre, por lo que el 20 de septiembre fueron altos los valores y esto puede adjudicar al clima lluvioso/nublado que se presentó.

En conclusión de los dos días comparados, el muro verde causó una disminución de la iluminancia al interior del edificio, los niveles se mantienen por encima del límite máximo permisible por la NOM, que indica un valor de 100 LUX para espacios interiores. Los análisis continúan por lo que no se descartan resultados buenos para el proyecto.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

De acuerdo con los objetivos del desarrollo sos-

tenible (ODS) que establece la Organización de las Naciones Unidas (ONU), este estudio coadyuva a lograr que las ciudades sean más inclusivas, seguras, resilientes y sostenibles, ya que se propone el uso de muros verdes como infraestructura verde misma que mejora la calidad del aire al interior de edificios. Al respecto, el empleo de tecnologías verdes como parte de un plan estratégico de ordenamiento urbano permitiría mejorar el paisaje urbano y la calidad de vida de sus habitantes, tal y como lo establece Goel et al. (2022).

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco por el apoyo otorgado a la asistencia del congreso y por permitirme utilizar sus instalaciones para la realización de dicho proyecto, y al Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Tabasco por el apoyo concedido a la asistencia del congreso.

REFERENCIAS

Cruz Gavilán, Y., Valdés Hernández, P. A., Laffita Leyva, A., Gómez Águila, M. V., & Carmen María, C. (2020, September 25). Dinámica de fluidos computacional: Revisión y análisis de aplicaciones en ingeniería. 2020, 29(4), 93–104.

El Menshawy, A. S., Mohamed, A. F., & Fathy, N. M. (2022). A comparative study on green wall construction systems, case study: South valley campus of AASTMT. Case Studies in Construction Materials, 16, e00808. https://doi.org/10.1016/j.cscm.2021.e00808 .

Goel, M., Jha, B., & Khan, S. (2022). Living walls enhancing the urban realm: a review. Environmental Science and Pollution Research International, 29(26), 38715–38734. https://doi.org/10.1007/s11356-022-19501-7 .

Magaña-Villegas E., Díaz-López M. C., Ramos-Herrera S., Carrera-Velueta1 J.M., Vilchis-Peralta O.J (2020). Air quality trend and proposal of a web application for the atmospheric monitoring network in Tabasco, México., TECCIENCIA, Vol. 15, No. 28, 15-28, 2020, DOI: http://dx.doi.org/10.18180/tecciencia.28.2 .

Paull, N. J., Krix, D., Torpy, F. R., & Irga, P. J. (2020). Can green walls reduce outdoor ambient particulate matter, noise pollution and temperature? International Journal of Environmental Research and Public Health, 17(14), 5084. https://doi.org/10.3390/ijerph17145084 .

Riojas Rodríguez, H., Hurtado Díaz, M., Texcalac Sangrador, J. L., Halbinge, Astrid Schilman, Cortez Lugo, M., Rothenberg, S. J., Cruz, J. C., Félix Arellano, E., Rangel Moreno, K. F., Luna Escobar, L. A., Martínez Avilés, J., & Barrera Flores, M. (n.d.). Contaminación del aire, ambiente y salud (p. 7) [Política pública basada en evidencias]. Instituto Nacional de Salud Pública. https://1library.co/document/q2n4p5g2-contaminaci%C3%B3n-del-aire-ambiente-y-salud.html .

Rivas, Ioar, Julia C. Fussell, Frank J. Kelly, and Xavier Querol. “Indoor Sources of Air Pollutants.” In Issues in Environmental Science and Technology, edited by R M Harrison and R E Hester, 1–34. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 2019. https://doi.org/10.1039/9781788016179-00001 .

Smith Guerra, P., & Henríquez Ruiz, C. (2021). Propuesta de un indicador para evaluar la calidad climática urbana: estudio de caso en una ciudad media mediterránea chilena. Cuadernos de Geografía Revista Colombiana de Geografía, 30(1), 144–157. https://doi.org/10.15446/rcdg.v30n1.79653 .

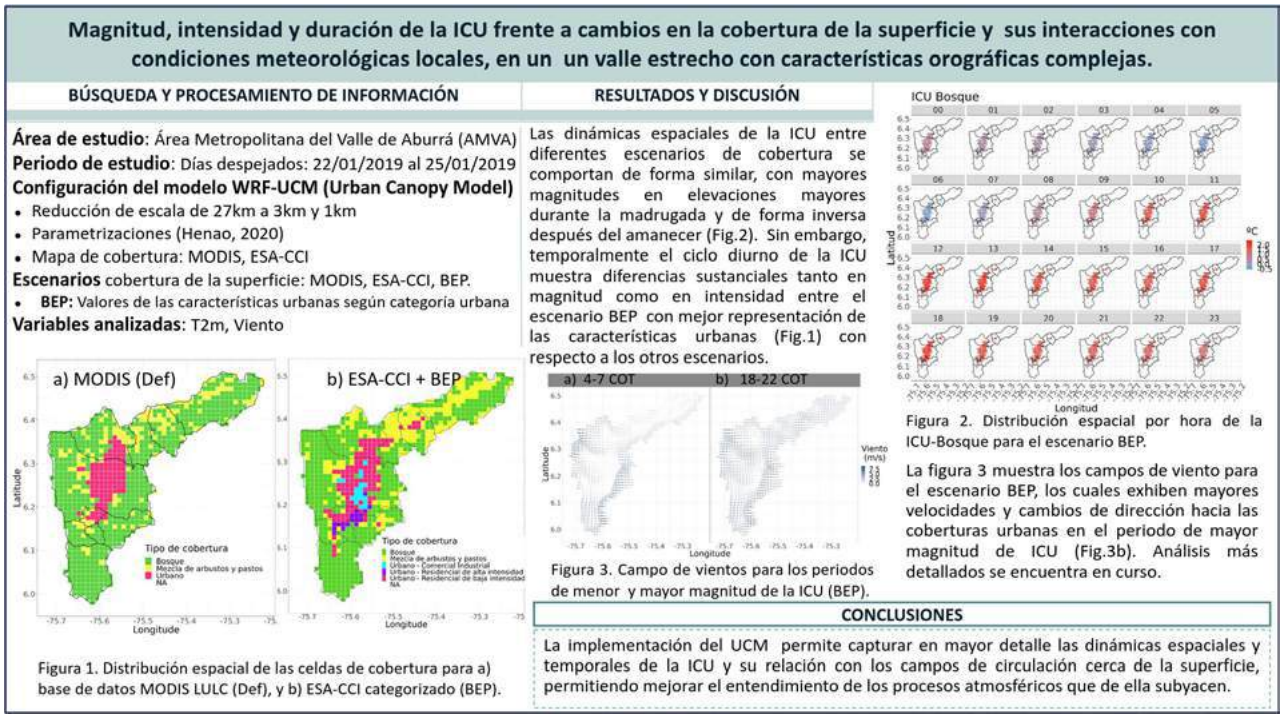
ANÁLISIS DE LAS DINÁMICAS ESPACIO-TEMPORALES DE LA ISLA DE CALOR URBANA EN EL VALLE DE ABURRÁ USANDO EL MODELO WRF/UCM-BEP

Natalia Bernal[1], Juan José Henao[3], Angela M. Rendón[2]

Palabras clave:

ICU; WRF; cambio de cobertura; valle urbano; modelo BEP.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

El fenómeno Isla de Calor Urbana (ICU) hace alusión a la ocurrencia de mayores temperaturas en la superficie en zonas urbanas y suburbanas en comparación con sus zonas rurales circundantes. Este fenómeno se da como resultado de alteraciones en el balance de energía por cuenta de los cambios en las características de la superficie asociados con la urbanización. La ocurrencia e intensidad de este fenómeno están asociadas con factores como las propiedades de los materiales de las coberturas urbanas, la ubicación geográfica, el clima regional, y el tamaño y forma de la ciudad (Hakim & Badawy, 2020). La ICU representa un problema ambiental para los centros urbanos dada su influencia en los campos de circulación, y por lo tanto, en el transporte y concentración de los contaminantes emitidos desde la superficie (Arnfield, 2003; Grimmond et.al., 2015; Oke et. al., 2017).

La comprensión de la ICU ha avanzado significativamente en los últimos años vía la realización

1 Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental-GIGA-, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, *natalia.bernal@udea.edu.co*

2 Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, *angela.rendon@udea.edu.co*

3 Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, *jjose.henao@udea.edu.co*

de estudios que involucran la observación (Oke et.al., 2017; Hakim & Badawy, 2020; Li et.al.,2020; Ulpiani, 2021)) y la modelación del fenómeno usando, por ejemplo, modelos como Weather Research and Forecasting (WRF) (Li et.al., 2019; Vogel, J., & Afshari, 2020; Kim et.a.l, 2021; Liang et.al., 2021). WRF permite realizar simulaciones de los campos meteorológicos involucrando diferentes fuentes de información y parametrizaciones de las coberturas urbanas y así evaluar sus efectos sobre el balance de energía y la meteorología de la baja atmósfera (Giannaros, 2018; Chen et.al., 2011).

El Valle de Aburrá (VA) es un valle de topografía compleja con una superficie altamente urbanizada como resultado del acelerado desarrollo del territorio. Estas condiciones favorecen la ocurrencia del fenómeno de ICU con implicaciones sobre las condiciones ambientales y de calidad del aire en la región.

En este estudio analizamos la magnitud e intensidad, magnitud y duración de la ICU considerando diferentes representaciones de la cobertura de la superficie, que puedan afectar la circulación en la baja atmósfera y el transporte de contaminantes en el Valle de Aburrá. Para lo anterior, se implementó el módulo de dosel urbano UCM-BEP (BEP; Martilli et.al., 2002) del modelo meteorológico WRF a una resolución de 1km, partiendo de una configuración de WRF previamente evaluada y utilizada en el Valle de Aburrá (Henao et.al., 2020).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA) está conformada por 10 municipios con más de 4 millones de habitantes. Cuenta con una longitud y ancho aproximados de 60 km y 8 km respectivamente, una superficie de 1165 km^2 y una diferencia altitudinal entre su base y sus montañas circundantes que oscila entre 700 y 1500 m.

Descripción y procesamiento de datos

Para el diseño del experimento de modelación encaminado a estudiar la ICU en el AMVA se implementó el modelo WRF usando la configuración previamente usada por Henao et.al., (2020). WRF usa información de la superficie proveniente de MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) (https://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataprod/mod12.php), que en algunos casos se encuentra desactualizada y no refleja las condiciones reales de algunos territorios con características de la superficie diferentes a las de Estados Unidos como es el caso del AMVA. Con esto en mente y con el fin de analizar los efectos de una mejor representación de la superficie en la modelación de la ICU, se incluye información de la superficie proveniente de la Agencia Espacial Europea (ESA) Climate Change Initiative (CCI) (ESA-CCI; https://www.esa-landcover- cci.org/) para el año 2019. Los resultados se comparan con los obtenidos previamente usando la información de MODIS que WRF trae por defecto.

Los análisis se concentran en el ciclo diurno de la ICU en condiciones secas para el AMVA (Ulpiani, 2021), durante el periodo comprendido entre los días 22 al 25 de enero de 2019.

Experimento de modelación

El experimento de modelación propuesto consiste en analizar características de la ICU en el AMVA bajo diferentes escenarios de la superficie. Estos escenarios resultan de considerar diferentes configuraciones del modelo WRF para representar la superficie, así como diferentes fuentes de información satelital y local para la región. En particular, el experimento busca comparar los resultados obtenidos de la representación de la ICU usando el mapa: a) base MODIS del modelo WRF (Def) , b) de ESA-CCI (Ext) y c) la implementación del módulo UCM-BEP con el mapa de cobertura ESA-CCI (BEP). Las celdas del escenario BEP son categorizadas en 1) residencial de baja intensidad (LIR), 2) residencial de alta intensidad (HIR), y 3) áreas comercial o industrial (CI).

Descripción y configuración del modelo UCM

Partiendo de una configuración de WRF previamente evaluada para el AMVA (Henao et.al.,

2020) se implementa el modelo de canopy urbano UCM-BEP. Para esto se procesó y analizó información local de la superficie a una resolución de 300 m, y se clasificó en tres categorías tomando como referencia las alturas de los edificios. La clasificación dio como resultado zonas urbanas de alta y baja densidad, y zonas industriales. Para estas categorías se calcularon valores promedio de características geométricas como altura de edificios, y ancho de techos y de vías. La información base para la categorización urbana proviene del portal geográfico de Medellín (https://www.medellin.gov.co/geomedellin) y del Departamento Administrativo Nacional de Estadística (https://www.dane.gov.co/).

Cálculo de la ICU y los campos de circulación

Los análisis se centran en la intensidad, ocurrencia y magnitud de la ICU. El cálculo de la ICU se realizó usando el método "referencia rural en anillo" (RRR por su acrónimo en inglés) (Li et.al., 2019; Vogel, J., & Afshari, 2020), en el que las celdas para calcular la temperatura de las zonas rurales circundantes corresponden a un anillo que rodea el perímetro de la ciudad; mientras que la temperatura urbana se calcula utilizando las celdas con cobertura urbana . La ICU se calculó como la diferencia de la temperatura a 2 m de la superficie, entre los píxeles con cobertura urbana y los píxeles con cobertura natural; estos últimos clasificados en bosque, y mezcla de arbustos y pasto (en adelante *pastos*). Teniendo en cuenta las complejidades que aparecen para el cálculo de la ICU asociadas con la topografía de valle de la región de estudio, se aplicó el método RRR considerando píxeles a igual altitud con el fin de no incurrir en comparación de las temperaturas para puntos a diferentes alturas. Para ello, se ajustaron regresiones lineales de temperatura vs. altitud de manera similar a lo realizado por Tang et.al., (2022) para cada hora del día y se calcularon las diferencias de las temperaturas entre la cobertura urbana y cada una de las coberturas naturales. Esto permitió la estimación de la ICU respecto a bosque y a pastos, para cada una de las horas del día y niveles de elevación. Finalmente, se obtuvo el ciclo diurno de la ICU para todo el VA.

La evaluación de los campos de vientos se realizó mediante un análisis de cluster entre las componentes de viento u, v y w, para los períodos identificados como de menor magnitud de ICU (en adelante ICU_{min}), de mayor magnitud de ICU (en adelante $ICU_{máx}$) y para la diferencia ($ICU_{min} - ICU_{máx}$) entre estos periodos de intensidad; los hallazgos en los campos de vientos se discuten teniendo en cuenta los resultados obtenidos para la ICU.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cambios en la información de coberturas de la superficie

Los cambios en el mapa de coberturas de WRF a partir de información de la superficie proveniente de ESA-CCI en comparación con los datos que vienen por defecto con MODIS, mejoran la representación de la superficie urbana en el AMVA, ya que el porcentaje de cobertura urbana pasó de 11.69% (Def) a 17.6% (Ext, BEP), incrementando en un 5.9% la cobertura urbana que permitió reflejar la urbanización de los municipios de Bello, Copacabana, Girardota, Envigado, Sabaneta, La Estrella y Caldas que con la información de MODIS era escasa o ausente (Fig.1 del resumen gráfico).

En la Tabla 1 se puede detallar la distribución de las coberturas en el AMVA así como el porcentaje de ocupación de las mismas en cada experimento por rangos de elevación de 300 metros. Dado que la representación del suelo urbano después de los 2100 msnm es del 1% aproximadamente, se decidió trabajar con los píxeles entre los 1260 a los 2100 msnm.

Tabla 1. Distribución porcentual por elevación de los usos del suelo para cada escenario de modelación.

Cobertura del suelo		Elevación (msnm)						
	1260-1500	1500-1800	1800-2100	2100-2400	2400-2700	2700-3000	1260-3000	
Esc 1.(Def)								
Urbano		24	35	5	1	0	0	11.69
Bosque		62	45	75	78	86	100	70.5
Pastos		14	20	20	21	14	0	17.82
Esc 2.(Ext)								
Urbano		37	51	9	1	1	0	17.6
Bosque		26	26	67	74	81	96	58.46
Pastos		37	23	25	25	18	4	23.94
Esc 3.(BEP)								
Urbano	CI	8	5	0	0	0	0	2
	HIR	0	9	0	0	0	0	13.49
	LIR	29	37	9	1	1	0	2.12
Bosque		26	26	67	74	81	96	58.46
Pastos		37	23	25	25	18	4	23.94

Dinámicas espacio-temporales de la ICU

En contraste con estudios previos, los resultados de las dinámicas temporales de los escenarios de estudio exhiben un comportamiento similar en las horas de menor magnitud de la ICU, que se da entre las 4-7 horas (hora local, COT). En cuanto a las horas de mayor magnitud el comportamiento entre los escenarios es variable y concuerdan con diferentes investigaciones, así el escenario BEP registra incrementos de la ICU desde las 10 horas, valores máximos a las 12 y 18 horas (Morini et.al.,2016; Li et.al., 2019) y magnitudes sostenidas de 1-1.5ºC para Bosque y de 0.5ºC para Pastos entre las 18-22 horas COT. En cuanto a los otros escenarios el fortalecimiento de la intensidad de la ICU comienza alrededor de las 16 horas y se mantiene con magnitudes entre 2-3ºC para Bosque y 1-1.5ºC para Pastos entre las 18-22 horas, la intensidad de la ICU se mantiene constante entre las 8-15 horas COT (Vogel & Afshin, 2020; Martínez et.al., 2021; Gondocs et.al., 2017).

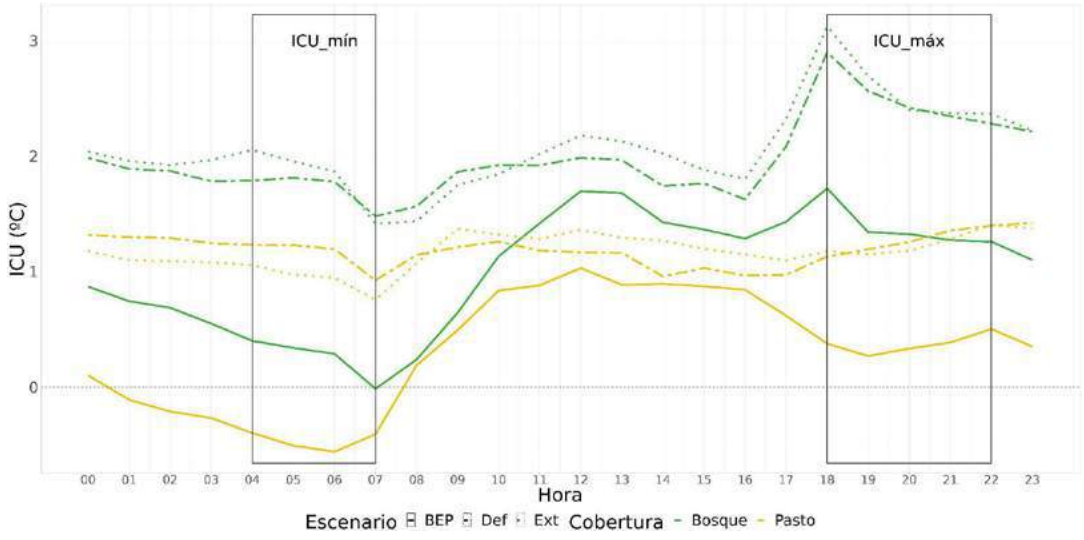


Figura 1. Ciclo diurno de la ICU respecto a las coberturas bosque (color verde) y pasto (color amarillo) de los escenarios Def (línea sólida), Ext (línea punteada) y BEP(línea discontinua). En recuadros los periodos de menor ($ICU_{mín}$) y mayor ($ICU_{máx}$) magnitud de la ICU.

Los análisis de la ICU para el AMVA, corroboran que es un fenómeno nocturno, con magnitudes promedio de 0.6ºC para el escenario BEP y 1.6ºC para los escenarios Def y Ext, cabe anotar que la presencia de una Isla Fría (Oke et.al., 2017; Stewart et.al., 2021) en el escenario BEP entre las 4-7 horas COT hace que el promedio del día sea menor. Por otro lado, el comportamiento entre la ICU calculada a partir de cobertura de bosque y pastos tienen la misma tendencia, siendo mayor en magnitud la cobertura de bosque en todos los escenarios. Por otro lado, las dinámicas espaciales de la ICU exhiben una tendencia similar entre los escenarios, de forma que entre las 0-6 horas la magnitud la ICU es mayor a mayor elevación, entre 7-8 horas la magnitud permanece constante para todo el valle y de las las 8-23 horas COT la magnitud de la ICU comienza a ser mayor en elevaciones menores (Fig. 2 del resumen gráfico).

Influencia de la ICU sobre los campos de circulación

A partir del análisis de clusters realizado a las componentes de velocidad del viento (u, v, w), en la Figura 2 se puede observar la ubicación geográfica de cada uno de los clusters (k), donde cada color representa un grupo en el cual las diferencias entre los periodos de ICU de menor y mayor magnitud son similares. Considerando lo anterior, en el primer nivel se observan 5 grupos que se conservan en menor o mayor proporción hasta el nivel 3 de elevación, en el nivel 4 aparecen nuevos grupos que parecen seguir la orografía del valle.

Para entender las características de los grupos obtenidos se graficaron los campos de vientos, la Figura 3 permite observar diferencias en la velocidad del viento de hasta 6 m/s predominantes sobre el eje del valle y a niveles de elevación superiores en el municipio de Medellín. Además el cambio en la dirección de los vectores de viento evidencian que en el periodo de 18-22 horas COT la magnitud de los mismos es mayor respecto a la madrugada (4-7 COT), de igual forma que la dinámica temporal de la magnitud de la ICU.

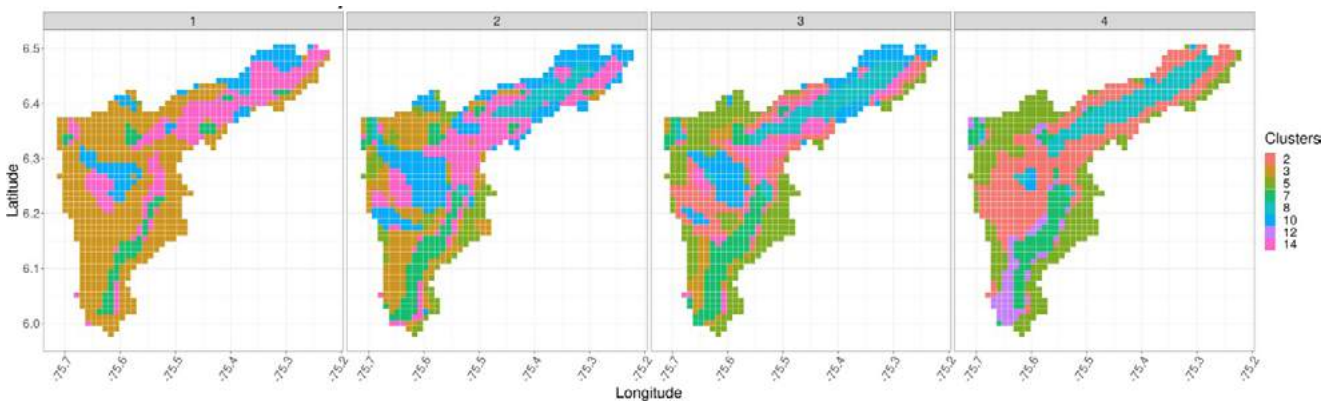


Figura 2. Cluster de las diferencias de vientos entre periodos de ICU de menor y mayor magnitud a diferentes niveles de elevación para el escenario BEP.

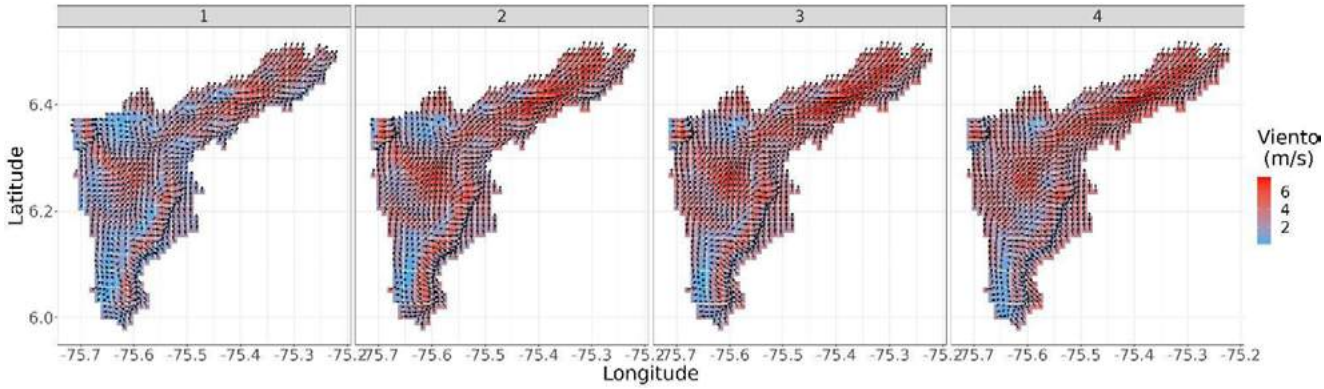


Figura 3. Diferencias de vientos entre periodos de ICU de menor y mayor magnitud a diferentes niveles de elevación.

Lo anterior, permitió capturar en mayor detalle las dinámicas espaciales y temporales de la ICU y su relación con los campos de circulación cerca de la superficie. Análisis más detallados espacial y temporalmente están en curso para establecer efectos específicos de la ICU en los campos de circulación del Valle. Las diferencias encontradas hasta ahora muestran un gran efecto de las características orográficas del valle.

Finalmente, este estudio ofrece perspectivas para mejorar la representación de la ICU en el Valle de Aburrá y en ciudades ubicadas en valles, y de sus efectos sobre los transporte de contaminantes y las condiciones de calidad del aire en entornos urbanos.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Esta discusión puede contribuir a apoyar la toma de decisiones referentes con la planificación urbana en ciudades densamente pobladas, ya que se puede tener una mayor claridad de los efectos de las características de la superficie sobre la dinámica de la ICU y en consecuencia sobre posibles impactos sobre el transporte de contaminantes y las condiciones de calidad del aire en la región.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por la Universidad de Antioquia a través de una beca para estudiantes de maestría.

REFERENCIAS

Arnfield, A. J. (2003). Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *International Journal of Climatology: a Journal of the Royal Meteorological Society*, *23*(1), 1-26.

Chen, F., Kusaka, H., Bornstein, R., Ching, J., Grimmond, C. S. B., Grossman-Clarke, S., ... & Zhang, C. (2011). The integrated WRF/urban modelling system: development, evaluation, and applications to urban environmental problems. *International Journal of Climatology*, *31*(2), 273-288.

Giannaros, C., Nenes, A., Giannaros, T. M., Kourtidis, K., & Melas, D. (2018). A comprehensive approach for the simulation of the Urban Heat Island effect with the WRF/SLUCM modeling system: The case of Athens (Greece). *Atmospheric Research*, *201*, 86-101.

Göndöcs, J., Breuer, H., Pongrácz, R., & Bartholy, J. (2017). Urban heat island mesoscale modelling study for the Budapest agglomeration area using the WRF model. Urban climate, 21, 66-86.

Grimmond, C. S. B., Ward, H. C., & Kotthaus, S. (2015). Effects of urbanization on local and regional climate. In

The Routledge handbook of urbanization and global environmental change (pp. 193-211). Routledge.

Henao, J. J., Rendón, A. M., & Salazar, J. F. (2020). Trade-off between urban heat island mitigation and air quality in urban valleys. *Urban Climate*, *31*, 100542.

Kim, G., Lee, J., Lee, M. I., & Kim, D. (2021). Impacts of urbanization on atmospheric circulation and aerosol transport in a coastal environment simulated by the WRF-Chem coupled with urban canopy model. *Atmospheric Environment*, 249, 118253.

Liang, T., He, J., Chen, L., Yao, Z., Zhang, L., Che, H., & Gong, S. (2021). Simulation of the influence of a fine-scale urban underlying surface on the urban heat island effect in Beijing. Atmospheric Research, 262, 105786.

Li, H., Zhou, Y., Wang, X., Zhou, X., Zhang, H., & Sodoudi, S. (2019). Quantifying urban heat island intensity and its physical mechanism using WRF/UCM. Science of the total environment, 650, 3110-3119.

Li, J., Zhou, M., Lenschow, D. H., Cheng, Z., & Dou, Y. (2020). Observed relationships between the urban heat island, urban pollution island, and downward longwave radiation in the Beijing area. *Earth and Space Science*, *7*(6), e2020EA001100.

Martilli, A., Clappier, A., & Rotach, M. W. (2002). An urban surface exchange parameterisation for mesoscale models. *Boundary-layer meteorology*, *104*(2), 261-304.

Martinez, S., Machard, A., Pellegrino, A., Touili, K., Servant, L., & Bozonnet, E. (2021). A practical approach to the evaluation of local urban overheating–A coastal city case-study. Energy and Buildings, 253, 111522.

Morini, E., Touchaei, A. G., Castellani, B., Rossi, F., & Cotana, F. (2016). The impact of albedo increase to mitigate the urban heat island in Terni (Italy) using the WRF model. Sustainability, 8(10), 999.

Oke, T. R., Mills, G., Christen, A., & Voogt, J. A. (2017). *Urban climates*. Cambridge University Press.

Stewart, I. D., Krayenhoff, E. S., Voogt, J. A., Lachapelle, J. A., Allen, M. A., & Broadbent, A. M. (2021). Time evolution of the surface urban heat island. Earth's Future, 9(10), e2021EF002178.

Tang, J., Lan, X., Lian, Y., Zhao, F., & Li, T. (2022). Estimation of Urban–Rural Land Surface Temperature Difference at Different Elevations in the Qinling–Daba Mountains Using MODIS and the Random Forest Model. International Journal of Environmental Research and Public Health, 19(18), 11442.

Ulpiani, G. (2021). On the linkage between urban heat island and urban pollution island: Three-decade literature review towards a conceptual framework. *Science of the total environment*, *751*, 141727.

Vogel, J., & Afshari, A. (2020). Comparison of urban heat island intensity estimation methods using urbanized WRF in Berlin, Germany. *Atmosphere*, *11*(12), 1338.

PATRONES DE CIRCULACIÓN ATMOSFÉRICA EN EL VALLE GEOGRÁFICO DEL RÍO CAUCA Y SU INFLUENCIA EN EL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS

Andrés Ardila Ardila[1], Felipe Cifuentes[2], Carlos Mario Gonzalez[2], Daniel Hernández Deckers[3], Germán Rueda Saa[4], Rodrigo Jiménez Pizarro[1]

Palabras clave:

Valle interandino tropical; valle geográfico del río Cauca; simulación meteorológica; transporte y dispersión de contaminantes

INTRODUCCIÓN

El valle geográfico del río Cauca (VGRC) está ubicado al suroccidente de Colombia entre las cordilleras Occidental y Central andinas, a lo largo de los departamentos de Cauca, Valle del Cauca, Risaralda y Caldas. Al estar al norte de Suramérica, el VGRC se encuentra expuesto a fenómenos sinópticos como el ENSO (El Niño-Oscilación del sur, por sus siglas en inglés), la migración latitudinal anual a lo largo del trópico de la ITZC (Zona de Convergencia Intertropical, por sus siglas en inglés) y fenómenos propios de océano Pacífico como el chorro de bajo nivel del Chocó (Poveda. et al., 2011; Yepes et al., 2019), los cuales interactúan con la compleja topografía andina. Con una altitud promedio de 3.500 msnm, la cordillera Central actúa como barrera topográfica frente a los vientos alisios del este. Mientras tanto, la cordillera Occidental, con una altitud media de 2.300 msnm, pero mucho más irregular, permite la entrada de los vientos generados en el océano Pacífico, conocidos como la marea del Pacífico, dejando al VGRC expuesto periódicamente a la entrada de los vientos del Pacífico. Según López & Howell (1.967), estos vientos ascienden sobre la cordillera Occidental hasta llegar a los pasos de menor altitud alrededor del mediodía, descendiendo al VGRC al atardecer, donde interactúan con los fenómenos generados al interior de valle como la circulación valle-montaña. Sin embargo, la influencia de los vientos del Pacífico sobre el VGRC no es del todo clara aún.

Esta interacción de fenómenos meteorológicos de escala sinóptica y local con la compleja topografía del VGRC, hacen que los patrones de circulación atmosférica condicionen el transporte y la dispersión de contaminantes atmosféricos. Estos fenómenos se caracterizan por una alta variabilidad horaria, mensual e interanual.

Por lo tanto, el objetivo de este estudio es identificar los principales fenómenos meteorológicos que condicionan el transporte y dispersión de los contaminantes que impactan la calidad del aire sobre el VGRC. Este estudio presenta un análisis del comportamiento de los vientos observados por las estaciones meteorológicas de la región y los vientos simulados con WRF (Weather Research and Forecasting), desarrollando así un modelo conceptual de circulación atmosférico para el VGRC.

1 Universidad Nacional de Colomba Sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail avardilaar@unal.edu.co, rjimenezp@unal.edu.co

2 Universidad Nacional de Colomba Sede Manizales, Departamento de Ingeniería Química, Grupo de Investigación de Ingeniería Hidráulica y Ambiental (GTAIHA), e-mail fcifuentesc@unal.edu.co, cmgonzalezd@unal.edu.co

3 Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá, Departamento de Geociencias, Grupo de Investigación en Ciencias Atmosféricas, e-mail dhernandezd@unal.edu.co

4 Universidad Nacional de Colomba Sede Palmira, Departamento de Ingeniería, Grupo de Investigación Prospectiva Ambiental, e-mail ghruedas@unal.edu.co

MÉTODOS

A partir de la interacción entre la compleja topografía del VGRC y los fenómenos meteorológicos de escala sinóptica y local, se realizó un análisis de la información meteorológica disponible en superficie y en altitud; y a través de la simulación meteorológica en el área de estudio.

Análisis de información meteorológica

De acuerdo con la información producida por las redes meteorológicas públicas disponibles en la región, se analizaron 24 estaciones en superficie y una en altitud (radiosondeos sobre el Aeropuerto Alfonso Bonilla Aragón) entre 2010 y 2020, con datos a una resolución horaria para las variables de velocidad y dirección del viento, temperatura, humedad relativa, precipitación, radiación solar y presión barométrica. Este análisis permitió desarrollar un modelo conceptual de circulación sobre el VGRC, donde se esquematiza la variabilidad horaria, mensual e interanual de cada variable en especial para el comportamiento de los vientos.

Simulación meteorológica

Se llevó a cabo un ejercicio de simulación meteorológica usando el modelo WRF en dos periodos del 2018, el primero con una menor presencia de lluvias (julio-septiembre) y el segundo caracterizado por una transición entre periodo seco y húmedo (febrero-abril). Posterior a los análisis de sensibilidad y validación, esta simulación permitió representar el comportamiento de las diferentes variables en superficie y altitud sobre el VGRC, analizando y contrastando los patrones de circulación identificados con la información analizada en superficie, y complementando así el modelo de circulación propuesto.

Tabla 1. Configuración óptima utilizada en la simulación con WRF.

Parámetro	Opción usada
Spin-up time	24 horas
Niveles verticales	35 niveles desde la superficie hasta los 50 hPa
Configuración de dominios	3 dominios anidados con una relación 1:5 (D1 = 25 km, D2 = 5 km, D3 = 1 km)
Condiciones iniciales y de contorno	NCEP CFSv2
Datos estáticos	Topografía = STRM4
	Usos de suelo = MODIS (20 categorías de usos del suelo)
Anidamiento	1-way *nesting*
Parametrizaciones físicas	
Microfísica	WSM6
Convección de cúmulos	Grell-Freitas
Capa limite planetaria	MYNN3
Radiación	Dudhia / RRTM
Capa superficial	Noah-LSM
Superficie terrestre	Monin–Obukhov

RESULTADOS

A partir del análisis meteorológico, el comportamiento de los vientos analizados sugiere que entre las 14 y 21 hora local, se presenta en la región un incremento en la intensidad de los vientos provenientes del noroccidente, fenómeno conocido como la “marea del Pacífico”. La información del comportamiento diurno del viento asociado con la influencia de la marea del Pacífico, permitió proponer un modelo conceptual de circulación que describe los principales patrones de circulación en los periodos sin marea (resto del día) y con marea (Fig. 1).

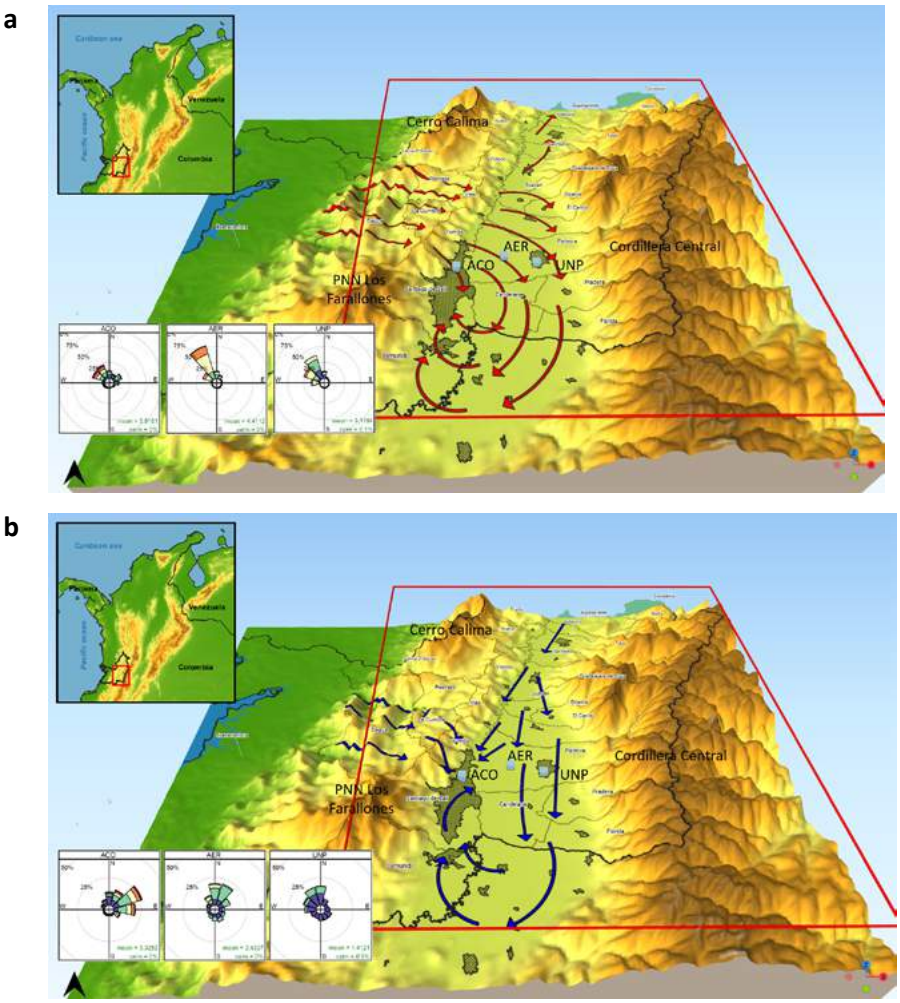


Figura 1. Modelo conceptual de circulación sobre el VGRC. a). Periodo de marea del Pacífico. b) Periodo sin influencia de marea del Pacífico. El recuadro rojo representa el dominio objetivo de simulación meteorológica. ACO: Estación Acopi, AER: Estación Aeropuerto Alfonso Bonilla Aragón, UNP: Estación Universidad Nacional de Colombia sede Palmira.

Durante la influencia de la marea del Pacífico, los vientos ingresan al VGRC sobre el paso de menor altitud entre el Parque Nacional Natural -PNN- Los Farallones y el cerro Calima, ventilándolo de occidente a oriente. Una vez ingresan al VGRC, una parte de los vientos se dirigen hacia el norte y otra hacia el sur, el resto del día predominan vientos del norte con una menor intensidad.

La simulación meteorológica permitió identificar espaciotemporalmente donde se podrían intensificar procesos de dispersión y transporte de contaminantes en la región (Fig. 2). Los vientos cerca del paso de menor altitud entre el PNN Los Farallones y el Cerro Calima, desde las 14 hasta las 21 horas ventilan al VGRC desde el noroccidente, finalizando este periodo los vientos disminuyen drásticamente su intensidad. Al sur del VGRC los vientos provenientes del suroriente generan una zona de turbulencia con vientos provenientes del suroccidente sobre el sur de la ciudad de Cali y norte del municipio de Jamundí.

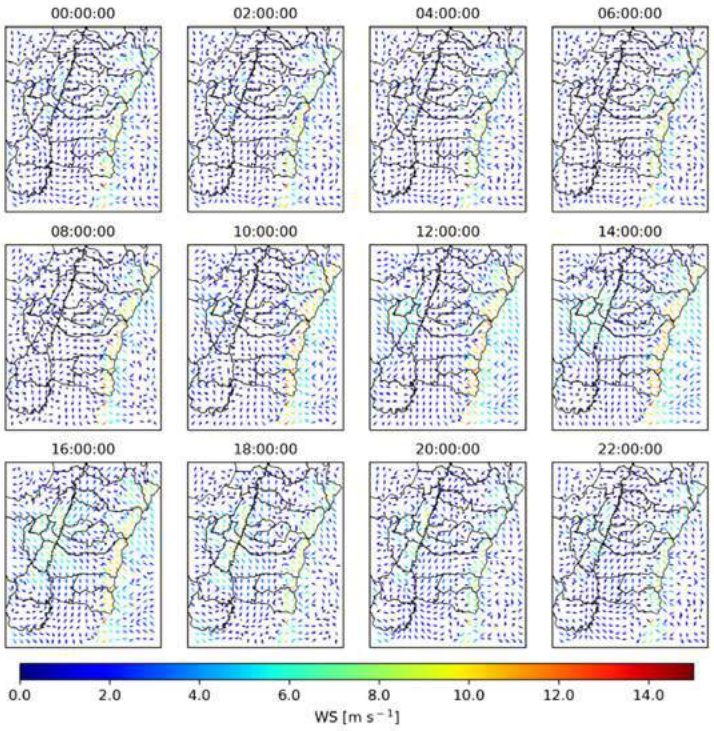


Figura 2. Dirección y velocidad del viento promedio horarios simulados sobre el VGRC durante el periodo de menor intensidad de lluvias (Julio-septiembre) de 2018.

A través del análisis de los radiosondeos y la simulación meteorológica, se observa cómo en periodos con influencia de marea del Pacífico, los vientos en superficie ingresan desde el occidente con una mayor intensidad a lo observado el resto del día y como la cordillera Central impide la entrada de vientos del oriente (Fig. 3). En periodos sin influencia de la marea los vientos al interior del VGRC actúan de acuerdo con fenómenos de circulación de tipo valle-montaña.

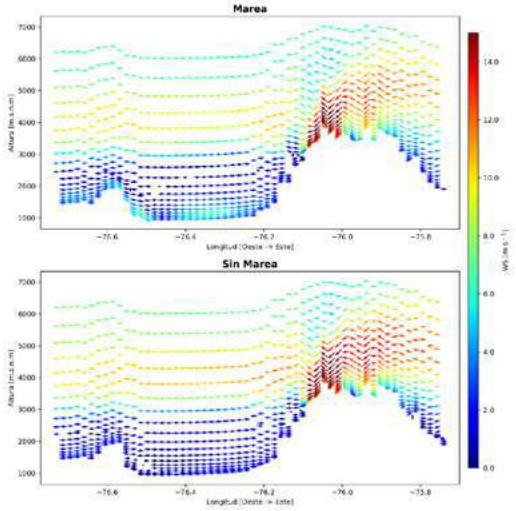


Figura 3. Perfil vertical promedio de la dirección y velocidad del viento zonal durante periodos con y sin influencia de la marea del Pacífico. Resultados relacionados con el periodo de menor intensidad de las lluvias (julio-septiembre) de 2018, asociado con un corte longitudinal a la altura de la estación meteorológica del Aeropuerto Alfonso Bonilla Aragón (AER).

De manera general los patrones de circulación atmosféricos identificados permiten establecer que, en las horas de la tarde se ven favorecidos los fenómenos de dispersión y transporte de contaminantes sobre el VGRC, en especial en la región adyacente al paso de menor altitud entre el PNN Los Farallones y el Cerro Calima, donde las masas de aire son desplazadas hacia el suroriente. El resto del día las bajas velocidades promedio del viento no favorecen la dispersión y transporte de los contaminantes, como se presenta en el resumen 062_4 (Simulación de la emisión, producción secundaria, transporte y dispersión de material particulado el valle geográfico de río Cauca), donde las mayores concentraciones se evidencian alrededor del amanecer.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PLANIFICACIÓN TERRITORIAL

La identificación y análisis de los patrones de circulación atmosféricos es una herramienta fundamental para el ordenamiento territorial, en este caso del VGRC. El entendimiento de las variaciones diurnas y estacionales de los patrones de circulación, que influyen directamente en fenómenos de transporte y dispersión de los contaminantes emitidos en la región, permiten proponer recomendaciones en cuanto a posibles permisos de emisiones industriales, siendo además un insumo para la planificación urbana, industrial y agrícola de la región. La identificación de estos patrones es también una herramienta fundamental para soportar estrategias en la elaboración de los planes de manejo contingencias relacionadas con el recurso aire.

Comprender los patrones de circulación atmosféricos en los valles interandinos tropicales es de interés para las diferentes autoridades ambientales y la comunidad científica, ya que brindan herramientas para la comprensión de posibles impactos asociados con malas condiciones de calidad del aire. En el caso específico del VGRC, centros poblados de municipios como Yumbo y Santiago de Cali han experimentado en algunas zonas una tendencia creciente en los últimos años asociada con el incremento en concentraciones de material particulado.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, CVC, a través del Convenio interadministrativo 036-2021 “Convenio CVC-UNAL para contribuir a la gestión y planificación del recurso aire en los municipios de Palmira y Yumbo en el Valle del Cauca, mediante la actualización de inventarios, la modelación de material particulado y la elaboración del plan de prevención, control y atención de episodios por contaminación del aire”. También agradecemos al IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales) y DAGMA (Departamento Administrativo de Gestión de Medio Ambiente de Santiago de Cali) por los datos proporcionados.

REFERENCIAS

Poveda., Álvarez., & Rueda. (2011). Hydro-climatic variability over the Andes of Colombia associated with ENSO: A review of climatic processes and their impact on one of the Earth’s most important biodiversity hotspots. Climate Dynamics, 36(11–12), 2233–2249. https://doi.org/10.1007/s00382-010-0931-y

Yepes, J., Poveda, G., Mejía, J. F., Moreno, L., & Rueda, C. (2019). Choco-jex: A research experiment focused on the Chocó low-level jet over the far eastern Pacific and western Colombia. Bulletin of the American Meteorological Society, 100(5), 779–796. https://doi.org/10.1175/BAMS-D-18-0045.1

López, M., & Howell, W. (1967). Katabatic Winds in the Equatorial Andes. Journal of the Atmospheric Sciences, 68–70. https://doi.org/10.1175/1520-0469(1967)024%3C0029:KWITEA%3E2.0.CO;2

Cifuentes, F., Ardila, A.V., Gonzalez, C.M., Rueda-Saa, G., Jimenez, R. (2023).Resumen 62_4: Simulación de la emisión, producción secundaria, transporte y dispersión de material particulado el

valle geográfico de río Cauca. CASAP IX.

Skamarock, W. C., Klemp, J. B., Dudhia, J., Gill, D. O., Liu, Z., Berner, J., Powers, J., Duda, M., Barker, D., Huang, X. (2021). A Description of the Advanced Research WRF Model Version 4.2 (No. NCAR/TN-556+STR). doi:10.5065/1dfh-6p97

EXPLORACIÓN DE LAS RELACIONES DE LAS DESIGUALDADES DEL AMBIENTE CONSTRUIDO CON LA CALIDAD DEL AIRE: UN ESTUDIO DE CASO

Dayana Agudelo-Castañeda[1]; Julian Arellana[1]; Wendy B. Morgado-Gamero[2]; Fabrício De Paoli[3]; Luana Carla Portz [4,5]

Palabras clave:

NO_2; entorno construido; desigualdades; transitabilidad; contaminación atmosférica.

INTRODUCCIÓN

Las mediciones de la variabilidad espacial de dióxido de nitrógeno (NO_2) en áreas urbanas son un desafío, principalmente en países en vías de desarrollo. Los efectos del NO_2 sobre la salud humana están relacionados a la capacidad de penetración del NO_2 en el sistema respiratorio inferior, causando irritación, reducción de la eficiencia del sueño, aumenta de la mortalidad infantil, entre otros. En áreas urbanas, los niveles de NO_2 en la calle pueden variar en función de las condiciones meteorológicas, el volumen de tráfico, la composición de la flota y el entorno de los edificios, es decir, la presencia de árboles, la altura de los edificios y la densidad urbana, entre otros. Este trabajo realiza un análisis de las relaciones de la transitabilidad a pie, socioeconómica y las medidas de planificación urbana sobre la calidad del aire. Se presentan los resultados de la modelización y analiza las implicaciones derivadas del modelo, se desarrolla un análisis de distribución espacial para mostrar la concentración medida de NO_2 en el área de estudio y un modelo LUR, describiendo todas las variables de la formulación y una aplicación de previsión para Barranquilla.

MÉTODOS

Las concentraciones de NO_2 fueron medidas a través de una técnica de muestreo pasivo que consistió en la instalación de tubos de difusión de Gradko©. Su funcionamiento consiste en recoger el NO_2 mediante una rejilla de acero situada en el interior de la tapa recubierta con un absorbente de trietanolamina (TEA) diluido a 20% situado en el extremo del tubo. El absorbente TEA se retira en el laboratorio, y el análisis puede mostrar los niveles de NO_2. Se recogieron muestras durante 337 horas de media mediante tubos de difusión pasiva (16/3/2019 a 30/3/2019) instalados en 114 puntos en la región norte de la ciudad de Barranquilla, Colombia, caracterizado por el uso mixto del suelo compuesto por actividades residenciales, recreativas (por ejemplo, parques), comerciales, de servicios e industriales.

Para la estimación de NO_2, fue desarrollado un modelo LUR utilizando variables del ambiente construido. Primeramente, se analizó la distribución espacial de las concentraciones de NO_2 medidos en el área de muestreo. Posteriormente, fue estimado un modelo LUR (Hoek et al,.2008) utilizando variables asociadas al nivel de estatus socioeconómico, al ambiente construido y a las características del tráfico medio diario (TMA) como predictores del NO_2. En tercer lugar, se verificó la precisión del modelo en términos de R-cuadrado ajustado. Una parte de la muestra de datos reales se comparó con los datos estimados para verificar la precisión del modelo. Todas las variables independientes fuero obtenidas a partir de conjuntos de datos geográficos elaborados en estudios anteriores sobre el transporte en Barranquilla (Julian Arellana et al., 2020; Arellana et al., 2021a). Mediante un análisis de proximidad geográfica, fueron asignamos la zona de transporte y el tráfico medio diario (TMD) de la vía más cercana a cada punto de muestreo de NO2. En el

1Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad del Norte, Colombia

2Departamento de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de la Costa, Colombia

3Facultad de Ingeniería, Programa de Ingeniería Civil, Universidad Simón Bolívar, Barranquilla, Colombia

4Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental. Universidad de la Costa, Barranquilla, Atlántico, Colombia

5Departamento de Geología y Geoquímica, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, España

modelo también fueron utilizados el número de hogares, la población y el nivel socioeconómico predominante como predictores socioeconómicos en cada zona de transporte. Referente a ambiente construido, fue utilizado el criterio de las 5D (Ewing y Cervero, 2010) que comprende Densidad, Diversidad, Diseño, Distancia y accesibilidad al Destino.

RESULTADOS

La Figura 1 muestra las concentraciones de NO_2 medidas en el área de estudio y las zonas verdes. Se observó que, en las zonas con edificios de varios pisos y tráfico vehicular intenso, como el sur de Barranquilla, se obtuvieron mayores concentraciones de NO_2. Los resultados mostraron concentraciones de NO_2 relativamente bajas. Sin embargo, en estudios recientes realizados en la zona de estudio se observó una elevada densidad de tráfico. Adicionalmente se observa concentraciones de NO2 relevantes en la Vía 40 y Circunvalar, donde se ubican varias industrias y puertos (Agudelo-Castañeda et al., 2020).



Figura 1. Concentraciones de NO2 medidas en el área de estudio.
Fuente: (Agudelo-Castañeda et al., 2020).

Las concentraciones de NO_2 previstas por el modelo LUR para todas las vías de ciudad de Barranquilla pueden ser observadas en la Figura 2. Las áreas de altas concentraciones del contaminante se encuentran al sur de Barranquilla, donde el tráfico pesado es más frecuente, la ciudad es menos caminable y predominan los hogares de estrato social bajo (1, 2 y 3). Los resultados mostraron desigualdad en cuanto al diseño de la ciudad (es decir, las características del entorno construido y las condiciones de transitabilidad) y una mayor exposición a la contaminación atmosférica por parte de los habitantes de nivel socioeconómico más bajo. El modelo sugiere que la mayor densidad de población, las zonas comerciales y la diversidad de usos del suelo (es decir, un índice de entropía elevado) tienen relación con el nivel de contaminantes NO_2. Se confirmó que cuanto mayor es el nivel de tráfico, por ejemplo, en las carreteras principales, mayores son las concen-

traciones de NO_2. Además, los resultados indicaron que la calidad del aire mejoraba en los lugares con un mayor índice de transitabilidad a pie, es decir, que promueven los desplazamientos a pie.

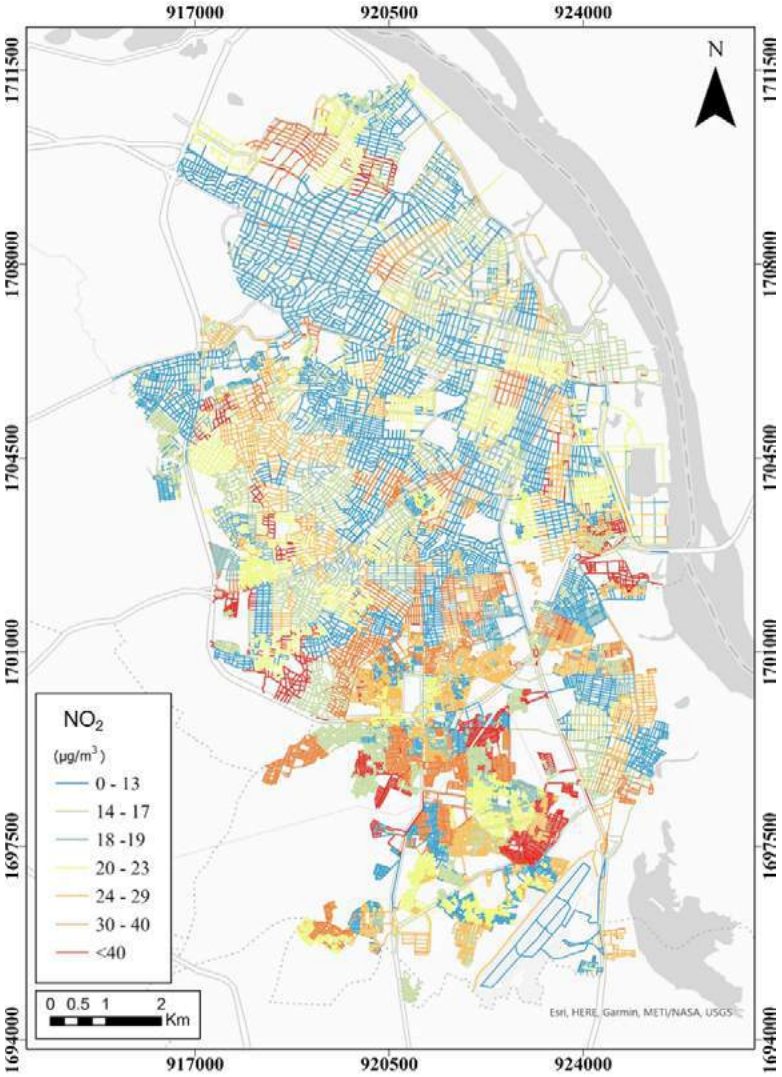


Figura 2. Concentración prevista de NO_2 en Barranquilla y Soledad.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los hallazgos sugieren que, en ciudades con un desarrollo lineal, como Barranquilla, una movilidad sostenible es crucial para ayudar en la mitigación del NO_2. Las políticas de infraestructura urbana deben dirigirse a zonas más peatonales, modos de transporte activo como la bicicleta y el transporte público, zonas verdes y espacios azules para mejorar la calidad del aire, con la intención de mejorar la calidad de vida y la salud humana.

Estudios posteriores deberían utilizar una muestra de NO_2 más amplia y considerar otros contaminantes. Asimismo, es importante el desarrollo de estudios similares en ciudades comparables para verificar si las relaciones encontradas en el modelo LUR pueden ser geográficamente transferibles. Por último, estos estudios deberían incluir otras variables socioeconómicas, de contaminantes atmosféricos, transporte y ambiente construido, ya que las ciudades no deberían des-

vincular su crecimiento urbano de una planificación adecuada que incluya estas variables.

REFERENCIAS

Agudelo-Castañeda, D., De Paoli, F., Morgado-Gamero, W.B., Mendoza, M., Parody, A., Maturana, A.Y., Teixeira, E.C., 2020. Assessment of the NO2 distribution and relationship with traffic load in the Caribbean coastal city. Sci. Total Environ. 720, 137675. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137675

Arellana, J., Alvarez, V., Oviedo, D., Guzman, L.A., 2021a. Walk this way: Pedestrian accessibility and equity in Barranquilla and Soledad, Colombia. Res. Transp. Econ. 86, 101024. https://doi.org/10.1016/j.retrec.2020.101024

Arellana, Julian, Oviedo, D., Guzman, L.A., Alvarez, V., 2020. Urban transport planning and access inequalities: A tale of two Colombian cities. Res. Transp. Bus. Manag. 100554. https://doi.org/10.1016/j.rtbm.2020.100554

Ewing, R., Cervero, R., 2010. Travel and the Built Environment. J. Am. Plan. Assoc. 76, 265–294. https://doi.org/10.1080/01944361003766766

Hoek, G., Beelen, R., de Hoogh, K., Vienneau, D., Gulliver, J., Fischer, P., Briggs, D., 2008. A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. Atmos. Environ. 42, 7561–7578. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.05.057

MOVES COMO HERRAMIENTA PARA LA GESTIÓN DE CALIDAD DEL AIRE EN LAS CIUDADES DE MEDELLÍN, CALI Y MANIZALES

Paula Juliana Pinilla Gil[1], Laura Natalia González Rojas[1], Erika Marcela Trejos Zapata[2], Jorge E. Pachon[1]

Palabras clave:

Contaminación atmosférica; MOVES; modelos de emisiones vehiculares; fuentes móviles; inventarios de emisiones.

INTRODUCCIÓN

En Colombia ciudades como Medellín, Cali, Manizales, entre otras han desarrollado inventarios de emisiones atmosféricas (IEA) por fuentes móviles mediante el uso de modelos, Medellín ha usado LEAP (Plataforma de Análisis de Bajas Emisiones), Manizales ha usado IVE (Modelo Internacional de Emisiones Vehiculares) y Cali empleó la metodología proporcionada por el PNUMA y TNT. El uso de diferentes modelos para la estimación de los IEA por fuentes móviles limita la comparación de los niveles de emisión entre ciudades y/o compilar emisiones a diferentes escalas (departamental, metropolitano, nacional, etc). Se ha reportado que el modelo MOVES, diseñado para Estados Unidos por la EPA, ha tenido una adaptación de importancia para México con el fin de unificar estimaciones de emisiones, en dicho caso adaptaron el modelo partiendo de la actualización de las tasas de emisiones según las tecnologías vehiculares disponibles. En este sentido, se adaptó e implementó el modelo MOVES a Colombia mediante el ajuste de las tasas de emisión e información local de conformación del parque automotor y actividad vehicular. Lo anterior, con el fin de formular nuevas herramientas para futuras actualizaciones de los IEA por fuentes móviles en los diferentes entes territoriales, los cuales son base dentro de los planes de gestión de calidad del aire que permiten generar políticas públicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología de la presente investigación cuenta con cinco etapas, las cuales se describen detalladamente a continuación.

2.1 Revisión de información bibliográfica

Se realizó una revisión bibliográfica del modelo MOVES en su versión original y casos de estudio de adaptación (ej. México, Bogotá). Esto permitió tener un dominio del uso y/o ejecución del modelo, identificar los tipos de información requerida según el formato y forma de ingreso, información de salida y formato, entre otras. Adicionalmente, se realizó una revisión en cuanto a la ejecución del modelo MOVES y formatos de los archivos de salida MySQL. Finalmente, se realizó una búsqueda de información relacionada con el parque de las ciudades de Medellín, Santiago de Cali y Manizales y se determinó los modelos de emisiones usados en los inventarios de emisiones atmosféricas de cada ciudad a trabajar.

2.2 Recopilación y revisión de la información disponible

Se recopiló y revisó información disponible lo cual incluyó solicitud formal de las bases de datos e información de los inventarios de emisiones locales a las autoridades ambientales de cada ciudad. Cuando no se obtuvo la información requerida, se trabajó con información secundaria.

2.3 Desarrollo de las bases de datos de entradas del modelo MOVES

Se efectuó un mapeo de las tipologías de la flota vehicular de Colombia y EE. UU, y homolo-

1Universidad de La Salle, Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, autor de correspondencia: ppinilla34@unisalle.edu.co

2Universidad Nacional de Colombia sede Manizales, Programa de Ingeniería Química, emtrejosz@unal.edu.co

gación/correspondencia de tecnologías vehiculares teniendo en cuenta los sistemas de control de emisiones de cada clase de tecnología vehicular y la normativa en cada país. Considerando lo anterior, se ajustaron las tasas de emisión con información recolectada de RSD (datos de sensores remotos) y posteriormente se desarrollaron las bases de datos de entrada en formato Excel según especificaciones de MOVES. Cabe aclarar que la información de los RSD fue proveída, es decir que los autores de este estudio no lo realizaron directamente.

2.4 Ejecución del modelo MOVES adaptado

Se ejecutó el modelo MOVES adaptado para la estimación de emisiones anuales por categoría vehicular, año modelo del vehículo, combustible, proceso de emisión y contaminante. El tiempo de ejecución estuvo entre 10-14 horas por ciudad y se evaluaron tres escenarios: 1. Escenario Homologado y No Homologado (asociado a la agregación de años modelos según correspondencia de tecnologías vehiculares), 2. Escenario año base (año del último IEA reportado por cada ciudad) y 3. Proyección al año 2024.

2.5 Procesamiento y análisis de los resultados obtenidos de MOVES

Las salidas resultantes de MOVES corresponden a datos desagregados por categoría vehicular, año modelo del vehículo, proceso de emisión y contaminante, compilados en bases de datos en formato MySQL. En RStudio se realizó el procesamiento mediante conexión a MOVES-MySQL a través de la librería "RMariaDB".

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Resultados y discusión

3.1.1 Escenario homologado y no homologado

En el primer escenario se obtuvo que las emisiones totales fueron mayores en el caso Homologado debido a que se agregó una cantidad de vehículos a años modelos más antiguas considerando el atraso en la introducción de tecnologías vehiculares que hay en Colombia.

3.1.2 Escenario año base IEA

En el segundo escenario, para el caso de Medellín (Figura 1) la categoría que más aportó a las emisiones de CO, COV y SO_2 fueron las motocicletas, y en NOx, PM_{10} y $PM_{2,5}$ fueron los camiones de una sola unidad de corto recorrido.

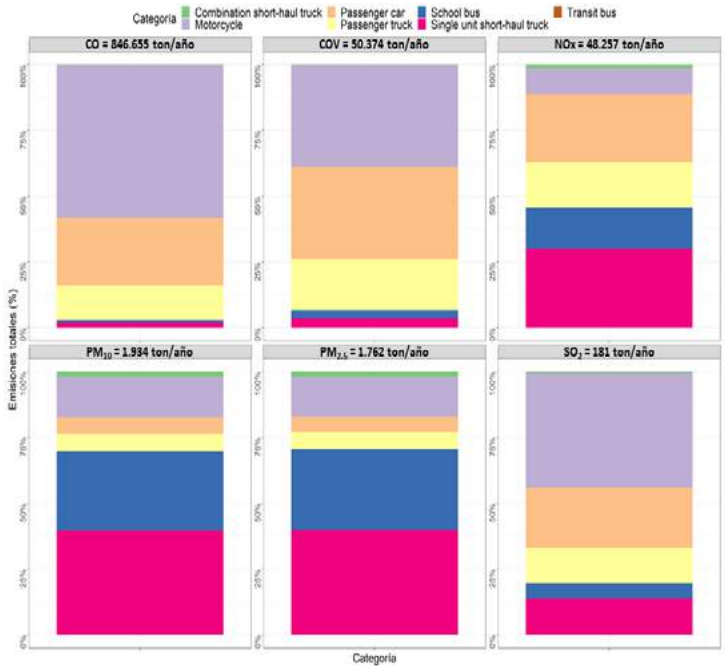


Figura 1. Comparación Porcentaje de aporte de emisiones por categoría y total de emisiones (ton/año) en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá.

Fuente: (autores, 2022).

Para los contaminantes en común reportados en el inventario de emisiones y los estimados en MOVES se realizó la Tabla 1 en la cual se muestra el total de vehículos usados y el total de emisiones.

Tabla 1. Porcentaje de diferencia entre emisiones estimadas en MOVES y en el IEA en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá.

FUENTE		IEA	MOVES	% DE DIFERENCIA
Total de vehículos		1.509.484	1.509.484	0 %
Emisiones (ton/año)	CO	561.684	846.655	-51 %
	COV	32.657	50.374	-54%
	NOx	16.329	48.257	-196 %
	$PM_{2,5}$	2.618	1.762	33 %
	SOx	131	181	-38 %

Fuente: (autores, 2022).

En la Tabla 1 se observa que el único porcentaje de diferencia positivo fue el de $PM_{2,5}$. En relación, Zavala et al (2013) comparó los factores de emisión de MOVES2010a con los del Inventario Nacional de Emisiones de México (INEM) de 2005 y encontró diferencias críticas principalmente en los resultados de $PM_{2,5}$ lo cual se relaciona con que el modelo MOVES es sensible a información de entrada como velocidad vehicular, temperatura ambiente y el contenido de azufre. Adicionalmente, en la Tabla 1 se observa que el mayor porcentaje de diferencia se presenta en los NOx, para lo cual hay que considerar que MOVES incorpora datos de motores de inyección directa a gasolina, relacionado con altas tasas de emisión de NOx (Gago, 2017).

Adicionalmente, hay que considerar que los parámetros de entrada de ambos modelos (MOVES e IVE) varían en datos como número de categorías vehiculares, la distribución de kilómetros recorridos por tecnología vehicular y hora del día, la velocidad promedio por tipo de vehículo y de vía, la distribución de velocidad promedio por hora y tipo de vía, el tiempo de reposo del vehículo, uso de aire acondicionado, etc., (Trejos, 2021 adaptado de EPA, 2020; Gonzáles, 2017; Rojas, 2015; Tolvett, 2009; SMARN et. al, 2009), lo cual influye en los porcentajes de diferencia obtenidos en ambos casos.

Por otro lado, en Manizales, la categoría que más aportó a las emisiones de CO y SO_2 estuvo asociada las motocicletas, en los COV correspondió a los carros de pasajeros, y para NOx, PM_{10} y $PM_{2,5}$ fueron los buses escolares (buses no articulados). En Cali la categoría que más aportó a las emisiones de CO, COV, NOx y SO_2 correspondió a los carros de pasajeros y de PM_{10} y $PM_{2,5}$ fueron los buses escolares. Los resultados obtenidos se relacionan con la distribución de la flota vehicular, edad de los vehículos, uso de combustible y niveles de actividad vehicular. En comparación, con los IEA oficiales reportados por cada ciudad se obtuvieron diferencias en los niveles de emisión entre 17% y 196% siendo mayores o menores los obtenidos con MOVES dependiendo del contaminante y la ciudad.

3.1.3 Escenario año base 2024

Respecto al tercer escenario, el aporte de cada categoría siguió el mismo patrón de los resultados obtenidos para el año base de todas las ciudades a excepción de las emisiones de NOx en el caso de Manizales y las emisiones de PM_{10} y $PM_{2,5}$ en Cali, esto asociado a las proyecciones del número de

vehículos de las categorías vehiculares.

3.2 Conclusión

El modelo MOVES se pudo implementar en cada ciudad obtenido así resultados para diversos escenarios. Sin embargo, es importante resaltar que, si bien se trató de adaptar el modelo lo más posible a las condiciones de cada ciudad, hubo información que no se tenía como la base de datos del parque vehicular de Cali que se usó para la construcción del inventario o la distribución de velocidad en la misma ciudad. Asimismo, hubo información que se tenía, pero en un formado y/o unidades distintas a la que requería el modelo como en el caso de Manizales que se contaba con una muestra del parque automotor y no un registro de la totalidad de este.

Finalmente, es importante resaltar que las estimaciones tanto del inventario como las del presente trabajo se realizaron usando modelos internacionales originalmente creados para otras condiciones geográficas, patrones de conducción, etc. En ese orden de ideas, si bien se hacen modificaciones para adecuar el modelo a condiciones locales, es de esperarse que haya diferencia en los datos obtenidos.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Dada la complejidad de la estimación de emisiones por fuentes móviles en ruta se han desarrollado distintos modelos que facilitan los cálculos, algunos de ellos como COPERT, IVE y MOVES. Sin embargo, todos los modelos contienen información por defecto distinta como tasas de emisión asociadas a condiciones geográficas puntuales, factores de corrección y estructura de cálculos, además la información de entrada y salida de datos también varía.

En relación, este estudio permitió evidenciar la versatilidad del modelo MOVES al estimar emisiones y/o factores de emisión adaptando configuraciones predeterminadas a condiciones locales. El modelo cuenta con una estructura de cálculo interna que considera diferentes variables representativas de un vehículo y su entorno, además de permitir ajustar las tasas de emisión según datos de niveles de emisión de vehículos colombianos.

Así pues, autoridades ambientales, entidades territoriales, instituciones educativas, generadores de emisiones o hasta personas en general van a poder hacer ejercicios comparativos a diversas escalas espaciales (municipal, metropolitano, departamental, etc.) y adicionalmente a futuro se podría plantear una unidad de criterio estándar o unificada para la realización de los inventarios de emisiones atmosféricas por fuentes móviles. Lo anterior considerando que actualmente no hay lineamientos estándar para la obtención, tratamiento/depuración y estimación de emisiones.

Finalmente, se recomienda hacer mediciones de concentración a bordo para gas natural que permitan ajustar las tasas de emisión de MOVES respectivas a este combustible. Todo en aras de complementar esta herramienta que sirve para la gestión de la calidad del aire en el país.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue posible gracias al grupo Eastern Research Group (EGR) y al financiamiento de la Asociación de Combustibles Eficientes de Latinoamérica – ACELA

REFERENCIAS

Trejos, E. (2017). Estimación de emisiones atmosféricas por fuentes móviles en ruta aplicando la metodología COPERT y determinación de las emisiones de material particulado resuspendido con información local (Manizales–año base 2017). Universidad Nacional de Colombia.

Gago, J. (2017). Revisión del Estado Actual de los Motores de Combustión Interna Alternativos de Inyección Directa. Tesis de pregrado. Universidad de Sevilla.

Zavala, M., Barrera, H., Morante, J., & Molina, L. T. (2013). Analysis of model-based PM2. 5 emission factors for on-road mobile sources in Mexico. Atmósfera, 26(1), 109-124.

MOVES COMO HERRAMIENTA PARA LA GESTIÓN DE CALIDAD DEL AIRE EN LAS CIUDADES DE BOGOTÁ, BUCARAMANGA Y CÚCUTA

Camila Andrea Valdés Oliveros[1], Mabel Tatiana Puentes Gutiérrez[1], Erika Marcela Trejos Zapata[2], Jorge E. Pachon[1]

Palabras clave:

Fuentes móviles; inventario de emisiones; emisiones vehiculare; MOVES Colombia; contaminación atmosférica.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica es hoy en día uno de los temas que genera mayor interés público. Estudios recientes han demostrado que las fuentes móviles son las principales generadoras de contaminantes a la atmósfera (Giraldo & Behrentz, 2005), lo que quiere decir que los vehículos automotores contribuyen significativamente a la contaminación atmosférica, al cambio climático y a incrementar los problemas de salud pública; por esta razón las corporaciones ambientales como agentes de control del recurso aire se valen de los inventarios de emisiones atmosféricas para formular los planes que vayan en pro de la calidad del aire, ya que estos, de acuerdo con Querol (2018) permiten entender las causas y el origen de la contaminación urbana.

1 Universidad de La Salle, Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, autor de correspondencia: cvaldes82@unisalle.edu.co

*2*Universidad Nacional de Colombia- sede Manizales, Programa de Ingeniería Química, emtrejosz@unal.edu.co

En Colombia a través de los años se han implementado distintos modelos para la estimación de inventarios de emisiones de fuentes móviles, dichos estudios en el país se realizan principalmente en ciudades grandes e intermedias como Bogotá, Bucaramanga y Cúcuta. Modelos como MOVES US, COPERT, IVE y LEAP, han sido usados para la estimación de emisiones vehiculares. El presente proyecto realizó la implementación del modelo MOVES a Colombia para la estimación de emisiones y factores de emisión de fuentes móviles, y como casos de estudio se escogieron las ciudades de Bogotá, Bucaramanga y Cúcuta. Lo anterior, considerando que para el uso de este modelo se es necesaria la adaptación tanto de la información local al modelo como la adaptación del modelo mismo, esto con el fin de generar una herramienta de la gestión de calidad del aire en Colombia que permita la homogenización de información. Es de resaltar que, para dicho fin, el presente trabajo consta de tres escenarios de resultados los cuales son: (1) Comparación de los datos homologados y no homologados (con relación a la correspondencia entre las tecnologías vehiculares y/o agregación de años modelos de los vehículos de Estados Unidos y Colombia), (2) Comparación de las emisiones calculados con MOVES Colombia con los inventarios oficiales de cada ciudad y (3) Emisiones proyectadas al año 2024.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el presente estudio se llevó a cabo una metodología desarrollada en cinco etapas, las cuales se explican a continuación:

2.1 Revisión bibliográfica relacionada al modelo MOVES

Se realizó el reconocimiento del modelo MOVES 2014a, identificando la información requerida para realizar el modelamiento de emisiones. De este modo, mediante diferentes guías para usuarios del modelo junto con documentos de su interfaz y la descarga propia del software se identificó la información necesaria para adaptar el modelo en condiciones locales, y en consecuencia se hizo visible la información faltante la cual se solicitó a las entidades pertinentes de cada ciudad.

2.2 Solicitud y recopilación de la información local

Se llevó a cabo la búsqueda y recopilación de información local a partir de fuentes primarias y secundarias. Para el caso de la obtención de la información local primaria de acuerdo a los requerimientos del modelo identificados en la etapa anterior se realizó una solicitud formal de la información necesaria a las autoridades ambientales de cada ciudad: Bogotá - Secretaría Distrital de Ambiente, Bucaramanga – Área Metropolitana de Bucaramanga y Cúcuta – Alcaldía de Cúcuta y CORPONOR. Asimismo, a partir de la revisión de la información primaria e identificar la información de entrada faltante del modelo se realizó una búsqueda apoyada en fuentes secundarias.

2.3 Tratamiento de datos

Parte de esta etapa consistió en el ajuste de las tasas de emisión del modelo a partir de información recolectada de datos de sensores remotos (RSD), es importante resaltar que la información de los RSD fue suministrada por terceros, lo que significa que el tratamiento de esta información no fue ajustada por los autores. Paralelamente en esta etapa se realizó la depuración y ajuste de información según requerimientos del software, entre ellos se destaca la correspondencia de categorías vehiculares en Colombia con respecto a las incluidas en MOVES US; es de destacar que la correspondencia de tipología vehicular se realizó de acuerdo con la definición de capacidad de personas, peso vehicular bruto y distancia recorrida, en el caso de las tecnologías vehiculares se realizó de acuerdo con la normatividad respectiva. Adicionalmente para el ajuste de la información según los requerimientos del software se llevó a cabo la creación de los ficheros de entrada en formato Microsoft Excel para cada ciudad y escenario planteado.

2.4 Ejecución del modelo MOVES

La ejecución del modelo MOVES se realizó bajo condiciones definidas para la estimación de emisiones anuales. Para esta etapa es de resaltar que el tiempo de ejecución estuvo entre 12-14 horas por ciudad y por escenario, teniendo en cuenta que se manejaron tres escenarios de resultados: 1. Escenario Homologado y No Homologado, 2. Escenario año base y 3. Proyección al año 2024.

2.5 Procesamiento y análisis de los resultados

Una vez ejecutado el modelo, se obtiene la corrida, la cual contiene la cantidad de emisiones por tipo de fuente, contaminante/proceso, etc., la cual se basa en las selecciones de detalles de salida realizadas en RunSpec. Ahora bien, todos los resultados de MOVES RunSpec se almacenaron en tablas de bases de datos MySQL, asimismo, para el procesamiento de la información esta se realizó en RStudio mediante conexión directa e interna con la base de datos del modelo MOVES a través de la librería "RMariaDB".

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Escenario Homologado y No Homologado

Los resultados obtenidos en el primer escenario de datos homologados y no homologados (figura 1) en todas las ciudades mostraron que las emisiones totales de todos los contaminantes fueron mayores en los datos homologados, debido a que al realizar la homologación de los estándares de emisión de Colombia con los de Estados Unidos, una gran cantidad de los vehículos fueron asignados con años modelos más antiguos con tecnologías de control de emisiones poco eficientes.

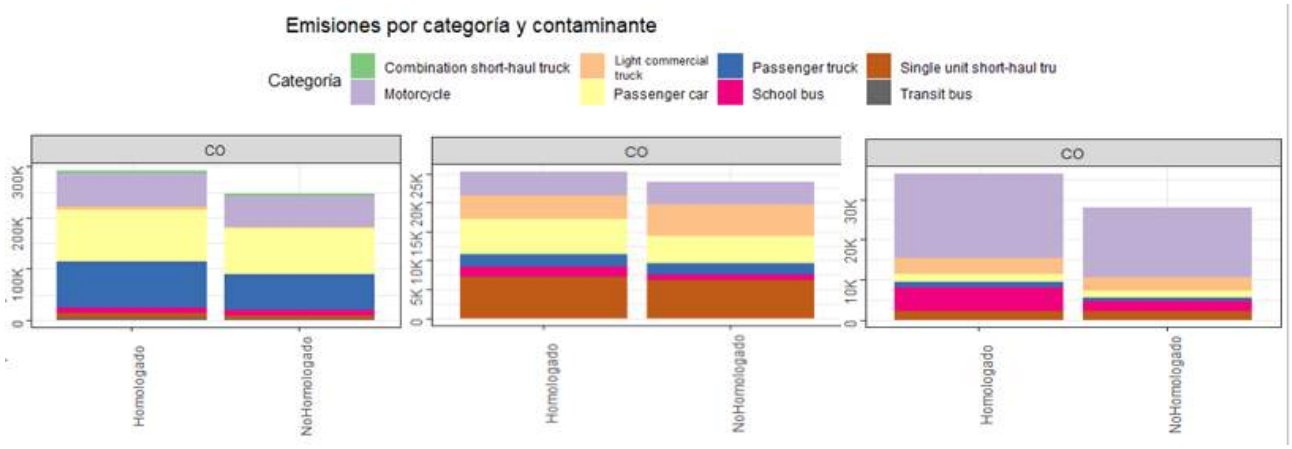


Figura 1. Datos homologados y no homologados CO (Ton/año) de Bogotá (Izquierda), Bucaramanga y Cúcuta (Derecha).
Fuente. (Autores, 2022.)

3.2 Escenario Año Base

En el caso de la ciudad de Bogotá como se puede ver en la Tabla 1 el inventario de Bogotá tiende a tener una mayor cantidad de toneladas emitidas por año para los contaminantes de , , y ; el único contaminante que se encuentra sobrestimado a comparación del valor presentado en el inventario fue , este se relaciona con las categorías a gasolina que representan alrededor del 70% de la flota, vehículos particulares y motocicletas. Es de resaltar que una fracción de estas categorías corresponde a vehículos muy antiguos que tienden a tener controles de emisión más bajos y por ende generan mayores emisiones.

Tabla 1. Comparación emisiones por contaminantes ciudad de Bogotá.

Ton/año			%
Contaminante	IEA	MOVES	Porcentaje de diferencia
CO	595.441	1.109.337	86%
COV	64.334	43.340	-33%
NOx	84.030	62.929	-25%
PM_{10}	1.846	1.497	-19%
$PM_{2.5}$	1.674	1.349	-19%

Fuente. (Autores, 2022.)

Relacionado a las diferencias en cuanto a los valores de emisiones en parte pueden ser resultado de la aplicación de diferentes modelos para el cálculo de los factores de emisión, ya que para el caso del inventario de Bogotá se usó la recopilación de los factores de emisión calculados por la Universidad de la Salle mediante el modelo de MOVES y los calculados en campo por la SDA.

Referente a la ciudad de Bucaramanga a diferencia de las emisiones presentadas por categoría y por contaminante en este caso en el total por contaminante se obtuvo que las emisiones calculadas a partir del modelo tienden a ser menores a las presentadas en el inventario ya que de las 7 categorías de contaminantes 4 (, , y) presentan una subestimación de los valores de emisión al ser comparadas con el inventario, mientras que los 3 contaminantes (, y) presentan una sobreestimación dentro del rango del 15%- 36%.

Al igual que para la ciudad de Bogotá, la diferencia entre los valores de las emisiones de MOVES con la del inventario pueden relacionarse a distintas variables de la cuales se destacan los factores de emisión, la desagregación de los datos entregados del parque automotor para esta ciudad junto al número de datos que se manejaron para la corrida del programa.

Finalmente, en la ciudad de Cúcuta el inventario de Cúcuta tiene una mayor cantidad de toneladas emitidas por año para los contaminantes de COV, , y , mientras que los contaminantes que se encuentran sobrestimados a comparación del valor presentado en el inventario fueron y . Adicionalmente, como se ha mencionado anteriormente las diferencias de valores se deben a que los inventarios locales se estiman con tasas de emisión base diferentes. Es de resaltar que para el caso de Cúcuta el inventario apoyó sus cálculos en el modelo COPERT el cual incorpora dentro de las estimaciones los perfiles de velocidad, mientras que para el caso de MOVES el factor de emisión es calculado a partir de las emisiones por distancia y población (Rojas , 2015).

3.3 Escenario Proyección año 2024

En el escenario de proyección al año 2024, en las tres ciudades se obtuvo un aumento en las emisiones de todos los contaminantes, relacionado con el aumento en el número de vehículos. La ciudad con menor porcentaje de aumento en las emisiones fue Bogotá, seguido por Bucaramanga y finalmente, Cúcuta.

3.4 Conclusión

La implementación del modelo MOVES proporciona resultados contundentes para las tres ciudades y para los diversos escenarios planteados, sin embargo, a pesar de que se realizaron las adecuaciones del Software para que tuviera un amplio nivel de detalle del territorio se encontraron diferencias entre los valores obtenidos a partir de MOVES con los inventarios de cada ciudad, esto teniendo en cuenta el tratamiento interno que se dio para cada uno de los datos y al uso de distinto modelos para el cálculo de estos datos de interés.

De este modo, se evidenció que al implementar MOVES en algunas de las ciudades principales de Colombia, este modelo se constituye como una nueva herramienta de la gestión de calidad del aire para consideración de las autoridades competentes.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Se destaca que por medio de este trabajo se desarrollan y obtienen emisiones y factores de emisión calculados a partir de condiciones directas de ciudades representativas de Colombia permitiendo la construcción de Inventarios de Emisiones Atmosféricas (IEA) por fuentes móviles que sean precisos y que permitan en primera instancia la homogenización de la información lo que facilita la comparación y manejo de información entre ciudades, asimismo se facilita el desarrollo de políticas públicas apropiadas y articuladas con la realidad de las condiciones locales, teniendo en cuenta que las corporaciones ambientales al ser agentes de control se apoyan en los IEA para formular planes en pro de la calidad del aire. De este modo, se proporciona una herramienta adaptada para la estimación de emisiones por fuentes móviles, con el fin de estandarizar o unificar la implementación de un instrumento para la obtención de estos valores.

Conforme a lo anterior, se concluye, que el presente trabajo representa una herramienta para la gestión de calidad del aire que posibilita la comparación de los niveles de emisión a diferentes escalas espaciales o la compilación de emisiones a nivel nacional, contribuyendo de este modo, a los procesos de monitoreo y mejoramiento de la calidad del aire, esto teniendo en cuenta que el modelo MOVES debido a su configuración resulta ser versátil a la hora de estimar emisiones y/o factores de emisión adaptando configuraciones predeterminadas a condiciones locales.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue financiado por la “Asociación de Combustibles Eficientes de Latinoamérica (ACELA)”. Reconocemos la contribución de las secretarias ambientales de Bogotá, Bucaramanga y Cúcuta que proporcionaron la información necesaria para desarrollar y ejecutar MOVES-Colombia.

REFERENCIAS

Giraldo, L. A., & Behrentz, E. (2005). Estimación del inventario de emisiones de fuentes móviles para la ciudad de Bogotá e identificación de variables pertinentes. https://bogota.gov.co/sites/default/files/inline-files/inventario_de_emisiones_fuentes_moviles.pdf

Querol, X. (2018). La calidad del aire en las ciudades: un reto mundial (1.ª ed.). Fundación Gas Natural Fenosa. https://www.fundacionnaturgy.org/wp-content/uploads/2018/06/calidad-del-aire-reto-mundial.pdf

Rojas, A. (2015). Estimación de emisiones de contaminantes provenientes de fuentes móviles en la jurisdicción CAR. https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/56743/AuraRojas.2015.pdf?sequence=1&isAllowed=y

CALIBRACIÓN DE MODELOS DE DISPERSIÓN MEDIANTE ANÁLISIS DE DATOS PAREADOS, NO PAREADOS Y FUNCIONES OBJETIVO

Edgar Alejandro Vélez[1]; Juan Alejandro Carmona[2]; David Arboleda Gonzales[3] ;Carlos Mario Sepulveda[4]

Palabras clave:
Modelos de dispersión; calibración; análisis de resultados; análisis estadísticos.

INTRODUCCIÓN

En el proceso de calibración de un modelo de dispersión es necesario realizar la definición de los términos asociados al proceso como verificación, calibración y validación. El proceso de calibración se asume como el ajuste del modelo para obtener la máxima igualdad entre los valores observados (medidas de campo) y los valores simulados (resultados del modelo). Esta es una labor que debe adelantarse cuando se trata de la corrida de un modelo base. En este sentido se realiza un análisis de los resultados mediante la comparación entre los datos modelados y observados en una región dada.

Previo, es conveniente definir los términos asociados con el proceso, de acuerdo con lo establecido por (IDEAM, 2017):

• Verificación: determinar cuándo un modelo de simulación es una representación precisa (correcta) del sistema real objeto de estudio. Esta labor es realizada por la EPA y se entiende como modelo verificado el AERMOD toda vez que es el modelo preferido de acuerdo con lo señalado en el 40 CFR Part 51 (EPA, 2017).

• Calibración: proceso de ajuste del modelo para obtener la máxima igualdad entre los valores observados (medidas de campo) y los valores simulados (resultados del modelo).

• Validación: la validación significa saber hasta dónde se puede extrapolar la aplicación del modelo y en consecuencia sus resultados, frente a un cambio de las condiciones básicas del sistema estudiado o considerado. Necesita, pues, como mínimo, un tercer conjunto de datos independiente, que reflejen la nueva situación de este.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se de ejecuta un modelo AERMOD corrido para un escenario base de una instalación dada. Se comparan los resultados medio anual y máximo de 24 horas del modelo para PM10 con los niveles medidos para el mismo periodo. El modelo integra todas las emisiones presentes para el contaminante PM0, mediante mediciones directas en fuentes fijas, factores de emisión EPA A42 para fuentes dispersas y fugitivas, mediciones de material fino en superficies de rodadura, pilas de almacenamiento y por profeso evaluado, meteorología de sitio.

Con el objeto de disponer de un mayor número de datos para realizar la comparación y calibración, se realiza la evaluación de los resultados diarios de la modelación, para comparar con los datos medidos. Esta comparación tiene, entre otras, las siguientes limitaciones:

• La resolución del inventario de emisiones. para el caso de las fuentes fugitivas es anual, con tasas de emisión fijas anuales, los aportes del modelo sólo varían en función de la condición meteorológica y del comportamiento en las fuentes fijas con emisiones variables, mien-

1 EYC GLOBAL S.A.S, avelez@eycglobal.com
2 EYC GLOBAL S.A.S, jcarmona @eycglobal.com
3 EYC GLOBAL S.A.S, darboleda@eycglobal.com
4 EYC GLOBAL S.A.S, csepulveda@eycglobal.com

tras que el fenómeno medido por la calidad de aire representa emisiones variables de forma continua.

• Como lo señala el marco de referencia señalado por la ASTM – numeral 7- (ASTM, 2005), la limitación señalada en el numeral anterior puede proveer criterios errados acerca del desempeño del modelo dadas las diferencias de resolución de datos.

Atendiendo a lo señalado en el estándar ASTM D6589-05 (ASTM, 2005) se realizan análisis de métodos estadísticos pareados y no pareados y además se emplean funciones objetivo, como las señaladas por (Chang & Hanna, 2004), por (Ok-Hyun & Min-Gwang, 2007) y por (Derwent, y otros, 2010).

Se realizan los siguientes análisis:

Análisis de series pareadas, En este análisis se comparan para la misma fecha, los datos de medidos en las estaciones de la de calidad de aire con los datos de PM10 modelados para el mismo periodo.

Análisis se series no pareadas, El análisis de datos no pareados consiste en la comparación de series por cada estación, o incluso unificando los datos de todas las estaciones

Análisis de funciones objetivo, Con el objeto de calcular y a su vez disponer de criterios de evaluación de estos parámetros (Ok-Hyun & Min-Gwang, 2007) proponen unas funciones objetivo que, de acuerdo con los valores de los estadísticos, se califican en las siguientes categorías: G (Bueno-Good), OF (Sobreestimación Razonable_Fair Overestimation), F (Razonable_Fair), UF (Subestimación Razonable_Fair Underestimation), y P (Pobre_Poor). Además de lo anterior, (Derwent, y otros, 2010) proponen para el caso del Reino Unido unas medidas de desempeño de modelos de dispersión que se basan en el FB, NMSE y el FAC2. Además, existe una propuesta específica para el caso de estadísticos para evaluación en ambientes urbanos (Hanna & Chang, 2012).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El resultado del modelo presenta las concentraciones promedio de PM10, donde sólo se incluyen las emisiones de la operación evaluada, en relación con las concentraciones promedio medidas de PM10, se obtiene que la operación evaluada aporta entre un 8% y un 51% en las estaciones de calidad del aire.

Esto permite apreciar que existen otras emisiones que son variables y que no están incluidas en el modelo ni en la concentración de fondo de la zona que están incidiendo en las mediciones de las estaciones de calidad del aire.

3.1 analisis de series pareadas

En este análisis se comparan para la misma fecha, los datos de medidos en las estaciones de la de calidad de aire con los datos de PM10 modelados para el mismo periodo.

Estación	Factor de correlación PM10
Estacion 1	0.845
Estación 2	0.0021
Estación 3	0.0172
Estación 4	0.0594
Estación 5	0.0826

Tabla 1 Resumen factores de correlación series pareadas.
Fuente: EYC GLOBAL 2022.

Según se observa los valores de correlación son bajos para el análisis pareado. Esta limitación en la correlación tiene explicación por la presencia de otras fuentes no modeladas, así como la limitación propia de los modelos para reproducir concentraciones puntuales espacio temporales.

3.2 análisis de series no pareadas

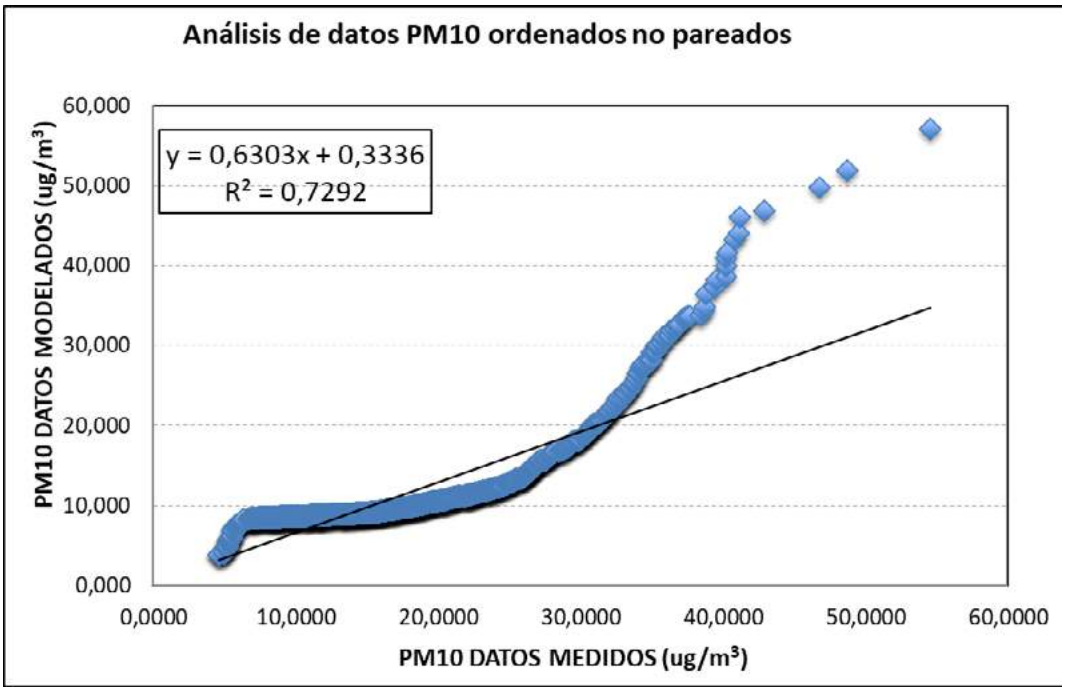


Figura 1 Análisis datos no pareados serie completa todas estaciones.
Fuente: EYC GLOBAL 2022.

Como puede apreciar en la figura anterior, cuando los valores medidos de PM10 se encuentran por debajo de 30 µg/m³, el modelo está en capacidad de reproducir muy bien dichas concentraciones, sin embargo, cuando los valores están por encima de 30 µg/m³, el modelo sobreestima los aportes, quizá porque para concentraciones puntuales más altas los valores no están gobernados por los fenómenos modelados

3.3 funciones objetivo

Se presenta la calificación de cada uno de los estadísticos para cada una de las estaciones analizadas en el modelo, De acuerdo con los análisis de funciones objetivos, puede afirmarse que el modelo AERMOD aplicado a operación evaluada tiene la categoría de "***Bueno***" en todas las estaciones, en el método NMSE (Error Cuadrático Medio Normalizado) y para todas las estaciones según FAC2 (Fracción de datos estimadas en un factor 2 o menor) propuesto por (Ok-Hyun & Min-Gwang, 2007) que permite calificar el modelo como "***Bueno***". Incluso, de acuerdo con los criterios establecidos por FAC2 (Fracción de datos estimadas en un factor 2 o menor) propuesto por (Derwent, y otros, 2010) y los métodos NMSE y FAC2 propuesto por (Hanna & Chang, 2012) califican el modelo con un desempeño categorizado como "***Bueno***".

MÉTODO Ok-Hyun & Min-Gwang, 2007										
	EST_1		EST_2		EST_3		EST_4		EST_5	
FB	0,06	Bueno	0,46	N/A	-0,03	Bueno	-0,43	N/A	0,08	Bueno
NMSE	1,17	Bueno	3,79	Bueno	1,24	Bueno	2,99	Bueno	0,92	Bueno
MG	1,07	Bueno	1,66	NA	0,98	Bueno	0,64	N/A	1,09	Bueno
VG	1,49	Bueno	1,84	N/A	1,34	Bueno	1,33	Bueno	1,25	Bueno
FAC2	0,68	Bueno	0,63	Bueno	0,71	Bueno	0,84	Bueno	0,89	Bueno
IOA	-162.805	Pobre	-162.805	Pobre	-53.390	Pobre	-904	Pobre	#######	Pobre
UAPC2	-0,49	N/A	0,40	N/A	-0,40	N/A	-0,51	N/A	-0,40	N/A
MRE	0,66	N/A	1,11	Pobre	0,50	N/A	0,37	N/A	0,45	N/A
MÉTODO Módel Performance UK, 2010										
	EST_1		EST_2		EST_3		EST_4		EST_5	
FAC2	0,68	Bueno	0,63	Bueno	0,71	Bueno	0,84	Bueno	0,89	Bueno
NMB	-0,09	-0,09	0,56	N/A	-0,12	Bueno	-0,38	N/A	-0,02	Bueno
MÉTODO Chang y Hanna, 2012										
	EST_1		EST_2		EST_3		EST_4		EST_5	
FB	0,06	Bueno	0,46	N/A	-0,03	Bueno	-0,43	N/A	0,08	Bueno
NMSE	1,17	Bueno	3,79	Bueno	1,24	Bueno	2,99	Bueno	0,92	Bueno
FAC2	0,68	Bueno	0,63	Bueno	0,71	Bueno	0,84	Bueno	0,89	Bueno

Tabla 2 Funciones objetivo evaluación de desempeño modelo.
Fuente: EYC GLOBAL 2022.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La realización de un modelo de emisión calibrado como punto de partida en la evaluación de condiciones actuales permite el uso de la herramienta representando de forma más aproximada el fenómeno evaluado, estableciendo una línea base como punto partida para la definición de redes de monitoreo, decisiones en cuanto sistema de control necesarios en proyectos de diversa índole. A su vez es posible considerar la capacidad de representar la realidad evaluada por parte del modelo y las posibles predicciones a partir del mismo, mediante cambios en el proceso y nuevas fuentes de emisión.

REFERENCIAS

ASTM. (2005). *Standard Guide for Statistical Evaluation of Atmospheric Dispersion Model Performance.* Pennsylvania: ASTM.

Chang, J., & Hanna, S. (2004). Air quality model performance evaluation. *Meteorology ansd Atmospheric Physics*(87), 167-196.

Derwent, D., Fraser, A., Abbott, J., Jenkin, M., Willis, P., & Murrells, T. (2010). *Evaluating the Performance of Air Quality Models.* UK.

EPA. (2017). *Appendix W to Part 51—Guideline on Air Quality Models.* Federal register.

Hanna, S., & Chang, J. (May de 2012). Acceptance criteria for urban dispersion model evaluation. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 133-146.

IDEAM. (2017). *Guía para la utilización de Modelos de la calidad del aire. Auditoría Red de Monitoreo de Calidad de Aire de Bogotá.* Bogotá.

Ok-Hyun, P., & Min-Gwang, S. (2007). Selection of an appropriate model to predict plume dispersion in coastal areas . *Atmospheric Environment, 41*, 6095-6101.

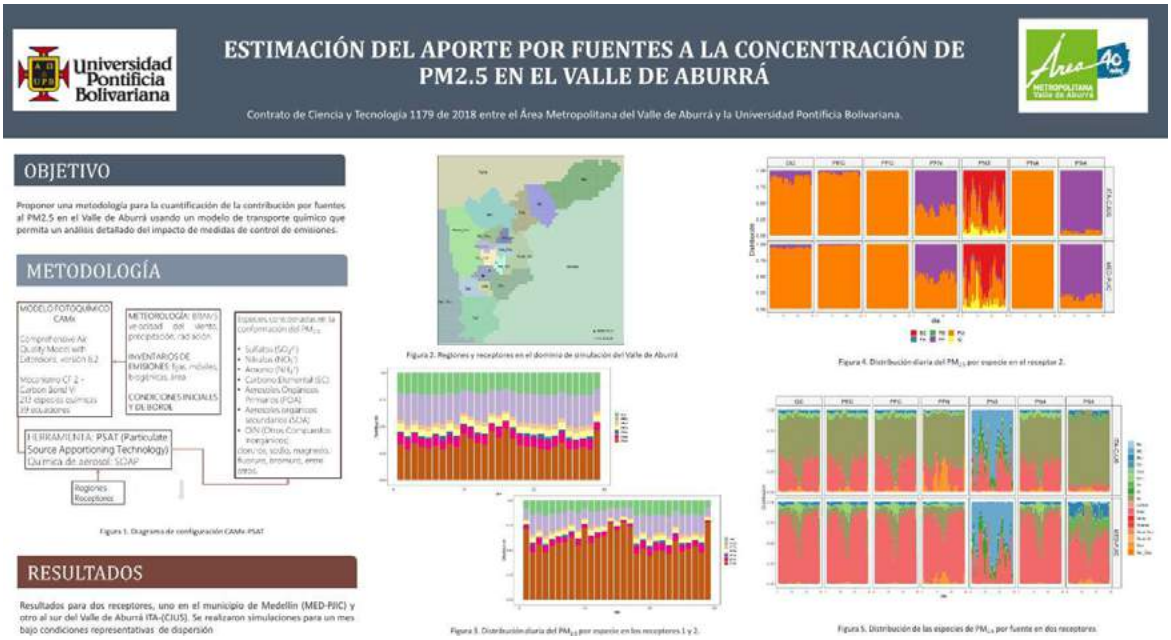
ESTIMACIÓN DEL APORTE POR FUENTES A LA CONCENTRACIÓN DE PM2.5 EN EL VALLE DE ABURRÁ

María Isabel González Ospino[1], María Victoria Toro Gómez[2], Ana Zuleima Orrego Guarín[3]

Palabras clave:

PM2.5; contribución por fuente; aporte por región; modelo de dispersión; fotoquímico, PEC, OC, POA, SOA, OC; PS4.

RESUMEN GRÁFICO



Fuente: elaboración propia.

INTRODUCCIÓN

El Valle de Aburrá es una región con alto crecimiento del parque automotor; de acuerdo con el último inventario de emisiones, entre el 2016 y el 2018 el parque se incrementó en un 20% aproximadamente. Muchos de estos vehículos, en especial los pesados que incluyen camiones y volquetas, poseen tecnologías antiguas tipo pre-euro, euro I, euro II y euro III (Área Metropolitana del Valle de Aburrá; Universidad Pontificia Bolivariana, 2019). Estas características de la flota vehicular sumadas a las emisiones de otros tipos de fuentes como las industriales (equipos de combustión a carbón, biomasa, gas natural) causan que las concentraciones de algunos contaminantes se eleven a niveles perjudiciales para la población especialmente durante dos épocas específicas del año cuando se presentan los períodos de transición de las temporadas climáticas. Las condiciones meteorológicas son adversas puesto que dificultan la dispersión de los contaminantes; en algunas ocasiones, se presenta disminución en la altura de la capa límite la cual no supera la altura de las montañas que rodean el valle oca-

1 Universidad Pontificia Bolivariana, mariai.gonzalezo@upb.edu.co

2 Universidad Pontificia Bolivariana, victoria.toro@upb.edu.co

3 Área Metropolitana del valle de Aburrá, ana.orrego@metropol.gov.co

sionando un estancamiento y acumulación de los contaminantes, específicamente el $PM_{2,5}$.

El $PM_{2,5}$, tiene un origen primario cuando es emitido directamente por la fuente o secundario cuando se forma en la atmósfera a partir de especies precursoras como compuestos orgánicos volátiles, amoniaco, óxidos de azufre y óxidos de nitrógeno. De modo que el material particulado está conformado por diferentes especies de acuerdo con la fuente que lo origina. Así entonces, el $PM_{2,5}$ puede contener carbono elemental (EC), aerosoles orgánicos (OA), sulfatos (SO_4^{2-}), nitratos (NO^-), ion amonio (NH^+) y metales, La fracción carbonácea puede ser de tipo primario o secundario; este último, conocido como SOA (aerosoles orgánicos secundarios) representa en las áreas urbanas entre el 30% y 60% de todo el aerosol orgánico y en las zonas rurales sobrepasa el 70% (Seguel et al., 2009), (Xu et al., 2017), (Zhou et al., 2012).

Esta investigación utilizó la herramienta PSAT (Particulate Matter Source Apportionment Technology) del modelo de transporte químico CAMx configurado por el grupo de investigaciones ambientales de la Universidad Pontificia Bolivariana a través de convenios con el Área Metropolitana del Valle de Aburrá a lo largo de los últimos 15 años. Los resultados descritos en este artículo son extensivos de los objetivos del contrato de ciencia y tecnología 1179 de 2018 entre las dos entidades. Los avances de la región obtenidos hasta ahora permitieron tener información detallada de las emisiones, tipo de fuentes y origen geográfico de las mismas, variables meteorológicas y topográficas que hicieron posible profundizar en el contaminante de interés $PM_{2,5}$ y estimar la distribución y el respectivo aporte de cada especie en la formación de este, diferenciando entre primario y secundario.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el análisis de distribución por fuente se utilizó el modelo CAMx-PSAT versión 6.2, con mecanismo químico en fase gaseosa CBVI (carbón bond VI) (ENVIRON, 2015) en un dominio con resolución de 1 km para un área de 60 km2, la malla tiene el origen suroccidental en las coordenadas (WGS-84) latitud: 5,98 y longitud: -75,75. y abarca completamente la región del Valle de Aburrá. Dentro del dominio se definieron 20 regiones, 4 receptores y 4 tipos de fuente de emisión, teniendo en cuenta la configuración geográfica de la zona de estudio, las características del inventario de emisiones disponible y los sitios donde se desea conocer la distribución y origen específico del material particulado. En este artículo se presentan los resultados para dos de los receptores, uno ubicado en Medellín en la estación Politécnico Jaime Isaza Cadavid y el otro en el municipio de Itagüí en Casa de Justica.

El sistema de modelización atmosférica (SMA) simula la fotoquímica en zonas urbanas y rurales, calcula el transporte y dispersión de aerosoles los primarios como PM_{10} y $PM_{2,5}$, deduce la formación de aerosoles inorgánicos secundarios (sulfatos y nitratos de amonio) y de orgánicos secundarios a partir de los contaminantes precursores en fase gaseosa, productos de la oxidación de COV en reacciones fotoquímicas (AMVA&UPB, 2010), (Burr & Zhang, 2011), (Shahbazi et al., 2017).

En la Tabla 1 se detallan las principales variables de configuración del CAMx-PSAT y los datos de entrada más importantes con la respectiva descripción.

Tabla 1. Configuración del modelo.

Variable	Descripción
Química - Fotoquímica en fase gaseosa	EBI - Carbon bond VI (CBVI)
Modelo Drydep	ZHANG03
Deposición en húmedo	True (Seinfeld-Pandis)

Química del material particulado	SOAP
Mecanismo químico de aerosoles	CF
Modelo meteorológico	BRAMS (Complemento Brasilero del Sistema regional de Modelización Atmosférica)
Tiempo de simulación	1 mes
Emisones*	
Biogénicas (Modelo G93)	Vegetación: bosques, cultivos, matorrales y otros.
Móviles (Sub-modelo LEAP)	74 categorías clasificadas por combustible (gas natural, gasolina, diésel), cilindraje del motor y subcategoría vehicular (motos 2T, motos 4T, autos particulares, taxis, buses de servicio público, buses de servicio especial, autos de servicio especial, volquetas, camiones, tracto-camiones, Metroplús).
Fijas (basado en factores de emisión)	Procesos de combustión: calderas, hornos y quemadores, cabinas de pintura y pulido, sistemas de captación, procesos de transferencia de masa, procesos de impresión, sistemas de extracción, procesos de trituración o molienda.
De área (basado en factores de emisión)	Estaciones de servicio de combustible, tanques de almacenamiento de combustible, relleno sanitario y emisiones evaporativas industriales.

Fuente: Elaboración propia. *(AMVA&UPB, 2018).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los datos simulados se agrupan en las especies PEC (carbono elemental), PS4 (aerosoles de sulfato), PN4 (aerosoles amonio), PN3 (aerosoles de nitratos), PFC, PFN (otras fracciones primarias del material particulado) y el OC que pueden subdividirse en POA y SOA los cuales representan las fracciones orgánicas primarias y secundarias del carbono orgánico total respectivamente.

Como se observa en la siguiente figura, las especies PS4, PEC y OC representan aproximadamente el 80% del $PM_{2,5}$, el resto corresponde a los contaminantes PN4, PFN, PFC y PN3. Esto ocurre en ambos receptores, aunque las distribuciones cambian; mientras en el punto MED-PJIC la proporción de aerosoles de sulfato (PS4) y carbono elemental (PEC) es similar, en promedio un 34% y 26% respectivamente y un 19% para carbono orgánico OC, en ITA-CJUS la especie PS4 representa un 58% del $PM_{2,5}$ contra un 16% y 12% de PEC y OC respectivamente. El elevado aporte de los aerosoles de sulfato en el receptor ITA-CJUS se relaciona con las emisiones industriales.

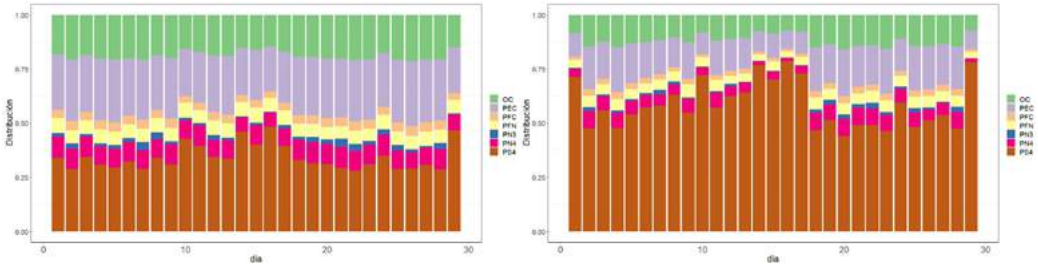


Figura 1. Distribución de las especies en el PM2,5. Receptores MED-PCJUS (izquierda) e ITA-CJUS (derecha).
Fuente: elaboración propia.

El análisis por fuente de emisión (Figura 2) mostró que la concentración de carbono orgánico es aportada principalmente por las fuentes móviles (93,7% en receptor MED-PJIC y 88.6% en receptor ITA-CJUS) y las fuentes fijas (5,3 en MED-PJIC y 10,4% en ITA-CJUS) el resto (1% en ambos receptores) se atribuye a las fuentes biogénicas y fuentes de área. Asimismo, ocurre con la especie PEC de origen primario, cuya contribución desde las fuentes móviles fue de un 26% en el receptor MED-PJIC y un 16% en ITA-CJUS. La principal contribución de las fuentes fijas (FF) se evidenció para la especie PS4 con mayores aportes en el receptor ITA-CJUS, lo que demuestra que las industrias en el municipio de Itagüí tienen una influencia significativa sobre las concentraciones de $PM_{2,5}$. La distribución encontrada fue de 80% fuentes fijas (FF) y 20% fuentes móviles (FM) en el receptor MED-PJIC y 93% fuentes fijas (FF) y 7% fuentes móviles (FM) en el receptor ITA-CJUS.

La fracción secundaria (SOA) estimada equivale aproximadamente al 3% del OC con una contribución por fuentes variable. En promedio se estimó un 62% por fuentes móviles, un 29% por fuentes biogénicas y un 9% por fuentes de área en el receptor MED-PJIC y un 64%, 27% y 9% en el receptor ITA-CJUS. De acuerdo con estos datos, de todo el carbono orgánico estimado, sólo el 3% se genera de forma secundaria. La fracción primaria del carbono orgánico (POA) está relacionada directamente por las FF y FM, predominando éstas últimas.

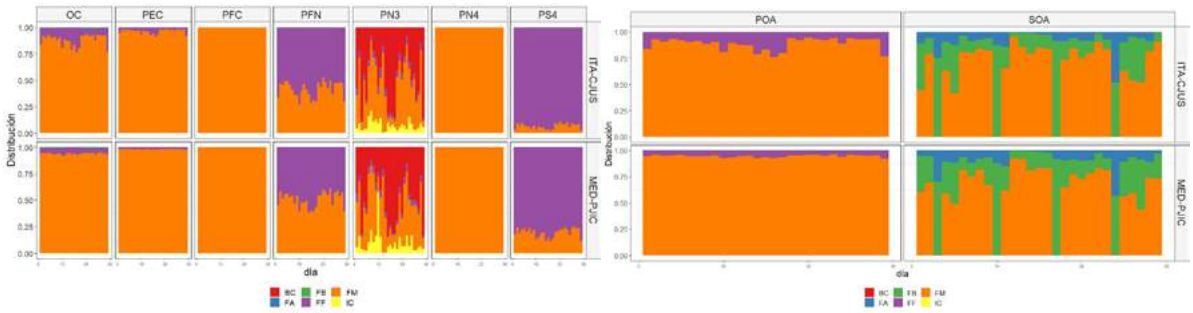


Figura 2. Aporte por fuentes de emisión a las especies del PM2,5 (izquierda) y al carbono orgánico (derecha). Fuente: elaboración propia.

La Figura 3 indica el aporte por especie de cada una de las regiones sobre los receptores MED-PJIC e ITA- CJUS. Se muestra que en el receptor MED-PJIC, el municipio de Medellín tiene las mayores contribuciones. En promedio los aportes para las principales especies PEC, OC y PS4 son de 75%, 74% y 50% respectivamente. La siguiente región en aporte de contaminantes es Itagüí con un 14% para las especies PEC y OC y 26% para PS4. En menor medida se observaron aportes desde Bello, Copacabana, Girardota, Envigado y Sabaneta. En el receptor ITA-CJUS se encontró que desde Itagüí provienen los mayores aportes en todas las especies, excepto PN3. El 85% del PS4 procede de emisiones generadas en este municipio, el 57% para OC y el 56% para PEC. Otras regiones como Medellín, Copacabana, Girardota, Sabaneta, La Estrella y Envigado mostraron aportes importantes, resaltando que los municipios del norte impactan sobre la especie PS4 la cual se relaciona con las fuentes fijas de acuerdo con los resultados de aportes por fuente de emisión.

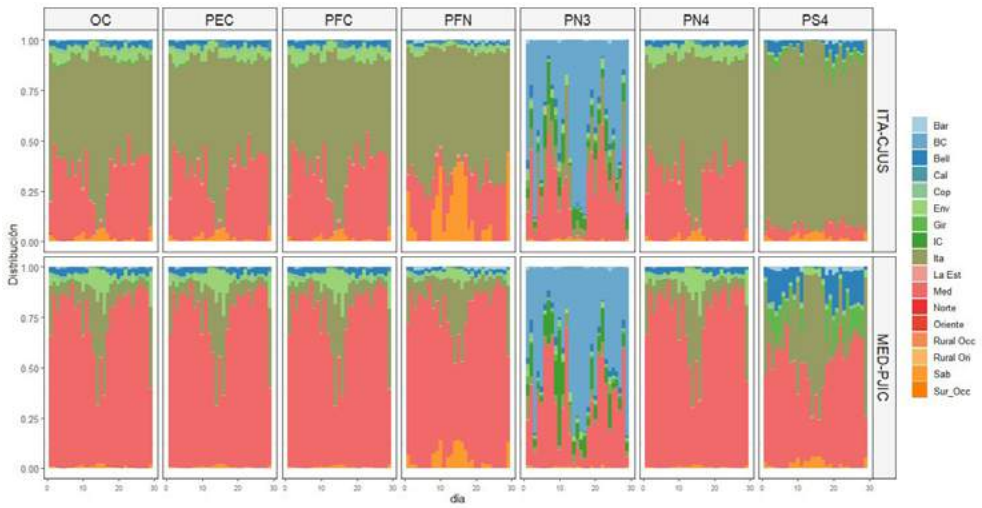


Figura 2. Aporte por región a las especies del PM2,5.
Fuente: elaboración propia.

Las PEC, OC y PS4 conforman cerca del 80% de todo el $PM_{2,5}$. El PEC es un contaminante primario e indica una influencia directa de las fuentes móviles, mientras que el OC y el PS4 son mezclas de origen primario y secundario. Las fuentes fijas son el principal aportante de la fracción de partículas de sulfatos de manera que de control sobre los agentes que emitan óxidos de azufre son indispensables. La separación de la especie OC en POA y SOA en ambos receptores reveló que el carbono orgánico es principalmente de origen primario antropogénico y que el mecanismo de reacción no muestra una formación importante de aerosoles secundarios. Durante el mes simulado se observó que la fracción secundaria se eleva hasta en un 7% y que los valores más altos se dan los días de mayor flujo vehicular (viernes, sábado y días laborales) y que los domingos y festivos esta proporción disminuye.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La metodología propuesta y aplicada en esta investigación es una herramienta de gestión que ha permitido analizar la proporción en la que están presentes las especies que conforman el $PM_{2,5}$ de acuerdo con los contaminantes emitidos en el Valle de Aburrá estableciendo la diferenciación entre la fracción primaria de la secundaria. Además, se ha identificado el grado de contribución por fuentes de emisión a la concentración de $PM_{2,5}$ en zonas estratégicas del Valle de Aburrá que posibilite el enfoque de las medidas de control sobre las fuentes más relevantes y el seguimiento de las acciones enmarcadas en los planes de descontaminación.

AGRADECIMIENTOS

Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Universidad Pontificia Bolivariana.

REFERENCIAS

Área Metropolitana del Valle de Aburrá; Universidad Pontificia Bolivariana. (2010). Administración del Sistema de Información Metropolitano de la Calidad del Aire. Convenio 543 de 2008.

Área Metropolitana del Valle de Aburrá; Universidad Pontificia Bolivariana. (2019). Sistematización, implementación y apropiación social del Plan Integral de Gestión de Calidad del Aire 2017-2030. Contrato de Ciencia y Tecnología 1179 de 2018.

Burr, M. J., & Zhang, Y. (2011). Source apportionment of fine particulate matter over the Eastern U.S. Part II: source apportionment simulations using CAMx/PSAT and comparisons with CMAQ source sensitivity simulations. *Atmospheric Pollution Research*, *2*(3), 318–336. https://doi.

org/https://doi.org/10.5094/APR.2011.037

ENVIRON, I. C. (2015). *User´s guide comprehensive air quality model with extensions, Version 6.2*. Grupo de Investigaciones Ambientales (GIA) de la Universidad Pontifica Bolivariana. (2018). *Calidad del*

Aire. https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Paginas/Herramientas-de-gestion/Inventario-de-emisiones-atmosfericas.aspx

Seguel, R., S., R. G. E. M., & Leiva., M. A. (2009). Estimations of primary and secondary organic carbon formation in PM2.5 aerosols of Santiago City, Chile. *Atmospheric Environment*, *43*(13), 2125–2131. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.01.029

Shahbazi, H., Ganjiazad, R., Hosseini, V., & Hamedi, M. (2017). Investigating the influence of traffic emission reduction plans on Tehran air quality using WRF/CAMx modeling tools. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.08.001

Xu, W., Croteau, P., Williams, L., Canagaratna, M., Onasch, T., Cross, E., Zhang, X., Robinson, W., Worsnop, D., & Jayne, J. (2017). Laboratory characterization of an aerosol chemical speciation monitor with PM 2.5 measurement capability. *Aerosol Science & Technology*, *51*(1), 69–83.

Zhou, S., Wang, Z., Gao, R., Xue, L., Yuan, C., Wang, T., Gao, X., Wang, X., Nie, W., Xu, Z., Zhang, Q., & Wang, W. (2012). Formation of secondary organic carbon and long-range transport of carbonaceous aerosols at Mount Heng in South China. *Atmospheric Environment*, *63*, 203–212. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.09.021

IMPLEMENTACIÓN Y EVALUACIÓN DE UN MODELO DE PRONÓSTICO ESTADÍSTICO DE PM2.5 PARA EL VALLE DE ABURRÁ

Mauricio Ramírez[1], K. Santiago Hernández[2], Jhayron S. Pérez-Carrasquilla[3], Paola Montoya[4], Juan M. Sánchez[5], Manuel D. Zuluaga[6]

Palabras clave:
Contaminación atmosférica; pronóstico; machine learning; material particulado PM2,5.

INTRODUCCIÓN

La calidad del aire se ha convertido en un factor cada vez más crítico en las grandes urbes del mundo. Es por esto que, entender y pronosticar el estado de la calidad del aire es fundamental para hacer una gestión adecuada de la misma. Existen múltiples métodos para anticipar la ocurrencia de eventos de contaminación atmosférica. En particular, las técnicas de Machine Learning (ML) han adquirido gran importancia para múltiples aplicaciones ambientales, incluido el estudio y el pronóstico de la calidad del aire (Franceschi et al., 2018; Henao et al., 2021; Casallas et al., 2021). Los modelos de ML buscan relaciones estadísticas entre diferentes variables que componen un conjunto de datos, con el fin de generar predicciones sobre una variable de interés. Una de las ventajas de las aproximaciones basadas en ML es su costo computacional, el cual es relativamente bajo respecto al que presentan los modelos dinámicos como el CMAQ o el WRF-Chem. Además, este tipo de técnicas han mostrado resultados prometedores para pronosticar la calidad del aire en el corto plazo (Murillo-Escobar et al., 2019; Casallas et al., 2021; Celis et al., 2022) con horizontes de pronóstico de hasta 3 días. A pesar de sus buenos resultados, es necesario realizar una evaluación detallada previa a la implementación de este tipo de modelos como herramientas para la gestión de la calidad del aire, esto con el fin de entender sus limitaciones y proveer información útil para la toma de decisiones. En este trabajo se evalúa el desempeño de diferentes modelos estadísticos basados en ML e implementados por el Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá (SIATA) para el pronóstico del material particulado menor a 2.5 micras (PM2.5). Los resultados fueron evaluados entre febrero y marzo del 2022, y se emplearon distintas métricas de error en función del horizonte de pronóstico y la hora del día.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Contexto

El Valle de Aburrá es una región ubicada en el centro del departamento de Antioquia (ver Figura 1), cuenta con un área de 340 km^2 en la cual se asienta una población de más de 4 millones de habitantes, lo que representa el 60% de la población de todo el departamento. En el Valle de Aburrá se han identificado problemas de calidad del aire asociados al PM2.5, específicamente en los meses de febrero-marzo y septiembre-octubre, en los cuales se presenta una transición de la temporada húmeda a la temporada seca y donde

1 Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá- SIATA, mauricio.ramirez@siata.gov.co
2 Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá- SIATA, ksantiago.hernandez@udea.edu.co
3 Department of Atmospheric and Oceanic Science, University of Maryland, College Park, USA., jhayron@umd.edu
4 Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá- SIATA, paomon5@gmail.com
5 Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá- SIATA, juansanchez0597@gmail.com
6 Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá- SIATA, mdzuluag@unal.edu.co

factores externos juegan un papel importante en las dinámicas de la contaminación. Durante estos meses se definen períodos de gestión de la calidad del aire, en los cuales se realiza un seguimiento detallado al comportamiento de la calidad del aire y se requieren herramientas para pronosticar los eventos de contaminación. El proyecto estratégico SIATA, perteneciente al Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), se encarga del monitoreo, la investigación y el apoyo a la gestión de la calidad del aire en la región. A través de la operación del SIATA, en la región se ha densificado la red de estaciones de PM2.5, proporcionando información única para la implementación de pronósticos basados en información estadística.

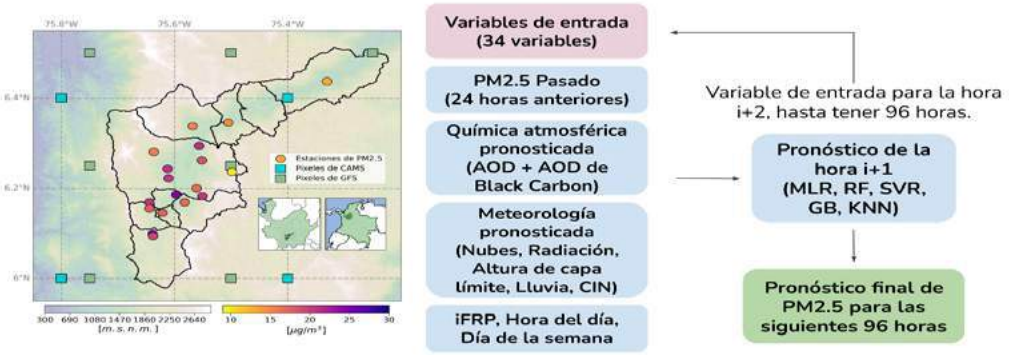


Figura 1. Ubicación espacial de las fuentes de información y estrategia de entrenamiento del modelo de pronóstico de PM2,5.

2.2 Implementación

Para la construcción de la herramienta de pronóstico se utilizaron diferentes algoritmos de ML entre los que se encuentran: Regresión Lineal Múltiple (MLR), Random Forest (RF), Máquinas de Soporte Vectorial (SVM), Gradient Boosting (GB) y K-Vecinos Más Cercanos (KNN). Estos algoritmos fueron entrenados para pronosticar la concentración de PM2.5 en las estaciones de monitoreo que cuentan con datos desde el año 2017 (círculos de colores en la Figura 1). Como período de entrenamiento se tomó la información histórica de cada estación hasta marzo del 2020 (previo al comienzo de la pandemia), donde el 70% de los datos fueron utilizados para entrenar el modelo y un 30% para validación. Después de una exploración de diferentes variables y fuentes de datos, se construyó el conjunto de datos de entrada con un total de 34 variables entre las que se encuentran: datos observados de PM2.5 durante las 24 horas previas (24 variables); AOD total y AOD de Black Carbon pronosticado por el modelo global CAMS (2 variables); cobertura total de nubes, radiación incidente, altura de la capa límite, índice de inhibición de la convección (CIN) y precipitación provenientes del pronóstico meteorológico GFS (5 variables); un índice de afectación por incendios basado en retrotrayectorias, la hora del día y el día de la semana (3 variables). La Figura 1 muestra la estrategia utilizada para el pronóstico de PM2.5. A partir de la información de entrada se pronostica la concentración de PM2.5 en la hora siguiente a la hora de inicialización (hora i+1). Posteriormente, se utiliza el dato pronosticado de la hora i+1 como información de entrada para pronosticar la concentración de PM2.5 de la hora i+2, y nuevamente este dato se utiliza para pronosticar la hora i+3, etc., hasta la hora i+96.

2.3 Evaluación

La evaluación de los pronósticos se realizó para el período comprendido entre el 14 de febrero y el 1 de abril del 2022, correspondiente al primer período de gestión de episodios de calidad del aire en el Valle de Aburrá. Para la evaluación se emplearon diferentes métricas de desempeño tales como la raíz del error cuadrático medio (RMSE, ecuación 1), el sesgo (BIAS, ecuación 2) y el índice de éxito crítico (CSI, ecuación 3) el cual se basa en los aciertos y desaciertos a la hora de pronosticar un evento. En este caso un evento se define como una concentración que supera determinado umbral (e.g., un percentil). También se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson (CORR) para evaluar la capacidad de los pronósticos para predecir la variabilidad de las concentraciones, y se incluyeron las predicciones proporcionadas por el pronóstico global CAMS como punto de referencia. Los estadísticos de error se calcularon en función del horizonte de pronóstico y la hora del día.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 presenta los resultados de diferentes métricas de evaluación (Correlación, RMSE y sesgo) calculadas respecto a observaciones de PM2,5 durante el período de evaluación. De forma general, los modelos Random Forest (RF) y Máquinas de Soporte Vectorial (SVR) obtuvieron un mejor desempeño en comparación con los demás modelos implementados. Asimismo, el promedio de los modelos (MEAN) obtuvo un desempeño ligeramente superior a lo que mostraron los modelos individuales durante el período de gestión de episodios. Por el contrario, el modelo global CAMS (utilizado como referencia) presentó errores más marcados que los distintos modelos de Machine Learning que se implementaron.

Tabla 1. Métricas de error calculadas para el primer período de gestión de episodio del año 2022.

Modelo	MLR	RF	SVR	GB	KNN	MEAN	CAMS
CORR	0,41	0,51	0,45	0,20	0,44	0,51	0,17
RMSE (µg/m³)	10,66	9,60	9,85	11,62	9,60	9,23	12,62
BIAS (µg/m³)	-5,83	-4,41	-3,31	-1,39	-3,19	-4,43	-6,87

La Figura 2 muestra el coeficiente de correlación de cada modelo respecto a las observaciones, en función del horizonte de pronóstico (eje X) y las diferentes horas del día (eje Y). Cerca a la hora de inicialización, el promedio de los modelos y RF presentan una mejor capacidad para pronosticar las fluctuaciones en la concentración de PM2.5. No obstante, para horizontes de pronóstico mayores a 24 horas, las correlaciones obtenidas con RF caen por debajo de 0.2. A su vez, SVR exhibe menores correlaciones para horizontes de pronóstico cortos (comparado con RF y MEAN), pero es capaz de mantener correlaciones relativamente altas (por encima de 0.5) aún para horizontes de pronóstico más grandes. Por otra parte, la Figura 3 presenta el CSI obtenido para diferentes percentiles y en función del horizonte de pronóstico. Se puede apreciar que los modelos presentan una menor capacidad para captar eventos con umbrales más altos, los cuales representan concentraciones más altas. Para eventos por encima de los percentiles 90 y 70 (paneles de la izquierda y el centro), RF tiene mejores resultados cerca de la hora de inicialización de los pronósticos, mientras que, para horizontes por encima de las 24 horas, la capacidad de RF para pronosticar este tipo de eventos cae considerablemente. Por el contrario, los modelos KNN y SVR tienen problemas para captar concentraciones altas en ventanas cortas, pero presentan una mejor capacidad para horizontes de tiempo mayores (por encima de 24 horas) en comparación con los otros modelos. Adicionalmente, se aprecia que CAMS no es capaz de capturar eventos con concentraciones superiores al percentil 90 en ningún horizonte de pronóstico.

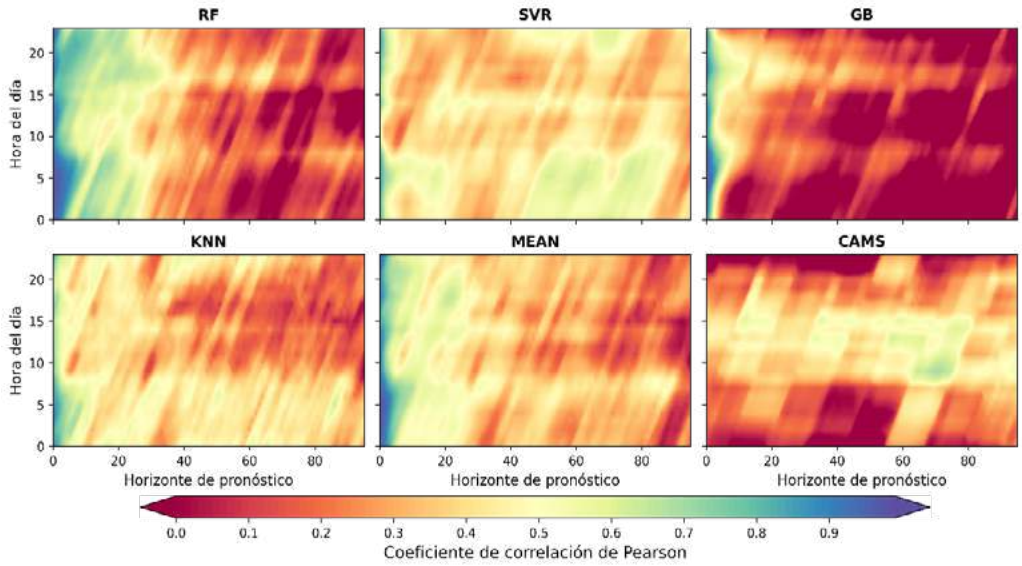


Figura 2. Coeficiente de correlación de Pearson en función de la hora del día y el horizonte de pronóstico. Cada uno de los paneles muestra un modelo distinto.

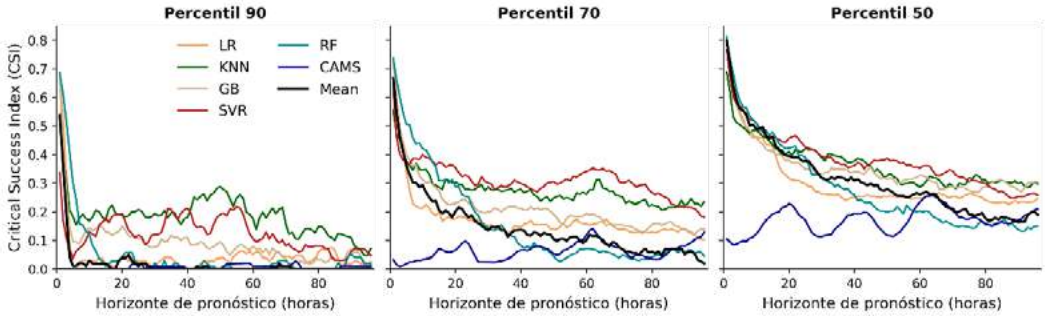


Figura 3. Índice de éxito crítico calculado en función del horizonte de pronóstico. Las líneas de colores muestran los resultados para los diferentes modelos.

La Figura 4 muestra las series de PM2.5 promedio de 24 horas observadas y pronosticadas por los modelos con diferentes horas de antelación. Se puede apreciar que el modelo CAMS no es capaz de captar los picos en ninguna ventana de pronóstico, mientras que los modelos de ML implementados pronostican las variaciones y magnitudes de las concentraciones, especialmente para ventanas de pronóstico cortas. Durante el primer día de pronóstico los resultados de RF muestran un buen desempeño; sin embargo, para horizontes cercanos a los dos días, este modelo no es capaz de captar la ocurrencia de ninguno de los períodos más contaminados (los que superan los 37 $\mu g/m^3$). En contraste, SVR y KNN pronostican adecuadamente el pico de contaminación ocurrido en la semana del 27 de febrero del 2022. Por su parte, los aumentos de las concentraciones que ocurrieron después del 15 de marzo no fueron pronosticados por ninguno de los modelos 48 horas antes de su ocurrencia.

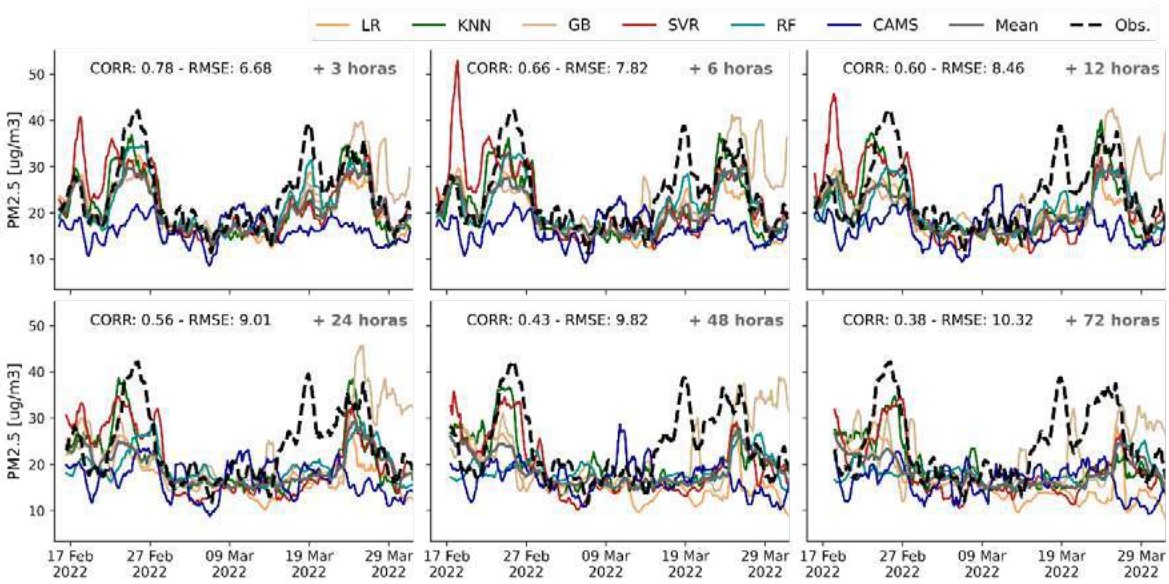


Figura 4. Series de tiempo de la concentración de PM2.5 promedio de 24 horas observada (línea negra discontinua) y pronosticada por los distintos modelos (líneas de colores) en diferentes ventanas de pronóstico (paneles). En cada panel se presentan métricas de correlación (CORR) y RMSE para el promedio de todos los modelos (MEAN).

De forma general, estos resultados resaltan diferencias en la capacidad de los distintos modelos para captar variaciones en las concentraciones de material particulado en el Valle de Aburrá. Los análisis mostraron que los modelos de ML implementados en la región tienen un mejor desempeño que el pronóstico global de CAMS, y en particular para eventos con altas concentraciones, lo cual es relevante en términos de gestión de la calidad del aire. Finalmente, se espera que estos resultados contribuyan a la mejora de los modelos de pronóstico de la calidad del aire en el Valle de Aburrá.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los modelos estadísticos permiten anticipar la ocurrencia de eventos de contaminación atmosférica, lo que los convierte en herramientas útiles para la gestión de la calidad del aire. En particular, los pronósticos implementados por el SIATA han sido utilizados para soportar la toma de decisiones del Área Metropolitana del Valle de Aburrá, autoridad ambiental de la región, durante los episodios de gestión de la calidad del aire. Estos modelos también son útiles para avanzar en el entendimiento de los fenómenos de contaminación, ya que permiten entender la importancia que tienen diferentes factores en la calidad del aire. Finalmente, este trabajo sirve como marco de referencia para la evaluación de este tipo de modelos en el país y permite resaltar la utilidad de estos para la gestión de la calidad del aire.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue realizada por el Sistema de Alerta Temprana del Valle de Aburrá, SIATA, proyecto del Área Metropolitana del Valle de Aburrá durante la vigencia del contrato de Ciencia y Tecnología CCT 799 de 2021. Los autores agradecen a NASA, ECMWF y NCEP por proveer datos de incendios, del modelo CAMS y de GFS, respectivamente.

REFERENCIAS

Casallas, A., Ferro, C., Celis, N., Guevara-Luna, M. A., Mogollón-Sotelo, C., Guevara-Luna, F. A., & Merchán, M. (2021). Long short-term memory

artificial neural network approach to forecast meteorology and PM 2.5 local variables in Bogotá, Colombia. *Modeling Earth Systems and Environment*, 1-14.

Celis, N., Casallas, A., López-Barrera, E. A., Martínez, H., Rincón, C. A. P., Arenas, R., & Ferro, C. (2022). Design of an Early Alert System for PM2. 5 through a stochastic method and machine learning models. *Environmental Science & Policy*, *127*, 241-252.

Franceschi, F., Cobo, M., & Figueredo, M. (2018). Discovering relationships and forecasting PM10 and PM2. 5 concentrations in Bogotá, Colombia, using artificial neural networks, principal component analysis, and k-means clustering. *Atmospheric Pollution Research*, *9*(5), 912-922.

Henao, J. J., Rendón, A. M., Hernández, K. S., Giraldo-Ramirez, P. A., Robledo, V., Posada-Marín, J. A., ... & Mejía, J. F. (2021). Differential Effects of the COVID-19 Lockdown and Regional Fire on the Air Quality of Medellín, Colombia. *Atmosphere*, *12*(9), 1137.

Murillo-Escobar, J., Sepulveda-Suescun, J. P., Correa, M. A., & Orrego-Metaute, D. (2019). Forecasting concentrations of air pollutants using support vector regression improved with particle swarm optimization: Case study in Aburrá Valley, Colombia. *Urban climate*, *29*, 100473.

SIMULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE EN INTERIORES DEBIDO A ACTIVIDADES COTIDIANAS NECESARIAS Y NO NECESARIAS, MEDIANTE UNA APLICACIÓN MÓVIL

Rubí Espinoza Sánchez[1], Elizabeth Magaña Villegas[2], Jesús Manuel Carrera Velueta[3]

Palabras clave:
Calidad del aire interior; simulación; concientización; hábitos.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire es un problema grave ya que de acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (2018), 7 millones de muertes son provocadas anualmente por la exposición a partículas finas, siendo cerca de 4 millones por cuestiones de calidad del aire en interiores. De igual manera, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (2021) menciona que las concentraciones en interiores pueden ser de 2 a 5 veces más altas que las del exterior. Estas cifras son alarmantes ya que las personas pasamos hasta un 87% de nuestro tiempo en espacios interiores (Hasager et al., 2021), y una baja calidad del aire interior puede dar como resultado afecciones de salud no deseadas, pudiendo llegar a la muerte en los peores escenarios (Mannan & Al-Ghamdi, 2021).

El deterioro de la calidad del aire en interiores (CAI) se debe principalmente a las actividades que las personas realizan en este espacio. Es preocupante que la gran mayoría de las personas desconozcan de esta situación, por lo que el concientizar a la población de que actividades esenciales como barrer, y no esenciales (hábitos) como el uso de inciensos, velas y aromatizantes, entre otras, es de suma importancia.

Se ha demostrado que una forma efectiva de concientizar es a través de aplicaciones móviles (Navarro, 2019), que deben de estar provistas de información adecuada y pertinente. En este sentido, los modelos de transporte y destino de contaminantes en el aire permiten evaluar el impacto de las emisiones en la calidad del aire, para presentarlo a la población. El modelo de caja simple fue utilizado en la presente investigación para analizar el comportamiento del material particulado de distintas fuentes, el cual supone que los contaminantes emitidos se mezclan uniformemente en un volumen o caja de aire de dimensiones finitas (Ramos et al., 2015), con el propósito de desarrollar una aplicación móvil que permita concientizar a las personas mediante simulaciones personalizadas de la calidad del aire en sus hogares.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Conformación de la base de datos

Para la simulación de la CAI, se recabó información de trabajos de investigación previos y en curso que consisten en datos de tendencia temporal de PM2,5 durante la realización de las actividades de uso de velas, incienso y aromatizantes. Esta información se clasificó en concentraciones de fondo, pico y retorno para cada experimento. Para complementar la base de datos se midió el PM10 y PM2,5 en eventos de barrer y uso de velas aromáticas y velas de uso religioso. Para la rea-

1 Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, rubiespsan@gmail.com

2 Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, elizabeth.magana@ujat.mx

3 Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, jesus.carrera@ujat.mx

lización de los monitoreos, se construyó una caja con volumen aproximado de 4,68 m3 (1,23 m de ancho, 1,84 m de largo y 2,07 m de altura) que simula una habitación.

Durante los monitoreos se midió PM10 y PM2,5 antes, durante y después de realizada la actividad con un fotómetro de dispersión de 90° (modelo 3M EVM-07 con flujo de aire de 1,67 L/min), situado a la altura de la nariz de una persona con estatura promedio. Para el caso de las velas, estas se ubicaron a 97 cm del nivel del suelo a una distancia de 1 m al fotómetro, y se realizaron un mínimo de tres muestreos para cada tipo de vela. Para la actividad de barrer, se realizó la actividad alrededor del equipo durante 5, 10 y 15 minutos, con un mínimo de tres muestreos para cada tiempo de barrido.

La duración de los experimentos fue variable y estuvo determinada principalmente por los tiempos de retorno. Antes de iniciar la actividad se midió el material particulado durante varios minutos para establecer la concentración de fondo dentro de la unidad de muestreo.

2.2 Estimación de tasas de emisión

Para la estimación de las tasas de emisión, se sustentó en el comportamiento típico del material particulado cuando se activa una fuente momentáneamente (figura 1).

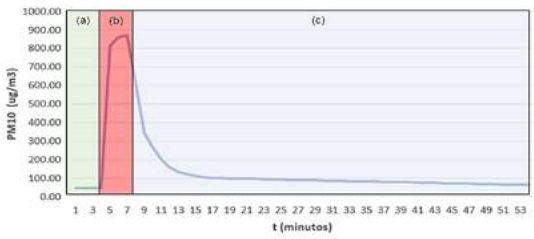


Figura 1. Comportamiento típico del material particulado cuando se activa una fuente momentáneamente.

Al considerarse en la zona (b) un modelo de caja simple cerrado sin entradas ni salidas, la ecuación de balance de masa se simplifica:

$$V\frac{dC}{dt} = q_e \quad (1)$$

Siendo V el volumen de control y q_e la tasa de emisión.

Se Integró la ecuación 1 en las condiciones $C(0)=C_0$ 0 = 0 y $C(t)=C_{p,}$ y , donde $t=0$ corresponde al inicio de la zona (b) y t el final, y despejó q_e:

$$q_e = \frac{c_p - c_0}{t}V \quad (2)$$

A partir de la ecuación 2, se estimaron las tasas de emisión, considerando que es la concentración promedio de la zona (b).

2.3 Simulación

Para describir el comportamiento del material particulado de las distintas actividades en estudio, se utilizó el modelo de caja simple en dos etapas (emisión y decaimiento), en donde se parte del supuesto que cuando la fuente está activa se considera como emisión, y que al momento de apagarse comienza el decaimiento. Con las tasas de emisión obtenidas, se simuló el comportamiento de material particulado para cajas y condiciones de viento diferentes mediante la siguiente ecuación:

$$C(t) = \delta(t)\left[C_0 e^{-\frac{ut}{L}} + \left(C_e + \frac{q_e L}{uH}\right)\left(1 - e^{-\frac{ut}{L}}\right)\right] + (1-\delta(t))\left[C(t_a)e^{-\frac{ut}{L}} + \left(C_e + \frac{q_d L}{uH}\right)\left(1 - e^{-\frac{ut}{L}}\right)\right] \quad (3)$$

Siendo la velocidad del viento, y el largo y el alto de la caja, la tasa de emisión, la tasa de decaimiento, la concentración inicial de PM en el interior y la concentración en el exterior y hace referencia a cada una de las etapas del modelo, considerando:

$$\delta(t)\begin{cases} 1 & t \le t_a \ (fuente\ activa) \\ 0 & t > t_a \ (fuente\ desactivada) \end{cases}$$

Las tasas de decaimiento primeramente se estimaron a través de la obtención de los tiempos de retorno mediante regresiones exponenciales y logarítmicas. Posteriormente, se obtuvo la media estadística de tasas de decaimiento, que fue ajustada a la tendencia del comportamiento global de los experimentos.

La ecuación 3 corresponde a un área (cuarto) con dimensiones $V = L \times B \times H$ en el que se tienen las ventanas abiertas. Se hace la suposición de que el viento ingresa por una ventana o puerta en una pared y sale por otra pared opuesta (ventilación cruzada).

2.4 Evaluación de la calidad del aire interior

Se evaluó la CAI temporal con respecto a las concentraciones de material particulado obtenidas en la simulación, tomando en cuenta los valores límite permisibles establecidos en la norma oficial mexicana NOM-172-SEMARNAT-2019, y las categorías que los cualifican en calidad del aire buena, aceptable, mala, muy mala y extremadamente mala.

2.5 Desarrollo de la aplicación móvil

Mediante el entorno de desarrollo integrado Xcode, se está programando una aplicación móvil que simule la CAI de forma personalizada, mediante el ingreso de datos como el tipo de actividad realizada, la situación de la calidad del aire actual en el hogar del usuario, la duración de la actividad, entre otros.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Tasas de emisión

A partir de la ecuación 2, se obtuvo la media estadística de las tasas de emisión de PM10 de los experimentos de actividad de barrer, que fue de 306,38 µg/min. Las tasas de emisión de las otras actividades y fuentes (velas, ahuyentadores de mosquitos, inciensos y aromatizantes) se obtuvieron en colaboración con José Antonio Martínez de Dios, las cuales se presentarán en el trabajo titulado Factores de emisión y comportamiento de PM2,5 debido al uso de aromatizantes.

3.2 Simulación

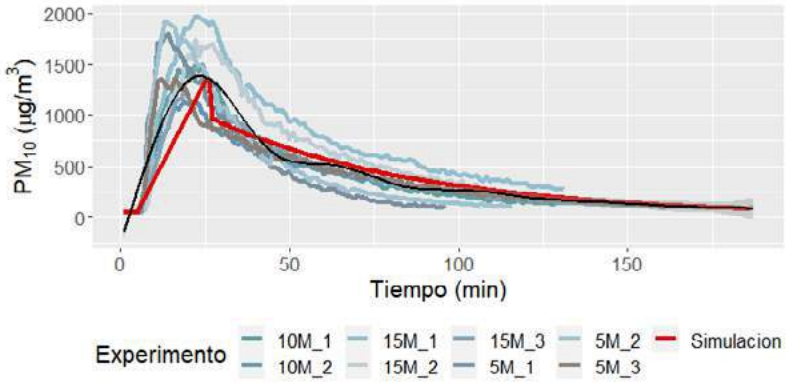


Figura 2. Comparación de PM10 obtenido en monitoreos y mediante simulación.

A partir de la ecuación 3, y considerando que la actividad de barrer se realizó durante 10 min, con vientos inferiores a 0.35 m/s, dimensiones de 1.84x1.23x2.07 m, una tasa de decaimiento de 90 µg/min y una calidad del aire inicial buena (45 µg/min), se realizó la simulación del comportamiento de PM10, la cual, en comparación con los datos obtenidos mediante los monitoreos, puede observarse tiene un buen ajuste, con un 95% de confianza (figura 2). Posteriormente se evaluó la CAI.

3.3 Evaluación de la calidad del aire interior

A través de lo establecido en la NOM-172-SEMARNAT-2019, se obtuvo la cualificación de la CAI con base en los datos obtenidos en la simulación de barrer. Se obtuvo que la calidad del aire llegó a ser extremadamente mala a partir del minuto 3 después de iniciada la actividad, y se mantuvo en esa categoría durante las primeras dos horas de la simulación. Después de transcurridas tres horas, la calidad del aire comenzó a ser aceptable, regresando a concentraciones consideradas como buenas después de tres horas y 30 minutos (figura 3).

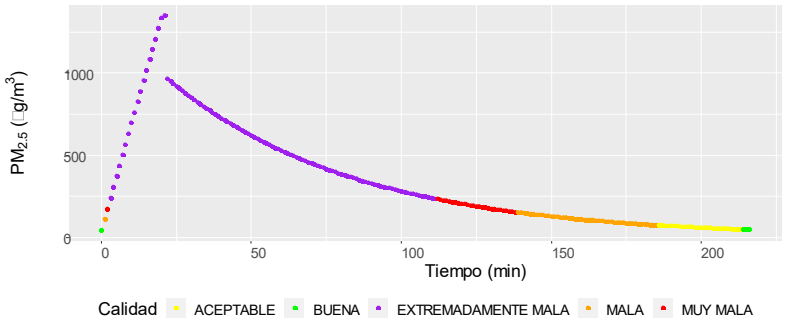


Figura 3. Calidad del aire observada durante la simulación.

Esto implica un riesgo significativo en la salud de las personas, ya que estarían expuestas durante un tiempo prolongado a condiciones de mala a extremadamente mala calidad del aire, como consecuencia de actividades esenciales y no esenciales, como lo es el barrer.

3.4 Aplicación móvil

Mediante la información obtenida mediante la simulación, se está trabajando en la programación de una aplicación móvil que permita dar predicciones personalizadas de la calidad del aire en interiores, dependiendo de la actividad realizada, la duración de esta, la situación de la calidad del aire en el hogar de los usuarios, entre otros. De igual manera, se presentan alternativas a las actividades realizadas y recomendaciones que ayuden al usuario a disminuir las concentraciones de material particulado y así mejorar la calidad del aire dentro de sus hogares.

En la figura 4, se muestra un prototipo de cómo se mostrará la información en la aplicación.



Figura 4. Prototipo de la aplicación móvil.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este trabajo, al ser una herramienta para la concientización sobre la influencia que tienen las actividades no necesarias (hábitos) en la calidad del aire interior, está fundamentado en los objetivos 3: Salud y bienestar, y 4: Educación de calidad del desarrollo sostenible de la Agenda 2030. Las metas en las que se basa de acuerdo con cada objetivo son especialmente en las acciones de reducir sustancialmente el número de muertes y enfermedades producidas por la contaminación del

aire, agua y el suelo para el objetivo 3, y de asegurar que se adquieran conocimientos teóricos y prácticos necesarios para promover el desarrollo sostenible y los estilos de vida sostenibles para el objetivo 4.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco por el apoyo aportado para poder participar en el congreso, así como por permitirnos hacer uso de sus instalaciones para la realización de este proyecto.

REFERENCIAS

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (7 de septiembre de 2021). Indoor Air Quality. https://www.epa.gov/report-environment/indoor-air-quality

Hasager, F.; Bjerregaard, J.; Bonomaully, J.; Knap, H.; Afshari, A. & Johnson, M. (2021). Indoor Air Quality: Status and Standars. En Goodsite M.E., Johnson M.S., Hertel O. (eds) Air Pollution Sources, Statistics and Health Effects. Encyclopedia of Sustainability Science and Technology Series. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-0716-0596-7_1097

Mannan, M. & Al-Ghamdi, S. (2021). Indoor Air Quality in Buildings: A Comprehensive Review on the Factors Influencing Air Pollution in Residential and Commercial Structure. International Journal of Environmental Research and Public Health, 18. https://doi.org/10.3390/ijerph18063276

Naciones Unidas (s.f.). Objetivo 3: Garantizar una vida sana y promover el bienestar para todos en todas las edades. https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/health/

Naciones Unidad (s.f.). Objetivo 4: Garantizar una educación inclusiva, equitativa y de calidad y promover oportunidades de aprendizaje durante toda la vida para todos. https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/education/

Navarro, J. (2019). Simulación de la calidad del aire en interiores para diferentes eventos mediante una herramienta digital [Tesis de licenciatura]. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

NORMA Oficial Mexicana NOM-172-SEMARNAT-2019, Lineamientos para la obtención y comunicación del Índice de Calidad del Aire y Riesgos a la Salud. Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 20 de noviembre de 2019.

Organización Mundial de la Salud (2 de mayo de 2018). Nueve de cada diez personas de todo el mundo respiran aire contaminado. https://www.who.int/es/news/item/02-05-2018-9-out-of-10-people-worldwide-breathe-polluted-air-but-more-countries-are-taking-action

Ramos, S.; Magaña, E. & Carrera, J. (2015). Introducción a la modelación de la calidad del aire, del agua y del transporte de contaminantes en el suelo. México: Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

FACTORES DE EMISIÓN Y COMPORTAMIENTO DE PM2,5 DEBIDO AL USO DE AROMATIZANTES

José Antonio Martínez de Dios[1], Elizabeth Magaña Villegas[2], Jesús Manuel Carrera Velueta[3]

Palabras clave

$PM_{2,5}$; tasas de emisión; incienso; velas; aromatizantes.

INTRODUCCIÓN

En 2021, la Organización Mundial para la Salud (OMS), estimó que cada año aproximadamente 7 millones de personas mueren por mala calidad del aire. En espacios interiores, es la causa de problemas a la salud que pueden derivar desde un cansancio hasta cáncer (Ubilla & Yohannessen, 2021), debido principalmente a que las personas pasan hasta un 90% de su tiempo en interiores con mala calidad del aire (Morawska *et al*., 2017; Hasager *et al*.,2020), siendo el $PM_{2,5}$ el cual es una mezcla de sustancias con diferente composición química, que pueden ser partículas sólidas o líquidas, uno de los contaminantes más peligrosos para la salud (Navarro Kauil, 2019; Juda-Rezler *et al*., 2020).

Es importante destacar que las actividades de carácter esencial como cocinar se han establecido como las principales fuentes de emisión de $PM_{2,5}$ en interiores (Xiang *et al*., 2021; Hu & Zhao, 2022), debido al poco volumen de dilución y a las condiciones locales, las concentraciones de contaminantes tienden a aumentar rápidamente cuando la fuente se encuentra en un ambiente confinado, manteniéndose altas durante un período de tiempo determinado principalmente por la duración de la fuente (o encendido). Sin embargo, pocas investigaciones han revelado esta relación con las actividades no esenciales como el uso de aromatizantes tales como, inciensos y velas (Aquilina & Fenech, 2022), por lo que, el motivo de este trabajo fue analizar el comportamiento y estimar factores de emisión de $PM_{2,5}$ debido al uso de aromatizantes, mediante el modelo de casa simple, basado en balance de masa para estimar la concentración de $PM_{2,5}$ conociendo la masa de partículas finas durante la actividad por unidad de tiempo (tasa de emisión) o por unidad de actividad (factor de emisión), asumiendo que todos los contaminantes son mezclados homogéneamente (Herrera *et al*., 2015).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una encuesta a un total de 44 personas con el objetivo de conocer el uso de incienso y velas aromáticas, la frecuencia de su uso y los aromas más utilizados. Posteriormente, ya seleccionado el tipo de aromatizantes y aroma, se realizó un experimento factorial de dos niveles, por modo de encendido (cerillo y encendedor) y por actividad (incienso y velas) con tres repeticiones. El aroma de mandarina fue seleccionado para el incienso, mientras que, el aroma de manzana-canela para las velas aromatizantes.

2.1 Muestreos

Se realizaron muestreos de aire cerca de la fuente activa en una cámara herméticamente cerrada, con volumen de . El $PM_{2,5}$ fue medido antes, durante y después de la quema de cada uno de los productos seleccionados, con un fotómetro de dispersión de 90° con flujo de aire de que adicionalmente temperatura y humedad relativa, situado a la altura de una persona promedio en México (Pérez-Sastre *et al*., 2021). La fuente de emisión fue colocada a del nivel del suelo, a una

1 Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, jose.amdd@gmail.com

2 Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, elizabeth.magana@ujat.mx

3 Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, jesus.carrera@ujat.mx

distancia de al fotómetro (Figura 1). El incienso se dejó consumir en su totalidad, mientras que, para las velas se establecieron tiempos de 1 hora para las velas, se pesaron antes y después de la combustión.

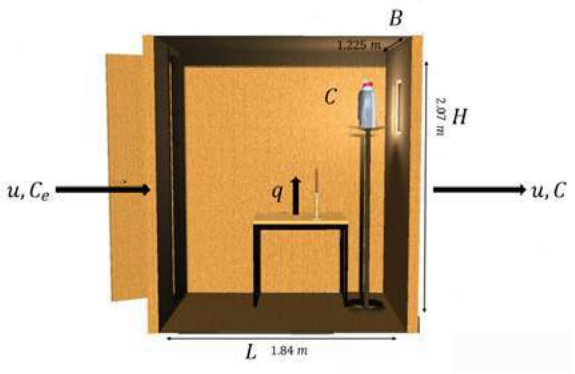


Figura 1. Cámara hermética cerrada.

2.2 Estimación de tasas y factores de emisión

Las tasas y factores de emisión se estimaron mediante el modelo de balance de masa. En los experimentos, realizados sin entradas y salidas de aire, la acumulación de $PM_{2,5}$ se debe únicamente por la fuente activa:

$$(1) \qquad V\frac{dC}{dt} = q_e$$

Donde V es el volumen controlado y q_e la tasa de emisión. La ecuación 1, asume que la fuente es continua y mientras está activa, se presenta un aumento en la concentración de $PM_{2,5}$ que se mantiene por un tiempo (pico), y puede tener un retardo y una duración que varía en función de la tasa de emisión y del volumen de dilución. La solución de la ecuación 1, está dada por la ecuación 2

$$(2) \qquad C_p - C_0 = \frac{q_e}{V}t$$

Se consideró que C_p es la concentración promedio en el pico y C_o es la concentración de fondo para un tiempo t equivalente a la duración del pico, esta permite obtener las tasas de emisión. Para la obtención de los factores de emisión, en los inciensos se dividió la tasa de emisión entre la duración de combustión por unidad. Mientras que, para las velas aromatizantes el factor de emisión se obtuvo considerando la tasa de quema (g consumidos / duración de la combustión).

2.3 Comportamiento temporal de $PM_{2,5}$ y tiempos de retorno

La serie temporal de cada experimento permitió detectar las etapas de monitoreo (fondo, pico y retorno), obtener las concentraciones mientras la fuente está activa, la concentración máxima y la duración del pico, así como las líneas de tendencia de cada aromatizante. Considerando la integridad del equipo, se seleccionó un período no mayor de 3 horas para cada muestreo, por lo que, sí dentro de ese período no se retornó a $C_{0,}$ se estimaron los tiempos de retorno mediante regresión lineal (tendencia lineal, exponencial o logarítmica).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La encuesta mostró que el 18,2% de la población muestreada usa incienso 1 o 2 veces por semana con la finalidad de aromatizar sus hogares o zonas de trabajo, a diferencia del 36,4% que usa velas aromáticas.

3.1 Tasas y factores de emisión

La tabla 2 presenta las tasas y los factores de emisión obtenidos por cada producto analizado, en donde se muestra la diferencia observada por el método de encendido. El incienso presentó un incremento importante en el factor de emisión $(\mu g/unidad)$ al usar el cerillo con respecto al encendedor, con una diferencia de $507{,}42\,\mu g/unidad.$. Este incremento fue más notorio en las velas aromáticas, cuya diferencia en el factor de emisión $(\mu g/gr\ consumido)$ es de $70{,}66\,\mu g/gr\ consumido.$

Tabla 1. Tablas y factores de emisión.

Producto	**Encendido**			
Incienso (mandarina)	Cerillo	55,33	2.594,45	-
	Encendedor	45,78	2.087,03	-
Vela aromática (manzana-canela)	Cerillo	277	-	71,17
	Encendedor	1,54	-	0,51

3.2 Comportamiento de $PM_{2,5}$

En la figura 2a, se puede observar el comportamiento temporal de $PM_{2,5}$ para los inciensos mediante el método de encendido con cerillo, donde las concentraciones comenzaron a subir instantes después de activar la fuente, incrementando gradual hasta el final de la combustión. Posteriormente, se presentó otro incremento para que minutos alcanzara la concentración máxima de entre $797\,\mu g/m^3$ y $1.105\,\mu g/m^3$ y con una duración promedio en el pico de $51{,}76 \pm 17{,}21$ minutos y unos tiempos de retorno en promedio de $206 \pm 71{,}34$ minutos, igualmente se obtuvo una tasa de emisión de $55{,}33 \pm 18{,}93\,\mu g/min\,(3.32 \pm 1{,}136\,mg/h)$.. En la figura 2b, el $PM_{2,5}$ presentó un comportamiento similar al ser encendido con encendedor, con concentraciones máximas entre $811\,\mu g/m^3$ y $1.805\,\mu g/m^3$,y , con una duración promedio en el pico de $61 \pm 5{,}3$ minutos y tiempos de retorno en promedio de $179{,}67 \pm 64{,}84$ minutos, así como, una tasa de emisión de $45{,}78\,\mu g/min\,(2.746 \pm 33{,}21\,mg/h)$. Ambas tasas de emisión coinciden con las obtenidas por See & Balasubramanian (2011), estando por encima de las obtenidas por Ongwandee y Pipithakul (2010).

Mientras que en la figura 3a, se observa que el comportamiento de las concentraciones de $PM_{2,5}$ para las velas aromáticas mediante el método de encendido con cerillo, las cuales comenzaron a subir al encender la fuente, llegando a la concentración máxima de entre $603\,\mu g/m^3$ y $918\,\mu g/m^3$ manteniéndose en el pico durante $8{,}33 \pm 1{,}53$ minutos en promedio y posteriormente decayendo con unos tiempos de retorno de $328 \pm 271{,}43$ minutos, en los cuales se observó que en condiciones similares, el consumo de la vela afecta las condiciones de retorno, igualmente se obtuvo una tasa de emisión de $277 \pm 93{,}79\,\mu g/min\,(16{,}62 \pm 5{,}62\,mg/h)$ que se encuentran por encima de los obtenidos por Stabile *et al* (2012). A diferencia de las obtenidos por método de encendedor, las cuales obtuvieron un notable decremento, llegando a unas concentraciones máximas de entre $72\,\mu g/m^3$ y X $101\,\mu g/m^3$ y X con una duración promedio en el pico de 61 ± 1 minutos y unos tiempos de retorno de $181{,}76 \pm 56{,}82$ minutos en promedio, así como una tasa de emisión de $1{,}54 \pm 0.33\,\mu g/min\,(0{,}0924 \pm 0{,}0198\,mg/h)$,las cuales se encuentran por debajo de las obtenidas por Stabile *et al* (2012).

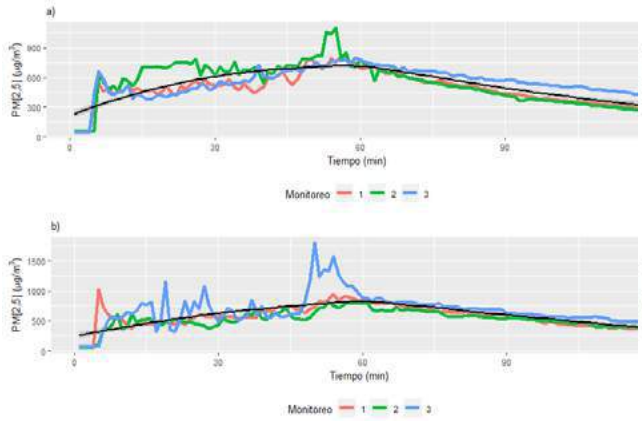


Figura 2. Comportamiento de PM2,5 con incienso.

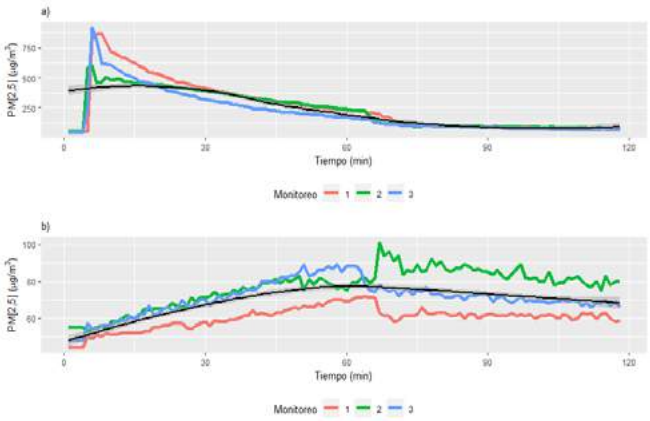


Figura 3. Comportamiento de PM2,5 con velas aromáticas.

Los resultados obtenidos en esta investigación mostraron que el uso de incienso y velas aromatizantes, incrementan entre 19 y 15 veces la concentración de $PM_{2,5}$, respectivamente. De igual forma se demostró que el modo de encender el producto es un factor importante al momento de realizar esta actividad. Es importante mencionar que estas actividades realizadas por costumbres, cultura o religión, son ejecutadas por un periodo largo de tiempo y generan una alta emisión de $PM_{2,5}$ que, sobrepasan los límites máximos permisibles establecidos por la OMS, poniendo en riesgo a la población en ambientes domésticos si las condiciones de ventilación son deficientes, por esta razón, se recomienda, abrir las puertas y ventanas para reducir el potencial daño a la salud, así como la disminución y el uso adecuado de estos productos.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Se contribuirá en la reducción en las concentraciones de $PM_{2,5}$ por debajo de los límites establecidos por la OMS por el uso de aromatizantes. Así como, los resultados obtenidos en esta investigación ayudarán a cumplir los siguientes objetivos de la Agenda 2030: de salud y bienestar, reduciendo las muertes por mala calidad del aire, específicamente, por $PM_{2,5}$. De igual manera, en ciudades y comunidades sostenibles, evitando la mala calidad del aire en espacios interiores por el mal uso de inciensos y velas aromáticas (Naciones Unidas, 2018). Por último, abrirá oportunidades de investigación a diferentes actividades de carácter no esencial que puedan poner en riesgo a la población por su exposición al $PM_{2,5}$.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, por el uso de sus instalaciones para realizar los muestreos.

REFERENCIAS

Aquilina, N. J. & Camilleri, S. F. (2022). Impact of daily household activities on indoor PM2.5 and Black Carbon concentrations in Malta. *Building and Environment*, *207*, 108422. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108422

Hasager, F., Bjerregaard, J. D., Bonomaully, J., Knap, H. C., Afshari, A., & Johnson, M. P. (2020). Indoor Air Quality: Status and Standards. Springer US eBooks, 135-162. https://doi.org/10.1007/978-1-0716-0596-7_1097

Herrera, S.R., Villegas, E., & Velueta, J.M. (2015). Introducción a la modelación de la calidad del aire, del agua y del transporte de contaminantes en el suelo.

Hu, Y., & Zhao, B. (2022). Indoor sources strongly contribute to exposure of Chinese urban residents to PM2.5 and NO2. Journal of Ha-

zardous Materials, 426, 127829. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127829

Juda-Rezler, K., Reizer, M., Maciejewska, K., Błaszczak, B., & Klejnowski, K. (2020). Characterization of atmospheric PM2.5 sources at a Central European urban background site. Science of The Total Environment, 713, 136729. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136729

Morawska, L., Ayoko, G., Bae, G., Buonanno, G., Chao, C., Clifford, S., Fu, S., Hänninen, O., He, C., Isaxon, C., Mazaheri, M., Salthammer, T., Waring, M., & Wierzbicka, A. (2017). Airborne particles in indoor environment of homes, schools, offices and aged care facilities: The main routes of exposure. Environment International, 108, 75-83. https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.07.025

Naciones Unidas (2018). La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe.

Navarro Kauil, J. (2019). Simulación de la calidad del aire en interiores para diferentes eventos mediante una herramienta digital [Tesis de licenciatura]. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

Ongwandee, M., & Pipithakul, W. (2010). Air Pollutant Emissions from the Burning of Incense, Mosquito Coils, and Candles in a Small Experimental Chamber. Applied Environmental Research, 32(1), 69–79. Retrieved from https://ph01.tci-thaijo.org/index.php/aer/article/view/9702

Organización Mundial para la Salud. (2021). Las nuevas Directrices mundiales de la OMS sobre la calidad del aire tienen como objetivo evitar millones de muertes debidas a la contaminación del aire. Organización Mundial para la Salud. https://www.who.int/es/news/item/22-09-2021-new-who-global-air-quality-guidelines-aim-to-save-millions-of-lives-from-air-pollution

Perez-Sastre, M. A. & Ortiz-Hernandez, L. (2021). Cambios en la presión arterial de acuerdo con la estatura en adultos mexicanos. Revista de Saúde Pública, 55, 87. https://doi.org/10.11606/s1518-8787.2021055003253l

See, S., & Balasubramanian, R. (2011). Characterization of fine particle emissions from incense burning. Building and Environment, 46(5), 1074-1080. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.11.006

Stabile, L., Fuoco, F., & Buonanno, G. (2012). Characteristics of particles and black carbon emitted by combustion of incenses, candles and anti-mosquito products. *Building and Environment*, *56*, 184-191. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.03.005

Ubilla, C., & Yohannessen, K. (2021). CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA Y ASMA EN NIÑOS. Neumología Pediátrica, 16(4), 164-166. https://doi.org/10.51451/np.v16i4.464

Xiang, J., Hao, J., Austin, E., Shirai, J. H., & Seto, E. (2021). Residential cooking-related PM2.5: Spatial-temporal variations under various intervention scenarios. Building and Environment, 201, 108002. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108002

LIFE CYCLE ANALYSIS OF GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM ETHER AND ETHANOL-BASED OXYGENATED GASOLINES IN COLOMBIA

Sarah Cashman, Ben Young, Andrew Henderson, John Koupal*

Keywords

GHG emisiones; Etanol; ETBE; GREET.

INTRODUCTION

The addition of oxygenated blendstocks to motor vehicle fuel has been employed since the 1980s to improve vehicle fuel efficiency, reduce emissions, and support sustainability goals. For motor vehicle gasoline, oxygenation has been achieved by blending gasoline with anhydrous ethanol to produce E10 (used in Colombia since the early 2000s), or ethers such as methyl-tert-butyl ether (MTBE) or ethyl tertiary-butyl ether (ETBE). Ethanol and ETBE are derived from renewable sources, which provides an additional benefit in carbon footprint relative to fossil fuels. In order to provide an assessment of the ramifications of different oxyfuel blends on climate-forcing emissions, this study compares the life-cycle greenhouse gas (GHG) emissions associated with oxygenated gasoline (oxyfuel) blends in Colombia using ETBE, ethanol, or a combination of the two oxygenates. This study serves as a carbon footprint comparison (CFP) of the oxyfuel blends as well as ETBE produced from corn and/or sugarcane ethanol and isobutylene from tertiary butyl alcohol (TBA) dehydration. This study was conducted in accordance with International Organization for Standardization (ISO) voluntary international standards for CFPs and single attribute life cycle assessments (LCA).

Fuels assessed included a base gasoline with no oxygenate (a.k.a. E0, "gasolina básica", blendstock for oxygenate blending, or BOB) and several oxygenated fuels which achieve 3.7 percent oxygen by weight, the amount specified for oxygenated gasoline in Colombia.[1] The oxygenated fuel blends assessed were E10, a gasoline blend with 24% ETBE content by volume, and four gasolines with a mix of ethanol and ETBE, all containing 3.7% oxygen by weight. Each of the fuels were modeled with two blending methods, splash blending and match blending. Match blending is conducted to achieve a specific fuel property target, in this case an octane (expressed as Research Octane Number, or RON) of 89 RON across all fuel blends. This case allows comparison of oxygenates to replace reformate for boosting octane to the current specification for regular gasoline (gasolina corriente oxigenada), and the relative differences in well-to-wheels CO2 footprint when using ethanol or ETBE for this. Splash blending allows octane to vary.

METHODS

A life cycle emissions inventory analysis was conducted to account for GHGs associated with extraction, production, transport, and end-use combustion to estimate total well-to-wheel emissions for each fuel blend analyzed. Figure 1 shows a flow diagram of pathways for gasoline and oxygenate components, while Table 1 provides the specific inputs (sources and locations) of the fuel

1 Resolución Número 40103 de 07 Abr 2021; Tabla B.

Eastern Research Group (*corresponding author john.koupal@erg.com)

pathways for this analysis. For petroleum, the analysis accounted for extraction and refining in the U.S. Gulf Coast and transport to Colombia. For oxygenated compounds, the analysis accounted for feedstock production, ethanol/ETBE production, blending, transport, and end-use combustion.

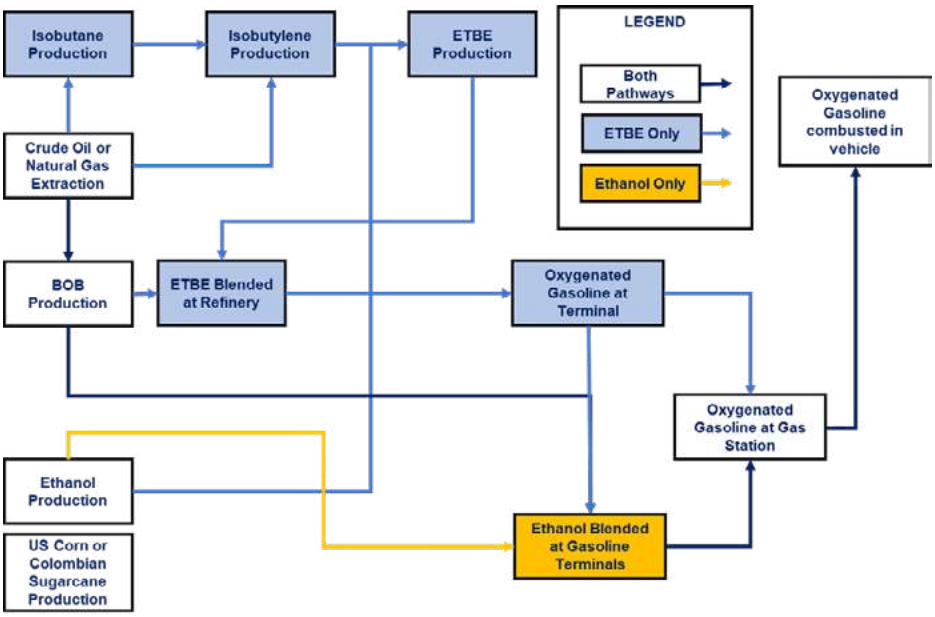


Figure 1. Flow diagram of fuel pathways.

Table 1. Fuel pathway inputs (primary scenario).

Gasoline BOB Production Location	US Gulf Coast
ETBE Production Location	US Gulf Coast
ETBE Production Pathway	TBA Pathway
Ethanol Production Location for ETBE (Primary)	US Midwest
Ethanol Feedstock for ETBE (Primary)	US Corn
Pct from Primary Source	45%
Ethanol Production Location for ETBE (Secondary)	Cali, Colombia
Ethanol Feedstock for ETBE (Secondary)	Colombian Sugarcane
Ethanol Production Location (Primary)	US Midwest
Ethanol Feedstock	US Corn
Pct from Primary Source	45%
Ethanol Production Location (Secondary)	Cali, Colombia
Ethanol Feedstock	Colombian Sugarcane
Blend Location	Colombia
Transport of Product to Consumer	Truck

Emission factors for each stage were compiled from best-practice life cycle inventory databases, including the GREET model, with two notable improvements to the state-of-the-science introduced for this study required to allow a direct comparison of the tradeoffs in replacing reformate with oxygenates to boost fuel octane. First, process data provided by producers for ETBE produced from corn and/or sugarcane ethanol and isobutylene from tertiary butyl alcohol (TBA) dehydration was used to update emissions estimates for ETBE production from GREET defaults generated in the early 2000s. ETBE production data was updated based on mass, energy and emissions data collected from LyondellBasell's Channelview, TX facility. Mass and energy inputs and emission outputs are allocated among co-products of the TBA and ETBE processes on a mass basis.

A second significant advancement of this study was to provide a more detailed accounting for GHG emissions from petroleum reformate typically used to boost octane in non-oxygenated fuels. To better isolate emissions of gasoline components, our study used the PRELIM model to develop emission intensities for the reformate and naphtha portions of the gasoline blend. PRELIM provides the allocation of emissions to individual product streams based on processing intensity (Abella et al. 2020). These intensities also include the upstream energy flows that supply refinery operations (e.g., electricity and combusted fuels). The emission intensities for the blended gasoline product as calculated by PRELIM were used as the baseline for comparison. We determined the GWP intensities of reformate and naphtha by allocating the impacts for each subprocess based on the share of the volumetric throughput that contributes to the total impacts for the gasoline baseline.

With these improvements in place, a life cycle analysis was conducted to compare GHG emissions for several blends of ethanol and/or ETBE achieving the specified 3.7 weight percent oxygen, ranging from 10% ethanol only (E10) to 24% ETBE only, and several intermediate blends mixing the two to achieve the desired oxygen weight target. Each of the fuels were modeled with two blending methods, splash blending and match blending, to assess two different aims of oxygenate: to replace reformate in meeting a set octane target, or to provide a more energy efficient means to achieve premium octane levels.

RESULTS AND DISCUSSION

Our analysis shows that with match blending to meet a specific octane target of 89 RON, the replacement of reformate in E0 with oxygenate to boost octane results in GHG reduction of 6-9 percent, with the highest reduction provided by a blend of 24% ETBE. The GHG contribution of each stage (grams of CO2eq per MJ) of the life cycle process to GHG emissions is shown in Figure 2 for the baseline gasoline (E0), 24% ETBE (OX24) and E10 fuels for the match blend scenario. Combustion emissions dominate for all three fuels and are reduced for the ETBE and E10 fuels to reflect net zero emissions of ethanol. OX24 has the lowest combustion (and hence lower overall) energy owing to the higher share of ethanol and lower contribution from Reformate. Reformate production emissions drop considerably for the oxygenated fuels that largely displace reformate for octane boost, though are offset to some degree by larger production emissions for ETBE and ethanol, respectively.

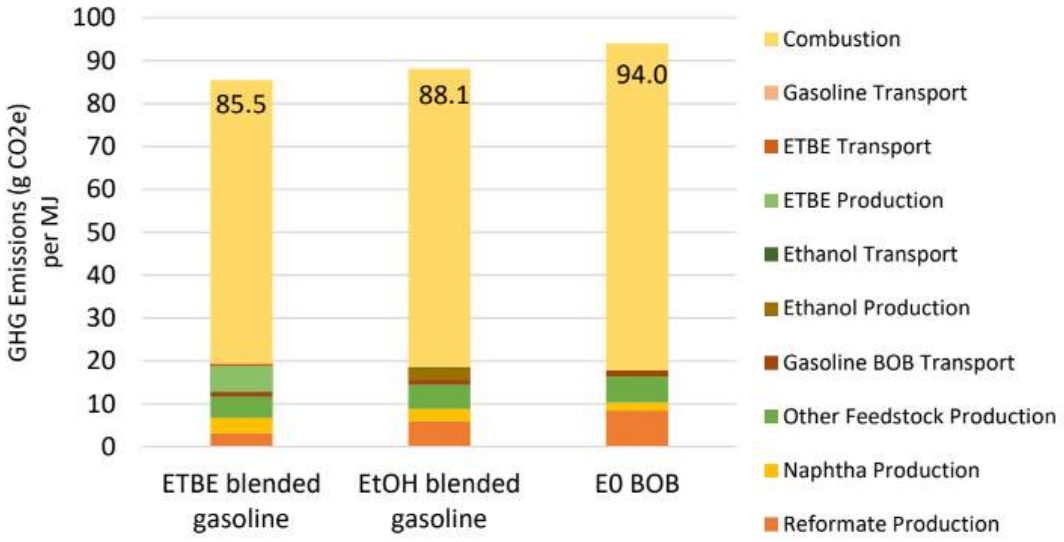


Figure 2. GHG contribution by life cycle stage for OX24, E10 and E0 (Match Blend, 89 RON).

Results for the splash blend case, which adds oxygenate to a base fuel to boost octane unconstrained, suggests that ETBE allows octanes higher than 89 RON to be achieved without GHG penalty. GHG reductions are generally attributed to the fact that over the life cycle, oxygenates can add higher octane than reformate, on a volume basis, with lower GHG requirements. Sensitivity cases run to vary the source of ethanol (100% corn or 100% sugarcane) do not change this conclusion, nor does the removal of emissions associated with land-use impacts of ethanol.

PUBLIC POLICY IMPLICATIONS

When considering overall GHG emissions across all stages of motor vehicle fuel used in Colombia, this study a) supports the use of renewable-based oxygenated fuels to reduce carbon emissions, and b) shows using ETBE as an oxygenate provides more GHG benefit vs. ethanol blends. Given urban air quality impacts associated with the use of E10, this provides policy makers with additional impetus to re-evaluate the sole use of ethanol in Colombia's oxyfuel program.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors gratefully acknowledges the sponsorship of Asociación de Combustibles Eficientes de Latinoamérica (ACELA), and project leadership of Dr. Daniel Pourreau. His effort and guidance in collecting data and reviewing assumptions has added considerably to the quality of this report.

REFERENCES

Abella, Jessica P., Kavan Motazedi, John Guo, Krystin Cousart, Liang Jing, and Joule A. Bergerson. 2020. "PRELIM: The Petroleum Refinery Life Cycle Inventory Model, v1.4." https://ucalgary.ca/energy-technology-assessment/open-source-models/prelim.

Argonne National Laboratory. 2021. "GREET Fuel-Cycle Model." 2021. https://greet.es.anl.gov/greet_1_series.

Elgowainy, Amgad, Jeongwoo Han, Hao Cai, Michael Wang, Grant S. Forman, and Vincent B. DiVita. 2014. "Energy Efficiency and Greenhouse Gas Emission Intensity of Petroleum Products at U.S. Refineries." *Environmental Science & Technology* 48 (13): 7612–24. https://doi.org/10.1021/es5010347.

Karonis, Dimitrios, George Anastopoulos, Evripidis Lois, and Stamoulis Stournas. 2008. “Impact of Simultaneous ETBE and Ethanol Addition on Motor Gasoline Properties.”

Koupal, J., Palacios, C., 2019. Impact of new fuel specifications on vehicle emissions in Mexico. Atmos. Environ. 201, 41–49. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.12.028

MAVDT, M. de A.V. y D.T., MME, M. de M. y E., 2003. Resolución 447 de 2003 Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial

MME, M. de M. y E., MADS, M. de A. y D.S., 2021. Resolución 40103 de 7 abril 2021.

MEDICIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS

05

PRÓLOGO

Medición y Caracterización de Contaminantes Atmosféricos

La evaluación de la calidad del aire es una responsabilidad estatal que debe ser coherente con los derechos constitucionales de todo ciudadano al disfrute de un ambiente sano y saludable. En ese ejercicio, la comunidad de investigadores juega un papelfundamental en la vigilancia de los diferentes contaminantes atmosféricos, a partir de la aplicación de métodos confiables y validables para el reporte de información base para la toma de decisiones oportunas y eficaces para el control de las fuentes de emisión. Actualmente hay un importante avance en el desarrollo de otra tipología de equipos para el seguimiento de la calidaddel aire de tecnologías más simples y con menor costo.

Estos están siendo usados bajo metodologías devalidación y comparabilidad con los estándares de las normativas legales vigentes. Como parte de la cultura y la relevancia de la calidad de los datos en la caracterización de la contaminación atmosférica, en el CASAP IX, se presentaron avances científicos sobre parámetros de verificación, análisis del comportamiento y tendencias del estado de calidad del aire, como aporte a la implementación de la política de calidad del aire en el país. Estos estudios fueron liderados por expertos con altas competencias y capacidades que dan cuenta del potencial profesional de esta área en nuestro país y América Latina.

Miryam Gómez Marín
Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid

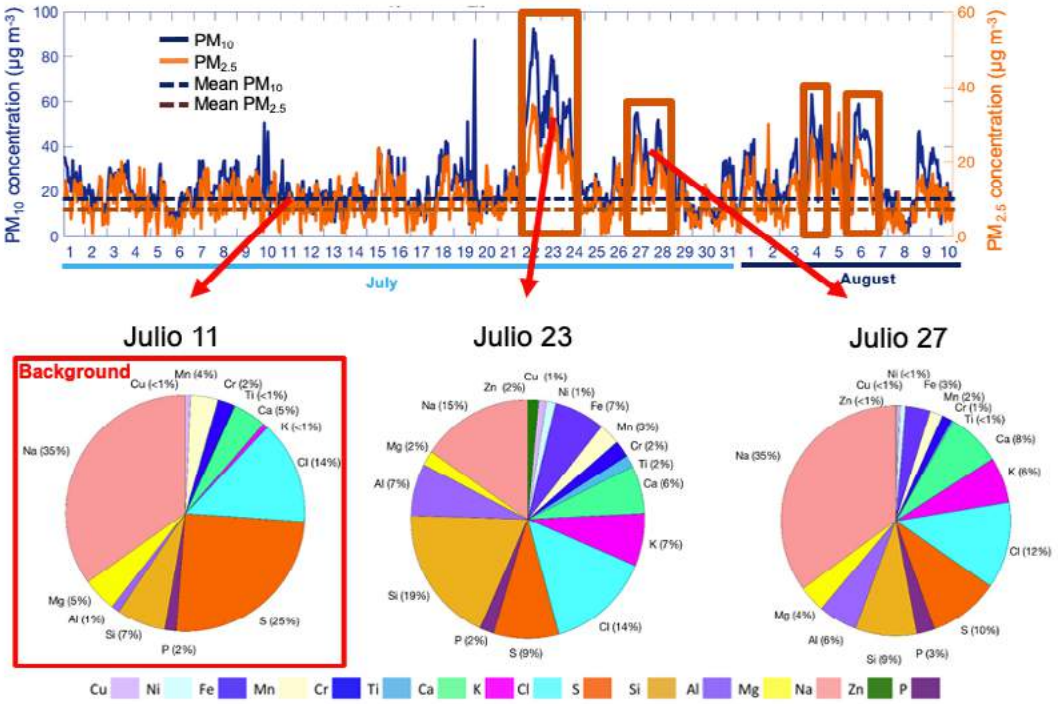
IMPACTO DEL POLVO AFRICANO EN LA CALIDAD DEL AIRE EN YUCATÁN, MÉXICO

Carolina Ramírez-Romero[1,2], María F. Córdoba[1], Luis A. Ladino[1], Alejandro Jaramillo[1], Javier Miranda[3], Harry Alvarez-Ospina[4], Daniel Rosas[5], Talib Amador[5], Darrel Baumgardner[6], Graciela B. Raga[1*]

Palabras clave:

Polvo africano; composición elemental de partículas; retro-trayectorias; reanálisis MERRA-2; calidad del aire.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

Las partículas de polvo mineral y de sal marina constituyen las partículas naturales más abundantes en la atmosfera a nivel global. En particular, los desiertos africanos son una de las principales fuentes de partículas minerales. Dichas partículas minerales son transportadas eficientemente a diferentes partes del planeta. Y una vez transportadas desde su zona de origen donde no hay poblaciones importantes, tienen el potencial de degradar significativamente la calidad del aire a nivel regional e impactar la salud pública en zonas urbanas.

El polvo que se origina en desiertos ubicados entre 15° and 25°N atraviesan el Atlántico en una capa elevada denominada *Saharan aerosol layer* (SAL), identificada originalmente por Carlson y Prospero (1972) y Prospero and Carlson (1972).

1 Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, UNAM, México (raga.graciela@gmai.com)

2 IMT Nord Europe, Université de Lille, Centre for Energy and Environment, Francia

3 Instituto de Física, UNAM, México

4 Facultad de Ciencias, UNAM, México

5 Facultad de Química, UADY, México

6 Droplet Measurement Technologies, Colorado, USA

* Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, UNAM, México (raga.graciela@gmai.com)

Esta capa se caracteriza por ser una masa de aire cálido y seco con elevadas concentraciones de partículas de polvo. La nube de polvo se traslada hacia el oeste cruzando el océano a una velocidad de 1,000 km por día para llegar hasta Barbados en aproximadamente 5 días. Se ha reportado evidencias de polvo no solo en las Antillas Menores sino también Puerto Rico e incluso la península de Florida.

La llegada de polvo a la península de Yucatán en México no había sido sistemáticamente estudiada en el pasado, y ha sido el objetivo del presente estudio, en el contexto del proyecto *ADABBOY: African Dust and Biomass Burning over the Yucatan* (Raga et al, 2021).

Los objetivos del proyecto ADABBOY no solo abarcaron la identificación del arribo de plumas de polvo africano a México, sino que incluyeron su caracterización química (iónica y elemental) y su habilidad como núcleo de glaciación en la formación de nubes mixtas (que contienen agua líquida y hielo), sino que también contemplaron las partículas de quema de biomasa y las partículas naturales emitidas por las aguas del Golfo de México y el Mar Caribe. En este trabajo se presentan solo resultados sobre el polvo africano.

La investigación realizada en México además aporta información sobre la llegada de polvo africano a otros países de Centroamérica, así como a Venezuela y Colombia. Al respecto se presentará durante el congreso un análisis preliminar de eventos ocurridos en los últimos años que claramente impactaron Colombia y se validarán los resultados de reanálisis con datos de la red AERONET de la NASA. La experiencia adquirida en Yucatán para caracterizar el polvo africano puede ser útil para realizar investigación sobre polvo africano por parte de la comunidad colombiana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se llevaron a cabo dos campañas intensivas de muestreo de las características físicas, químicas y de su potencial como núcleos de glaciación en 2017 y 2018. Dichas campañas complementaron los muestreos continuos de los parámetros estándar en una estación de calidad del aire de la Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos (RUOA) en el campus de la Facultad de Química de la Universidad Autónoma de Yucatán (UADY) en la ciudad de Mérida. La figura 1 indica la ubicación de los sitios de muestreo y la Figura 2 presenta algunos de los equipos utilizados para las mediciones.

El proyecto ADABBOY contó con un número importante de equipo, incluyendo muestreadores de partículas en función de su tamaño, desde ultrafinas hasta 10 micrómetros, monitores de las propiedades ópticas e impactores para muestreos biológicos, entre otros. Los equipos utilizados fueron aportados principalmente por la UNAM y la UADY, pero se contó además con aportes de Dalhousie University en Canadá. Las muestras recogidas en distintos sustratos fueron analizadas por diferentes técnicas para determinar desde composición elemental hasta su habilidad para actuar como núcleo de glaciación dentro de las nubes.



Figura 1. Ubicación de la ciudad de Mérida y el pueblo costero de Sisal donde se llevaron a cabo las mediciones.



Figura 2. Equipo montado en Merida (fotos izquierda) y en Sisal (foto central y derecha) en 2017 y 2018.

Tabla 1. Instrumentación utilizada en cada sitio de muestreo.

Mérida	Sisal
Ceilómetro	
Partisol (PM2.5)	MiniVol (PM2.5)
Micro-orifice uniform deposit impactor (MOUDI)	Micro-orifice uniform deposit impactor (MOUDI)
Optical particle counter (OPC)	Optical particle counter (OPC)
Condensation particle counter (CPC)	Condensation particle counter (CPC)
Biostage impactor	Biostage impactor
PM10 y PM2.5 (continuos)	
Ultrafine particle (UFP) monitor	
Photoelectric aerosol sensor (PAS) (PAHs)	
Nefelómetro	
Particle soot absorption photometer (PSAP)	
Monitores de CO_2, SO_2, NOX, CO, O_3	
Estación meteorológica	Estación meteorológica

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las emisiones de polvo desde zonas desérticas en África son eventos esporádicos, que duran aproximadamente de 1 a 3 días por evento, y exhiben gran variabilidad interanual. Durante el proyecto ADABBOY hubo 4 eventos en 2017 y 6 eventos en 2018. Las series de tiempo de PM2.5 y PM10 en la Figura 3 permiten identifican los eventos. Los episodios de altas concentraciones de PM2.5 y PM10 revelan un aumento relativo de PM superior al 300% con respecto a los valores de fondo, degradando significativamente la calidad del aire en Mérida. El promedio de 24 h de PM10 observado durante los eventos individuales en 2018 alcanzó ~38 µg m^{-3}, por debajo de la directriz de la Organización Mundial de la Salud de 50 µg m^{-3}. Sin embargo, los valores horarios pueden ser mucho más altos, como durante el evento "gigante" del 23 al 27 de junio de 2020 cuando los valores de PM10 alcanzaron los 317 µg m^{-3} (Mayol-Bracero et al. 2020).

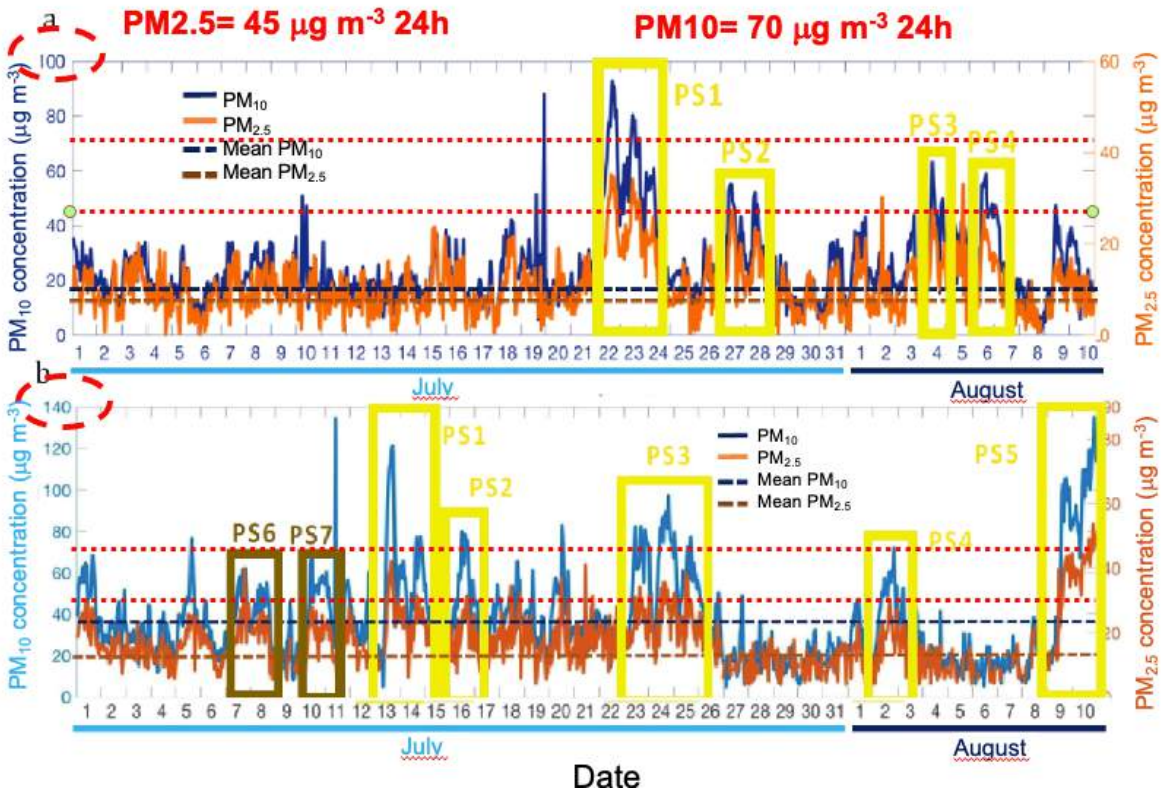


Figura 3. Series de tiempo de PM2.5 y PM10 usando medidores continuos. Los datos en los recuadros identificados con las letras PS# marcan los diferentes episodios observados en 2017 (panel superior) y 2018 (panel inferior)

Las partículas fueron muestreadas durante dichos eventos con varios equipos simultáneos y las diversas muestras fueron sometidas a diferentes análisis químicos. Las muestras obtenidas durante los eventos contenían un enriquecimiento de elementos químicos asociados a partículas de polvo mineral. La figura 4 muestra algunos de los resultados del análisis elemental, que permite identificar el origen africano de las muestras, especialmente aluminio (Al), hierro (Fe) y silicio (Si).

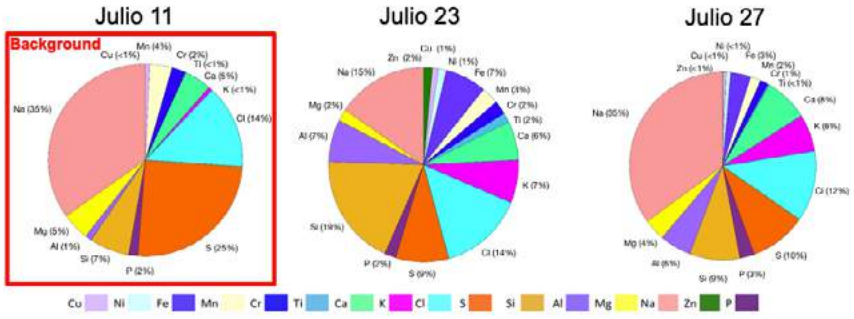


Figura 4. Elementos identificados en 2 muestras de polvo mineral correspondientes a los eventos identificados en el panel superior de Figura 3 por PS1 y PS2 (recuadros amarillos) correspondientes a 2017.

El análisis de retro-trayectorias, radiosondeos, reanálisis e imágenes satelitales demuestran que las masas de aire durante los eventos de altas concentraciones de PM2.5 y PM10 en Mérida se asocian a la Saharan Aerosol Layer (Carlson and Prospero, 1971; Prospero and Carlson, 1972) y que las partículas se originaron en zonas desérticas de África. Asimismo, se encontró una buena correlación entre las concentraciones de PM10 en Mérida y el valor estimado de polvo a partir del reanálisis MERRA-2, corroborando que la degradación de la calidad del aire local (y probablemente regional) en Mérida es el resultado de la llegada del polvo africano. Por limitación de espacio las gráficas correspondientes se presentarán en el congreso.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los datos colectados durante el Proyecto ADABBOY se utilizarán para mejorar modelos de emisión y transporte de polvo africano llegando a Yucatán, así como de modelos regionales para simular la formación de nubes y precipitación en esta región tropical. Asimismo, pueden aportar información a los tomadores de decisión ante estos eventos para diseñar acciones para proteger la salud de la población, especialmente a los grupos más vulnerables. En particular, en términos de la presencia de diferentes microorganismos identificados durante los eventos de llegada de polvo africano, que han sido reportados por Rodríguez-Gómez et al. (2020).

La investigación realizada en México también aporta información sobre la llegada de polvo africano a otros países como Venezuela y Colombia. Durante el congreso se presentará un análisis preliminar de eventos ocurridos en los últimos años que claramente impactaron Colombia. La experiencia adquirida en Yucatán para caracterizar el polvo africano puede ser útil para realizar investigación sobre polvo africano por parte de la comunidad colombiana.

AGRADECIMIENTOS

ADABBOY contó con la participación de un gran número de estudiantes y agradecemos explícitamente las contribuciones de tiempo y esfuerzo que resultaron en tesis de licenciatura y maestría de Manuel Andino, Diego Cabrera, Aline Cruz, Sofia Giordano, Javier Juarez, Aimee Melchum, Joshua Muñoz, Diana Pereira, Zyanya Ramírez, and Camila Rodríguez. También agradecemos las contribuciones de colegas Allan Bertram, Elizabeth García, Gabriel García, Manuel García, Víctor García, Wilfrido Gutiérrez (difunto), Jorge Herrera, Lisa Miller, Juan Carlos Pineda, Rosario Pool Chi, Miguel Robles, Alfredo Rodríguez, and Ma. Isabel Saavedra. Se agradece a las agencias y programas que contribuyeron los fondos para el proyecto: Conacyt (FC-2164 and SNI-I1200/16/2019), PAPIIT-UNAM (IN102818, IA108417, and IN111120), RUOA-UNAM, and UADY (SISPROY-FQUI-2018.0003). Se agradece a NASA and NOAA por la disponibilidad de datos satelitales de MODIS, reanálisis MERRA-2 y el modelo HYSPLIT.

REFERENCIAS

Carlson, T. N., and J. M. Prospero, 1972: The large-scale movement of Saharan Air outbreaks over the northern equatorial Atlantic. J. Appl. Meteor., 11, 283–297, https://doi.org/10.1175/1520-0450(1972)0112.0.CO;2.

Mayol-Bracero, O. L., and Coauthors, 2020: “Godzilla” African dust event of June 2020: Impacts of air quality in the greater Caribbean Basin, the Gulf of Mexico, and the United States. *AGU Fall Meeting*, Online, Amer. Geophys. Union, Abstract A016-02.

Prospero, J. M., and T. N. Carlson, 1972: Vertical and aerial distribution of Saharan Dust over the western equatorial North Atlantic Ocean. J. Geophys. Res., **77**, 5255–5265, https://doi.org/10.1029/JC077i027p05255

Raga, Graciela B., Luis A. Ladino, Darrel Baumgardner, Carolina Ramirez-Romero, Fernanda Córdoba, Harry Alvarez-Ospina, Daniel Rosas, Talib Amador, Javier Miranda, Irma Rosas, Alejandro

Jaramillo, Jacqueline Yakobi-Hancock, Jong Sung Kim, Leticia Martínez, Eva Salinas, and Bernardo Figueroa, 2021: ADABBOY: African Dust And Biomass Burning Over Yucatan. Bull. Amer Meteor Soc, https://doi.org/10.1175/BAMS-D-20-0172.1

Rodriguez-Gomez, Camila, Carolina Ramirez-Romero, Fernanda Cordoba, Graciela B. Raga, Eva Salinas, Leticia Martinez, Irma Rosas, Erika T. Quintana, Luis A. Maldonado, Daniel Rosas, Talib Amador, Harry Alvarez, and Luis A. Ladino, **2020**: Characterization of culturable airborne microorganisms in the Yucatan Peninsula. *Atmospheric Environment,* 223, 117183, https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117183

DEPOSICIÓN PULMONAR DE MATERIAL PARTICULADO EN BOGOTÁ

Lady Mateus Fontecha[1], Rodrigo Jiménez[1], Néstor Y. Rojas-Roa[1]

Palabras clave:

Partículas ultrafinas; distribución de tamaño; área superficial; deposición pulmonar.

INTRODUCCIÓN

La Estrategia Nacional de Calidad del Aire de Colombia ha establecido que las acciones de prevención, reducción y control de emisiones deben estar enfocadas principalmente a las emisiones de material particulado, PM_{10} y $PM_{2.5}$, debido a las excedencias con respecto a los lineamientos de calidad del aire sugeridos por la Organización Mundial de la Salud y la Norma Nacional de Calidad del Aire. Respondiendo a esta necesidad, en Colombia se han realizado numerosos proyectos de caracterización de material particulado, que han contribuido en mejorar el entendimiento de las actividades que generan este contaminante, su variabilidad temporal y los impactos en la salud de la población que se encuentra expuesto a las partículas atmosféricas. Sin embargo, aún hay características de las partículas, que se encuentran en estudio, tal como, la concentración del número de nanopartículas, su distribución de tamaño y el potencial de deposición en los pulmonar en las personas expuestas a este contaminante.

El Área Superficial de Deposición Pulmonar (LDSA, por sus siglas en ingles), combina aspectos relevantes como la concentración de partículas suspendidas en el aire, su distribución de tamaño y la eficiencia de las partículas para depositarse en las diferentes regiones del sistema respiratorio en función de su tamaño. LDSA es un proxi de la disponibilidad de las partículas para transferir compuestos con potencial tóxico a las regiones más profundas del sistema respiratorio, como los pulmones.

Este trabajo muestra los resultados de la medición de la concentración de número de partículas, su distribución de tamaño y el LDSA, evaluados para dos áreas con diferentes características de la ciudad de Bogotá.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización del sitio de medición número de partículas segregado por tamaño

Los sitios de medición corresponden a dos estaciones de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB), uno con una influenciada por emisiones vehiculares (estación Las Ferias) y otra estación de fondo urbano (estación San Cristóbal). La estación Las Ferias se encuentra ubicada en el centro geográfico de la ciudad, en la dirección oriente – occidente, rodeada de avenidas con tráfico vehicular permanente, mientras que la estación San Cristóbal, esta localizada en el suroriente de la ciudad, cerca a los cerros orientales que limitan la ciudad. En la Figura 1 , se indica la posición de las dos estaciones donde se realizo el presente estudio y la ubicación de otras estaciones de la RMCAB.

1 Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. lmateusf@unal.edu.co, rjimenezp@unal.edu.co;

*Autor de correspondencia: nyrojasr@unal.edu.co

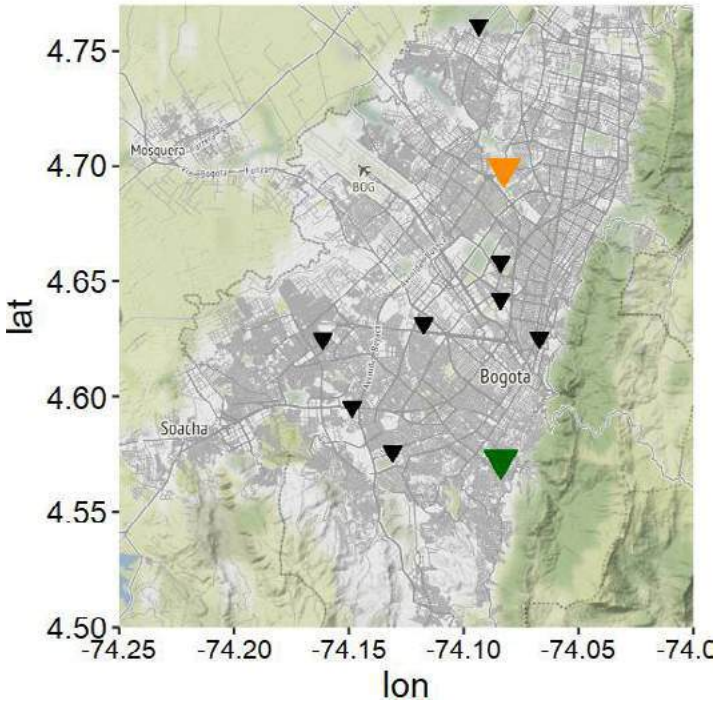


Figura 1. Mapa de localización de las estaciones donde se realizó la medición del número de partículas. La estación Las Ferias corresponde al triangulo naranja y la estación San Cristóbal corresponde al triangulo verde. Otras estaciones de la red de monitoreo se presentan en triángulos de color negro.

Instrumento usado para contar y clasificar las partículas por tamaño.

El instrumento empleado para contar las partículas y su distribución de tamaño fue el impactador a baja presión y detección eléctrica ELPI⁺ (®DEKATI Instruments). EL ELPI⁺ contó las partículas segregadas en 15 rangos de tamaño, entre 6 nm y 10 mm. La resolución temporal de la medición fue de 1 segundo y posteriormente se promedió por hora, con el objetivo de determinar la variabilidad horaria del número de partículas que se depositan en los alvéolos, durante 13 días, en cada estación.

Estimación del área superficial de partículas que se depositan en los alvéolos.

El área superficial de las partículas que se depositan en los alvéolos se estima a partir de la eficiencia de deposición alveolar y el área superficial de las partículas que se encuentran suspendidas en el aire ambiente, como lo indica la Ecuación 1.

Ecuación 1. LDSA = (Área superficial de las partículas) x (Fracción de partículas depositadas)

La fracción de partículas atmosféricas depositadas sobre la región alveolar de los pulmones fue tomada el reporte presentado por la Comisión de Protección Radiológica (IRCP) (ICRP, 1994), la cual se resume en la Figura 2a. La línea de color negro continua muestra la eficiencia de deposición de las partículas en los alvéolos, los cuales se encuentras al interior de los pulmones, tal como se esquematiza en la Figura 2b.

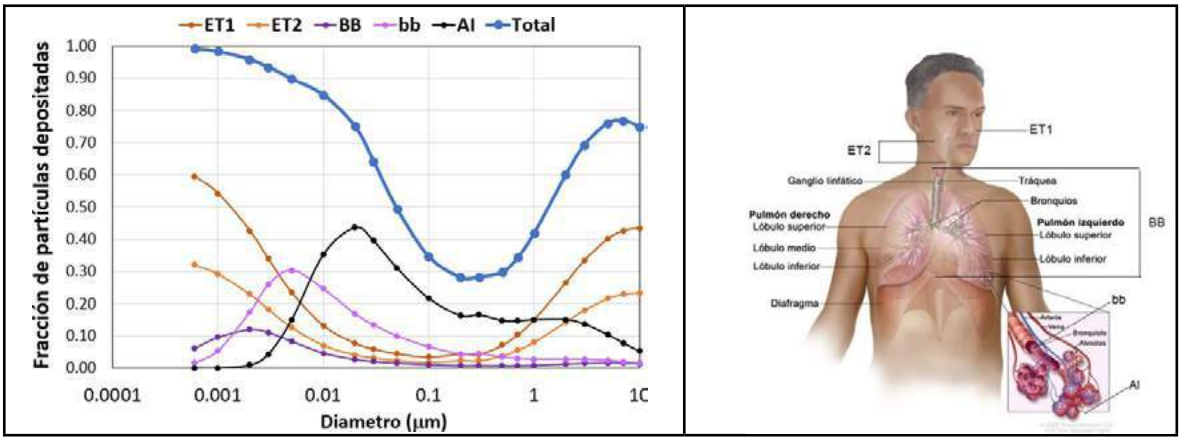


Figura 2. Fracción de deposición alveolar en alveolos (AI), bronquios (BB y bb) y tórax (ET) publicado por la Comisión Internacional de Protección Radiológica Fuente: (ICRP, 1994). Imagen adaptada del Instituto Nacional de Cáncer https://www.cancer.gov/espanol).

El área superficial de las partículas se calcula a partir de la suposición de que estas son esféricas, y por tanto, el área superficial de cada una de ellas corresponde As = πD^2.

Para cada uno de los canales de clasificación de partículas por tamaño del ELPI⁺ se estimó el área superficial y multiplico por el número de partículas contadas en este rango de tamaño. Finalmente se realizó la suma del área superficial de las partículas contadas por hora. Las Ecuaciones 3 y 4, expresan el método de cálculo del LDSA.

Ecuación 2. $\text{Área superficial de las partículas} = [\textit{Número de partículas} \cdot (D_a)^2 \cdot \pi]_{Etapa\ ELPI+}$

Ecuación 3. $Area\ superficial = \sum_{n=2}^{n=14}(\text{Área superficial de las partículas})$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los hallazgos de este estudio revelaron que la Estación San Cristóbal, clasificada como de fondo urbano en Bogotá, tiene una concentración promedio de partículas más alta (3,8x10³ #/cm³) que el área más afectada por las emisiones de los automóviles (2,8x10³ #/cm³). La distribución del tamaño de partículas fue unimodal en la estación influenciada por emisiones vehiculares *Las Ferias*, con un diámetro centrado en 120 nm, lo que evidenció que las partículas se forman y crecen a través de procesos atmosféricos del entorno. Por otro lado, el área de fondo urbano exhibió una distribución bimodal, con un diámetro modal de 120 nm y un segundo modo centrada en 30 nm de diámetro, que es más importante en las horas pico de la mañana.

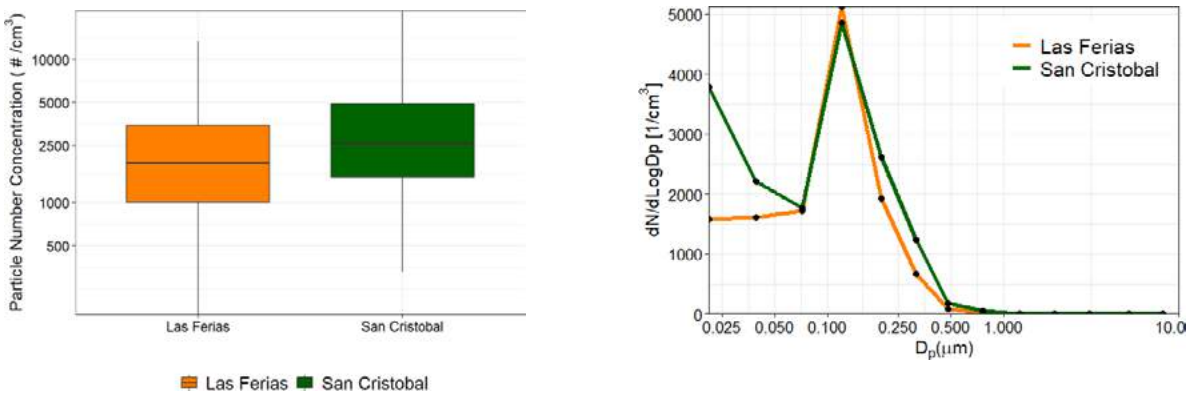


Figura 3. a) Concentración de número de partículas (#/cm³) en la atmosfera en el rango de 6 nm a 1 mm en las estaciones Las Ferias y San Cristóbal de la RMCAB. b) Distribución de tamaño de las partículas atmosférica.

LDSA estimado en la estación de fondo urbano, San Cristóbal, fue más alta a la hallada en la estación afectada por emisiones de tráfico vehicular Las Ferias, mostrando una concentración promedio de 48.1 y 34,2 mm^2/cm^3, respectivamente. Estos resultados son más altos a los reportados por la literatura científica en estudios realizados en áreas urbanas, como se muestra en la Figura 4a.

El LDSA presentó una variabilidad asociada al tráfico vehicular y las condiciones meteorológicas que determinan la altura de capa de mezcla de los contaminantes atmosféricos, tal que, las mayores concentraciones de LDSA se observaron a las 07:00 H en las dos estaciones de estudio, con valores de 109.89 y 66.46 mm^2/cm^3 en San Cristóbal y Las Ferias, respectivamente.

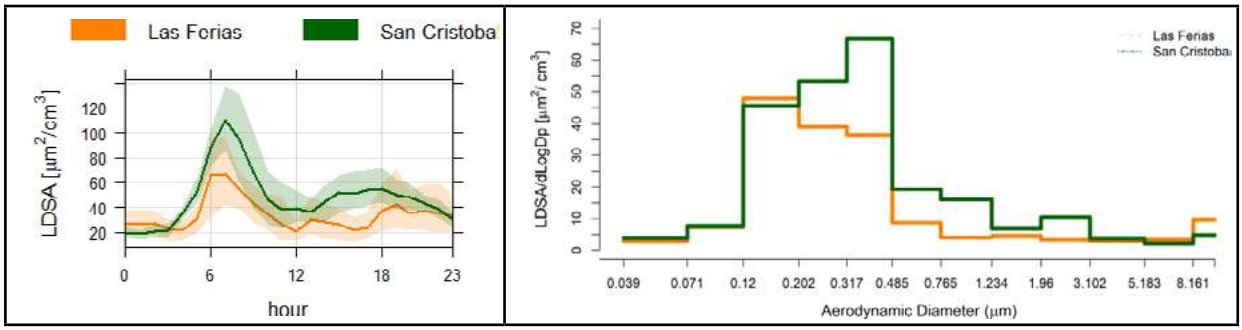


Figura 4. Variabilidad horaria del área superficial de las partículas que se depositan en los alveolos (LDSA) y b) su distribución de tamaño promedio, para las estaciones Las Ferias y San Cristóbal.

Los resultados encontrados en la estación de San Cristóbal y Las Ferias estuvieron en el rango al reportado por otros estudios realizados en Europa, como se muestra en la Figura 5.

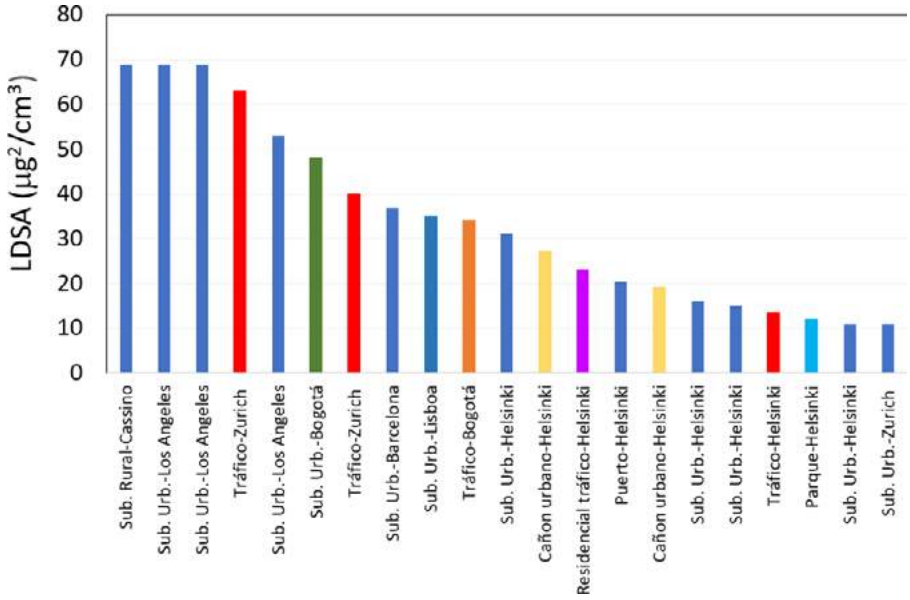


Figura 5. Reportes de área superficial asociada a las partículas que se depositan en la región alveolar, publicada en estudios previos.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio es pionero en la medición de Área Superficial de Deposición Pulmonar en Colombia. El LDSA puede ser explorado como un indicador del efecto nocivo del material particulado y las tasas de mortalidad por todas las causas y por enfermedades cardiorrespiratorias y neurológicas. Los resultados de este estudio pueden contribuir en el desarrollo del proceso de medición del área superficial de las partículas atmosféricas CEN/TC 264 Nº 3129 titulado: "*Determination of the particle surface area concentration of atmospheric aerosol using electrical aerosol monitors based on diffusion charging*"

AGRADECIMIENTOS

Los resultados de esta investigación fueron financiados por el proyecto #37617 de la División de Investigación de la Sede Bogotá, de la Universidad Nacional de Colombia. Los autores agradecen a la Secretaría Distrital de Ambiente, particularmente a Henry Ospino y Luz Dary González que contribuyeron en la instalación del instrumento ELPI$^+$ en las estaciones Las Ferias y San Cristóbal. Adicionalmente, agradecemos a Karen Blanco, quien participo como estudiante de maestría en el proyecto de investigación.

REFERENCIAS

Barry A. Franklin, R. B. (2015). Air pollution and Cardiovascular Disease. *Current Problems in Cardiology, 207-238.*

Buonanno, G., Marini, S., Morawska, L., & Fuoco, F. C. (2012). Individual dose and exposure of Italian children to ultrafine particles. *Science of the Total Environment*, *438*, 271–277. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.074

Fierz, M. (2006). *Lung-deposited surface area measurements in Zürich* (Vol. 53, Issue 4).

Gomes, J. F. P., Bordado, J. C. M., & Albuquerque, P. C. S. (2012). On the assessment of exposure to airborne ultrafine particles in urban environments. *Journal of Toxicology and Environmental Health*

- Part A: Current Issues, *75*(22–23), 1316–1329. https://doi.org/10.1080/15287394.2012.721163

IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCILLERÍA, & FMAM. (2016). *Inventario Nacional y Departamental de Gases Efecto Invernadero - Colombia. Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático.*

Kuuluvainen, H., Rönkkö, T., Järvinen, A., Saari, S., Karjalainen, P., Lähde, T., Pirjola, L., Niemi, J. V., Hillamo, R., & Keskinen, J. (2016). Lung deposited surface area size distributions of particulate matter in different urban areas. *Atmospheric Environment*, *136*, 105–113. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.04.019

Morawska, L., Thai, P. K., Liu, X., Asumadu-Sakyi, A., Ayoko, G., Bartonova, A., Bedini, A., Chai, F., Christensen, B., Dunbabin, M., Gao, J., Hagler, G. S. W., Jayaratne, R., Kumar, P., Lau, A. K. H., Louie,

P. K. K., Mazaheri, M., Ning, Z., Motta, N., … Williams, R. (2018). Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: How far have they gone? *Environment International*, *116*(February), 286–299. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.018

Reche, C., Viana, M., Brines, M., Pérez, N., Beddows, D., Alastuey, A., & Querol, X. (2015). Determinants of aerosol lung-deposited surface area variation in an urban environment. *Science of the Total Environment*, *517*, 38–47. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.049

ANÁLISIS DE LAS CONDICIONES DE FONDO DE PM_{10} EN LA ZONA FRANCA DE MAMONAL, BOLÍVAR

Juan Alejandro Carmona[1], Alexander López Villamizar[2], Edgar Alejandro Vélez[3]

INTRODUCCIÓN

De acuerdo con los resultados de estudios de calidad de aire para la zona de Mamonal, una de las principales zona industriales en Colombia, los niveles de inmisión de PM10, presentan un promedio anual por encima de la norma proyectada de 30 µg/m³(Resolución 2254 de 2017), aspecto que condiciona cualquier desarrollado pensado en el sector, más aun teniendo en cuenta que la Metodología General Para La Elaboración Y Presentación De Estudios Ambientales, (MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE-ANLA, 2018) establece para la definición de las áreas de influencia (entendidas como aquellas áreas donde se presenta un impacto significativo derivado de un proyecto obra o actividad) lo siguiente:

"… La delimitación del área de influencia del proyecto para el componente atmosférico se debe determinar a partir de la isopleta (isolínea de concentración) de modelamiento de dispersión de emisiones de las fuentes a ser emplazadas. Para esto, se debe tomar como referencia la isopleta encontrada de mayor extensión entre la concentración modelada anual de PM10 (fondo incluido) de 20 µg/m^3 y la concentración modelada anual de PM2.5 (fondo incluido) de 10 µg/m^3 …"

Lo anterior sugiere la necesidad de analizar el comportamiento de este contaminante más allá de los niveles de concentración promedio anual o máximo diario según límites normativos para cada periodo de exposición. Se propone así, el análisis del nivel de fondo, entendiendo este como la concentración que persiste por fuentes naturales o artificiales y de las que no se tiene una definición clara, identificándolo desde el concepto de calidad de aire, como el máximo valor posible en caso de que las emisiones antropogénicas dentro de la zona se eliminarán (Wang, y otros, 2020). Se hace necesario indicar también que, para el sector, dadas sus características urbano- industriales, no es posible aplicar una definición de aire limpio entrando a la zona. Por ello, se proponen los métodos que se describen a continuación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el desarrollo de la propuesta se realiza una revisión de fuentes oficiales sobre información de material particulado con diámetro mayor a 10 micras. PM_{10} en la zona franca de Mamonal. La información obtenida es analizada según los periodos registrados en series de tiempo que permiten bajo diferentes métodos estadísticos, establecer cuál es la concentración del contaminante que persiste en el ambiente por fuera de las diferentes fuentes de emisión antropogénicas y dado el caso, si el territorio puede albergar nuevos aportes a la calidad del aire.

Dado que no existe la posibilidad de contar con una estación como blanco viento arriba donde no existan fuentes antropogénicas relevantes, el análisis se centra en los análisis estadísticos de los datos de calidad de aire:

1 EYC Global, jcarmona@eycglobal.com

2 EYC Global, alopez@eycglobal.com

3 EYC Global, avelez@eycglobal.com

Valor mínimo histórico: este suele reflejar un valor puntual bajo de condiciones particulares y no ha medido de fuentes naturales o antropogénicas por fuera del área de análisis

Estadísticos de tendencia central como los percentiles: que pueden ser P30, como background regional o P10 como un valor estable de concentraciones mínimas

Un análisis de la distribución de datos, donde el valor mínimo de la distribución de datos en un procedimiento de organización de menor a mayor interpolado en una ecuación exponencial indica el intercepto con el eje Y, lo que permite identificar un dato minino por serie de datos disponible.

El análisis de distribución de frecuencia acumulada para los datos de la estación.

Como fuente primaria de información se consulta la información disponible en el Sistema de Vigilancia de Calidad de Aire de Cartagena (Establecimiento Publico Ambiental Cartagena, 2021) y las estaciones disponibles para el sector. Dado que se requiere de series diarias de como mínimo un año, la información disponible de fuente oficiales no se presenta con la cantidad de registros suficientes para profundizar en análisis. Se propone la presentación de la información de manera que sea posible la construcción del análisis completo. Como ejemplo, se presentan los resultados, según información empleada por EYC GLOBAL para una estación de calidad de aire en la zona.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las siguientes gráficas presenta el comportamiento del PM10 de acuerdo con el Informe Del Estado De Localidad Del Aire En El Distrito De Cartagena (Establecimiento Publico Ambiental Cartagena, 2021)

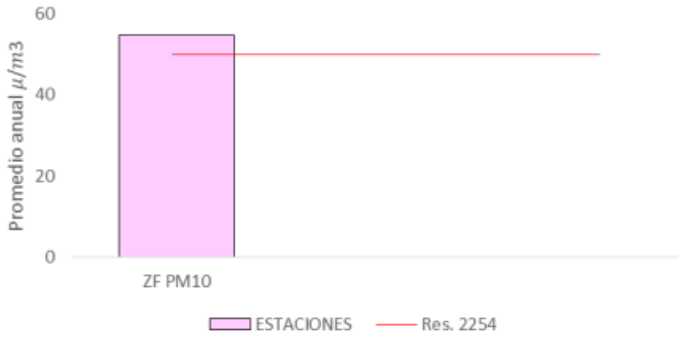


Figura 1. Promedio anual PM10 Estación Zona franca.
Fuente: (Establecimiento Publico Ambiental Cartagena, 2021).

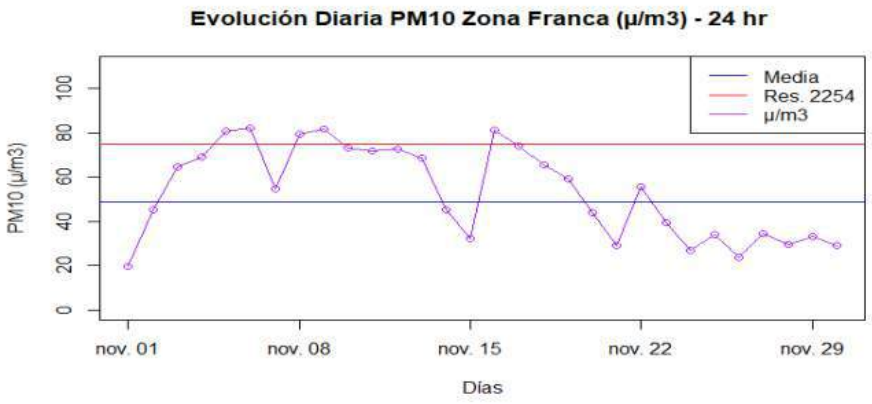


Figura 2. Evolución diaria PM10 Zona Franca.
Fuente: (Establecimiento Publico Ambiental Cartagena, 2021).

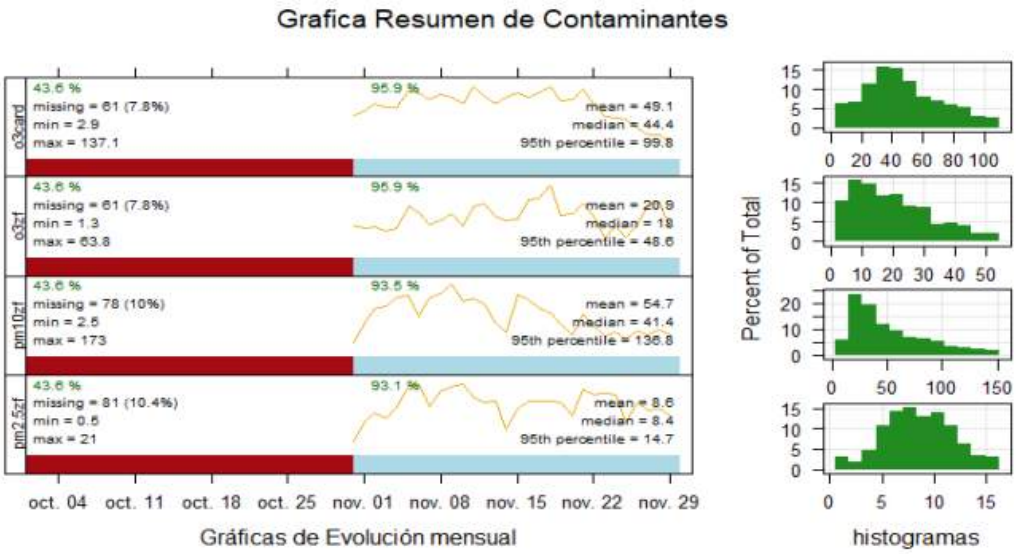


Figura 3. Resumen de contamines. Estación Zona Franca Cartagena.
Fuente: (Establecimiento Publico Ambiental Cartagena, 2021)



Figura 4. Localización Estación de Monitoreo.
Fuente: (Establecimiento Publico Ambiental Cartagena, 2021).

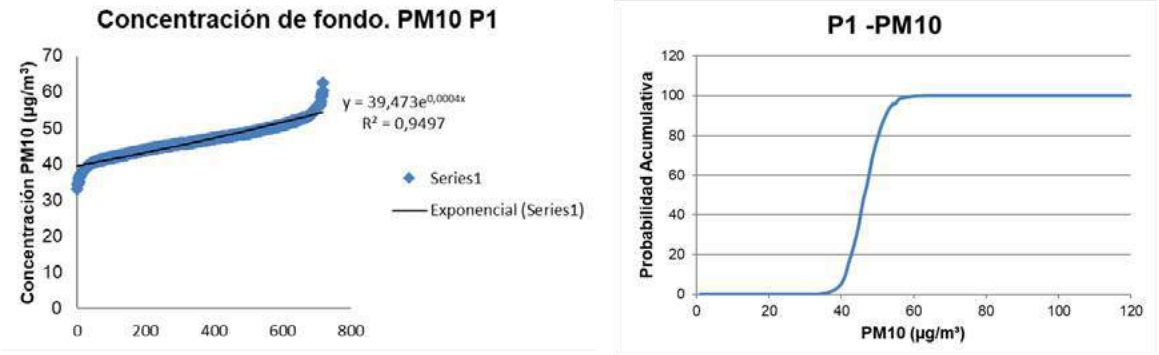
De las figuras anteriores se observa:

Los datos promedio para el periodo analizado (2021) presentan excedencias normativas para el nivel de concentración promedio anual. El dato mínimo es muy bajo, no obstante, se presentan excedencia de la norma diaria lo que, y como se indica de manera previa obedece a condiciones particulares y no a una medida de fuentes naturales o antropogénicas por fuera del área de análisis. Se propone así, el análisis de los datos bajo diferentes métodos estadísticos· Como ejemplo se presenta los resultados comparados, para los métodos de mínimos, intercepto y percentiles para una serie de 5 años de PM10 que hacen parte de las redes internas para una empresa del sector.

Tabla 1 Resumen datos de PM10

Estadístico	PM10 P1 - (µg/m³)
Fecha Inicio	3/01/2014
Fecha Fin	28/12/2019
No. de reportes	718
No. de datos Posibles	720
% Efectividad muestreo	100%
Mínimo	33,2
Máximo	62,4
No. Datos mayores norma diaria	0,0
Media	46,4
Desv. Estandar	4,4

Fuente: EYC GLOBAL S.A.S, 2020



Metodo Intercepto Metodo Frecuecia acumulada

Figura 5. Análisis del nivel de fondo bajo diferentes métodos.
Fuente: EYC GLOBAL S.A.S,2020.

Tabla 2 Resumen datos de PM10. Niveles de fondo

	Conc Fondo Met Intercepto	Conc Fondo Met Percentil 10	Conc Fondo Met Percentil 30	Conc Fondo Met mínimo
PM10	39,47	41,16	44,24	33,2

Fuente: EYC GLOBAL S.A.S, 2020

Se muestra a continuación la consistencia entre los diferentes métodos para la definición de la concentración de fondo. Este se enfoca en aquellos métodos que sugieren valores de concentración de fondo que se aproximan a lo que señala la literatura o que, son consistentes en sus resultados. Se comparan los cálculos por el método del intercepto y por el método del mínimo histórico.

La relación entre ambos métodos varía entre un 65% y un 88%, es decir, las concentraciones de fondo por el mínimo son en el mejor de los casos entre un 65% y 88% del valor de los mínimos estables de la serie de datos disponible en cada estación. Las altas relaciones ratifican que los valores mínimos registrados durante el periodo de muestreo no corresponden a datos aislados.

El análisis de la concentración de fondo de PM10, método del intercepto, versus los percentiles donde se aprecia que efectivamente el fondo por el método del intercepto es más bajo que por los métodos del percentil 10 y percentil 30.

Se observa, que más allá de los niveles máximos o mínimos del contaminante, persiste un nivel de fondo que se encuentra por encima de los niveles objetivo de la norma de calidad de aire.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Como implicaciones para la práctica el análisis de los datos nos permitiría definir si el territorio de la zona franca de Mamonal, Bolívar; está en capacidad de recibir más aporte de PM_{10}. Permite un análisis del comportamiento de los contaminantes objeto de estudio más robusto y amplio identificando condiciones críticas, como la presencia de una concentración de fondo que persiste y que se encuentra por encima de la norma proyectada de largo plazo, según la resolución 2254 de 2017 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2017). Se observa también la posibilidad y ventaja que existe de un trabajo conjunto entre empresas privadas y autoridades ambientales para la consolidación datos.

REFERENCIAS

Establecimiento Publico Ambiental Cartagena. (31 de Diciembre de 2021). *INFORME DEL ESTADO DEL ESTADO DE LA CALIDAD DEL AIRE 2021.* Obtenido de Observatorio Ambiental Cartagnera de Indias: https://observatorio.epacartagena.gov.co/

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (01 de 11 de 2017). Resolución N° 2254 de1 1 de noviembre de 2017. *Resolución N°2254*. Bogota D.C, Bogota D.C, Colombia: Diario Oficial.

MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE-ANLA. (22 de Agosto de 2018). *METODOLOGÍA GENERAL PARA LA ELABORACIÓN Y PRESENTACIÓN DE ESTUDIOS AMBIENTALES.* Obtenido de ANLA Autoridad Nacional de Licencias Ambientales: http://portal.anla.gov.co/noticias/actualizada-metodologia-elaboracion-estudios-ambientales

Wang, S. H., Hung, R. Y., Ling, N. H., Gomez, A., Pires, J. C., Shimada, K., . . . Takami, A. (2020). Estimation of Background PM2.5 concentrations for an air-polluted environmental. *Atmospheric Research*(231), 1-9.

ANÁLISIS DE PARTÍCULAS SUSPENDIDAS UTILIZANDO EL ENFOQUE DE ANÁLISIS DE DATOS FUNCIONALES

Rafael Melendez Surmay[1] y Heli Arregoces Reinoso[1]

Palabras clave:
Calidad del aire; variación espaciotemporal; datos funcionales; diagrama de caja funcional.

RESUMEN

El monitoreo de parámetros del aire permite comprender el estado actual de la calidad del aire de una ciudad o región. Actualmente, se cuenta con grandes volúmenes de datos de monitoreo ambiental en tiempo real que permiten analizar en profundidad las características y causas de la contaminación del aire. El objetivo de este trabajo fue analizar la variación temporal espacial de los niveles de material particulado $PM_{2.5}$ en las tres principales ciudades colombianas a través del enfoque de análisis de datos funcionales ADF. Con este fin se aplicó diagrama de cajas para datos funcionales "*boxplot functional*" para identificar curvas atípicas o extremas. Se consideraron cinco estaciones por cada ciudad (Bogotá, Medellín y Cali) para un total de una muestra de 15 curvas. Como principal resultado se encontró una curva atípica de $PM_{2.5}$ correspondiente a la estación de Usme de la ciudad de Bogotá a un nivel de confianza de 0.05.

INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas, un gran número de estudios señalan que la calidad del aire degradada es un problema importante en las ciudades de todo el mundo (Heroux et al., 2015). La contaminación del aire es un problema ambiental de gran relevancia en los centros urbanos (García-Nieto, 2001 y 2006). Es así como este fenómeno cada vez más presente en las grandes ciudades debido al creciente parque automotor y la producción de recurso energéticos. Además, es muy conocido los efectos nocivos existentes sobre la salud en los seres humanos (Kim,2014). La distribución espacial regional y la variación temporal de las concentraciones de contaminantes en una ciudad se utilizan a menudo para analizar las características del proceso de contaminación (Qu et al., 2022).

El análisis de datos funcionales (ADF) presenta muchas aplicaciones en problemas de la ciencias e ingeniería. El origen de esta nueva metodología estuvo motivado por la ineficiencia de las técnicas clásicas de minería de datos para abordar el tratamiento de estos cuando involucran valores cronológicos o sucesiones vectoriales (Ramsay, 1997). Los datos funcionales aparecen en varios campos de la ciencia p. e. el seguimiento del precio de la acción, la temperatura, la precipitación en determinada zona o material particulado continuos en el tiempo.

El abordar el análisis de particulados en el contexto del modelo funcional presenta dos características importantes: en primer lugar, tiene en cuenta la estructura de correlación temporal de los datos y, en segundo lugar, las comparaciones son más generales, conduciendo a una visión global del problema (Martínez, 2014).

El objetivo de este trabajo investigativo consiste en tomar las partículas suspendidas PM2.5 en tres ciudades colombianas en el 2021 como objetos funcionales y aplicar métodos grafico para datos funcionales con el fin de obtener valores atípicos a través de la metodología expuestas por (Hyndman, 2008).

1 Universidad de La Guajira, Facultad de ingeniería, e-mail: rmelendez@uniguajira.edu; harregoces@uniguajira.edu.co

MATERIALES Y MÉTODOS

En la actualidad los sistemas de monitoreo ambiental proporcional información en tiempo real permitiendo así crear grandes bases de datos. Sin embargo, es habitual encontrar datos faltantes en este tipo de estudios, lo que hace necesario implementar algunos métodos tradicionales de imputación.

Para este trabajo se obtuvo los datos a través del Sistema SISAIRE del IDEAM para el periodo del 2021 que incluye las ciudades de Bogotá, Medellín y Cali. Los datos fueron monitoreados diariamente, por estaciones con mediciones de PM2.5 para el periodo de estudio. La base de datos en EXCEL se conformó con 5 estaciones por ciudad, para una muestra total de 15 trayectorias.

Inicialmente, se obtiene una serie discretizadas de datos perteneciente al periodo del (2021), los cuales se transforman en objetos funcionales utilizado la técnica expansión de bases B-spline, que consiste en estimar cada curva como combinación lineal de funciones bases.

La Organización Mundial de la Salud ajusta los niveles permitidos sobre el aire limpio y fija indicadores más estrictos para luchar contra los principales contaminantes atmosféricos, entre otros, los materiales particulados PM2.5 y PM10. Para partículas suspendidas PM10 el Valor Limite Diario VLD se establece en 50 µg/m3 (valor medio en 24 horas). Mientras, para partículas PM2.5 el VLD se establece para 25 µg/m3.

La obtención de bases de datos completas es una necesidad imperante cuando se desea estimar parámetros de calidad del aire. Sin embargo, el sistema de información sobre calidad del aire SISAIRE del IDEAM presenta una gran cantidad de datos faltantes, y diferentes periodos de tiempo.

El objetivo de este trabajo se centra en obtener trayectorias atípicas que identifiquen espacialmente valores extremos de partículas suspendidas. La contaminación es cada vez más creciente en nuestros centros urbanos e industriales, por lo tanto, se considera muestras de datos los más actuales posibles, por lo que consideramos el 2021 para el análisis.

La importancia de considerar el enfoque ADF para el análisis de particulado es que los objetos funcionales tienen en cuenta la autocorrelación temporal, además al tomar un año de análisis tenemos una visión global de problema, además cuando se identifican curvas atípicas estamos proyectado su georreferenciación espacial, conduciendo a la búsqueda de factores incidentes en la fuente de los valores extremos.

2.1 Diagrama de cajas para datos funcionales

El análisis estadístico de valores atípicos a menudo puede conducir a resultados inexactos. En el ADF no es la excepción, por lo tanto, se describirá algunas técnicas utilizadas para identificar curvas atípicas y su aplicación.

Actualmente se ha realizados métodos gráficos para detectar curvas atípicas, así como (Hyndman, 2007) propone un método basado en análisis de componentes principales, mientras que (Febrero et al, 2008) consideraron la detección de valores atípicos funcionales utilizando pruebas de razón de verosimilitud sucesivas y remuestreo suavizado. Cuando se tiene una gran cantidad de curvas identificar las atípicas no es una tarea fácil, sobre todo cuando se superponen una con otra. Aquí radica su principal importancia de esta herramienta.

Uno de los métodos de ordenación consiste en aplicar componentes principales a partir de las dos primeras coordenadas y tomando sus proyecciones en las dos primeras componentes. Estos puntos bivariados se pueden ordenar aplicando la profundidad de Tukey. De manera similar, el gráfico de caja HDR funcional se define calculando una estimación de la densidad kernel bivariada (Scott,1992) tomando las dos primeras coordenadas. El gráfico de bolsa HDR bivariado de (Hyndman, 2008) tiene la ventaja que puede mostrar multimodalidad si está presente en los datos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, se presenta las muestras de las curvas de PM2.5 de las tres ciudades (Bogotá, Medellín y Cali) para el periodo del 2021 ver

(Figura 1). Se aplicó el gráfico de bolsa bivariado con un nivel de confianza de 0,05 para identificar curvas atípicas. En la (Figura 2) se identifica las estaciones 1 y 2 correspondientes a Usme y Mochuelo de la ciudad de Bogotá como curvas atípicas. Adicionalmente, se aplica diagrama de caja univariados con datos de la estación de Usme presentando los siguientes valores extremos de partículas PM2.5 (72,43 73,24 y 71.43) en los meses de noviembre diciembre y enero mostrando los mayores niveles de contaminación (Tabla 1).

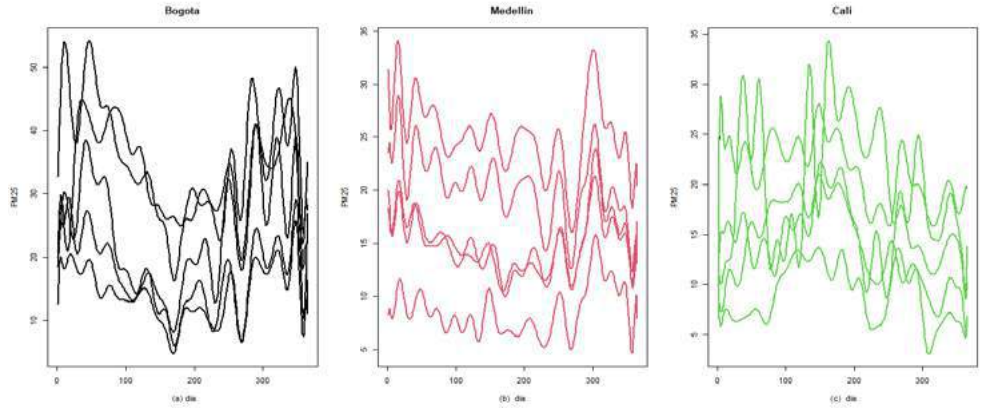


Figura 1. Las curvas de PM2.5 de la ciudad de (a) Bogotá (negro), (b) Medellín (rojo) y (c) Cali (verde). Fuente: elaboración propia. (Fuente propia).

Tabla 1: Resumen de valores en la estación Usme de la ciudad de Bogotá.

PM2.5	
Valor	**Fecha**
72.43	15/01/2021
73.24	15/12/2021
71.13	11/11/2021

Fuente propia.

Además, el grafico de la (Figura 3) permite identificar curvas atípicas de escala y de forma. Adicionalmente muestra la curva mediana (línea negra) con la región gris oscura que contiene el 50% de las curvas.

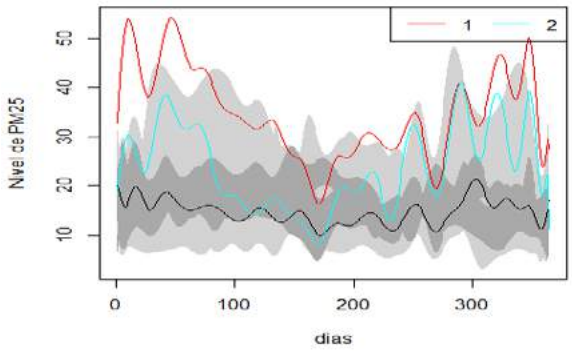


Figura 2: Gráficos de caja HDR bivariados para las partículas suspendidas PM2.5. Las regiones gris oscuro muestran el 50 % de HDR.

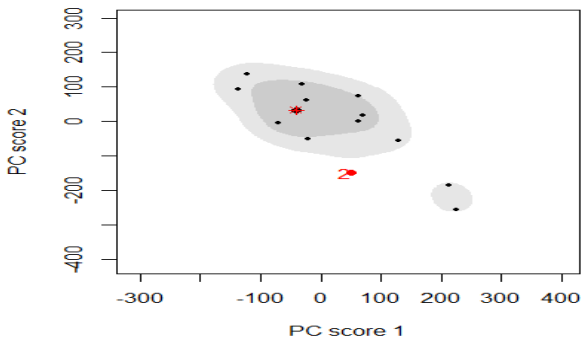


Figura 3. Grafica de bolsa bivariado funcional para las trayectorias de partículas suspendidas de PM2.5 en el 2021. El asterisco rojo determina la curva media de la muestra.

La diagrama de bolsa funcional (Figura 3) muestra la curva (2) Mochuelo como una trayectoria atipica de escala. El analisis temporal muestra que esto valores extremos se observan en noviembre, diciembre y enero del 2021. Finalmente, los valores expuestos en la (Tabla 1) sobrepasan los límites sugeridos por OMS para el control de la calidad de aire.

En este estudio tiene como objetivo identificar estaciones de monitoreo de partículas suspendidas donde se generan valores extremos (atípicas), que son las que presentan mayor factor de riesgo de la salud para los habitantes. La implementación a través de diagramas de cajas funcionales permite lograrlo al considerar un periodo de observación anual. Aunque se obtuvieron pocas estaciones por ciudad es necesario resaltar la gran importancia de esta herramienta estadística cuando se tiene una muestra grande de curvas y varias ciudades.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El monitoreo y control de la calidad del aire, es una de las tareas más importantes por las autoridades ambientales. Por lo tanto, es necesario generar información de calidad y verificable. El análisis espacio temporal de PM2.5 contribuye a la toma de decisiones y buscar soluciones particulares a mejorar la calidad del aire de nuestras ciudades y obtener un desarrollo ambientalmente sostenible. Por lo anterior urge trabajar en el análisis de parámetros de calidad del aire como prioridad para la salud pública. Durante 2021, la OMS estableció un nuevo valor de referencia de 5 µg m-3 para el umbral seguro medio anual para PM2.5, basado en nueva evidencia. Este nivel se superó en las estaciones de las tres ciudades durante 2021 (WHO, 2021b).

REFERENCIAS

Héroux, M.E., Anderson, H.R., Atkinson, R., Brunekreef, B., Cohen, A., Forastiere, F., Hurley, F., Katsouyanni, K., Krewski, D., Krzyzanowski, M., Künzli, N., Mills, I., Querol, X., Ostro, B., Walton, H., (2015). Quantifying the health impacts of ambient air pollutants: recommendations of a WHO/Europe project. Int. J. Publ. Health 60, 619–627. https://doi.org/10.1007/s00038-015-0690-y.

García-Nieto, P.J., (2001), Parametric study of selective removal of atmospheric aerosol by coagulation, condensation and gravitational settling, Int. J. Environ. Health Res, vol 11, pp. 151–162.

García-Nieto, P.J., (2006), Study of the evolution of aerosol emissions from coal-fired power plants due to coagulation, condensation, and gravitational settling and health impact, J. Environ. Manage, vol 79, no 4, pp.372–382.

Mrkvička, T., Myllymäki,M., **Jílek, M., y Hahn,**U., (2020), A one-way ANOVA test for functional data with graphical interpretation. *Kybernetika,* vol 56, pp. 432-458.

Martínez, J., Saavedra, A., y otros 6 autores. (2014),, Air quality parameters outliers detection using functional data analysis in the Langreo urban area (Northern Spain), Applied Mathematics and Computation, vol 241, pp. 1–10.

Hyndman, R. J. y Shang, H. L., (2008), Rainbow Plots, Bagplots, and Boxplots for Functional Data, 2008Journal of Computational and Graphical Statistics, vol 19 , no 1, DOI:10.2307/25651298

Hyndman, R. J. y Ullah, M. S., (2007), `Robust forecasting of mortality and fertility rates: A functional data approach', Computational Statistics & Data Analysis, vol 51, no 10, pp. 4942-4956. http://ideas.repec.org/a/eee/csdana/v51y2007i10p4942-4956.html

Febrero, M., Galeano, P., y González-Manteiga, W., (2008), "Outlier detection in functional data by depth measures, with application to identify abnormal NOx levels", Environmetrics, vol 19, no 4, pp. 331-345.

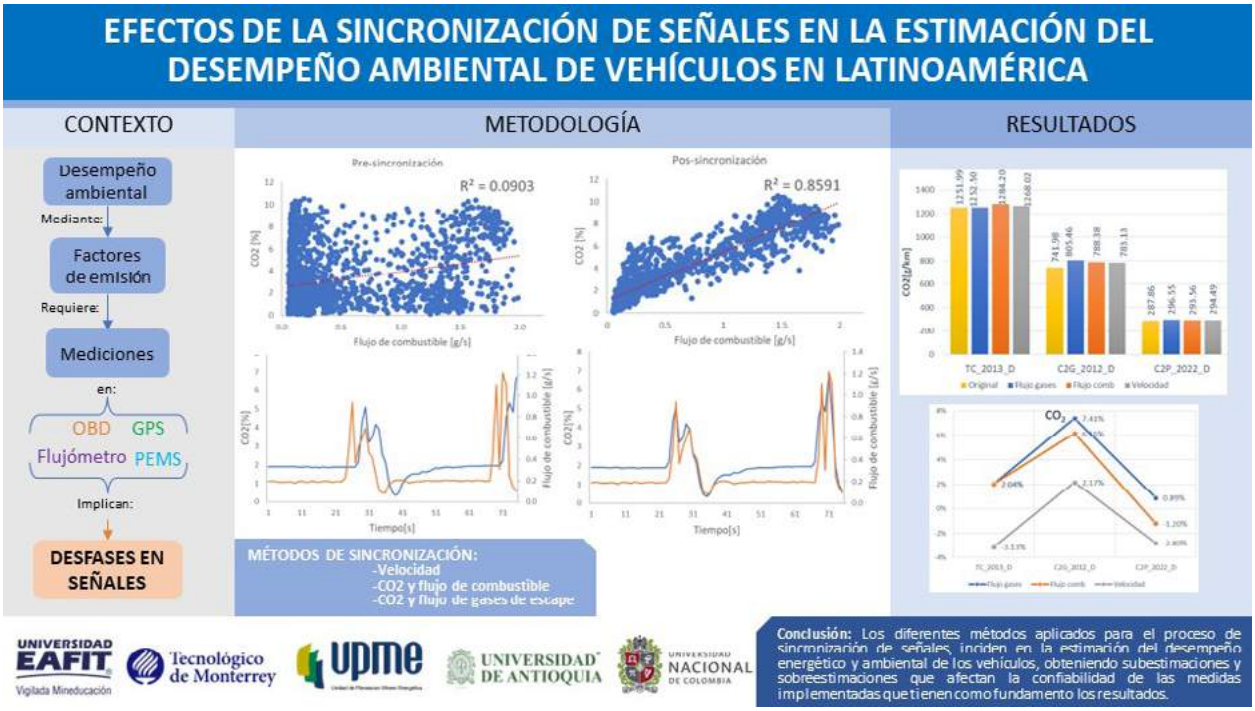
EFECTOS DE LA SINCRONIZACIÓN DE SEÑALES EN LA ESTIMACIÓN DEL DESEMPEÑO AMBIENTAL DE VEHÍCULOS EN LATINOAMÉRICA

Juan Carlos Restrepo Mejia[1], Michael Daniel Girado Galindo[2], José Ignacio Huertas Cardozo[3]

Palabras clave:

Sincronización de señales; factores de emisión; vehículos pesados; consumo de combustible; PEMS.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

Actualmente, en estudios realizados con el fin de estimar el desempeño ambiental de vehículos, se recurre a la estimación de emisiones totales o factores de emisión de ciertos contaminantes (comúnmente CO, CO2 y NOx), estos procesos requieren de mediciones con diferentes instrumentos en varios lugares del vehículo (Motor, ECU, Tubo de escape, etc.) Las señales captadas por dichos instrumentos presentan desfases entre sí, debido a factores como diferencias en tiempos de respuesta de sensores, tiempos de activación o encendido distintos, mediciones antes y después de ocurrido el fenómeno de la combustión, distancias físicas entre los puntos de medición, entre otros.

Estos desfases son corregidos según cada estudio mediante diferentes estrategias o métodos de sincronización entre las señales de los instrumentos de medición, los cuales suelen ser comúnmente dispositivos GPS (registrando ubicación y, por tanto, velocidad en cada momento),

1 Universidad EAFIT, jurest83@eafit.edu.co

2 Universidad EAFIT, mgiral36@eafit.edu.co

*3*Tecnológico de Monterrey (TEC), jhuertas@tec.mx

dispositivos OBD (registrando flujo de combustible y velocidad desde la ECU del vehículo) y dispositivos tipo PEMS (registrando concentración de contaminantes y flujo de gases de escape). Luego de estos procesos de sincronización se procede a realizar los cálculos pertinentes entre los grupos de señales para llegar a estimar las emisiones del vehículo y, por consiguiente, su desempeño ambiental. Es aquí donde cobra importancia cuantificar los efectos de diferentes métodos de sincronización sobre las estimaciones de emisiones y factores de emisión de vehículos, pues siendo uno de los primeros procesamientos que se realizan sobre los datos, es necesario garantizar que el método implementado es válido y confiable.

MATERIALES Y MÉTODOS

Procedencia de los datos

Los datos usados para este trabajo corresponden a mediciones en vehículos pesados de 3 categorías (Tabla 1), en una ruta de aproximadamente 10 km en las afueras de Bogotá – Colombia (Figura 1).

Tabla 1. Nomenclatura de vehículos analizados.

CATEGORÍA	DESCRIPCIÓN	CAPACIDAD DE CARGA (kg)
C2P	Camiones Pequeños de 2 ejes	5.000 – 6.000
C2G	Camiones grandes de 2 ejes	10.000
TC	Tractocamiones	24.000.000



Figura 1. Ubicación geográfica de la ruta

Las variables de interés para este caso fueron medidas por medio de un dispositivo tipo PEMS (Portable Emissions Measurement System) de la marca 3DATX referencia ParSYNC y un dispositivo tipo OBD-II (On- Board Diagnostics) (Tabla 2).

Tabla 2. Variables usadas.

Nombre	Variable	Unidad	Equipo
Concentración volumétrica de CO2	CO2	%	ParSYNC
Concentración volumétrica de CO	CO	%	ParSYNC

Concentración volumétrica de NO	NO	ppm	ParSYNC
Concentración volumétrica de NO2	NO2	ppm	ParSYNC
Velocidad	V	km/h	OBD-II
Flujo másico de aire		g/s	OBD-II
Relación Aire combustible Real A/F_R	A/F_R	-	OBD-II

Métodos de sincronización

Con estos datos se procede a procesar las señales mediante 3 métodos de sincronización encontrados en diferentes estudios:

Sincronización por alineación del primer incremento en las señales (Gallus et al., 2016): Para este caso, contando con las variables dispuestas en la Tabla 2, se desplazan las señales de concentración de CO2 y velocidad del vehículo hasta quedar alineadas en el primer cambio en la pendiente de cada señal.

Sincronización por flujo de gases de escape (He et al., 2022): se desplaza la señal de concentración de CO2 o la señal de flujo de gases de escape, buscando maximizar el coeficiente de determinación (R2) entre ambas variables.

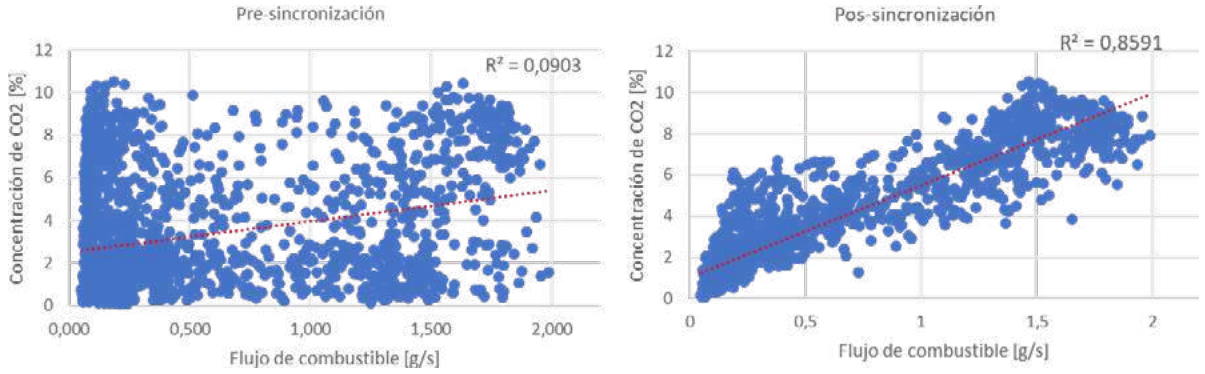


Figura 2. Maximización de R2 entre concentración de CO2 y flujo de combustible.

Sincronización por flujo de combustible (He et al., 2022): se desplaza la señal de concentración de CO2 o la señal de flujo de combustible, buscando maximizar el coeficiente de determinación (R2) entre ambas variables (Figura 2) ya que acorde a su fundamentación física y química, deberían estar correlacionadas (Giraldo & Huertas, 2019).

Cabe resaltar que estrategias comunes como sincronizar la fecha y hora registrada en cada dispositivo de medición (Yu et al., 2021) no se tuvieron presentes en los métodos a analizar, debido a que son criterios fundamentados en variables que no todos los instrumentos ofrecen, y que además siguen pasando por alto diferentes causas de desfases presentes en las mediciones debido al fenómeno de la combustión. Una vez sincronizados los datos mediante los 3 métodos señalados, se calculan las emisiones de cada contaminante (m_i) de la siguiente forma:

$$m_i = \frac{y_i m_T M_{mi}}{M_{mT}} = c_i m_T$$

En donde y_i corresponde a la fracción volumétrica del contaminante; m_T es la masa de la total de los gases de escape; M_{mi} es el peso molecular del contaminante; M_{mT} es el peso molecular total de los gases de escape; c_i fracción másica del contaminante.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Además de emisiones totales y factores de emisión por cada uno de los métodos anterior-

mente mencionados, se calcula una línea base en la que no se aplica sincronización alguna y, respecto a estos valores se calculan diferencias porcentuales buscando identificar posibles sobreestimaciones o subestimaciones en cada uno de los contaminantes de interés (Figura 3).

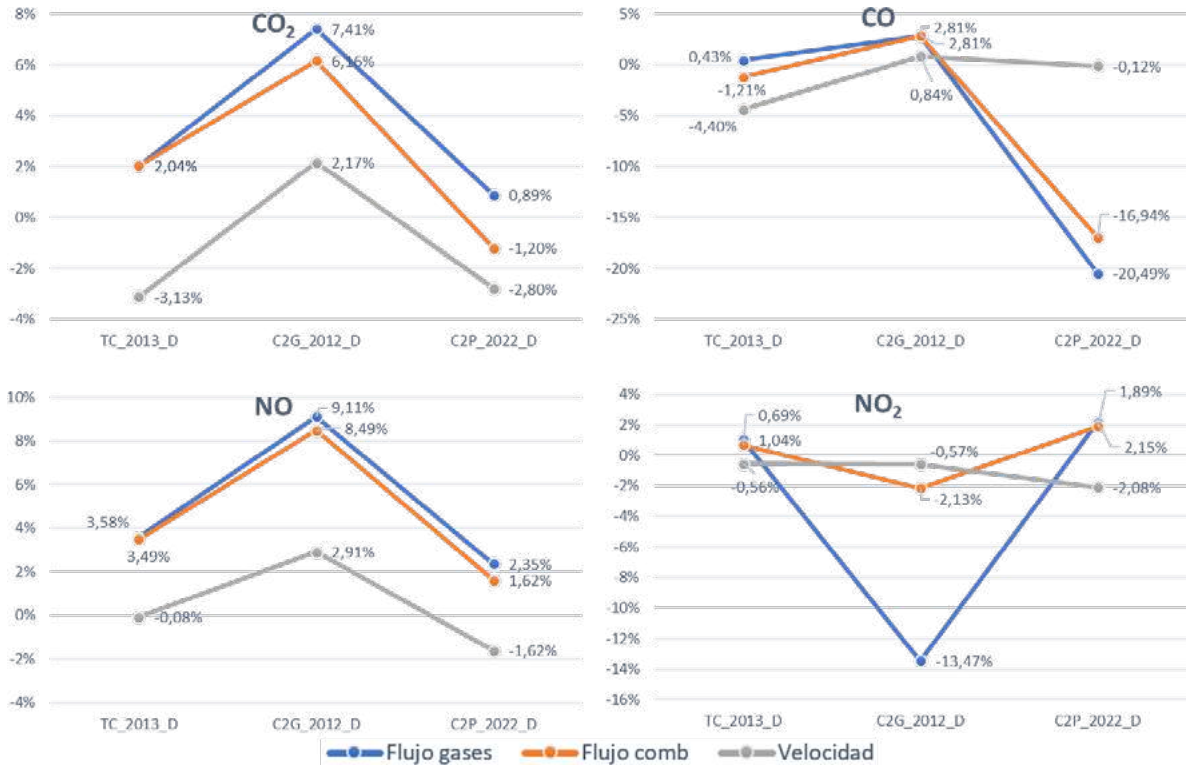


Figura 3. Diferencias porcentuales para resultados de factores de emisión.

Por el momento se observa que las mayores diferencias suelen presentarse para el vehículo C2G, esto puede deberse a que, en las sincronizaciones de señales en este vehículo, fue necesario desplazar gran cantidad de datos. Para la sincronización por velocidad, se observan en general las menores diferencias porcentuales, sin embargo, queda en duda la confiablidad de este método debido a que el comportamiento de las señales de concentración de contaminantes no está siempre relacionado con el comportamiento de la de velocidad de los vehículos. La sincronización por maximización de R^2 entre CO_2 y flujo de gases de escape, presenta las mayores diferencias porcentuales y, podría decirse que es el método que presenta una mayor correlación entre las señales analizadas partiendo de los altos niveles de exceso de aire presentes en la admisión de estos vehículos pesados(con registros de hasta $\lambda = 36{,}01$), lo que hace que se den diferencias entre la sincronización con flujo de gases de escape y con flujo de combustible y, de paso, aleja este último método de tener una correlación de base constante y alta entre sus variables criterio (CO_2 y flujo de combustible).

Si bien efectivamente se encontraron diferencias significativas entre los tres métodos de sincronización evaluados, los resultados sugieren la necesidad de desarrollar un método más refinado que pueda suplir las constantes variaciones en los desfases en las mediciones registrados con diferentes instrumentos, puesto que se evidencian grandes cantidades de exceso de aire, que implican que los desfases iniciales (En los cuales se enfocan los métodos aquí evaluados) no son constantes, y por tanto requieren una sincronización

variable en cada momento. Esto garantizaría una sincronización mas adaptable a los condicionamientos físicos propios del fenómeno de la combustión dado en vehículos pesados.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Con los resultados hasta el momento obtenidos , es evidente que él método de sincronización usado como primer procesamiento de los datos mediante los cuales se desea estimar el desempeño ambiental de un vehículo, requiere de especial cuidado y atención, pues se ve cómo afecta considerablemente los resultados finalmente obtenidos, no solo en cuanto a emisiones o factores de emisión, sino también en cuanto al consumo de combustible o cualquier otra estimación común en el medio del desempeño ambiental e incluso el desempeño energético de todo tipo de vehículo impulsado por un motor de combustión interna. Ignorar estas implicaciones puede recaer en resultados ampliamente alejados de la realidad, y por lo tanto en decisiones, y/o políticas implementadas erróneamente, dado que se están usando mediciones con subestimaciones o sobreestimaciones que pueden superar diferencias de incluso el 10% de lo que tal vez sean los datos reales.

AGRADECIMIENTOS

Agradecer al constante acompañamiento y aprobación para uso de los datos por parte del Dr. Andrés Felipe Agudelo y el Dr. Jhon Ramiro Agudelo de la Universidad de Antioquia en convenio con la Unidad de Planeación Minero-Energética (UPME) bajo el convenio CV 001-2022.

Al Dr. Nicolas Giraldo Peralta y al Ing. Ángel Daniel Salcedo de la Universidad Nacional de Colombia por su asesoría durante el procesamiento de los datos.

REFERENCIAS

Gallus, J., Kirchner, U., Vogt, R., Börensen, C., & Benter, T. (2016). On-road particle number measurements using a portable emission measurement system (PEMS). *Atmospheric Environment*, *124*(x), 37–45. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.11.012

Giraldo, M., & Huertas, J. I. (2019). Real emissions, driving patterns and fuel consumption of in-use diesel buses operating at high altitude. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, *77*, 21–36. https://doi.org/10.1016/j.trd.2019.10.004

He, L., You, Y., Zheng, X., Zhang, S., Li, Z., Zhang, Z., Wu, Y., & Hao, J. (2022). The impacts from cold start and road grade on real-world emissions and fuel consumption of gasoline, diesel and hybrid-electric light- duty passenger vehicles. *Science of the Total Environment*, *851*(April). https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158045

Yu, Q., Yang, Y., Xiong, X., Sun, S., Liu, Y., & Wang, Y. (2021). Assessing the impact of multi-dimensional driving behaviors on link-level emissions based on a Portable Emission Measurement System (PEMS).

Atmospheric Pollution Research, *12*(1), 414–424. https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.09.022

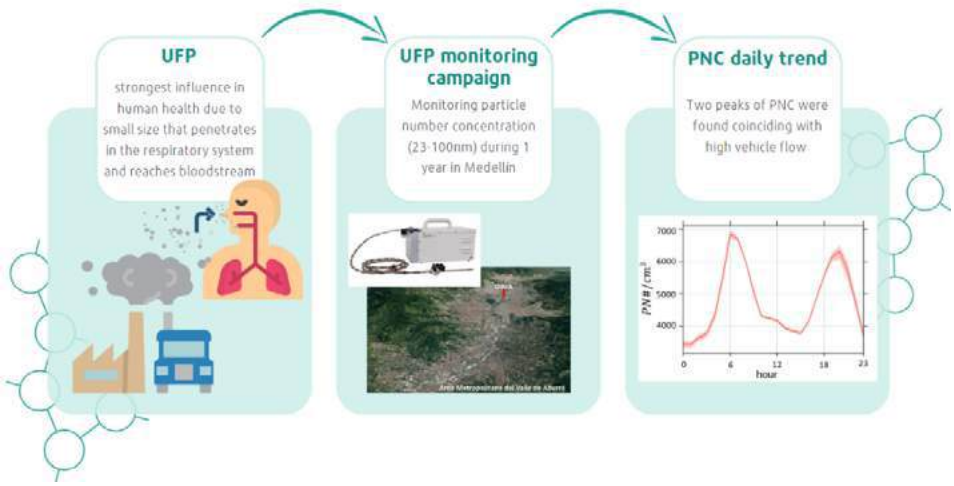
TEMPORARY VARIATION OF THE PARTICLE NUMBER CONCENTRATION OF ULTRAFINE PARTICLES IN MEDELLÍN, COLOMBIA

Sebastián Castillo Franco[1], Daniela Uribe Zuluaga[2], John Ramiro Agudelo Santamaria[3], María Luisa Botero Vega[4]

Keywords:
Air pollution; Ultrafine particles; Particle number concentration; Environmental monitoring.

ABSTRACT

Given that ultrafine particles (UFP, particles below 500 nm) have a direct relation to deleterious human health effects, the World Health Organization (WHO) proposed complementing the monitoring of particle matter in the air with the particle number concentration (PNC), including UFP in their latest guidelines. In this work, we monitored the PNC in the air of particles between 23 nm - 1000 nm, for one year in the city of Medellín, Colombia. Average PNC values of 4.603 #/cm^3 throughout the campaign were observed. The monitored particles exhibited a similar behaviour every weekday, with two peaks (6:00 h and 20:00 h) which coincided with the range of hours of the highest vehicular traffic in the city. The beginning of the week started with PNC values close to the average, reaching the maximum value on Wednesday (5.237 #/cm^3) and its minimum on Sundays (3.615 #/cm^3). The daily PNC averages ranged between 3.615-5.237 #/cm^3, remaining below the daily limits suggested by WHO (10.000 #/cm^3). The hourly-limit suggested by WHO (20.000 #/cm^3) was exceeded only once, when a value of 34.543#/cm^3 was obtained in December 2021. It is expected that these results of PNC in the air, allowed to establish a baseline for the UFP in the urban area of the city of Medellín.



1, 2, 3, 4 Grupo de Investigación de Manejo Eficiente de la Energía (GIMEL), Universidad de Antioquia; sebastian.castillof@udea.edu.co; 2 daniela.uribe@udea.edu.co; 3 john.agudelo1@udea.edu.co

4 Grupo de Investigación en Ingeniería, Energía, Exergía y Sostenibilidad (IEXS), Universidad EAFIT; mluisa.botero@udea.edu.co

INTRODUCTION

Air pollution is one of the problems with the highest incidence on human health, especially in large cities, where rapid population growth has worsened air quality (Kumar et al., 2014). The PM2,5 (particulate matter fraction below 2,5 µm) has been the criteria pollutant recommended by the World Health Organization guidelines (WHO, 2021) to monitor and control air quality with regards to population health protection. However, in recent years it has been reported that the inhalation of ultrafine particles (UFP, particles below 500 nm (Kittelson et al., 2022) has a strong impact on human health, due to UFP ability to reach the deepest areas of the respiratory system, and even the bloodstream (Knibbs et al., 2011; Ohlwein et al., 2019). UFP, being very tiny in size, have small contribution to the overall mass of the aerosol, however, they might be in the air in large quantities. Therefore, the best metric to characterise particles in ambient air is to count them (Hersey, 2021; Kittelson et al., 2022).

This study presents the results from the environmental monitoring of particles between 23 nm and 1000 nm, using the particle number concentration (PNC) metric. The particles measured are considered to be UFP, given that more than approximate 80% of the particles present in the air are below 500 nm (Brines et al., 2015; Wang et al., 2014). The monitoring was carried out for a 12 months period, in the University of Antioquia, Medellín, Colombia. The results showed the temporary variations of the UFP in the ambient air, allowing to draw a baseline of their concentration in the city and the hourly, daily and monthly prevalence.

SET-UP AND METHODS

Study area

This study was done in the Aburrá Valley Metropolitan basin, in particular in the municipality of Medellín. The UFP monitoring station was located on the roof of block 20 of the University of Antioquia (see Figure 1), at an approximate height of 23 meters above ground. By 2021, the Aburrá Valley had a population close to 4 million inhabitants (CCMA, 2021). The monitoring site was categorized as urban, given that the location of the University is close to the city downtown and it is surrounded by three arterial roads. Nevertheless, the University campus is surrounded by trees and the monitoring site is not located directly next to vehicular traffic.





Figure 1. Study area.
Source: Adapted from (Google Inc., 2022).

Particle number concentration measurements

The PNC measurements were carried out by a condensation particle counter (CPC) equipment (TSI brand model 3795). The CPC samples the ambient air through a nozzle, the aerosol passes through a cyclone that eliminates all particles larger than 1000 nm, and through a catalytic stripper that eliminates all volatile particles. The solid particles in the aerosol then pass through a supersaturated vapor that condense around each particle increasing their size such that they can be individually detected by and optical particle coun-

ter (Hersey, 2021). The data provided by the CPC is in concentration units of #/cm3.

The UFP were monitored for a period of 12 months, from October 2021 to October 2022, with a resolution of 1 minute. There were no measurements during June-July months due to equipment maintenance. The CPC must be recharged with isopropanol every 4 hours; hence, the measurements were programmed as follows: in weekdays from 7:30 h. to 19:30 h., Saturdays and Sundays from 9:00 h to 14:00 h. Overnight measurements were performed on selected days.

Data processing

The data base obtained was analysed through the open access statistical software R Studio through the OpenAir package (Carslaw & Ropkins, 2012).

RESULTS AND DISCUSSION

An average PNC of 4.603 #/cm3 was observed throughout the measuring campaign (October 2021-October 2022). The hourly PNC average, presented in Figure 2 was found to be below the limits suggested by the WHO guidelines (20.000 #/cm3) (WHO, 2021), except for one day in December 2021 (34.252 #/cm3), where this limit was exceeded.

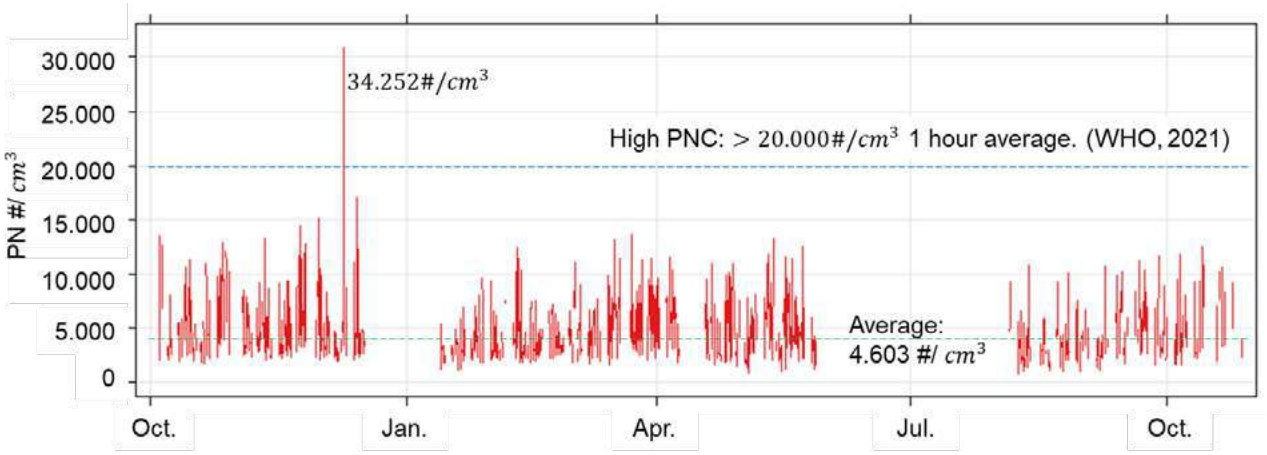


Figure 2. Temporary variation for the hourly average of the monitored particles.
Source: Own elaboration.

The hourly variation of the UFP number concentration in the city of Medellín at all days of the week is presented in Figure 3. Two peaks of high PNC are observed during weekdays, all coincided at two specific times: 6:00 h. and around 18:00 to 20:00 h. During mid-day the PNC falls to values close or below the average. Mondays mornings presented the highest PNC, with a peak of aproximately 10.000 #/cm^3, twice the overall PNC average. On weekends, the concentrations were lower, although the two peak trend was sustained on Saturdays. Sunday is the only day of the week that had all-day concentrations below the PNC average.

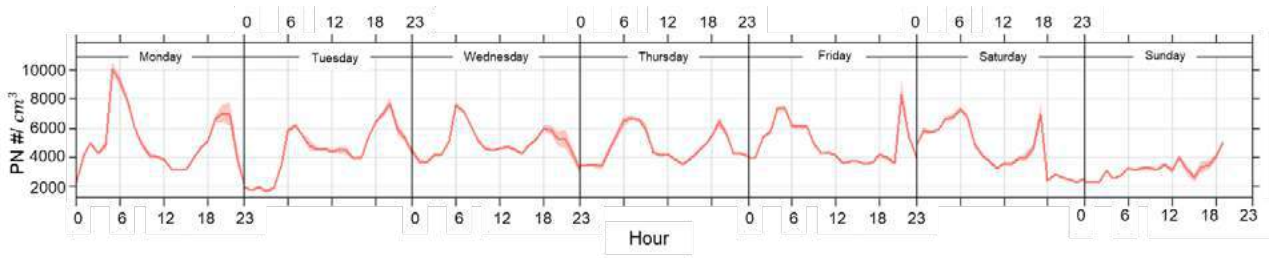


Figure 3. Hourly variation of the PNC thoughout the weekdays. The data shown is an average of all measured days.
Source: Own elaboration.

Figure 4 a) shows the monthly variation of the UFP number concentration. January and August exhibited the lowest average PNC. This might be due to academic vacations, since according to the origin-destination survey for the local environmental authority (AMVA, 2019), the traffic decreases because student-related trips decrease as this is the second reason for urban trips. 73% of students used means of transportation that generate particles, such as public transportation, private cars and motorcycles (AMVA, 2019). Figure 4 b) shows average weekly UFP number concentration. Tuesdays, Wednesdays and Thursdays are above the PNC overall average, peaking on Wednesdays. From Thursday to Sunday there is a decreasing trend on the PNC, reaching its minimum on the last day of the week. In Figure 4 c) the hourly variation of the PNC during the entire measuring campaing is presented. Two concentration peaks were obseved: at 6:00 h. and at 20:00 h. There is a steep PNC growth two hours before each peak. The peaks can be related to the peak hours of mobility and transportation in the city which is shown in Figure 5 (AMVA, 2019). The range of hours of greatest vehicular flow in city, coincided with the range of hours of PNC highest values. Between 11:00 h. and 15:00 h. around the overall average are observed, and the lowest values are found from mid-night to dawn, also coinciding with the lower vehicular flow.

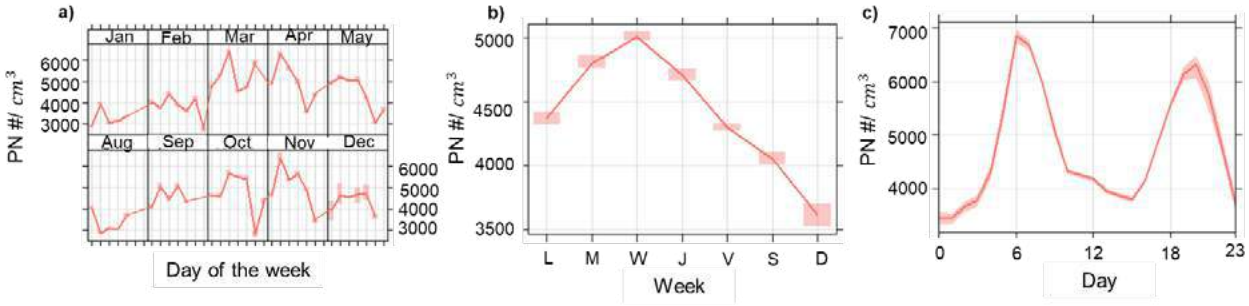


Figure 4. a) Monthly variation of the PNC (daily average). b) Weekly variation of the PNC (daily average) and c) daily variation of the PNC (per minute average).
Source: Own elaboration.

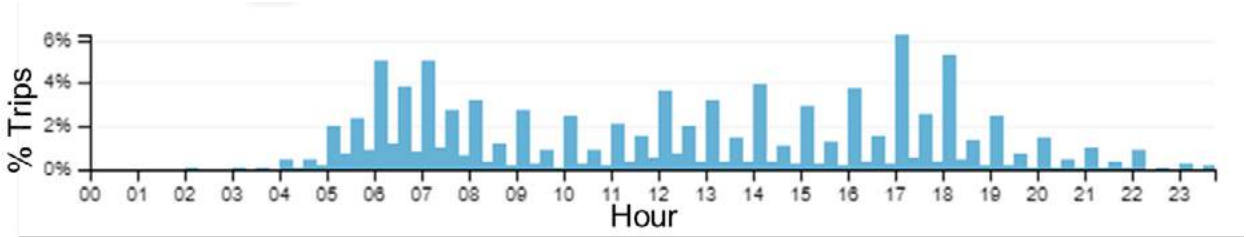


Figure 5. Percentage of vehicular trips in the AMVA during the day.
Source: Adapted from (AMVA, 2019).

The measurements of PNC in air, allowed to establish a baseline for the Particulate Matter in the urban area of the AMVA. The number of particles exhibited a similar behaviour each day of the week, with two maximum values that coincided with the rush hours of the highest vehicular traffic in the city. The week started with PNC values close to the study average (4.603#/cm^3), reaching the maximum value on Wednesday (5.237#/cm^3) and the minimum on Sundays (3.615#/cm^3). The daily PNC ranged between 3.615 and 5.237 #/cm^3, which was below the daily limit of 10.000 #/cm^{3}established by the WHO (WHO, 2021). The hourly limit established by the WHO was exceeded only once, when a value of 34.543#/cm^3 was obtained in December 2021.

IMPLICATIONS FOR PUBLIC POLICY AND PRACTICE

This investigation is the first of the kind in the region and is expected to contribute to the knowledge of counting ambient air particles in the city of Medellín. It is expected that this data set can lead to future works such as epidemiological studies that allow to identify the relationship between UFP and health events.

Large cities and Metropolitan Areas face serious challenges regarding poor air quality and its dramatic impact on inhabitants' health. Identifying space-time dynamics of UFP provide useful information to environmental authorities for structuring specific actions against this pollutant, for its prevention, correction, or mitigation. Also, the experience obtained during the campaign can be useful to the authorities in order to establish a monitoring network of UFP in the region.

ACKNOWLEDGMENTS

The Ministry of Science, Technology and Innovation from Colombia is gratefully acknowledged by funding the program CAMBIO (Contract No. 80740-175-2021).

REFERENCES

AMVA. (2019). *Encuesta origen destino Área Metropolitana del Valle de Aburrá*. https://www.metropol.gov.co/observatorio/Paginas/encuestaorigendestino.aspx

Brines, M., Dall'Osto, M., Beddows, D. C. S., Harrison, R. M., Gómez-Moreno, F., Núñez, L., Artíñano, B., Costabile, F., Gobbi, G. P., Salimi, F., Sioutas, C., & Querol, X. (2015). Traffic and nucleation events as main sources of ultrafine particles in high-insolation developed world cities. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *15*(10), 5929–5945. https://doi.org/10.5194/acp-15-5929-2015

Carslaw, D. C., & Ropkins, K. (2012). Openair - An R package for air quality data analysis. *Environmental Modelling and Software*, *27–28*, 52–61. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.008

CCMA. (2021). *Perfil socioeconómico del Valle de Aburrá*.

Google Inc. (2022, December 14). *Google Earth Pro*. https://earth.google.com/web/@6.26709896,-75.56879525,1454.85248283a,2897.19806576d,35y,-15.77321311h,48.09480913t,0.00000001r

Hersey, S. (2021). *Ambient Combustion Ultrafi-*

ne Particles and Health (D. Brugge & C. H. Fuller, Eds.). Nova Science Publishers.

Kittelson, D., Khalek, I., McDonald, J., Stevens, J., & Giannelli, R. (2022). Particle emissions from mobile sources: Discussion of ultrafine particle emissions and definition. *Journal of Aerosol Science*, *159*. https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2021.105881

Knibbs, L. D., Cole-Hunter, T., & Morawska, L. (2011). A review of commuter exposure to ultrafine particles and its health effects. *Atmospheric Environment*, *45*(16), 2611–2622. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.065

Kumar, P., Morawska, L., Birmili, W., Paasonen, P., Hu, M., Kulmala, M., Harrison, R. M., Norford, L., & Britter, R. (2014). Ultrafine particles in cities. *Environment International*, *66*, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.01.013

Ohlwein, S., Kappeler, R., Kutlar Joss, M., Künzli, N., & Hoffmann, B. (2019). Health effects of ultrafine particles: a systematic literature review update of epidemiological evidence. *International Journal of Public Health*, *64*(4), 547–559. https://doi.org/10.1007/s00038-019-01202-7

Wang, X., Chen, J., Cheng, T., Zhang, R., & Wang, X. (2014). Particle number concentration, size distribution and chemical composition during haze and photochemical smog episodes in Shanghai. *Journal of Environmental Sciences (China)*, *26*(9), 1894–1902. https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.07.003

WHO. (2021). *WHO global air quality guidelines: Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*.

MORPHOLOGICAL AND ELEMENTAL CHARACTERIZATION OF $PM_{2.5}$ COLLECTED IN RESIDENTIAL AND HIGH TRAFFIC AREAS OF MEDELLIN CITY

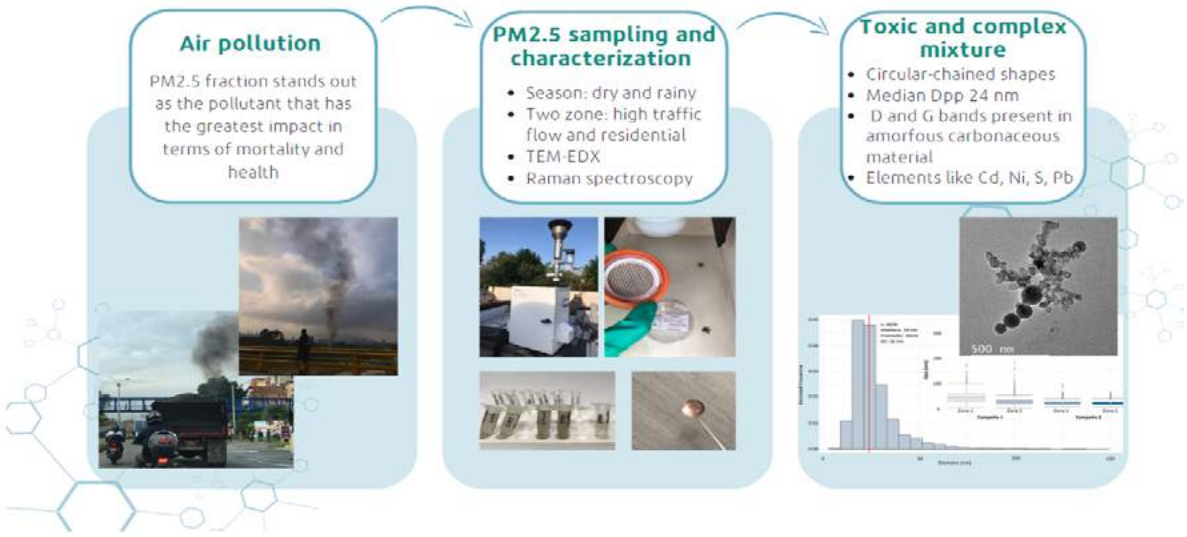
Daniela Uribe Zuluaga[1], John Ramiro Agudelo Santamaría[2], María Luisa Botero[3], Diana Marcela Marín[4], María Victoria Toro[5], Ricardo Morales[6], Carlos Daniel Ramos[7], Francisco Molina[8]

Keywords:

particulate matter, TEM, Raman, morphology, nanostructure, elemental composition.

ABSTRACT

The world health organization (WHO) suggests monitoring the concentration and characteristics of $PM_{2.5}$ as a criterion pollutant to evaluate the exposure of the general population to air pollution. This work presents the morphological, nanostructural and elemental characterization of $PM_{2.5}$ collected in two areas of the city of Medellín during different seasons of the year. Surprisingly, the $PM_{2.5}$ concentration in the residential zone was higher than in the traffic-related zone, in both seasons, and exceeded the WHO 24-hr recommendations most weeks-days. Most primary particles observed in this investigation had circular shapes and may have their origin in vehicle exhaust gases, however in the residential zone a greater variety of elements (*Al*, *S*, *Ni*, *Cd*, *K* and *Pb)* were detected, indicating the existence of other sources additional to traffic-related emissions.



1 Grupo de manejo eficiente de la energía- GIMEL- Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, daniela.uribe@udea.edu.co;

2 Grupo de manejo eficiente de la energía- GIMEL- Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, john.agudelo1@udea.edu.co;

3 Grupo de manejo eficiente de la energía- GIMEL- Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, mluisa.botero@udea.edu.co;

4 Grupo de Salud Pública, Universidad Pontificia Bolivariana, dianamarcela.marin@upb.edu.co;

5 Grupo de Investigaciones Ambientales, Universidad Pontificia Bolivariana, victoria.toro@upb.edu.co;

6 Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental, Universidad de los Andes, r.moralesb@uniandes.edu.co;

7 Grupo de Investigación en Gestión y Modelación Ambiental-GAIA- Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, daniel.ramos@udea.edu.co;

8 Grupo de Investigación en Gestión y Modelación Ambiental-GAIA- Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, francisco.molina@udea.edu.co

INTRODUCTION

Particulate matter (PM) pollution has become an environmental and public health problem due to its high concentrations in the air, especially in urban areas. The fraction of $PM_{2.5}$ (size < 2.5 µm), stands out as the pollutant that has the greatest impact in terms of mortality and health and has been shown to cause respiratory and cardiovascular diseases and cancer (Chen et al., 2015; Hayes et al., 2020; Liang et al., 2019), for those reasons WHO suggests the concentration of $PM_{2.5}$ as a criterion pollutant to evaluate the exposure of the general population to air pollution (OECD, 2019; WHO, 2021).

PM is a mixture of several chemical components and have physicochemical characteristics such as complex morphology and nanostructure that also influence its toxicity (Shi, 2020). The composition, morphology and nanostructure of the particles can help establish the origin or possible sources of the $PM_{2.5}$ and propose possible actions to reduce its impact on public health and environment. PM can originate from natural or anthropogenic sources. However, according to Kelly & Fussell, (2012) the biggest individual single largest source of airborne PM originated from vehicle's engine is derived from exhaust from diesel engines.

In the Aburra Valley, the variation in the concentration of different pollutants and, particularly $PM_{2.5}$, are modulated by the meteorological conditions inside the Valley, which are forced by the local topography and climatic conditions (SIATA, 2020) and has become a crucial pollutant to establish the state of air quality in the region. This work presents a morphological, nanostructural and elemental characterization of $PM_{2.5}$ collected in two areas of the city of Medellín during different periods of the year (dry and rainy season).

SET-UP AND METHODS

2.1 Sampling

Two $PM_{2.5}$ sampling campaigns were carried out at different times of the year in Medellín city. The first campaign included a non-critical period of air pollutants (dry season) and was carried out between the months of July and August of 2021. The second campaign included the critical period of air (rainy season) and was carried out between the months of February and March 2022.

$PM_{2.5}$ samples were collected in two zones of Medellín city as shown in Figure 1. Zone 1 corresponds to an urban area influenced by high traffic flow, zone 2 corresponds to a residential area. In the first campaign, a Low-Vol TE-WILBUR 0283 equipment was used in zone 1 and a Low-Vol PQ 200 in zone 2, while in the second campaign the Low-vol PARTISOL 2000 equipment was used in both zones. All the equipment operated with an average flow of 16.6 L/min and the samples were collected for 24 hours on 47 mm Teflon filters. The concentration of $PM_{2.5}$ was determined in accordance with the guidelines of the United States Environmental Protection Agency (US-EPA, 2016).

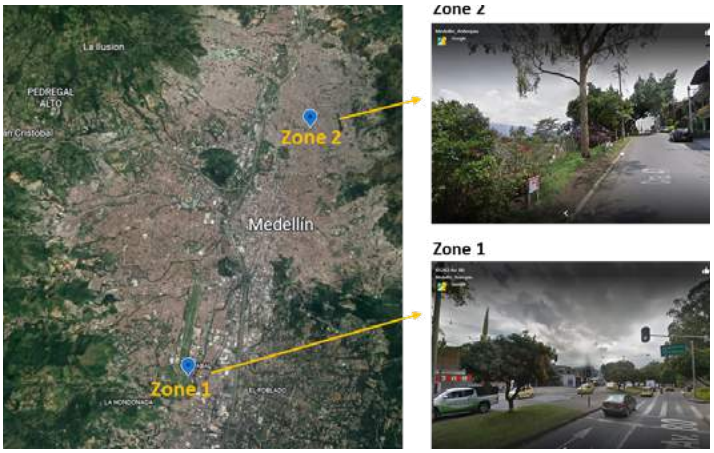


Figure 1. Location of the $PM_{2.5}$ collection stations in two areas of Medellín city. Taken from Google Earth.

2.2 Extraction of samples for TEM

For the morphological, elemental and nanostructural analysis, the particles collected on the Teflon filters were extracted with 99% ethanol using an ultrasonic bath in a 15 minutes cycle at a frequency of 40kHz. One drop of the extract for each of the samples was deposited directly on a 3 mm diameter copper grid covered with a carbon membrane (CF300-CU). The solvent is allowed to evaporate at room temperature, and the sample is then analyzed in a transmission electron microscope (TEM) Tecnai F20 Super Twin TMP with EDX Oxford Instruments XMAX detector for chemical analysis.

2.3 TEM image processing

The digital images obtained from the TEM were processed in Matlab® (Manuputty et al., 2017), where the number of primary particles (*n*) and the primary particle diameter (Dpp) were determined for each particle agglomerate. With the information obtained, descriptive and graphic analyzes of the size distribution of Dpp were carried out using RStudio.

2.4 Nanostructural analysis

Raman spectroscopy was performed using a LabRam HR Horiba microscope system equipped with a 632.8 nm He/Ne laser excitation source. The sample was analyzed directly on the teflon filter in a spectral range of 1000-2500 cm^{-1} using a 50x magnification objective lens, a source power of 0.106 mW and an exposure time of 20 seconds. Raman spectra were fitted, deconvoluted and plotted using Origin ® software version 2017.

RESULTS AND DISCUSSION

3.1 $PM_{2.5}$ concentration

Figure 2 shows the mass concentration of $PM_{2.5}$ collected in both areas during the monitoring campaigns. zone 2, despite corresponding to a residential area, presented higher concentrations of $PM_{2.5}$ compared to zone 1 that has higher vehicular flow. It is particularly noted the high $PM_{2.5}$ concentrations observed in zone 2 on Saturdays, greatly exceeding the 15 µg/m^3 24hr-mean value recommended by WHO. This recommendation is exceeded almost all weekdays in both zones during the rainy season (campaign 2). The change in the concentration of $PM_{2.5}$ during the monitoring campaigns evidenced that during dry season (campaign 1) the $PM_{2.5}$ concentrations were lower than in rainy season (campaign 2), for both zones, which corresponds to the critical period of contamination in the Aburra Valley. According to the annual air quality report presented by the *"Sistema de alerta temprana del Valle de Aburra"* (SIATA), between the months of February and March 2021, air quality could be affected by the transition between the dry season and the first rainfall season of the year in the Colombian Andean region; as well as the external contributions of particles from fires in both north and northeast of Colombia and Venezuela (EAFIT, 2021).

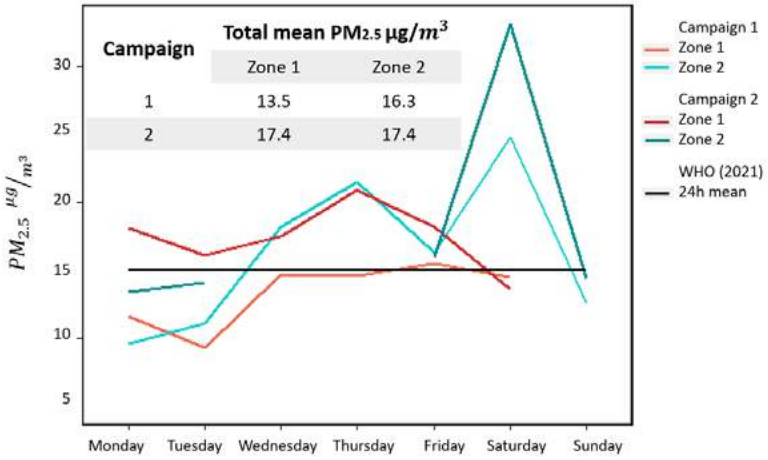


Figure 2. Concentration of $PM_{2.5}$ collected in Medellín city. Zone 1: high traffic flow, Zone 2: northeastern residential area of the city. Campaign 1: dry season, Campaign 2: rainy season.

3.2 Morphology and nanostructure of primary particles

Figure 3 presents the distribution of the primary particle diameter (Dpp) for the $PM_{2.5}$ samples collected during the sampling campaigns in both zones. In total 6604 primary particles were measured. The Dpp distribution is biased towards the smallest particles, hence the median is a better descriptor of the measured particles than the average value. Figure 3 also presents an insert with the box plots of the Dpp of the measured samples. The median is 24 nm, while the mean is 28 nm, both values were independent of the campaign and sampling area. No statistically significant differences were observed between the samples taken in both zones during the two sampling campaigns.

The size of the primary soot particles may vary depending on the operating conditions of the engine, the fuel and/or fuel mixtures used, the type and conditions of fuel injection, but most of the primary particle sizes reported for the exhaust of diesel engines are in a range between 20 to 70 nm (Ghadikolaei et al., 2020; Tree & Svensson, 2007; Wang et al., 2016)including diesel alone, blended, fumigation and a combined fumigation + blended (F + B. This indicates that some of the smaller Dpp primary particles observed in this investigation may have their origin in vehicle exhaust gases, an observation that is further confirmed by the Raman spectroscopy results shown below.

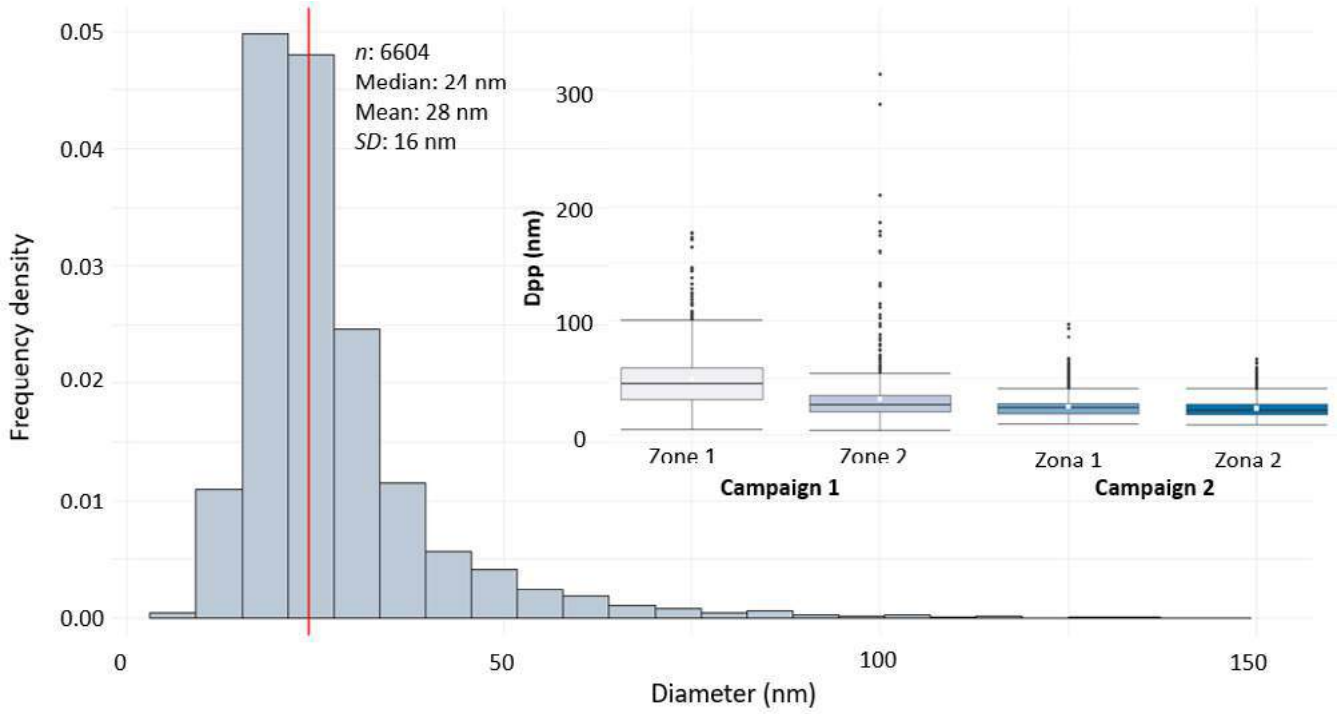


Figure 3. Distribution of the primary particle size as a function of the Dpp density for the total number of particles analyzed in the samples.

Figure 4 presents the Raman spectra, the Dpp distribution, and the TEM micrographs of some of the aggregate's particle collected in the two zones during the sampling campaigns. The micrographs showed that most of the collected particles corresponded to agglomerates of primary particles with circular shapes, that build chains shaped as sintered clusters.

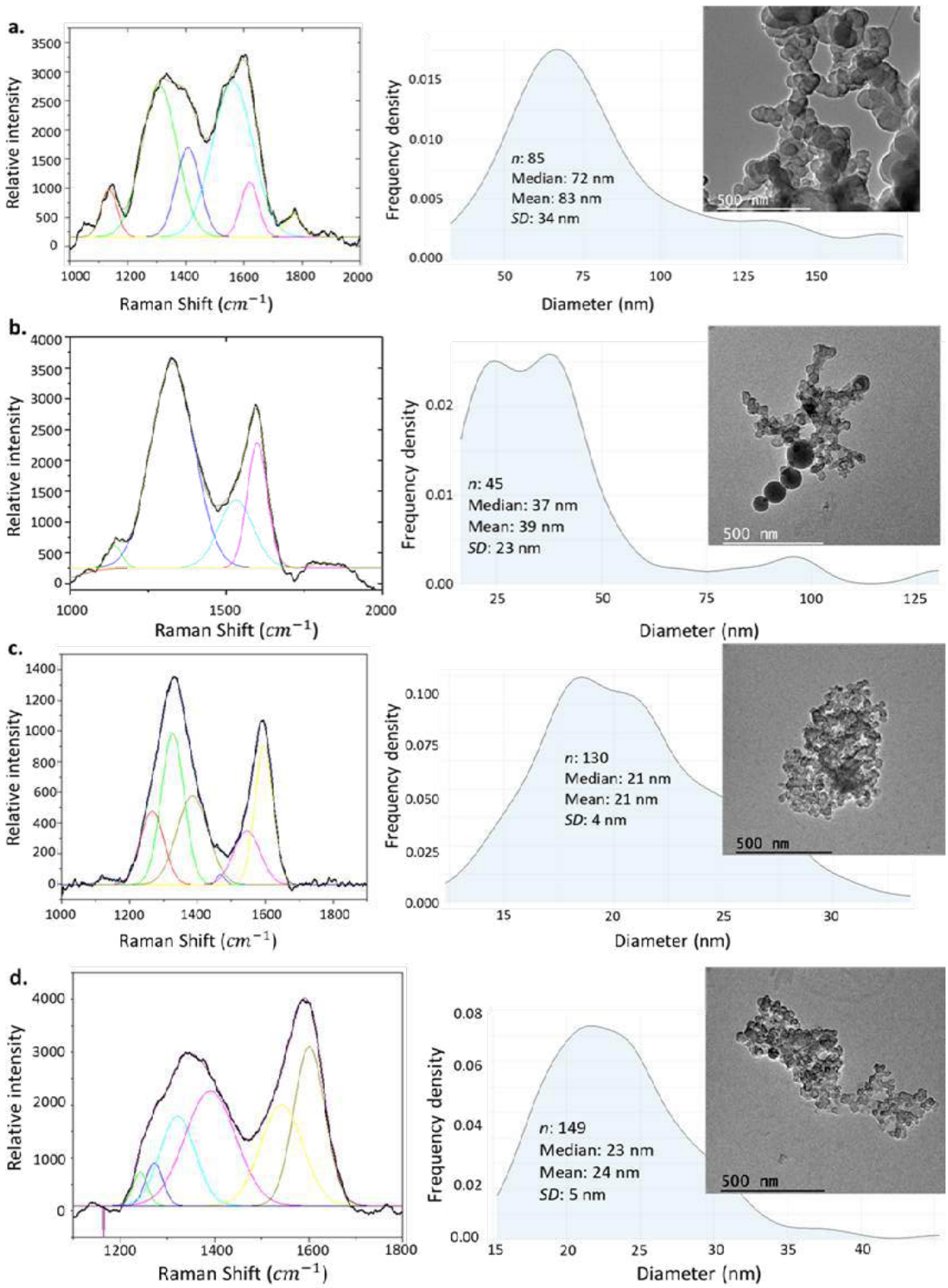


Figure 4. Raman spectra, Dpp distribution, and TEM micrograph of collected $PM_{2.5}$. Campaign 1: (a) zone 1; (b) zone 2 and campaign 2: (c) zone 1; (d) zone 2.

According to Tree & Svensson, (2007) diesel engine exhaust soot presents spherical primary particles that agglomerate to form structures similar to long chains, as was observed in most of the particles collected in this research. Furthermore, all the Raman spectra showed two main peaks of relative intensity around 1600 and 1350 cm^{-1} that correspond to the *G* and *D* bands, respectively (Chu et al., 2021). Those are the typical bands present in the amorphous carbonaceous material of diesel particulate matter (Cadrazco et al., 2019) and according to Das & Agrawal, (2011) this implies that all materials are composed of randomly oriented structural units that vary from 50 at 80A.

3.3 Elemental composition of collected $PM_{2.5}$

Table 1 presents the chemical elements detected in the samples collected by EDX. It was discovered that the residential zone (zone 2) presented a greater variety of chemical elements, probably because there are other sources beyond vehicle emissions, or particles dragged by atmospheric dynamics, that may came from fixed sources of combustion.

Many of the detected elements have their origin from anthropogenic sources, for example *Ca, Al, Zn, K, Ca, Fe* and *Mg* have been found in $PM_{2.5}$ emitted from gasoline-powered vehicles (Lin et al., 2020)particularly from the in-use gasoline-fueled vehicles, is a leading air quality pollutant and the chemical composition of PM2.5 is vital to the practical issues of climate change, health effects, and pollution control policies, inter alia. These atmospheric fine particulate matters (PM2.5. *Si* may come from the dust emitted by buildings construction and fly ash, and the *C* and *O* are part of the soot aggregates (Marvanová et al., 2018; Thepnuan et al., 2019)toxicological in vitro studies working with the whole particles often lack a proper evaluation of PM real size distribution and characterization of agglomeration under the experimental conditions. In this study, changes in particle size distributions during the PM sample manipulation and also semiquantitative elemental composition of single particles were evaluated. Coarse (1–10 µm.

Table 1. Elements detected in the $PM_{2.5}$ samples collected in both zones during the monitoring campaigns

Campaigns	Elements detected in the $PM_{2.5}$ samples	
	Zone 1	Zone 2
1	*C, Ca, Cl, K, Na, S, O,*	*Al, C, Ca, Cl, Fe, K, Mg, Na, Ni, S, Si, O, P, Ti*
2	*Al, C, Ca, Cd, K, Mg, N, Na, O, S, Si, Zn*	*Al, C, Ca, Cd, Cl, Co, Fe, K, Na, S, Se, Si, O, Pb*

IMPLICATIONS FOR PUBLIC POLICY AND PRACTICE

The continuous monitoring of environmental contaminants has made it possible to establish the possible sources and the risks they have on human health. Medellín is a large urban center in constant growth, it is necessary to carry out continuous monitoring of the pollutants present in the air, particularly $PM_{2.5}$ due to the complexity of its composition, high probability of inhalation, and because its concentration and presence responds to local dynamics.

With this research, it was found that the environmental authorities should take into consideration the transport of particles through the air in the geographical area of Valle de Aburra, with special emphasis on the northern area, since apparently in residential areas of the north-east region, there as register of high concentrations of particles with a toxic elemental composition from the burning of materials that do not correspond to PM from vehicles.

The study of the nanostructure and morphology of PM strengthens the importance that the environmental authorities make efforts to quantify, not only the $PM_{2.5}$ fraction of particulate matter, but also to quantify the concentration of the number of particles and their size distribution, since it is known that smaller particles penetrate more easily the natural filters of living beings.

ACKNOWLEDGMENTS

Authors gratefully acknowledge the financial support provided by the Colombian Ministry of Science, Technology and Innovation (previously COLCIENCIAS) through the project PROMESA (Origin of Particulate Matter and its Effect on Children's Health), Contract No. 757/2018.

BIBLIOGRAPHY

Cadrazco, M., Santamaría, A., & Agudelo, J. R. (2019). Chemical and nanostructural characteristics of the particulate matter produced by renewable diesel fuel in an automotive diesel engine. *Combustion and Flame*, *203*, 130–142. https://doi.org/10.1016/j.combustflame.2019.02.010

Chen, P., Bi, X., Zhang, J., Wu, J., & Feng, Y. (2015). Assessment of heavy metal pollution characteristics and human health risk of exposure to ambient PM2.5 in Tianjin, China. *Particuology*, *20*, 104–109. https://doi.org/10.1016/j.partic.2014.04.020

Chu, C., Naseri, A., Mitra, T., Dadsetan, M., Sediako, A., & Thomson, M. J. (2021). The effect of elevated reactant temperatures on soot nanostructures in a coflow diffusion ethylene flame. *Proceedings of the Combustion Institute*, *38*(2), 2525–2532. https://doi.org/10.1016/j.proci.2020.06.348

Das, R. S., & Agrawal, Y. K. (2011). Raman spectroscopy: Recent advancements, techniques and applications. *Vibrational Spectroscopy*, *57*(2), 163–176. https://doi.org/10.1016/j.vibspec.2011.08.003

EAFIT. (2021). *Informe Anual de Calidad del Aire AMVA 2021*. 94.

Ghadikolaei, M. A., Wei, L., Cheung, C. S., Yung, K. F., & Ning, Z. (2020). Particulate emission and physical properties of particulate matter emitted from a diesel engine fueled with ternary fuel (diesel-biodiesel-ethanol) in blended and fumigation modes. *Fuel*, *263*(November 2019), 116665. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116665

Hayes, R. B., Lim, C., Zhang, Y., Cromar, K., Shao, Y., Reynolds, H. R., Silverman, D. T., Jones, R. R., Park, Y., Jerrett, M., Ahn, J., & Thurston, G. D. (2020). PM2.5 air pollution and cause-specific cardiovascular disease mortality. *International Journal of Epidemiology*, *49*(1), 25–35. https://doi.org/10.1093/ije/dyz114

Kelly, F. J., & Fussell, J. C. (2012). Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. *Atmospheric Environment*, *60*, 504–526. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.039

Liang, B., Li, X. liang, Ma, K., & Liang, S. xuan. (2019). Pollution characteristics of metal pollutants in PM 2.5 and comparison of risk on human health in heating and non-heating seasons in Baoding, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *170*(December 2018), 166–171. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.075

Lin, Y. C., Li, Y. C., Amesho, K. T. T., Shangdiar, S., Chou, F. C., & Cheng, P. C. (2020). Chemical characterization of PM2.5 emissions and atmospheric metallic element concentrations in PM2.5 emitted from mobile source gasoline-fueled vehicles. *Science of the Total Environment*, *739*, 139942. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139942

Manuputty, M. Y. (2017). *analyse_TEM_individual_v_2_4.m* (2.4). mym24@cam.ac.uk

Marvanová, S., Kulich, P., Skoupý, R., Hubatka, F., Ciganek, M., Bendl, J., Hovorka, J., & Machala, M. (2018). Size-segregated urban aerosol characterization by electron microscopy and dynamic light scattering and influence of sample preparation. *Atmospheric Environment*, *178*(December 2017), 181–190. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.02.004

Organisation for Economic Co-operation and Development. (2019). *The economic cost of air pollution: evidence from Europe (economics de-*

partment working papers no. 1584). https://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=ECO/WKP(2019)54&docLanguage=En

Shi, Y. (2020). Materials and molecules for pollution free clean energy. *TDX (Tesis Doctorals En Xarxa)*, 254.

SIATA. (2020). *Informe Anual de Calidad del Aire 2020 Contrato Ciencia y Tecnología 871 de 2020*.

Thepnuan, D., Chantara, S., Lee, C. Te, Lin, N. H., & Tsai, Y. I. (2019). Molecular markers for biomass burning associated with the characterization of PM2.5 and component sources during dry season haze episodes in Upper South East Asia. *Science of the Total Environment*, *658*, 708–722. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.201

Tree, D. R., & Svensson, K. I. (2007). Soot processes in compression ignition engines. *Progress in Energy and Combustion Science*, *33*(3), 272–309. https://doi.org/10.1016/j.pecs.2006.03.002

U.S. Environmental Protection Agency, "Quality Assurance Guidance Document 2.12," Monit. PM2.5 Ambient Air Using Des. Ref. or Cl. I Equiv. Methods, p. 105, 2016, [Online]. Available: https://www3.epa.gov/ttnamti1/files/ambient/pm25/qa/m212.pdf.

Wang, Y., Liang, X., Wang, K., Wang, Y., Dong, L., & Shu, G. (2016). Effect of base oil on the nanostructure and oxidation characteristics of diesel particulate matter. *Applied Thermal Engineering*, *106*, 1311–1318. https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2016.06.131

WHO Air quality Gudelines. (2021). WHO global air quality guidelines. *Coastal And Estuarine Processes*, 1–360.

CONCENTRACIÓN DE CARBONO NEGRO Y METEOROLOGÍA PRE Y POST CUARENTENA POR COVID-19, EN TACNA-PERÚ

Rafael N. Liñán-Abanto[1], P. Arnott[2], G. Paredes-Miranda[3], D. Salcedo[4], Omar Ramos-Pérez[5], Rosa M. Liñán-Abanto[6], Hugo Torres-Muro[7], G. Carabali[8].

Palabras clave:

Carbono negro; meteorología; cuarentena; COVID-19.

INTRODUCCIÓN

El carbono negro (black carbon, BC) es uno de los aerosoles más importantes en la atmosfera. No obstante, representar entre el 5 % y 15 % de la masa de aerosoles urbanos (Salcedo et al., 2006; Yang et al., 2011) es el responsable del 90 % al 95 % de la absorción del aerosol. Por su alta eficiencia para calentar la atmósfera (Hansen et al., 1993) juega un papel importante en el cambio climático (Ramachandran et al., 2010; Ramanathan et al., 2008). El BC es una partícula primaria que se emite como producto de la combustión incompleta de combustibles fósiles, biocombustibles y quema de biomasa (Cao et al. 2009; Kondo et al., 2006; Han et al., 2009; Bond et al., 2013). Por su tamaño nanométrico, constituye un peligro para la salud humana, debido a que es respirable e incluso sigue siendo de cuidado, cuando es parte del PM1 o el PM2.5.

Se obtuvieron mediciones continuas de la concentración de BC, con un Extinciómetro Fotoacústico (PAX) de noviembre del 2019 a septiembre del 2021 en Tacna, Perú. Igualmente, se midieron los parámetros meteorológicos (temperatura, humedad relativa, velocidad del viento y radiación solar) para el mismo periodo.

MÉTODOS

El sitio de medición es el Laboratorio de Física de la Atmosfera y Calidad del Aire (LAFACA) que opera en la azotea el edificio de la Facultad de Ciencias, ubicado en el interior del campus de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann (UNJBG) de Tacna, Perú, a 530 m.a.s.l., latitud 8.02° S y 70.25°O de longitud. El campus está ubicado dentro de una zona residencial sin actividad industrial, limitando con avenidas (por el sur, oeste y norte) y una pequeña calle por el este, por lo que existe un constante flujo vehicular de buses y autos particulares.

Las observaciones de carbono negro (BC) fueron obtenidas con un Extinciómetro Fotoacústico (PAX, Droplet Measuremenet Tecnnologies). El PAX utiliza un diodo laser de 870 nm de longitud de onda y modulado a 1500 Hz; mediante una bomba de vacío interna controlada por dos orificios críticos, extrae aire ambiental con una rapidez de flujo de 1 L/min. El PAX mide en forma directa del coeficiente de absorción (Babs) mediante la técnica fotoacústica. A partir del Babs, deriva la concentración en masa de carbono negro (BC). Una discusión detallada del Extinciómetro Foto acústico y la técnica fotoacústica se puede encontrar en Arnott et al., 1999; Paredes-Miranda et al; 2009;

1 Departamento de Física, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Av. Miraflores s/n, Tacna, 23000, Perú

2 Department of Physics, University of Nevada, 1664 N. Virginia Street, Reno, Nevada, 89557, USA

3 Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 04510, México

4 UMDI-Juriquilla, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Boulevard Juriquilla 3001, Col. Juriquilla, Querétaro, 76230, México

5 Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Av. Miraflores s/n, Tacna, 23000, Perú

6 Instituto de Geofisica, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 04510, México

**Corresponding author:* Rafael N. Liñán-Abanto (rnlinan@unjbg.edu.pe, rafael.linian@gmail.com)

y Retama et al., 2015. Los parámetros meteorológicos se obtuvieron de la estación meteorológica del Laboratorio LAFACA. Las observaciones de los parámetros meteorológicos y la concentración en masa de carbono negro se realizaron con una resolución temporal de un minuto.

RESULTADOS

La precipitación diaria promedio es menor a 2mm / año. Resultado que era esperado dado que Tacna es una ciudad en la cabecera del desierto de Atacama. Los parámetros meteorológicos: temperatura, humedad relativa, velocidad del viento y radiación solar presentan una notable variabilidad estacional. La dirección del viento más frecuente es del suroeste para cualquier temporada. Las concentraciones promedio estacionales de BC fueron: 0.70 ± 0.35, 0.73 ± 0.46, 070 ± 0.39 y 0.85 ± 0.46 µg m^{-3}, para la primavera, verano, otoño e invierno, respectivamente. La tendencia diaria del BC en superficie muestra dos picos y dos mínimos, ciclo típico de zonas urbanas. Estimamos un decrecimiento del 37% cuando comparamos la concentración promedio de BC entre la primera semana antes y la primera semana después al inicio de la cuarentena por COVID-19 (15 de marzo del 2020). Cuando evaluamos para un periodo de 15 días antes y después de la cuarentena la disminución de la concentración es del 31%. Las gráficas polares de BC-velocidad del viento, sugieren que las fuentes locales más importantes de BC se ubican al noreste y sureste. Las concentraciones de BC en superficie presentan un efecto fin de semana.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La contaminación del aire por partículas, sobre todo por carbono negro, es muy perjudicial para la salud debido a que este contaminante, por su tamaño, se encuentra en la fracción respirable, lo que significa que pueden llegar aojarse en los alveolos pulmonares y el torrente sanguíneo, perturbando el normal funcionamiento del intercambio gaseoso O_2-CO_2. Esto hace que sea considerado como la principal causa de la fibrosis y cáncer pulmonar. Por esta razón, es importante que las políticas públicas de salud tengan muy presente la peligrosidad de estos aerosoles. En estas políticas debe de considerarse algunos mecanismos de disminución de la concentración de carbono negro o de las partículas (PM2.5 o PM 1), que actúen sobre los precursores y las fuentes directas.

REFERENCIAS

Arnott, W. P., Moosmüller, H., Rogers, C. F., Jin, T., and Bruch, R., 1989. Photoacoustic spectrometer for measuring light absorption by aerosols: Instrument description. Atmos. Environ., 33, 2845– 2852.

Bond, T.C., Doherty, S.J., Fahey, D.W., Forster, P.M., Berntsen, T., DeAngelo, B.J., Flanner, M.G., Ghan, S., Kärcher, B., Koch, D., Kinne, S., Kondo, Y., Quinn, P.K., Sarofim, M.C., Schultz, M.G., Schultz, M., Venkataraman, C., Zhang, H., Zhang, S., Bellouin, N., Guttikunda, S.K., Hopke, P.K., Jacobson, M.Z., Kaiser, J.W., Klimont, Z., Lohmann, U., Schwarz, J.P., Shindell, D., Storelvmo, T., Warren, S.G., and Zender, C.S., 2013. Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. Journal Geophysical Research: Atmospheres, Vol 118, 5380-5552. https://doi.org/10.1002/jgrd.50171.

Cao, J.J., Zhu, C.S., Chow, J.C., Watson, J.G., Han, Y.-M., Wang, G.-H., Shen, Z.X., An, Z.S., 2009. Black carbon relationships with emissions and meteorology in Xi'an, China. Atmospheric Research 94, 194-202.

Dockery, D. W. and Pope, C. A. 1996. Epidemiology of acute health effects: summary of time-series, in: Particles in our air: concentration and health effects, edited by: Wilson, R. and Spengler, J. D., Harvard University Press, Cambridge, MA, USA, 123–147.

Han, S., et al. (2009), Temporal variations of elemental carbon in Beijing, J. Geophys. Res., 114, D23202, doi:10.1029/2009JD012027.

Hansen, J., Lacis, A., Ruedy, R., Sato, M., and Wilson, H. 1993. How sensitive is the world´s climate? Natl. Geog. Res. Exploration, **9**, 142-158.

He, X., Li, C. C., Lau, A. K. H., Deng, Z. Z., Mao, J. T., Wang, M. H., and Liu, X. Y. 209. An intensive study of aerosol optical properties in Beijing urban area, Atmos. Chem. Phys., 9, 8903–8915, doi:10.5194/acp-9-8903-2009.

IPCC, 2021. Short-lived climate forcers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. ental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge; United Kingdom and New York, NY, USA, pp 817-922.

INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática), 2020. Perú: Estimaciones y Proyecciones de Población por Departamento. Provincia y Distrito, 2018-2020. Boletín Especial N° 26, January, 2020.

Kondo, Y., et al. (2006), Temporal variations of elemental carbon in Tokyo, *J. Geophys. Res., 111*, D12205, doi:10.1029/2005JD006257.

Liñán-Abanto, R.N., Peralta, O., Salcedo D., Ruiz-Suárez, L.G., Arnott, P., Paredes-Miranda. L., Alvarez-Ospina, H., Castro, T., 2019. Optical properties of atmospheric particles over an urban site Mexico City and a peri-urban site in Queretaro, J. Atmos Chem **76**, 201-228 (2019). https://doi.org/10.1007/s10874-019-09394-1

Liñán-Abanto, R.N., Salcedo D., Arnott, P., Paredes-Miranda. L., Grutter, M., Peralta, O., Carabali, G., Serrano-Silva, N., Ruiz-Suárez, L.G., Castro, T., 2021. Temporal variations of black carbon, carbon monoxide, and carbon dioxide in Mexico City: Mutual Correlations and evaluation of emissions inventories. Urban Climate., **37** (2021) 100855. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100855

Paredes-Miranda, G., Arnott, W. P., Jimenez, J. L., Aiken, A. C., Gaffney, J. S., and Marley, N. A. 2009. Primary and secondary contributions to aerosol light scattering and absorption in Mexico City during the MILAGRO 2006 campaign, Atmos. Chem. Phys., 9, 3721–3730, doi:10.5194/acp-9-3721-2009.

Pope III, C. A., and Dockery, D. W. 2006. Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: lines that connect. J. Air Waste Manage. Assoc. 2006, Jun; 56 (6):709–742. doi: 10.1080/10473289.2006.10464485

Ramachandran, S., and Rupakheti, M., 2022. Trends in physical, optical and chemical columnar aerosol characteristics and radiative effects over South and East Asia: satellite and ground-based observations. Gondwana Res. https://doi.org/10.1016/j.gr.2021.09.016.

Ramanathan, V., and Carmichael, G., 2008. Global and regional changes climate due to black carbon. Nat. Geosci. 1, 221-227.

Retama, A., Baumgardner, D., Raga, G.B., McMeeking G.R, and Walker J.W. 2015. *Seasonal and diurnal trends in Black Carbon properties and co-Pollutants in Mexico City. J.* Atmospheric Chemistry and Physics 15, 9693–9709, https://doi.org/10.5194/acp-15-9693-2015

Salcedo, D., Onasch, T. B., Dzepina, K., Canagaratna, M. R., Zhang, Q., Huffman, J. A., DeCarlo, P. F., Jayne, J. T., Mor-timer, P., Worsnop, D. R., Kolb, C. E., Johnson, K. S., Zuberi, B., Marr, L. C., Volkamer, R., Molina, L.T., Molina, M.J., Cardenas, B., Bernabe, R. M., Marquez, C., Gaffney, J. S., Marley, N. A., Laskin, A., Shutthanandan, V., Xie, Y., Brune, W., Lesher, R., Shirley, T., and Jimenez, J. L.2006. Characterization of ambient aerosols in Mexico City during the MCMA-2003 campaign with Aerosol Mass Spectrometry: results from the CENICA Super-site, Atmos. Chem. Phys., 6, 925–946, doi:10.5194/acp-6-925-2006.

Yang, F., Tang, J., Zhao, Q., Du, Z., He, K., Ma, Y., Duan, F., Chen, G., 2011. Characteristics of PM 2.5 speciation in representative megacities and across China. Atmos. Chem. Phys., 11, 5207–5219

Zhang, X., R. Rao, Y. Huang, M. Mao, M.J. Berg, and W. Sun., 2015. Black carbon aerosols in urban central China. Journal of Quantitative Spectroscopy & Radiative Transfer., 150 (2015) 3-11. https://doi.org/10.1016/j.jqsrt.2014.03.006

Zhuang, B. L., T.J. Wang, J. Liu, S. Li, M. Xie, X.Q. Yang, C.B. Fu, J.N. Sun, C.Q.Yin, J.B.Liao, J.L.Zhu, and Y.Zhang. 2014. Continuous measurement of black carbon aerosol in urban Nanjing of Yangtze River Delta, China, Atmos. Environ., 89, 415 – 424, doi:10.1016/j.atmosenv.2014.02.052.

Zora Carbajal, Fortunato (1969), Tacna Historia y Folklore, segunda edición. Editorial Santa Mara, Tacna.

VARIACIÓN DEL BCE EN LA ESTACIÓN MED-BEME MEDIDO POR EQUIPO MABI 2019-2022 MEDELLIN - COLOMBIA

Diego Alejandro Grajales-González[1], Luis Miguel Román Pereira[1], Miriam Gómez Marín[1]

Palabras clave:
Black Carbon; MABI; incidencia de fuentes

INTRODUCCIÓN

El Black Carbon (BC) que se encuentra en la atmósfera proviene de la combustión incompleta de biocombustibles y biomasa que se elimina por deposición seca y húmeda (K Grange et al., 2020), es inactivo con vida media de una semana que le permite llegar a receptores finales por transporte de largo alcance (Liu et al., 2023). El BC también puede ser un producto de la pirólisis de la materia carbonosa por pérdida de átomos de hidrógeno y/o oxígeno a temperaturas superiores de los 250°C (Chow et al., 2004). Su tamaño en la categoría de PM1 actúa atrapando el calor en la atmósfera comportándose similar a un gas de efecto invernadero, siendo el segundo forzador de cambio climático más potente después del CO_2 (Spohn et al., 2022).

Mediciones de BC fundamentados en métodos termo-ópticos cuantifican ópticamente la degradación del carbon en una muestra de material particulado (Petzold et al., 2013). Diferencias entre tecnologías de cuantificación, ha llevado a que no se tenga una definición universal de BC (Hristova et al., 2022) dado que la materia carbonácea no aparece en la atmósfera pura, sino que, está como mezcla variable de compuestos carbonosos, haciendo el BC una sustancia única que por métodos de medición disponibles, no se logren cuantificar todas sus propiedades simultáneamente (Petzold et al., 2013).

Características ópticas de aerosoles carbonáceos fueron aprovechados para desarrollar aetalómetros para el monitoreo continuo del carbono absorbente de luz (LAC) en distintas longitudes de onda a través de deposición de partículas y procesamiento de datos. Este modelo es capaz de diferenciar el origen de los aerosoles en masa de BC de tráfico y de quema de madera, distribución conocida como Black carbon equivalente (K Grange et al., 2020).

El modelo aetalómetro también fue usado para el desarrollo del MABI (Multi-wavelength Absorption Black carbon Instrument). MABI utilizado para medir la transmisión de luz en siete longitudes de onda fijas (405, 465, 525, 639, 870, 940 y 1050 nm) a través de un filtro de material particulado antes y después de la exposición, proporcionando flexibilidad para acomodar filtros de diferentes diámetros y facilidad de análisis posteriores de los mismos (Manohar et al., 2021).

MATERIALES Y MÉTODOS

La toma de muestra de material particulado PM2.5 se realizó en la estación MED-BEME (Lat: 6,237, Lon: -75,611) Medellín Colombia clasificada dentro de la red de monitoreo de calidad de aire de representación poblacional. La zona de monitoreo representa uso del suelo urbano con mezcla de actividades principalmente residencial seguido de uso comercial y de servicios. Las principales fuentes de PM2.5 son de emisiones vehiculares con influencia a menos de un kilómetro de actividad industrial de extracción de arcilla para la fabricación de ladrillos y tejas.

Entre abril de 2019 y noviembre de 2022 en muestreos durante 24 horas, se realizó campaña

1 Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, Facultad de Ingeniería, Grupo GHYGAM
cghygam01@elpoli.edu.co, luismroman@elpoli.edu.co, mgomez@elpoli.edu.co

de de PM2.5 en equipos de bajo volumen a flujo controlado de 16,7 LPM. Muestras fueron recolectadas en filtros PTFE con y sin anillo de seguridad y cuarzo de 47mm. Los filtros fueron pesados antes y después de cada muestreo para medir la masa y posterior cálculo de concentración.

De manera simultánea se utilizó equipo MABI para la medición del BCe, por la absorción de luz en siete longitudes de onda diferentes: 405 nm (UV), 465 nm, 525 nm, 639 nm e infrarrojo 870 nm, 940 nm y 1050 nm. Los filtros fueron analizados para determinar la absorción de luz (Io) y después de muestreo para la cuantificación del mismo parámetro sobre las partículas colectadas (I).

Coeficiente de absorción másica se calculó para cada longitud de onda (λ) mediante la siguiente ecuación

$$\varepsilon(m^2 g^{-1}) = a * \lambda(nm)^{-b}$$

Donde a y b se obtienen a partir de correlación potencial entre la longitud de onda gradiente (Ryś & Samek, 2021).

El gradiente () es la pendiente de la curva obtenida, la cual se obtiene al graficar λ=639nm Vs cada longitud de onda medida por el MABI

La concentración de BCe fue calculado usando la siguiente ecuación.

$$BCe\ (ngm^{-3}) = \frac{10^5 A(cm^2)}{\varepsilon(m^2 g^{-1}) V(m^3)} ln\ \frac{I_o}{I}$$

Donde:
A = Área de análisis de muestra
ε = Coeficiente de absorción másica
V = Volumen de aire filtrado
Io = Absorción de luz en filtro
I = Absorción de luz en partículas

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Cálculo de coeficiente de absorción

Los datos de intensidad de luz transmitida obtenidos por medición en cada longitud de onda suministrada por MABI fueron calculados de acuerdo a la metodología descrita anteriormente y se convirtieron en coeficientes de absorción de masa (ε) para cada uno de los materiales filtrantes usados (Tabla 1). Los resultados obtenidos entre abril de 2019 y noviembre de 2022, infieren partículas de BC con diámetro de núcleo en el rango de 150 a 200 nm y valores de ε similares a los reportados por fabricante para filtros de policarbonato usados para la fracción gruesa de PM2.5-10 (Manohar et al., 2021).

Tabla 1. Coeficiente de absorción de masa (ε) frente a la longitud de onda (λ) obtenido entre 2019 y 2022 para cada material filtrante, Estación MED-BEME, Medellín Colombia.

Longitud de onda (nm)	**Material filtrante**		
	PTFE con anillo de seguridad 47mm (N=48)	Cuarzo 47mm (N=46)	PTFE sin anillo de seguridad 47mm (N= 17)
405	1,32237	1,55331	1,18673
465	1,20613	1,36754	1,11212
525	1,11248	1,22277	1,05046
639	0,97601	1,02014	0,95779
870	0,79469	0,76753	0,82848

Longitud de onda (nm)	Material filtrante		
	PTFE con anillo de seguridad 47mm (N=48)	Cuarzo 47mm (N=46)	PTFE sin anillo de seguridad 47mm (N= 17)
940	0,75477	0,71467	0,79889
1050	0,70114	0,64535	0,75840

Fuente: Elaboración propia.

3.2 Serie de tiempo de BCe

Las variaciones de BCe a λ=639 nm en promedio para los días evaluados (no en paralelo y de manera discontinua) entre 2019 y 2022 en filtros de PTFE con anillo de seguridad (N=193) fue de 6,7 μgm^{-3} (Figura 1), 12,9 μgm^{-3} en filtro de cuarzo (N=160) y 4.9 μgm^{-3} para filtros PTFE sin anillo de seguridad (N=135). Estos valores incluyen fuentes procedentes de humo y combustión de combustibles fósiles y representan un primer acercamiento al comportamiento del BCe en el Valle de Aburrá medido por equipo MABI.

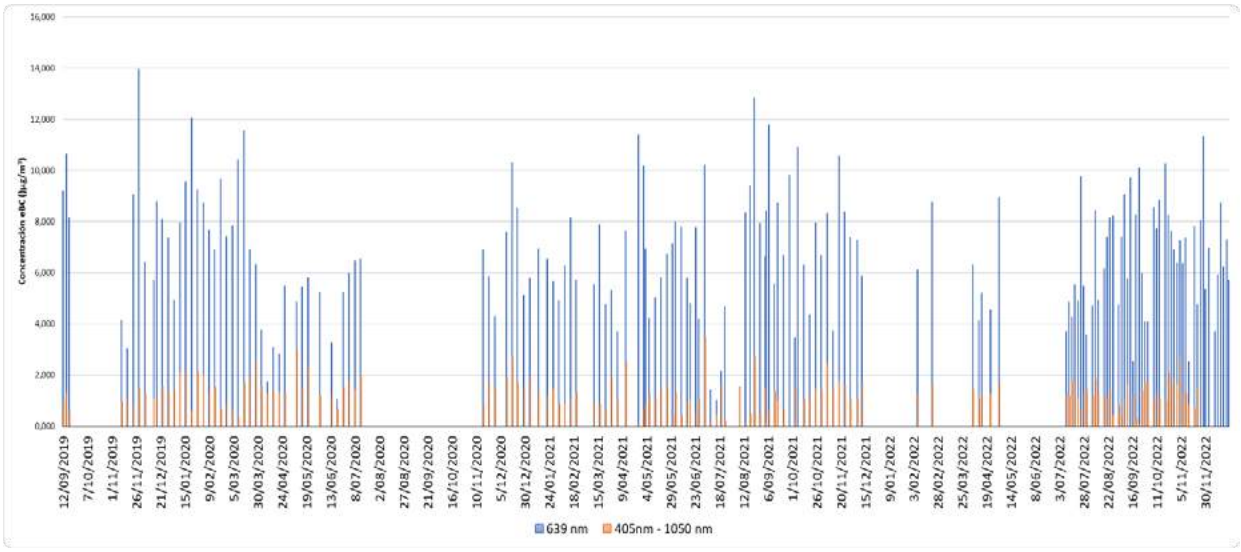


Figura 1. Comparación de concentraciones diarias entre BCe para 639 nm y BC (405nm – 1050nm) obtenido entre 2019 y 2022 en filtros PTFE con anillo de seguridad, Estación MED-BEME, Medellín Colombia. Fuente: Elaboración propia.

Por su parte, al sustraer valores obtenidos a λ=405 nm de λ=1050 que representan fuente por quema de biomasa se encontró que las mediciones en filtros PTFE presentaron promedio de 1,3 μgm^{-3}, 1,1 μgm^{-3} en filtros de cuarzo y 1,5 en filtros PTFE sin anillo de seguridad, sugiriendo un aporte bajo de incendios forestales sobre la concentración del BCe, fracción LAC, en la zona de estudio, resultados similares a los obtenidos por Risk y Samek (2021); sin embargo, el detalle de estos aportes sobre la calidad de aire del Valle de Aburrá deberá mirarse a través de la identificación de eventos espacios o, separación del estudio por periodos, incluyendo por ejemplo, análisis antes, durante y pos pandemia COVID-19, enfoque metodológico recomendado para futuros estudios.

Al comparar resultados de BCe a λ=639 nm con PM2.5 obtenido en las muestras de análisis () puede observarse que en la mayoría de valores de PM2.5 aumentan y disminuyen en proporción al BCe medido y que, el equipo MABI responde a eventos asociados por calidad de aire regular determinada por PM2.5, presentando picos altos en la primer fracción e la serie de tiempo, aunque estas fluctuaciones también prueban que las fuentes de contaminación no fueron solo por combustión de biomasa y tráfico vehicular (Ryś & Samek, 2021).

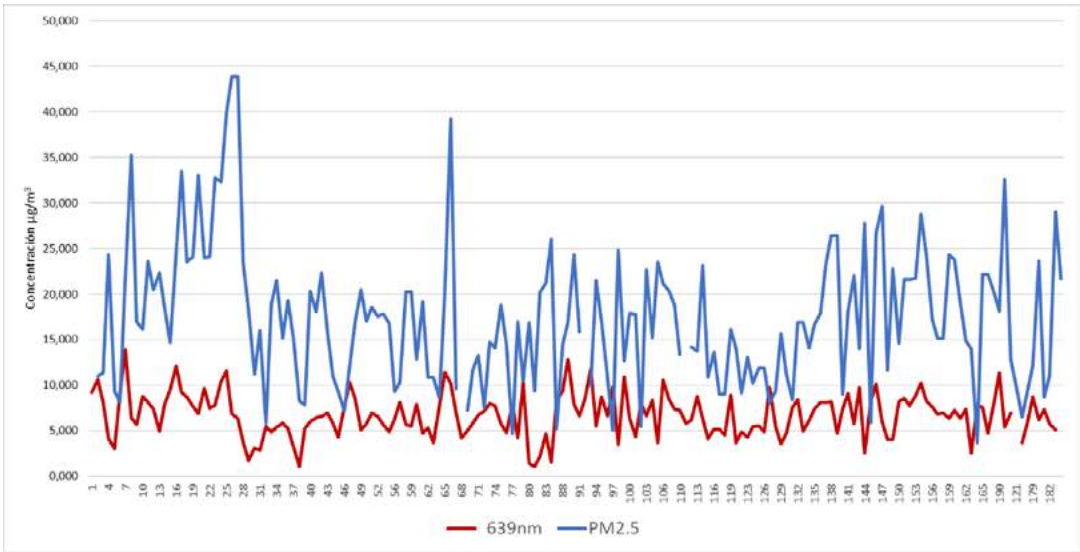


Figura 2. Comparación de concentraciones diarias entre BCe y PM2.5 obtenido entre 2019 y 2022 en filtros PTFE con anillo de seguridad, Estación MED-BEME, Medellín Colombia.
Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los retos para las mediciones y correlaciones con black carbon absorbente de luz son el insumo a las nuevas investigaciones para proponer niveles permisibles de acuerdo con estándares de la OMS publicados en 2021. Los resultados obtenidos por mediciones equivalentes permitirán a las autoridades ambientales y de políticas públicas diseñar estrategias de control efectivas para abordar el problema de la contaminación ambiental desde el papel de la caracterización de los componentes químicos, particularmente los compuestos carbonáceos a través de la cuantificación de la contribución del BC en los efectos directos de los aerosoles atmosféricos como requisito previo para diseñar políticas de control más efectivas desde la reducción de los compuestos del PM2.5 en lugar del PM2.5 total.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al proyecto RLA7023 Assessing Atmospheric Aerosol Components in Urban Areas to Improve Air Pollution and Climate Change Management (ARCAL CLIV) por la donación del equipo MABI al Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid y su financiación en conjunto con el Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Ecopetrol para la toma y análisis de muestras.

REFERENCIAS

Chow, J. C., Watson, J. G., Chen, L. W. A., Arnott, W. P., Moosmüller, H., & Fung, K. (2004). Equivalence of elemental carbon by thermal/optical reflectance and transmittance with different temperature protocols. *Environmental Science and Technology*, *38*(16). https://doi.org/10.1021/es034936u

Hristova, E., Georgieva, E., Veleva, B., Neyko-

va, N., Naydenova, S., Gonsalvesh-Musakova, L., Neykova, R., & Petrov, A. (2022). Black Carbon in Bulgaria—Observed and Modelled Concentrations in Two Cities for Two Months. *Atmosphere*, *13*(2). https://doi.org/10.3390/atmos13020213

K Grange, S., Lötscher, H., Fischer, A., Emmenegger, L., & Hueglin, C. (2020). Evaluation of equivalent black carbon source apportionment using observations from Switzerland between 2008 and 2018. *Atmospheric Measurement Techniques*, *13*(4), 1867–1885. https://doi.org/10.5194/amt-13-1867-2020

Liu, X., Wang, S., Zhang, Q., Jiang, C., Liang, L., Tang, S., Zhang, X., Han, X., & Zhu, L. (2023). Origins of black carbon from anthropogenic emissions and open biomass burning transported to Xishuangbanna, Southwest China. *Journal of Environmental Sciences (China)*, *125*, 277–289. https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.12.020

Manohar, M., Atanacio, A., Button, D., & Cohen, D. (2021). MABI - A multi-wavelength absorption black carbon instrument for the measurement of fine light absorbing carbon particles. *Atmospheric Pollution Research*, *12*(4), 133–140. https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.02.009

Petzold, A., Ogren, J. A., Fiebig, M., Laj, P., Li, S. M., Baltensperger, U., Holzer-Popp, T., Kinne, S., Pappalardo, G., Sugimoto, N., Wehrli, C., Wiedensohler, A., & Zhang, X. Y. (2013). Recommendations for reporting black carbon measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *13*(16), 8365–8379. https://doi.org/10.5194/acp-13-8365-2013

Ryś, A., & Samek, L. (2021). Measurement report: Determination of Black Carbon concentration in PM2.5 fraction by Multi-wavelength absorption black carbon instrument (MABI). *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, *2021*(October), 1–14. https://acp.copernicus.org/preprints/acp-2021-766/%0Ahttps://acp.copernicus.org/preprints/acp-2021-766/acp-2021-766.pdf

Spohn, T. K., Martin, D., Geever, M., & O'Dowd, C. (2022). Black carbon measurements from Ireland's Atmospheric Composition and Climate Change (AC3) network. *Atmospheric Environment*, *271*(January), 118932. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118932

EVALUACIÓN DE OZONO TROPOSFÉRICO BASADA EN CONFIGURACIONES LOCALES EN ALGUNAS CIUDADES LATINOAMERICANAS

Angel David Gálvez Serna[1], Mauricio Orozco-Alzate[2], Carlos Mario González Duque[1]

Palabras clave:
Ozono troposférico; series temporales; Latinoamérica; análisis de tendencias; correlaciones.

INTRODUCCIÓN

Para 2019, la contaminación atmosférica correspondió al tercer factor de riesgo en la salud humana en zonas rurales y urbanas después de fumar y la diabetes [1]. Las ciudades latinoamericanas no están desconectadas de esta problemática y su constante crecimiento demográfico las transformarán en futuros escenarios potencialmente contaminados, si no se realiza una gestión adecuada del recurso aire[2]. El ozono troposférico (O_3) es un reconocido compuesto que puede afectar negativamente la salud humana, los ecosistemas y el clima [3]. Para evaluar la contaminación por O_3 en una región específica, se han desarrollado análisis numéricos de concentración e indicadores, generalmente usando la media móvil de ocho horas como indicador de contaminación, con el objetivo de identificar patrones de comportamiento en los datos y correlacionar efectos adversos debidos a la presencia de este contaminante en los centros urbanos [4]. El presente estudio evalúa los patrones y tendencias de las concentraciones de O_3 en diecinueve (19) estaciones distribuidas en diez (10) ciudades de cinco (5) países latinoamericanos. Los datos fueron evaluados en función de las características locales de cada estación (localización geográfica, topografía, densidad poblacional, tipo de estación y cobertura del suelo) en diferentes temporalidades (horaria, diaria, día de la semana, mensual y anual) para el periodo comprendido entre los años 2000 y 2020.

MÉTODOS

Se revisaron algunas plataformas en línea de carácter gratuito que cuentan con datos de concentración de O_3, entre ellas se destaca la plataforma de TOAR (https://join.fz-juelich.de/access/), una página derivada de las actividades del proyecto Internacional de Química Atmosférica Global (IGAC, por sus siglas en inglés), enmarcadas en el proyecto de "*Informe de Evaluación del Ozono Troposférico (TOAR, por sus siglas en inglés): Métricas mundiales para el cambio climático, la salud humana y los cultivos*" [5].

Entre los criterios para la selección de estaciones se consideró buscar series temporales para O_3 continuas con al menos 3 años de medición para el periodo de 2000 a 2020. Simultáneamente, se evaluaron las características locales de cada estación categorizándolas en función de: su localización geográfica (ciudad, país, topografía y densidad poblacional), el tipo de estación y la cobertura del suelo en inmediaciones de cada estación, procurando cubrir diferentes configuraciones. Como resultado fueron seleccionadas un total de 19 estaciones distribuidas en 10 ciudades. La Figura 1 presenta una descripción general de la metodología propuesta. Adicionalmente, la Tabla 1 presenta un resumen de la información general de las estaciones seleccionadas durante la fase de recolección de información.

Finalmente, a la base de datos construida se le aplicó un análisis gráfico en función de diferentes

1 Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales. Colombia

2 Departamento de Informática y Computación, Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales. Colombia

temporalidades (horaria, diaria, día de la semana, mensual y anual) y análisis numéricos como dendogramas y análisis de tendencias, con el objetivo de identificar patrones en los datos, así como comprender la influencia de las diferentes categorías seleccionadas en las concentraciones de O_3 en los sitios de estudio.

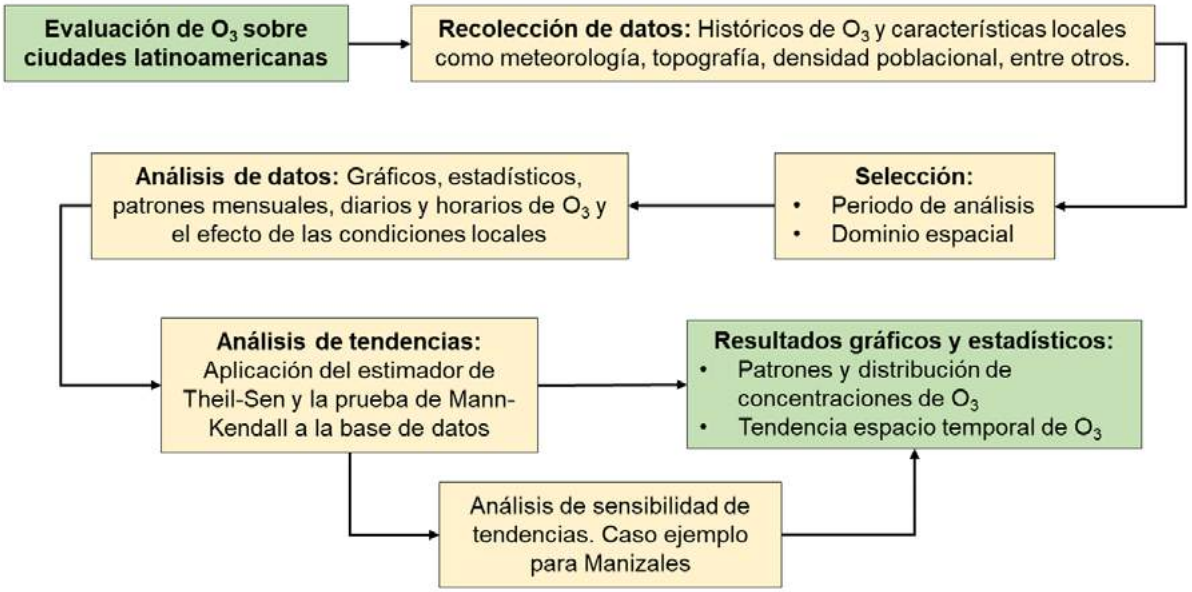


Figura 1. Esquema metodológico resumido para la evaluación de O_3 a escala regional en algunas ciudades latinoamericanas.
Fuente: elaboración propia.

Tabla 1. Información general sobre las estaciones seleccionadas

País	Ciudad	Nombre de la estación	Estación (ID)	Periodo de datos (aaaa-mm-dd)	N° de datos
Brasil	Sao Paulo	Pinheiros	BR01	2000-01-01 hasta 2015-12-31	5174
		Parque Pedro	BR02	2000-01-01 hasta 2015-12-31	4814
		Mauá	BR03	2000-01-01 hasta 2007-10-30	2164
	Sorocaba	Sorocaba	BR04	2000-01-29 hasta 2015-12-31	5383
Chile	Santiago de Chile	Independencia	CH01	200-01-01 hasta 2018-12-31	6670
		La Florida	CH02	200-01-01 hasta 2018-12-31	6806
	Talagante	Talagante	CH03	200-01-01 hasta 2018-12-31	3154
	Coquimbo	El Tololo	CH04	200-01-01 hasta 2016-05-19	5057
Colombia	Manizales	Gobernación	CO01	2014-07-01 hasta 2020-12-31	1435
	Medellín	Parque Las Aguas	CO02	2012-10-02 hasta 2017-12-31	1807
		Buenaventura	CO03	2012-12-16 hasta 2017-12-31	1758
	Bogotá	C.D.A.R.	CO04	2008-01-01 hasta 2020-06-30	3528
		Usaquén	CO05	2008-08-13 hasta 2020-06-30	3859
		Puente Aranda	CO06	2008-05-28 hasta 2020-06-30	3772
		Min. Ambiente	CO07	200-12-28 hasta 2020-06-30	2921

País	Ciudad	Nombre de la estación	Estación (ID)	Periodo de datos (aaaa-mm-dd)	N° de datos
México	México D.F.	Pedregal	ME01	2000-01-01 hasta 2013-12-31	4955
		Tlalnepantla	ME02	2000-01-01 hasta 2014-12-31	5084
		Xalostoc	ME03	2000-01-01 hasta 2014-12-27	5213
Paraguay	San Lorenzo	San Lorenzo	PA01	2000-01-01 hasta 2007-10-30	2164

Fuente: elaboración propia.

RESULTADOS

Al analizar las series temporales en los datos, se identificó una ausencia generalizada en la homogeneidad de periodos que coincidieran entre los países, indicando la necesidad de dar continuidad al monitoreo de $O_{3,}$ así como el reporte periódico a las plataformas de consulta. La figura 2 presenta la serie temporal de las concentraciones promedio anuales de O_3 para cada ciudad en función del país. De manera general, se puede observar el comportamiento histórico de cada estación y ciudad, identificándose la discontinuidad de los datos seleccionados. Brasil, Chile y México fueron los países con los registros históricos más largos, pero en su mayoría con datos que no superan el 2015. Para el caso de Colombia se cuentan con históricos en algunas estaciones desde mediados de 2008 hasta datos actualizados para 2020. Por último, Paraguay cuenta con los menores registros de mediciones con datos entre 2000 y 2007.

Al contrastar el promedio anual para las ciudades, se puede identificar que la mitad de las ciudades (Coquimbo, México D.F., Santiago, Sao Paulo y Sorocaba), cuentan con históricos superiores a los 10 años. Esta variabilidad en los periodos temporales refleja cómo en el presente estudio de investigación, la continuidad en la información se convierte en una de las principales incertidumbres de análisis, motivo por el cual se propone usar como aproximación el análisis agrupando las variables por ciudades y países en función de las características de las condiciones locales, así como en los patrones diarios, mensuales y horarios de los datos con el objetivo de hallar similitudes o contrastes entre ellas.

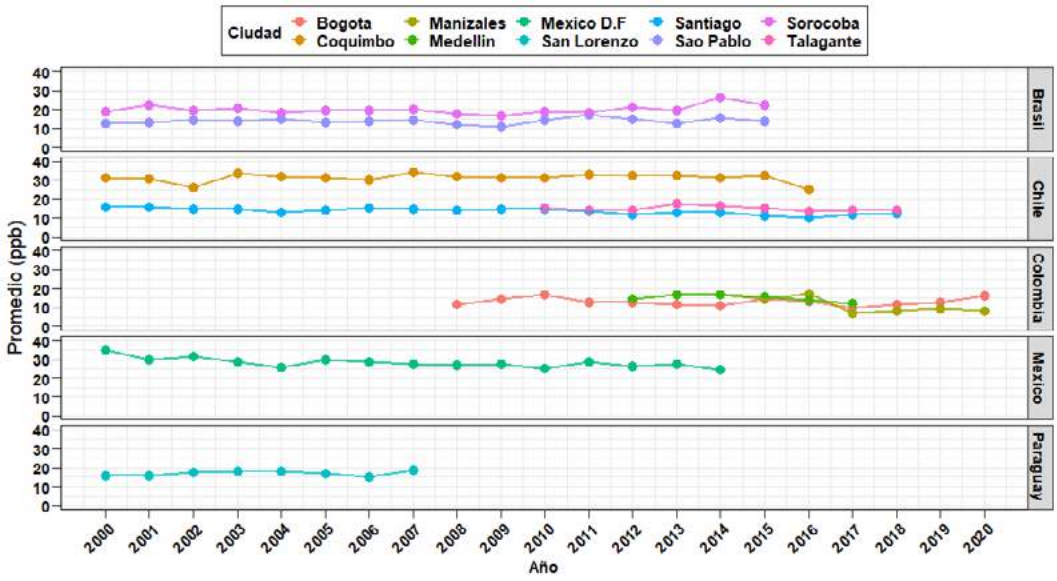


Figura 2. Promedio anual de O_3 para cada ciudad en función del país.
Fuente: elaboración propia.

Se observó que los máximos niveles de concentración de O_3 dependen de la emisión de precursores y la relación entre COV/NO_x en la atmósfera, por ejemplo, en zonas urbanas o estaciones de tráfico e industria, existe un patrón caracterizado por altos niveles de O_3 (por encima de 40 ppb) en horas de alto tráfico vehicular con alta radiación solar (entre las 12 y las 2 pm). De otra parte, los promedios nocturnos en áreas urbanas son más bajos debido a la conversión del O_3 remanente (alrededor de 5 ppb). Las configuraciones locales como la topografía y la cobertura del terreno afectan en mayor medida la aparición de picos de concentración (alrededor de 18 ppb) en horas de la madrugada (entre las 2 y las 5 am). La figura 4 presenta el comportamiento promedio horario de O_3 para cada estación, en función de 5 agregaciones temporales: Todo el año, Diciembre – Febrero, Marzo – Mayo, Junio – Agosto y Septiembre – Noviembre. Estas gráficas fueron extraídas y adaptadas de la plataforma TOAR (https://join.fz-juelich.de/access/db/) en la opción "*Data summary*", la cual permite visualizar el resumen histórico de todos los datos presentes en la base de datos del proyecto para cada variable y estación.

La figura 5 presenta el comportamiento promedio mensual y por día de la semana de las concentraciones de O_3 para registros promedio diarios de cada país evaluado. En general, se observa que los patrones mensuales en los países situados hacia el hemisferio sur (Brasil, Chile y Paraguay) presentan los valores de O_3 más bajos hacia el final del otoño, entre junio y julio. En contraste, para países situados hacia el hemisferio norte (México) se presentó el máximo de concentraciones a mediados de la primavera entre abril y mayo. Finalmente, para países ecuatoriales (Colombia) caracterizados por un régimen de precipitaciones bimodales, se observaron valores máximos de O_3 durante dos periodos, alrededor de marzo y septiembre. Al observar los patrones por día de la semana, se identificó un incremento entre el 12% y 40% durante días festivos en comparación con los días laborales, fenómeno con máximos los domingos en estaciones de tráfico.

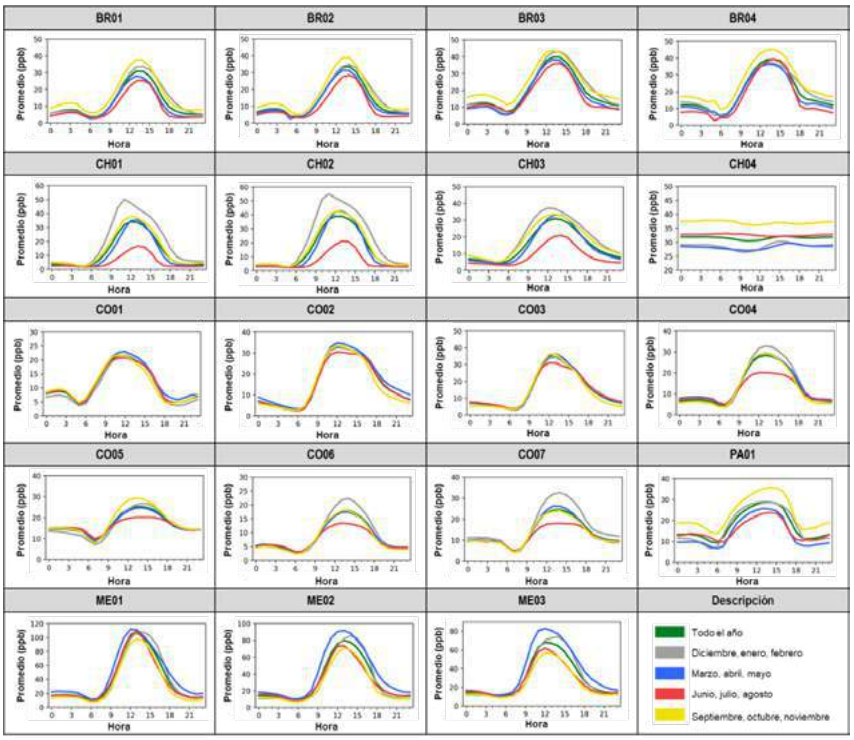
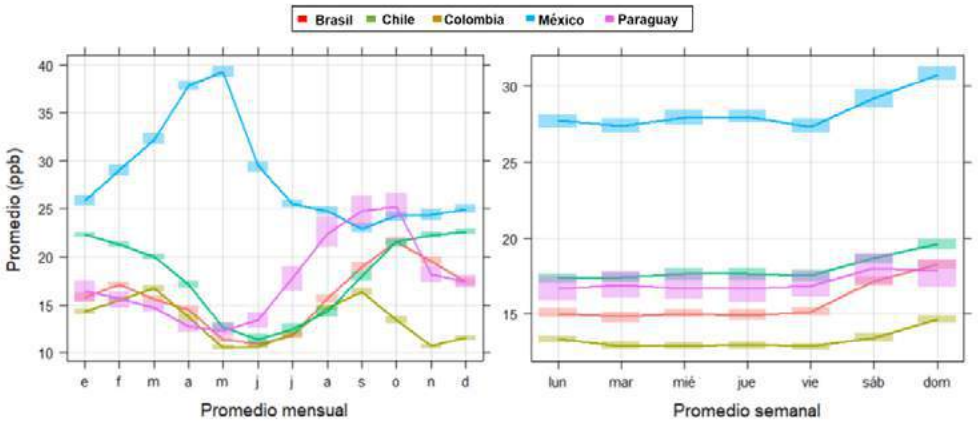


Figura 3. Comportamiento horario de las concentraciones promedio de O_3 para cada estación analizada en diferentes agregaciones temporales del año.
Tomado y adaptado de: (TOAR, 2020) [6].



La barra sombreada indica la variación sobre el promedio con una confianza del 95%.
Ciudades incluidas en el promedio: Brasil (Sao Paulo, Sorocaba); Chile (Coquimbo Santiago de Chile, Talagante); Colombia (Bogotá, Manizales, Medellín); México (México D.F.); Paraguay (San Lorenzo).
Figura 5. Comportamiento promedio mensual y por día de la semana de las concentraciones de O_3 por países.

Al analizar los resultados de las tendencias, el estimador de Theil-Sen y la prueba de Mann-Kendall en todas las estaciones evaluadas en la presente investigación. En cuanto a la dirección y magnitud de las tendencias estimadas en los datos, no se evidenció un patrón estable, presentándose un 58% (11 estaciones) de tendencias decrecientes en las concentraciones promedio de O_3 con valores para prueba de Mann-Kendall negativos, siendo el máximo valor de -0.427 en Manizales – Colombia. Para las ciudades latinoamericanas se podría sugerir que los cambios locales en la distribución de las concentraciones de O_3 se encuentran dominados por los cambios en los patrones de emisión de precursores, un efecto que fue más evidente en las estaciones tipo tráfico, cuyas emisiones son dominadas por la calidad de los combustibles y las tecnologías relacionadas a las fuentes de emisión vehiculares, las cuales suelen ser menos avanzadas que las tecnologías europeas.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Evaluar las condiciones de contaminación atmosférica por O_3 en un dominio espacial y temporal, permite el análisis, entendimiento y detección de los posibles impactos en el sistema terrestre, la salud humana y los ecosistemas. Consecuentemente, identificar los cambios históricos y actuales de las concentraciones observadas de O_3 permite generar soporte en las políticas de manejo sostenible del recurso natural. Los resultados de las series temporales en los datos indican la necesidad de dar continuidad al monitoreo de calidad del aire, específicamente de O_3, así como la importancia de la publicación de información en plataformas globales. Ya sea por desconocimiento o desinterés de la comunidad científica, se demuestra que hace falta potenciar la cooperación internacional en proyectos como "*Tropospheric Ozone Assessment Report, Phase II (TOAR-II, 2020-2024)*", que tiene dentro de sus objetivos la recolección, análisis y publicación de acceso libre a las bases de datos de sitios de monitoreo de O_3 a nivel mundial.

Se observó que la continuidad en la información corresponde a una de las principales incertidumbres de los análisis presentados; no obstante, el uso de aproximaciones de análisis mediante la agrupación temporal (patrones diarios, mensuales y horarios), así como la evaluación en función de las localizaciones geográficas y condiciones locales (topografía, densidad poblacional, variables meteorológicas y tipo de estación) permiten hallar relaciones y diferencias entre las estaciones analizadas.

Por otro lado, los resultados de los análisis de tendencias son una base importante para recomendar a las autoridades y entes que se dedican a la operación de equipos de O_3, que generen controles anuales que permitan determinar el patrón en los datos identificando tendencias y relacionando los posibles daños o causales de cambio en los datos para corregirlos de inmediato, así mismo se recalca la importancia de la generación de protocolos de aseguramiento de datos que generen confiabilidad y continuidad en la información.

Para el caso específico de Colombia las entidades de carácter público nacionales y regionales afrontan estas temáticas con el objetivo de velar por el cumplimiento de la normativa establecida en la Resolución 2254 de 2017 del MADS. Entre estas entidades resalta, el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), entidad gubernamental dependiente del MADS encargada del manejo nacional de la información relacionada con el medio ambiente; entre sus tareas se encuentra la acreditación de procedimientos de muestreo de calidad del aire a nivel nacional y velar por el cumplimiento de las diferentes guías y procedimientos establecidos por el MADS como el "*Protocolo para el monitoreo y seguimiento de la calidad del aire*" [7].

De acuerdo con los resultados de la presente investigación, para las ciudades latinoamericanas se podría sugerir que los cambios locales en la distribución de las concentraciones de O_3 se encuentran dominados por los cambios en los patrones de emisión de precursores, un efecto que fue más evidente en las estaciones tipo tráfico, cuyas emisiones son dominadas por la calidad de los combustibles y las tecnologías relacionadas a las fuentes de emisión vehiculares, las cuales suelen ser menos avanzadas que las tecnologías europeas; además, hay evidencia del constante aumento de estas fuentes durante la última década en estas ciudades en desarrollo. Sin embargo, es importante mencionar que la evidencia recolectada no es suficientemente concluyente y se recomendaría complementar este trabajo incluyendo más estaciones de monitoreo disponibles, al igual que análisis complementarios como análisis espaciales con datos satelitales, estudio de volúmenes de tráfico y correlaciones con datos en campo de precursores.

REFERENCIAS

Hannah Ritchie y Max Roser (2021). Our world in data. Air Pollution. Fuente en línea. Disponible en: https://ourworldindata.org/air-pollution

Franco, J. F. (2012). Contaminación atmosférica en centros urbanos. Desafío para lograr su sostenibilidad: Caso de estudio Bogotá. Revista Escuela de Administración de Negocios, (72), 193–204. Recuperado a partir de https://journal.universidadean.edu.co/index.php/Revista/article/view/576

Fabian, P., & Dameris, M. (2014). Ozone in the atmosphere Basic principles, natural and human impacts. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. doi:10.1007/978-3-642-54099-8

WHO. (2021). WHO global air quality guidelines. World Health Organization. Recuperado el 12 de diciembre de 2021, de https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228

IGAC Project. (2020). Tropospheric Ozone Assessment Report (TOAR): Global metrics for climate change, human health, and crop/ecosystem research. Recuperado el 27 de diciembre de 2021, de Tropospheric Ozone Assessment Report, Phase II (TOAR-II, 2020-2024): https://igacproject.org/activities/TOAR/TOAR-II

TOAR. (2020). Tropospheric Ozone Assessment Research (TOAR). Recuperado el 27 de 12 de 2021, de https://igacproject.org/activities/TOAR

MAVDT. (2010). Manual de diseño de sistemas de vigilancia de la calidad del aire. Bogotá: Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.

DESARROLLO DE ESTIMACIONES DE SUPERFICIES DE CONCENTRACIONES DE $PM_{2.5}$ Y NO_2 MEDIANTE REGRESIONES DE USO DE SUELO PARA CUATRO CIUDADES DE COLOMBIA

Laura A. Rodriguez-Villamizar[1], Yurley Rojas[2], Sara Grisales[3], Sonia C. Mangones-Matos[4], Jhon J. Cáceres[2], Dayana M. Agudelo-Castañeda[5], Victor M. Herrera-Galindo[1,6], Diana Marín[7], Juan G. Piñeros Jiménez[3], Luis C. Belalcázar-Ceron[4], Oscar A. Rojas-Sánchez[8], Jonathan Ochoa Villegas[9], Leandro López[1], Oscar Mauricio Rojas[10], Maria C. Vicini[11], Gisela Arizabaleta[12], Ana Zuleima Orrego[13], Margarita Castillo[14], Scott Weichenthal[15], Jill Baumgartner[15], Nestor Y. Rojas[4]

Palabras clave:

Contaminación del aire; material particulado fino; dióxido de nitrógeno; modelos de regresión de uso de suelo; Colombia.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire es el principal factor de riesgo ambiental que afecta la salud. El material particulado fino ($PM_{2.5}$) y el dióxido de nitrógeno (NO_2) son los contaminantes del aire que más se han asociado con efectos adversos sobre la salud humana. La estimación de la exposición a estos contaminantes a nivel geográfico en las ciudades está limitada por la escasa cantidad de monitores de calidad de aire disponibles en las redes de monitoreo. El objetivo del trabajo fue desarrollar modelos para estimar las concentraciones ambientales de $PM_{2.5}$ y NO_2 en las zonas urbanas de Barranquilla, Bucaramanga, Cali y Medellín.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron dos campañas de medición de los contaminantes en cada una de las ciudades por un periodo de 2 semanas durante 2021 (una campaña en tiempo seco y otra en tiempo lluvioso). Se usaron medidores de bajo costo tipo UPAs para la medición de $PM_{2.5}$ en 20 puntos y tubos Palmes para la medición de NO_2 en 40 puntos de cada ciudad. Como variables predictoras de los modelos se usaron variables de población, uso de suelo, altitud, meteorología y de vías (tipo de vía, longitud, distancia, velocidad y flujo vehicular) usando buffers de 100, 200 y 500m. Se usaron regresiones de uso de suelo (LUR) para la estimación de modelos predictivos promedios anuales y se hizo validación cruzada de los modelos usando método leave-one-out.

1 Departamento de Salud Pública, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia; e-mail: laurovi@uis.edu.co; vicmaher@uis.edu.co

2 Escuela de Ingeniería, Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia; e-mail: yurleyrg18@gmail.com, jcaceres@uis.edu.co

3 Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia; e-mail: sara.grisales@udea.edu.co; juan.pineros@uis.edu.co

4 Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia; e-mail: scmangonesm@unal.edu.co; lcbelalcazarc@unal.edu.co; nyrojasr@unal.edu.co

5 Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad del Norte, Barranquilla, Colombia; e-mail: mdagudelo@uninorte.edu.co

6 Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Autónoma de Bucaramanga, Bucaramanga, Colombia

7 Escuela de Medicina, Universidad Pontificia Bolivariana, Medellín, Colombia; e-mail: dianamarcela.marin@upb.edu.co

8 División de Investigación en Salud Pública, Instituto Nacional de Salud, Bogotá, Colombia; e-mail: orojas@ins.gov.co

9 Facultad de Ingeniería, Universidad San Buenaventura, Medellín, Colombia; email: Jonathan.ochoa@usbmed.edu.co

10 Área Metropolitana de Bucaramanga, Bucaramanga, Colombia; e-mail: oscar.rojas@amb.gov.co

11 Corporación para la defensa de la meseta de Bucaramanga, Bucaramanga, Colombia; e-mail: maría.vicini@cdmb.gov.co

12 Departamento Administrativo de Gestión del Medio Ambiente, Alcaldía de Santiago de Cali; e-mail: calidadairedagma@cali.gov.co

13 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Medellín, Colombia; e-mail: ana.orrego@metropol.gov.co

14 EPA Barranquilla Verde, Barranquilla, Colombia; e-mail: margarita.castillo@barranquillaverde.gov.co

15 Department of Epidemiology, Biostatistics & Occupational Health, McGill University, Montreal, Canada; e-mail: scottandrew.weichenthal@mcgill.ca; jill.baumgartner@mcgill.ca

RESULTADOS

Los modelos anuales para $PM_{2.5}$ explicaron la varianza (R^2) de las concentraciones en 73% para Barranquilla, 77% para Bucaramanga, 70% para Cali y 82% para Medellín. Los modelos anuales para NO_2 explicaron la varianza (R^2) de las concentraciones en 30% para Barranquilla, 65% para Bucaramanga, 44% para Cali y 57% para Medellín.

Las variables que más aportaron a los modelos LUR en las ciudades fueron variables relacionadas con vías y usos de suelo. La validación cruzada de los modelos sugiere que los modelos para $PM_{2.5}$ son más robustos con estimaciones de R^2 superiores a 0.45. En las tablas 1 y 2 se resumen los resultados y características de los modelos LUR desarrollados para las ciudades.

Tabla 1. Descripción de los modelos LUR generados para PM2.5 en cuatro ciudades de Colombia, 2021

City	LUR model	N	Model R^2	RMSE	VIF	R^2 cross validation
Barranquilla	19.83344 - 0.1489524*ALT - 0.0230902*DTRON500 + 44.43591*IND200 + 21.93109*CEN500 + 23.10317*PORT500	20	0.73	3.98	1.90	0.54
Bucaramanga	Ln(PM2.5)= 2.199057 + 0.0014062∗SEC100 + 0.0000327∗LOC500 - 0.0012659∗DPRIM500 + 0.0215501∗VEL100 - 0.000242∗VOL200	20	0.77	1.23	1.78	0.46
Cali	Lln($PM_{2.5}$)=2.3387+0.00001∗DOT200 +1.0713∗PRIM200+ 0.5943∗SEC200 - 0.0004∗VOL100	17	0.70	1.28	2.06	0.51
Medellín	= 13.77207 - 1.357455∗PPROM - 5.589831∗DOT100 + 2.269679∗DEN200 + 70.23039∗MIX500 + 0.0043842∗VOL500	19	0.82	1.71	1.48	0.79

RMSE: Root mean square error; VIF: Variance inflation factor
ALT=Altitude; CEN=Central land use; DEN= population density; DOT= Dotacional land use; DPRIM= Distance to primary roadway; DTRON=Distance to trunk roadway; IND=Industrial land use; LOC= Length local roadways; MIX: mixed land use; PORT=Port land use; PPROM= precipitation average; PRIM= Length primary roadways; SEC=Length secondary roadways; VEL= Vehicular speed; VOL= vehicular volume. Numbers correspond to buffers of 100m, 200m, 500m.

Tabla 2. Descripción de los modelos LUR generados para NO_2 en cuatro ciudades de Colombia, 2021.

Ciudad	Modelo LUR	N	R^2	RMSE	VIF	R^2 validación cruzada
Barranquilla	12.89591 + 25.45936∗PRIM100 - 0.1583713∗VEL100 + 0.0061518∗VOL500	36	0.30	8.02	1.28	0.19
Bucaramanga	13.00243 + 291.5302∗DEN100 - 0.0013283∗POB500 + 0.0025503∗TER500 + 0.0020514∗LOC500 + 0.0057464∗VOL100	40	0.65	8.08	1.66	0.55

Cali	$Ln(NO_2)$=3.47834312 + 0.49126931*PRIM200 + 0.39823891∗SEC200 + 0.36505469∗TER200 - 0.01475995∗VEL200	40	0.44	1.28	1.56	0.36
Medellín	46.06516 - 3.625967∗PPROM - 0.0299678∗DSEC200 + 0.0225605∗VOL500	34	0.57	5.53	1.06	0.45

RMSE: Root mean square error; VIF: Variance inflation factor; DEN= population density; DSEC= Distance to secondary roadway; LOC= Length local roadways; POB= population size; PPROM= precipitation average; PRIM= Length primary roadways; SEC=Length secondary roadways; TER= Length tertiary roadways; VEL= Vehicular speed; VOL= vehicular volume. Numbers correspond to buffers of 100m, 200m, 500m.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Se desarrollaron modelos LUR con una buena explicación de la variabilidad de las concentraciones, particularmente para $PM_{2.5.}$ Estos modelos permiten predecir las concentraciones anuales promedios de en zonas intraurbanas de cuatro ciudades capitales. Los modelos desarrollados pueden ser usados como insumos para la asignación de la exposición a $PM_{2.5}$ y NO_2 en estudios de calidad de aire y efectos a largo plazo sobre la salud. De igual manera estos resultados pueden informar las decisiones de política pública en términos de gestión de calidad del aire en las ciudades al caracterizar su variación geográfica que se complementa con la variación temporal que aportan las mediciones de los sistemas de vigilancia de calidad del aire.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con recursos del Ministerio de Ciencia y Tecnología MINCIENCIAS otorgados en convocatoria 842 al “Programa de Investigación en Salud Ambiental para Colombia” contrato 905-2019 y co-financiado por las instituciones académicas de los autores participantes. Los autores agradecen a los profesionales y estudiantes que participaron en el trabajo de campo, especialmente a Martha Mendoza, Daniela Ortiz, Andrés Ortiz, Wilmer Urango, Oscar Jiménez, Luz Obando, Orlando Guauña y Hermes Betancourt.

CARACTERIZACIÓN DEL PM2.5, ZONA HABITACIONAL-VALLE DE ABURRÁ EN PERIODOS ANTES Y DURANTE LA PANDEMIA POR COVID-19. 2019-2021. MEDELLIN-COLOMBIA

Miriam Gómez Marín[1], Kelly Viviana Patiño Lopez[2], Diego Alejandro Grajales Gonzalez[3]

Palabras clave:
PM2,5; caracterización química; COVID-19; contaminación atmosférica.

INTRODUCCIÓN

En el contexto de la cuenca de Suramérica y el Caribe se ha formulado el Plan Estratégico Regional (PER) para el período 2016-2021 en temas medioambientales con énfasis en el denominado "Alto grado de contaminación atmosférica por compuestos traza" (M4) con el objetivo de generar información sobre la caracterización química del (PM2,5) urbano, fijando la meta de existencia de al menos 15 ciudades con esta información. Bajo este contexto se ha realizado un estudio de caracterización química incluyendo por azar la pandemia por COVID-19, que ha permitido la valoración del impacto de las medidas restrictivas incluso durante los periodos de gestión de episodios críticos (PGE), con reducción de los niveles de PM2,5, alcanzándose la meta fijada (15 µg/m^3) para el 2030. Se evidenciaron menores niveles de compuestos orgánicos tóxicos, sulfatos y elementos traza, perjudiciales para la salud humana, dejando una reflexión en cuanto a la posibilidad de alcanzar los niveles deseables para la protección de la salud de la población recomendados por la OMS.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Toma de muestras PM2,5

Entre abril de 2019 y septiembre de 2021 se tomaron 222 muestras de PM2.5 en la estación de calidad del aire MED-BEME, ubicada en el barrio Belén Las Mercedes, (Latitud: 6,243, Longitud: -75,612), clasificada tipo poblacional (Area Metropolitana del Valle de Aburrá & Universidad EAFIT. Contrato Ciencia y Tecnologia 799, 2021), solo con influencia directa de una industria ladrillera a 620 metros hacia el oeste. En la Figura 1 se presenta una vista aérea de la zona de estudio.



Figura 1. Sitio toma de muestra – Estación MED-BEME.
Fuente: (Elaboración propia. Grupo GHYGAM, 2021).

Los filtros fueron pre-tratados, calcinando por 3 horas a 550°C para eliminar interferencias y luego inspeccionados visualmente, evitando rechazo por partículas extrañas, rupturas o defectos de fabricación. Fueron usados filtros de teflón (PTFE) de 47mm, poro de 2µg con anillo de seguridad para equipo Low-Vol y filtros de cuarzo de 8x10 pulgadas, poro de 0,3µg para equipo Hi-Vol.

Se usaron equipos tipo Low-vol y Hi-vol, aplicando los métodos *CFR 40 Appendix L to Part*

1 Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, mgomez@elpoli.edu.co
2 Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, cghygam02@elpoli.edu.co
3 Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, cghygam01@elpoli.edu.co

50 - Reference Method for the Determination of Fine Particulate Matter as PM2.5 in the Atmosphere (US-EPA, 2017) y *Australian/New Zealand Standard AS/NZS 3580.9.14:2013 Method 9.14: Determination of suspended particulate matter—PM2.5 high volume sampler with size selective inlet—Gravimetric method.* (Standard et al., 2003) respectivamente. El análisis gravimétrico implicó pesajes por triplicado en microbalanza resolución 0.001 mg (Sartorius CPA26P) y balanza analítica resolución 0.1 mg (Radwag AS-220-X2).

2.2 Análisis de materia carbonácea

Por el método NIOSH 5040 (NIOSH, 1999) fueron determinados el Carbono Orgánico (OC) y Elemental (EC), en filtros de cuarzo a temperaturas entre 350°C, 550°C y 650°C y 1100 °C respectivamente. (Watson et al., 2005). Se reportaron (4) fracciones OC (OC1, OC2, OC3, y OC4) y una fracción de carbón pirolizado (OP), y (3) fracciones EC, (EC1, EC2 y EC3).

La estimación del carbono orgánico secundario (Secondary Organic Carbon, SOC) se realizó por el método (Huntzicker et al., 1986), según Ecuación 2 y el OC primario, según Ecuación 1, similar a otros trabajos (Kanellopoulos et al., 2020; Wang et al., 2020).

$$[OC]primario=[OC]fondo+[OC/EC]primario\ [EC]$$

Ecuación 1

$$[OC]secundario = [OC]total - [OC]primario$$

Ecuación 2

2.3 Análisis iones solubles

Para los iones solubles se aplicó el método de referencia (APHA et al., 2012c) por cromatografía iónica, mediante un cromatógrafo DIONEX AQUION Thermo Scientific y su cuantificación se realizó midiendo el área del pico de cada ion, con sistema de inyección simultánea de aniones y cationes.

2.4 Períodos de estudio

Se conformaron sub-periodos que abarcaron diversos eventos:

Periodo Antes de Pandemia-PAP (2019-01-03 a 2020-03-19)

Aislamiento Preventivo Obligatorio-APO (2020-03-20 a 2020-04-26)

Aislamiento Preventivo con Exenciones-APE (2020-04-27 a 2020-06-30)

Pandemia con Reactivación Económica-PRE (2020-07-01 a 2021-10-31).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el estudio, el análisis exploratorio arrojó un PM2.5 promedio de 19,1 $\mu g/m^3 \pm 0.47$, inferior a la norma diaria nacional vigente (37 $\mu g/m^3$) (Ministerio de Ambiente, 2017). Un 13,9 % de los datos representaron una buena calidad del aire en los límites recomendados por la OMS ($PM2,5 < 13\ \mu g/m^3$), en contraste con reducción del 57%, durante el APO, evidenciando el impacto positivo de las medidas restrictivas, similar a los hallazgos (Arregocés et al., 2021) en Bogotá (62 % reducción), Delhi (53%) (Manchanda et al., 2021)leading to an unprecedented decline in anthropogenic activities and, in turn, improvements in ambient air quality. This is the first study to focus on highly time-resolved chemical speciation and source apportionment of PM2.5 to assess the impact of the lockdown and subsequent relaxations on the sources of ambient PM2.5 in Delhi, India. The elemental, organic, and black carbon fractions of PM2.5 were measured at the IIT Delhi campus from February 2020 to May 2020. We report source apportionment results using positive matrix factorization (PMF y 52% (Jiaxing) (Xiong et al., 2023).

El balance de masa aplicando diferentes metodologías (Chow et al., 2015)organic matter (OM, cerró en 96,8 % según ecuación DeBell (DeBell et al., 2006). Los valores (OC) para PAP (7,24 $\mu g/m^3$), inferiores a (18,3 $\mu g/m^3$) evaluado en Hangzhou Bay, China (Zhang et al., 2022). En el APO, no se evidenció disminución significativa (6,64 $\mu g/m^3$), dados los aportes por quema de biomasa procedentes de la Orinoquía venezolana y el norte de Colombia, disminuyendo nuevamente (4,80 µg/

m^3) en APE. En PRE, con la normalidad en la mayoría de las actividades económicas, se observó un incremento del 7,9 %, con mayor impacto en Delhi (Manchanda et al., 2021)leading to an unprecedented decline in anthropogenic activities and, in turn, improvements in ambient air quality. This is the first study to focus on highly time-resolved chemical speciation and source apportionment of PM2.5 to assess the impact of the lockdown and subsequent relaxations on the sources of ambient PM2.5 in Delhi, India. The elemental, organic, and black carbon fractions of PM2.5 were measured at the IIT Delhi campus from February 2020 to May 2020. We report source apportionment results using positive matrix factorization (PMF en APO (48.1 %).

La fracción OC1, trazadora de incendios (Chow et al., 2004), en PAP, (1,45 µg/m^3), aumentó 29,7% (1,88 µg/m^3) en APO, comportamiento observado mediante retrotrayectorias y puntos calientes utilizando CAMS, sensores de VIIRS y AERONET (Figura 3). En APE y PRE, se evidenció reducción asociada a menos eventos (Ver Figura 2). Los hallazgos más contundentes confirmaron la influencia de incendios y quemas agrícolas sobre la calidad del aire en el AMVA, especialmente en marzo de 2020 (Ver Figura 3), similar a lo ocurrido en Delhi durante el APO con reducción de Potasio (K) (68%) (Manchanda et al., 2021) leading to an unprecedented decline in anthropogenic activities and, in turn, improvements in ambient air quality. This is the first study to focus on highly time-resolved chemical speciation and source apportionment of PM2.5 to assess the impact of the lockdown and subsequent relaxations on the sources of ambient PM2.5 in Delhi, India. The elemental, organic, and black carbon fractions of PM2.5 were measured at the IIT Delhi campus from February 2020 to May 2020. We report source apportionment results using positive matrix factorization (PMF.

Durante el PAP, el EC (0,9 µg/m^3), trazador de fuentes de combustión (Chow et al., 2004), es menor al hallado en Hangzhou Bay (Zhang et al., 2022) (3,6 µg/m^3), ciudad de mayor demanda energética. La fracción carbonácea EC2, trazadora de emisiones diésel (Zhu et al., 2010), en PAP (0,43 µg/m^3) muestra reducción en APO (0,14 µg/m^3) dadas las medidas de mayor restricción. Un aumento (0,35 µg/m^3) en (APE) y en PRE (0,44 µg/m^3), es consecuente con la mayor actividad de transporte, incluyendo vehículos diésel (Figura 2).

El Carbono Orgánico secundario (SOC) y la relación OC/EC>2.0, muestran enriquecimiento por extraemisiones secundarias de transformaciones físicas y químicas (condensación de gases, coagulación o precipitación húmeda de MP) por ocurrencia de quema de biomasa locales y/o regionales (Huang, X. and Ding, 2021) (Cao et al., 2005). En este estudio, se confirma este postulado, dado que SOC y OC/EC presentaron aumento de PAP a APO (2,26 µg/m3) (8,04) a (5,02 µg/m3) (26,56) (Area Metropolitana del Valle de Aburrá & Politecnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, 2021). En los períodos posteriores, se presentó disminución del SOC (2,10 y 2,02 µg/m3) y OC/EC (7,74 y 7,19), condición de menor reactividad atmosférica. Ver Figura 2.

Los inorgánicos secundarios (SIA), sulfatos (1,86 µg/m^3) y nitratos (0,41 µg/m^3) durante el APO, validan la mayor reactividad asociada a emisiones pirogénicas, con disminución (27,4%) y (9,7%) en APE, manteniéndose en el PRE (Figura 2). De manera similar en Jiaxing (China), se observaron reducciones de 37% y 66% en sulfatos y nitratos, respectivamente (Xiong et al., 2023).

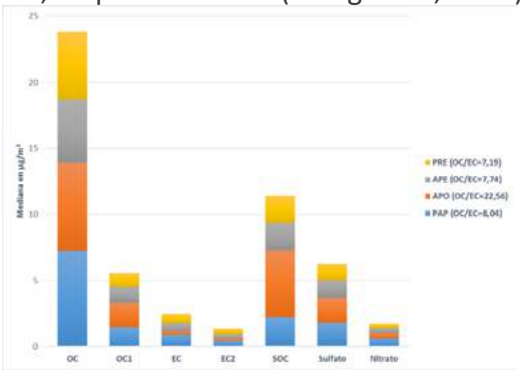


Figura 2. Comportamiento de especies caracterizadas en PM2,5, antes y durante la Pandemia por COVID-19. Zona habitacional-Valle de Aburrá. Medellín-Colombia.
Fuente: Elaboración propia. Grupo GHYGAM, 2021.

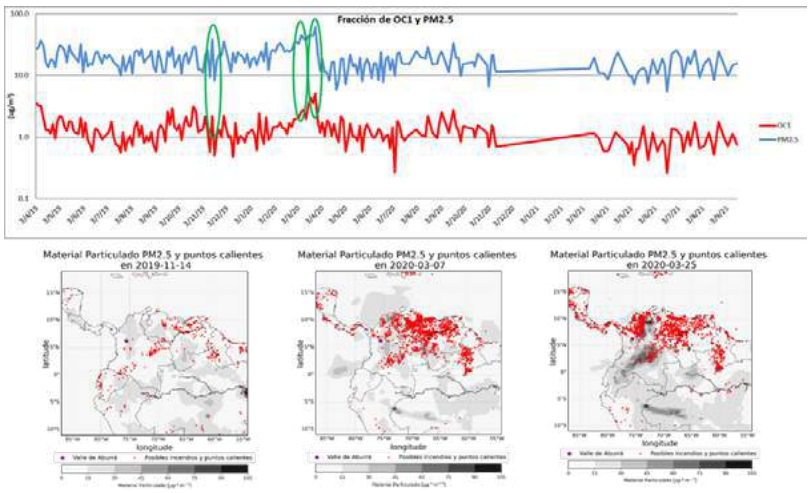


Figura 3. Fracción de OC1 (µg/m^3) e imágenes satelitales correspondientes a algunos de los picos de OC1 y PM2.5. Abril de 2019 – Septiembre de 2021. Estación MED-BEME. Medellín, Colombia. Fuente: Elaboración propia. Grupo GHYGAM, 2021.

En conclusión, durante los periodos estudiados, se evidenció reducción del PM2,5 en el Valle de Aburrá, 13,9% en el rango de la OMS. Entre abril 2019 y septiembre de 2021, independiente de las medidas por COVID-19, se evidenció mayor contenido de materia carbonácea e iones dominantes en sulfatos, coherente con la caracterización típica de áreas urbanas a nivel mundial. La validación del impacto de las fuentes regionales por quema de biomasa a partir de la caracterización química (trazadores) y reportes por sistemas satelitales, bajo condiciones de parálisis del transporte e industria, abre un nuevo esquema de medidas de control teniendo en cuenta los aportes de fuentes externas al Valle de Aburrá.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Las normas de calidad del aire en general se han establecido teniendo en cuenta la variable concentración de PM2,5, como magnitud para evaluar el efecto en la salud por riesgo de exposición al contaminante. Dado que el impacto no solo depende de la cantidad respirada, sino de su composición asociada al contenido de múltiples sustancias tóxicas y microorganismos, es importante evaluarlas de acuerdo con su toxicidad e incorporar niveles máximos permisibles, a las normas de calidad del aire.

A partir del conocimiento sobre la caracterización química del PM2,5, se implementan diferentes tipos de modelos receptores para la estimación de los aportes de fuentes, como criterio para la toma de decisiones por parte de los entes gubernamentales y como indicadores de eficiencia de los planes de mejoramiento de calidad del aire implementados en la región metropolitana.

En este contexto el aporte de conocimiento sobre la caracterización del PM2,5 a nivel mundial es importante, dado que solo dos (2) países en el mundo tienen proyecto de norma enfocada en este tema. Este estudio en Colombia, contribuye al CONPES (CONPES 3344, 2005. pp26) aportando parámetros para modificar las normas de calidad del aire.

AGRADECIMIENTOS

Expresamos nuestros agradecimientos a Naciones Unidas ONU - Agencia Internacional de Energía Atómica IAEA, Proyecto ARCAL7023 “Uso de Técnicas Analíticas Nucleares para el estudio de la emisión y la recepción de material particulado atmosférico por parte de los grandes centros urbanos de América Latina y el Caribe”, Área Me-

tropolitana del Valle de Aburrá (AMVA) y ECOPETROL, por la financiación del presente estudio para la caracterización química de los aerosoles urbanos 2018-2022.

REFERENCIAS

Area Metropolitana del Valle de Aburrá, & Politecnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid. (2021). *Convenio interadministrativo 671 de 2021* (p. 510). https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Biblioteca-aire/Estudios-calidad-del-aire/Informe-Final-Caracterizacion-Fase-IV.pdf

Area Metropolitana del Valle de Aburrá, & Universidad EAFIT. Contrato Ciencia y Tecnologia 799. (2021). *Informe anual de Calidad del Aire 2021* (p. 94). https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/informes_red_calidaddeaire/Informe-Anual-Aire-2021.pdf

Arregocés, H. A., Rojano, R., & Restrepo, G. (2021). Impact of lockdown on particulate matter concentrations in Colombia during the COVID-19 pandemic. *Science of the Total Environment*, *764*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142874

Cao, J. J., Wu, F., Chow, J. C., Lee, S. C., Li, Y., Chen, S. W., An, Z. S., Fung, K. K., Watson, J. G., Zhu, C. S., & Liu, S. X. (2005). Characterization and source apportionment of atmospheric organic and elemental carbon during fall and winter of 2003 in Xi'an, China. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *5*, 3127–3137. https://doi.org/10.5194/acp-5-3127-2005

Chow, J. C., Lowenthal, D. H., Chen, L. W. A., Wang, X., & Watson, J. G. (2015). Mass reconstruction methods for PM2.5: a review. *Air Quality, Atmosphere and Health*, *8*(3), 243–263. https://doi.org/10.1007/s11869-015-0338-3

Chow, J. C., Watson, J. G., Kuhns, H., Etyemezian, V., Lowenthal, D. H., Crow, D., Kohl, S. D., Engelbrecht, J. P., & Green, M. C. (2004). Source profiles for industrial , mobile , and area sources in the Big Bend Regional Aerosol Visibility and Observational study. *Chemosphere*, *54*, 185–208. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.07.004

CONPES 3344. (2005). *Lineamientos para la formulación de la política de prevención y control de la contaminación del aire* (p. 99).

DeBell, L., Gebhart, K., Hand, J., Malm, W., Pitchford, M., & Schichtel, B. (2006). *Spatial and seasonal patterns and temporal variability of haze and its constituents in the United States*.

Huang, X. and Ding, A. (2021). Enhanced Secondary Pollution Offset Reduction of Primary Emissions during COVID-19 Lockdown in China. *National Science Review*, *8*, 137–146. https://doi.org/10.1093/nsr/nwaa137

Huntzicker, J. J., Heyerdahl, E. K., McDow, S. R., Rau, J. A., Griest, W. H., & MacDougall, C. S. (1986). Combustion as the principal source of carbonaceous aerosol in the ohio river valley. *Journal of the Air Pollution Control Association*, *36*(6), 705–709. https://doi.org/10.1080/00022470.1986.10466105

Kanellopoulos, P. G., Chrysochou, E., Koukoulakis, K., Vasileiadou, E., Kizas, C., Savvides, C., & Bakeas, E. (2020). Polar organic compounds in PM10 and PM2.5 atmospheric aerosols from a background Eastern Mediterranean site during the winter period: Secondary formation, distribution and source apportionment. *Atmospheric Environment*, *237*, 117622. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117622

Manchanda, C., Kumar, M., Singh, V., Faisal, M., Hazarika, N., Shukla, A., Lalchandani, V., Goel, V., Thamban, N., Ganguly, D., & Tripathi, S. N. (2021). Variation in chemical composition and sources of PM2.5 during the COVID-19 lockdown in Delhi. *Environment International*, *153*(April), 106541. https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106541

Ministerio de Ambiente. (2017). *Resolución 2254 de 2017* (pp. 2–6). https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/10/Resolucion-2254-de-2017.pdf

NIOSH. (1999). NIOSH. (1999). Elemental Carbon (Diesel Particulate): Method 5040. Manual of Analytical Methods, 1–9.Elemental Carbon (Diesel Particulate): Method 5040. *Manual of Analytical Methods*, 1–9.

Standard, T., New, S., Committee, Z., Standard,

T., Code, U. S., & Regulations, F. (2003). *Australian / New Zealand Standard Methods for sampling and analysis of ambient air Method 9 . 6 : Determination of suspended particulate matter — PM 10 high volume sampler with size selective inlet — Gravimetric method*. 9–11.

US-EPA. (2017). *Appendix L to Part 50 - Reference Method for the Determination of Fine Particulate Matter as PM2.5 in the Atmosphere*. https://doi.org/https://www.law.cornell.edu/cfr/text/40/appendix-L_to_part_50

Wang, H., Wang, Q., Gao, Y., Zhou, M., Jing, S., Qiao, L., Yuan, B., Huang, D., Huang, C., Lou, S., Yan, R., Gouw, J. A., Zhang, X., Chen, J., Chen, C., Tao, S., An, J., & Li, Y. (2020). Estimation of Secondary Organic Aerosol Formation During a Photochemical Smog Episode in Shanghai, China. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *125*(7). https://doi.org/10.1029/2019JD032033

Watson, J. G., Chow, J. C., & Chen, L.-W. A. (2005). Summary of Organic and Elemental Carbon/Black Carbon Analysis Methods and Intercomparisons. In *Aerosol and Air Quality Research* (Vol. 5, Issue 1). https://doi.org/10.4209/aaqr.2005.06.0006

Xiong, C., Zhang, Y., Yan, J., Yang, X., & Wang, Q. (2023). *Chemical composition characteristics and source analysis of PM 2 . 5 in Jiaxing , China : insights into the effect of COVID-19 outbreak*. https://doi.org/10.1080/09593330.2021.1979104

Zhang, F., Wan, M., Pang, X., Yao, L., Fu, Y., Jiang, W., Zhu, J., & Zhang, C. (2022). Chemical Characterization, Source Identification, and Health Risk Assessment of Atmospheric Fine Particulate Matter in Winter in Hangzhou Bay. *Sustainability (Switzerland)*, *14*(19). https://doi.org/10.3390/su141912175

Zhu, C. S., Chen, C. C., Cao, J. J., Tsai, C. J., Chou, C. C. K., Liu, S. C., & Roam, G. D. (2010). Characterization of carbon fractions for atmospheric fine particles and nanoparticles in a highway tunnel. *Atmospheric Environment*, *44*, 2668–2673. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.04.042

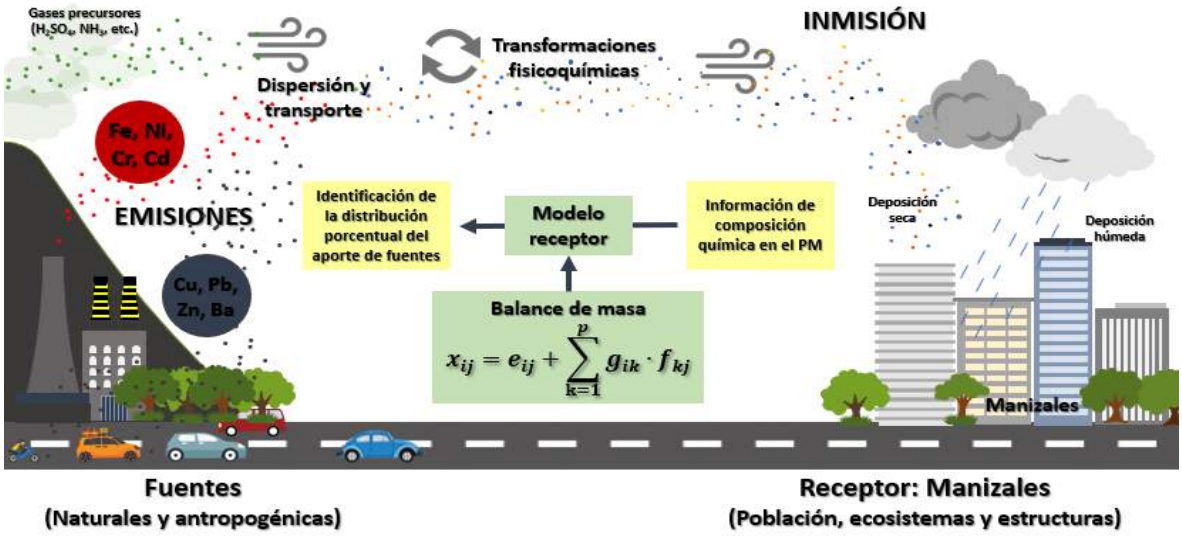
EVALUACIÓN DEL APORTE DE FUENTES DE EMISIÓN A LA CONTAMINACIÓN DEL AIRE POR MATERIAL PARTICULADO EN LA ZONA URBANA DE MANIZALES

Laura Ximena Echeverri Gutierrez[1], Carlos Mario González Duque[2]

Palabras clave:

Calidad del aire; material particulado; composición química; modelos fuente-receptor, PMF.

RESUMEN GRÁFICO



Fuente: elaboración propia.

INTRODUCCIÓN

El material particulado (PM) es uno de los contaminantes con mayor impacto sobre la salud pública (Cortés, 2013; Velasco, 2015). Conocer la naturaleza química del PM tiene especial importancia en la evaluación de la calidad del aire ya que permite inferir el efecto potencial sobre los receptores y proporciona información útil para el diagnóstico de fuentes (Morales, 2018; Quijano et al., 2010). A su vez, identificar las fuentes de emisión y cuantificar su contribución es fundamental para proponer acciones de gestión y estrategias de control sobre estas descargas y su consecuente mitigación de impactos (Morales, 2018). La modelación de receptores es una herramienta que contribuye a la gestión del recurso aire, sin embargo, su uso en el país es limitado, especialmente en ciudades intermedias (González, 2017). En Manizales, solo existe una referencia bibliográfica sobre el estudio de contribución de fuentes desde el enfoque de la aplicación de modelos receptores desarrollada por Velasco (2015). Debido

1 Grupo de trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales, lxecheverrig@unal.edu.co

2 Grupo de trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales, cmgonzalezd@unal.edu.co

a la relevancia de los efectos del PM en la salud humana, en la presente investigación se buscó identificar las principales fuentes de emisión responsables de las concentraciones de material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) en la zona urbana de la ciudad de Manizales, a partir del análisis de información de su composición química y la aplicación del modelo receptor matriz de factorización positiva (PMF, por sus siglas en inglés).

MATERIALES Y MÉTODOS

Esta investigación se desarrolló a partir de información disponible de caracterización química de PM_{10} y $PM_{2.5}$ a muestras tomadas entre diciembre del 2018 y junio del 2019, en las estaciones de monitoreo de la Red de Calidad de Aire de la ciudad de Manizales, la cual es operada por el GTAI-HA, en convenio con la Corporación Autónoma Regional de Caldas (CORPOCALDAS) (IDEA & CORPOCALDAS, 2022): Gobernación, Liceo y Milán. El muestreo de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en la estación Gobernación se llevó a cabo con muestreadores de aire de bajo volumen (Low-Vol), mientras que en las estaciones Liceo y Milán se emplearon muestreadores de alto volumen (Hi-Vol). En total se obtuvieron 83 muestras para PM_{10} y $PM_{2.5}$. La caracterización química incluyó de la determinación de la concentración de metales; iones; carbono orgánico (OC) y elemental (EC). Las técnicas de análisis de concentración utilizadas fueron espectrometría masas por plasma acoplado inductivamente para el contenido de metales, cromatografía iónica para iones; y método Niosh para OC y EC. Posteriormente, se empleó dicha información como base para la aplicación un modelo de reconstrucción másica cuyos resultados se emplearon como insumo para la estimación balance másico, la aplicación de un análisis de componentes principales y un modelo de receptor.

Este estudio permitió obtener información detallada de la composición del PM_{10} y el $PM_{2.5}$, insumos de importancia para proponer la contribución porcentual de fuentes de emisión a la contaminación por material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) en la ciudad de Manizales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Concentración de PM en aire ambiente

La Figura 1 presenta el comportamiento de la concentración del PM en los sitios de interés durante el periodo de estudio.

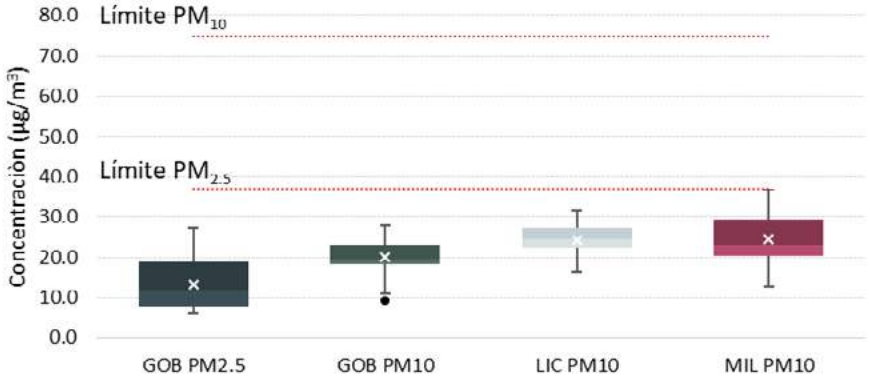


Figura 1. Concentración química del PM en las estaciones de calidad del aire de interés de Manizales. Fuente: elaboración propia.

En el periodo comprendido entre diciembre de 2018 a junio del 2019 las estaciones de calidad de aire de interés presentaron concentraciones de material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) por debajo de los límites máximos permitidos por la resolución 2254 del 2017; sin embargo, se sobrepasaron las recomendaciones de la OMS para el promedio diario de $PM_{2.5}$ (15 µg/m^3).

Tras aplicar un modelo de recomposición másica, de las 80 muestras iniciales fueron depuradas a un total de 58 muestras procesadas y validadas, con un rango de recuperación entre el 60 y el 120%. La estación Liceo presentó las concentraciones más altas de PM_{10}, seguida de la estación Gobernación y Milán, hallazgo consistente con el de Velasco (2015) según el cual sector Liceo presentó la peor calidad de aire en Manizales debido, entre otras, a su ubicación en una zona de alto tráfico vehicular.

3.2 Resultados de la caracterización química

La figura 2 presenta la compilación de los resultados de composición química del PM en las diferentes estaciones de calidad del aire de interés de Manizales.

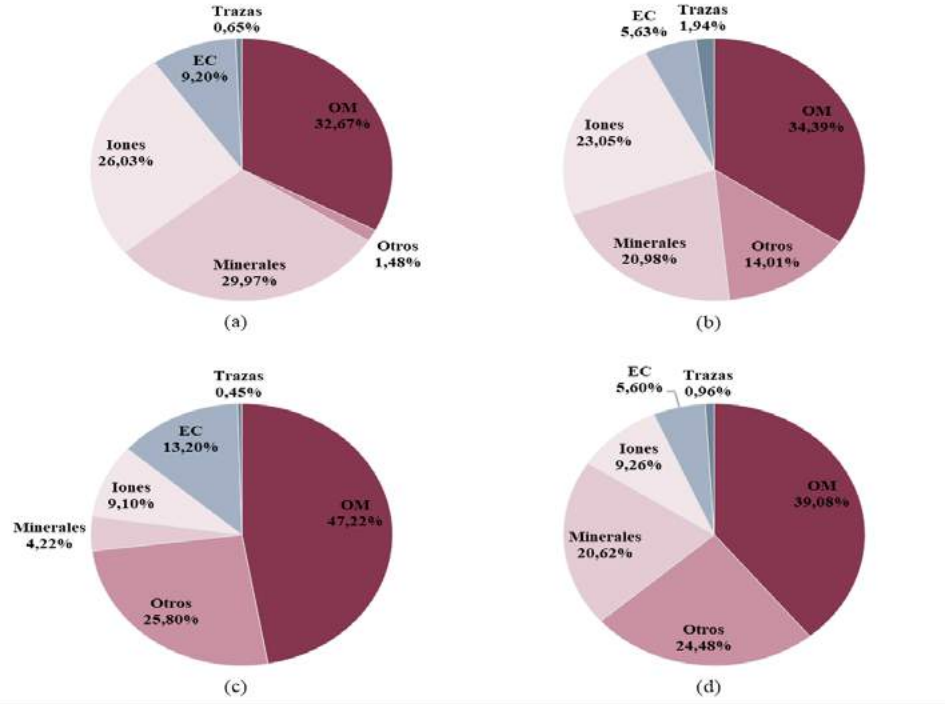


Figura 2. Participación de componentes en la composición química del (a) PM2.5 de la Estación Gobernación; (b) PM10 de la Estación Gobernación; (c) PM10 de la Estación Liceo y (d) PM10 de la Estación Milán.
Fuente: elaboración propia.

Respecto a la caracterización química, el grupo con la mayor participación en todas las estaciones de análisis fue la materia carbonácea, con aportes superiores al 50% a la concentración total del PM_{10} y $PM_{2.5}$. En general, la participación por componentes en el PM_{10} varió según la estación; sin embargo, se anota que la OM fue la especie con la mayor participación en todas las estaciones y a su vez el componente trazas fue el de menor participación tal como se esperaba. Por otro lado, se resalta que en Gobernación se obtuvieron distribuciones similares para el PM_{10} y el $PM_{2.5}$, lo que sugirió la misma fuente para ambos contaminantes. En términos generales se identificó que las características de la zona circundante a los puntos de interés tuvieron gran importancia en la composición química del PM en los sitios respectivos.

3.3 Resultados de la modelación con PMF

La modelación de receptores permitió evidenciar la influencia de la contaminación antropogénica en Manizales, la cual, a pesar de tratarse de

una ciudad pequeña con un área urbana reducida (~54 km^2), presenta una contaminación heterogénea sectorizada en donde las emisiones de tráfico vehicular, industriales y los aerosoles secundarios, fueron fuentes comunes en todos los sitios de interés. La tabla 1 presenta el resumen de resultados de la modelación de receptores, realizada a través del software EPA PMF 5.0 de la US EPA.

Tabla 1. Resumen de distribución de fuentes.

Estación - PM	Factor	Elementos de mayor concentración	Elementos de mayor participación	Fuente de PM probable según resultados	% Contribución al PM
Gobernación - $PM_{2.5}$	Factor 1	SO_4^{2-}, EC, OM y Na	Na, OM y SO_4^{2-}	Aerosoles secundarios	39.8%
	Factor 2	SO_4^{2-}, EC, Fe, Ca y Na	Ni, Fe, Cu y Zn	Fuentes industriales	18.7%
	Factor 3	OM, EC, Ca y Na	Ca, Ti, Mn, EC y Mg	Emisiones vehiculares	41.5%
Gobernación - PM_{10}	Factor 1	OM, EC, Na, K, S, Ca.	Ba, K y Mg	Emisiones vehiculares	32.2%
	Factor 2	OM, Ca, SO_4^{2-}, EC, Fe, Na, Al.	Pb, Ca, Cu, Zn y Al.	Fuentes industriales	28.0%
	Factor 3	OM, SO_4^{2-}, Na, EC y Fe	Na, Mn, Mo y SO_4^{2-}	Aerosoles secundarios	39.7%
Liceo – PM_{10}	Factor 1	OM, EC, NO_3^-, SO_4^{2-}, Fe y Na Zn, Cu, Ni, Cr y Cd	Al y EC	Emisiones vehiculares	34.2%
	Factor 2	OM, Na, SO_4^{2-}, EC, Ca, NO_3^-	Na, Ca y SO_4^{2-}	Aerosoles secundarios	34.5%
	Factor 3	OM, EC, NO_3^-, SO_4^{2-} y Fe	Cr, Ti y Cu	Fuentes industriales	31.3%
Milán - PM_{10}	Factor 1	OM, EC, NO_3^-, SO_4^{2-} y Fe	Cr, EC, Ni, OM	Fuentes industriales	39.7%
	Factor 2	Na, Mg, Al, Ca, Fe, OM, EC y NO_3^-	Na, Mg, Al, Ca y Ti	Emisiones vehiculares	28.0%
	Factor 3	OM, SO_4^{2-}, Fe, NO_3^- y Na	Cu, Mo, SO_4^{2-}	Aerosoles secundarios	32.2%

Fuente: elaboración propia.

En la Figura 3 se representa la participación de las fuentes encontradas en cada una de las estaciones y los contaminantes de interés. Los resultados sugieren que las condiciones meteorológicas y la topografía accidentada de Manizales definen la baja dispersión de los contaminantes atmosféricos, lo que a su vez desencadena en una afectación considerable de las fuentes inmediatamente cercanas al receptor, entendido en este trabajo como el área de influencia de las diferentes estaciones estudiadas.

Es decir, las fuentes de mayor afectación son las ubicadas en las inmediaciones del receptor o punto de interés, siendo en su mayoría de origen antropogénico. En cuanto a la fuente descrita como aerosoles secundarios, puede generarse a partir de precursores emitidos tanto por fuentes naturales como antropogénicas.

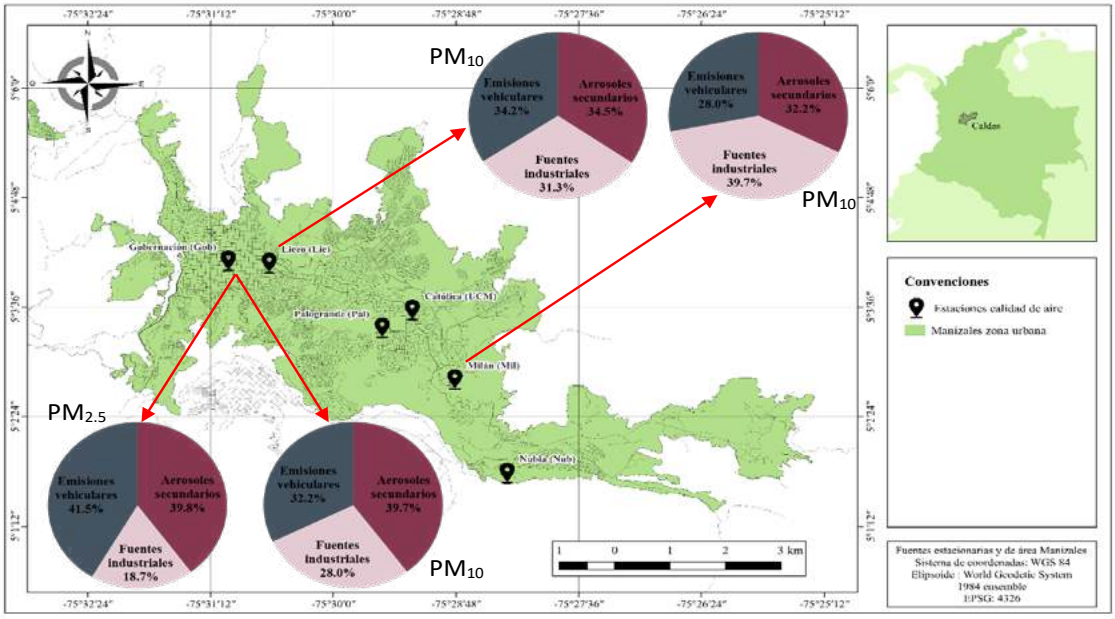


Figura 3. Distribución porcentual de contribución de fuentes en Manizales en inmediaciones de cada estación de monitoreo.
Fuente: elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Para contribuir al cumplimiento de los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) propuestos por el Programa de las Naciones Unidas para el desarrollo (PNUD) es necesario la formulación e implementación de herramientas técnicas para el análisis de los problemas urbanos, especialmente en ciudades de países emergentes. La presente investigación aporta a los ODS: (3) Salud y bienestar, (11) Ciudades y comunidades sostenibles y (13) Acción por el clima. Los resultados obtenidos en este trabajo podrían ser utilizados como insumos básicos en la gestión de calidad del recurso aire en la ciudad con enfoque en la contaminación por PM.

Los resultados obtenidos permiten generar información que soporte y guíe las diferentes estrategias de gestión del recurso aire, como la implementación de políticas de movilidad sostenible estrategias de control de emisiones provenientes de las actividades antrópicas y la mitigación de efectos adversos sobre la salud humana, los ecosistemas, el clima y la economía.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la Universidad Nacional de Colombia y al Grupo de Trabajo en Ingeniería Hidráulica y Ambiental y a la Dirección de Investigaciones de Manizales, DIMA, por financiar parcialmente este proyecto. Asimismo, a la Universidad de Costa Rica por la caracterización fisicoquímica de las muestras.

REFERENCIAS

Cortés, J. D. L. P. (2013). *Evaluación de la contaminación atmosférica en el aire ambiente de Manizales por COPs y PM10*. 185. http://www.bdigital.unal.edu.co/12171/

Morales, M. (2018). *Contribución de fuentes particulares a Material Particulado en el corregimiento la Loma, Zona Minera del Cesar*.

González, C. M. (2017). *Dinámica e impacto de emisiones antrópicas y naturales en una ciudad andina empleando un modelo euleriano de transporte químico online. Caso de estudio: Manizales, Colombia*. Universidad Nacional de Colombia.

Quijano, A., Quijano, M. J., & Henao, J. A. (2010). Caracterización fisicoquímica del material

particulado fracción respirable PM2.5 en Pamplona-Norte de Santander-Colombia. *Bistua: Revista de La Facultad de Ciencias Básicas*, *8*.

Velasco, M. (2015). *Evaluación de la concentración y caracterización preliminar del PM10 en la ciudad de Manizales*.

ESTIMACIÓN DE ACTIVIDAD VEHICULAR A PARTIR DE REGISTROS DE ODÓMETRO EN CENTROS DE DIAGNÓSTICO AUTOMOTOR

Diego Andrés Arias[1], Luz Adriana Pereira[1], Cesar Andrés Ojeda[1], Sonia C. Mangones[2], Germán Rueda Saa[2], Rodrigo Jiménez Pizarro[2],

Palabras clave:
Actividad vehicular; análisis bayesiano no-paramétrico; emisiones.

INTRODUCCIÓN

El transporte de pasajeros y carga es indispensable para el desarrollo económico de municipios y regiones, sin embargo, la mayoría de los vehículos funcionan con combustibles fósiles, lo cual produce una cantidad importante de emisiones contaminantes a la atmósfera. La actividad vehicular se considera una fuente móvil de emisión de contaminantes, por lo tanto, la cuantificación fiable de estas emisiones es esencial para desarrollar inventarios precisos, valiosos para la gobernanza ambiental y los modelos de dispersión de contaminantes. Estos modelos facilitan la toma de decisiones asertivas para mitigar la contaminación y desarrollar planes de movilidad.

El actual paradigma de los inventarios de emisión asume que estas son proporcionales a la intensidad de las actividades que las generan, siendo la actividad vehicular medida en kilómetros recorridos totales (VKT) en un determinado territorio y periodo de tiempo. En Colombia, las revisiones técnico-mecánicas (RTM) de los centros de diagnóstico automotor (CDAs) pueden proporcionar información sobre el kilometraje anual de los vehículos. No obstante, obtener un valor representativo de esta actividad es difícil debido a la complejidad del comportamiento estadístico de los registros.

En este estudio, analizamos los registros de odómetro (kilometraje) de los vehículos CDAs de Cali, Palmira y Yumbo. Se limpió y validó la información de las bases de datos. Se analizó la distribución de la actividad horaria por tipo de vehículo mediante un modelo bayesiano no-paramétrico de mezcla infinita de densidades gaussianas (MIDG) y se compararon los resultados con estadísticos convencionales.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Limpieza y validación de la información

A partir de la información de los CDAs (≈ 400.000 registros) para los municipios de Palmira, Yumbo y Cali, se comprobó la consistencia de la información de la base de datos (BD). En esta base de datos están registrados 35 CDAs de Cali, 3 de Palmira y 2 de Yumbo. Se llevaron a cabo procedimientos de limpieza, como la confirmación de que las placas registradas cumplan con las convenciones de nomenclatura para Colombia, la consistencia en los registros del tipo de combustible y vehículos, y el rango de valores para los modelos de los vehículos (entre 1886 y 2022). Se verificó que los registros de kilometraje se encuentren en el dominio de los reales positivos y que las fechas se situaran entre el 2015 y 2022.

Definimos criterios de calidad para validar la información en la BD. Estos criterios incluyen la detección de registros excesivos de placas por CDA, con un máximo de 4 visitas por vehículo al año y se descartaron los CDAs con un 20 % de ocurrencia de este evento. Se estableció la preservación de registro de kilometraje más antiguo en caso de duplicidad del registro de kilometraje. Se comprobó que la diferencia entre los registros de kilometrajes de RTM consecutivas sea positiva.

Finalmente, se determinó la cantidad de kiló-

1 Universidad del Valle, diaariasar@unal.edu.co, luz.pereira@correounivalle.edu.co, cesar.ojeda@correounivalle.edu.co

2 Universidad Nacional de Colombia, scmangonesm@unal.edu.co, ghruedas@unal.edu.co, rjimenezp@unal.edu.co

metros por hora para cada placa registrada, considerando dos casos. Si la placa presenta múltiples registros en la base de datos, se dividió el kilometraje entre el número de horas entre revisiones consecutivas y su actividad vehicular horaria se determinó como el promedio de los valores calculados. Si la placa dispone de un registro único, se determinan los kilómetros recorridos y las horas transcurridas a partir del modelo del vehículo y la fecha de la RTM. Se preservaron los registros de actividad horaria positivos e inferiores a 120 km h^{-1}, lo último de acuerdo con los valores reportados por Mariano Mozcoro y Mauricio Soto (2022).

2.2 Modelo estadístico

En este trabajo se propone un método que permite definir distribuciones de probabilidad de forma más flexible. En este caso se propone ajustar una mezcla infinita de densidades gaussianas (MIDG) a partir de procesos de Dirichlet (Christensen R., 2011) como se presenta a continuación,

$$f(v_T|\theta_1,\theta_2,\ldots;w_1,w_2,\ldots)=\sum_{k=1}^{\infty} w_k\phi(v_T|\theta_k)$$

donde los pesos son variables aleatorias, tales qué $\Sigma_{k=1}^{\infty} w_k = 1$, y son generados a partir de variables aleatorias $q_i \sim \text{Beta}(1,\alpha)$ de manera que $w_k = q_k \prod_{j=1}^{k-1}(1-q_j)$. Por su parte representa la densidad gaussiana con vector de parámetros $\theta_k = (\mu_k, \sigma_k)$, los cuales son asumidos como aleatorios y siguen priors condicionalmente independientes. Aquí el número de componentes es asumido como aleatorio y para enfrentar el desafío de realizar inferencia bayesiana sobre infinitas componentes, se utiliza el algoritmo de MacEachern et. al (1998). Debido a que el modelo de mezclas induce la formación de grupos, la estimación del total será finalmente la suma ponderada de los totales correspondiente a cada grupo de la mezcla.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Análisis descriptivo

La Tabla 1 presenta un resumen estadístico de los kilómetros recorridos por hora según el tipo de vehículo. La diferencia entre la media y la mediana muestra que las distribuciones son asimétricas, lo que se confirma con el coeficiente de asimetría que indica un sesgo hacia la derecha con una alta concentración de registros en los valores bajos. Los valores de curtosis mayores a cero indican que hay una cantidad considerable de valores extremos en las distribuciones.

La Figura 1 muestra las distribuciones de la actividad por hora en su escala natural (Figura 1a) y después de aplicar una transformación logarítmica (Figura 1b). Tras la transformación, la distribución disminuye su asimetría y se vuelve multimodal. En la Figura 1b, se aprecian agrupaciones de valores del logaritmo de la actividad horaria que parecen distribuciones normales. Luego, parece conveniente tener en cuenta una mezcla de Gaussianas para modelar el logaritmo de la actividad horaria.

Tabla 1. Estadísticas descriptivas de la actividad en km h^{-1}.

Tipo de vehículo	Media	Mediana	Asimetría	Curtosis
Bus	4,2	2,8	8,1	104,4
Motocicleta	1,6	0,7	12,1	173,7
Taxi	4,5	3,7	8,6	105,7
Vehículo de carga	3,5	2,2	8,4	103,7
Particular	1,4	1,1	18,8	466,2

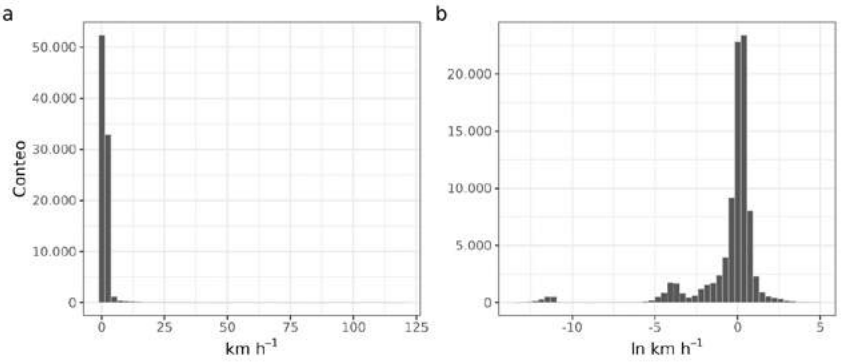


Figura 1. a) Histograma de la actividad horaria para los vehículos particulares en escala natural y b) logarítmica.

3.2 Simulación

Con base al análisis previo, se realizará un estudio de simulación para comprender los resultados del modelo MIDG en una mezcla de distribuciones log-normales. La simulación se basa en una mezcla finita de cuatro componentes log-normales, donde se utilizan pesos $w = (0{,}02\,, 0{,}1\,, 0{,}18\,, 0{,}7)$ medias $\mu_N = (1{,}0 \times 10^{-5},\ 2{,}0 \times 10^{-2}, 4{,}0\,, 1{,}8)$ y desviaciones estándar $\sigma_N = (1{,}0 \times 10^{-5},\ 1{,}0 \times 10^{-2}, 7{,}0\,, 1{,}2)$ para las componentes. La media ponderada de la distribución es (Frühwirth-Schnatter, 2006). La Figura 2 presenta un histograma de los datos simulados en escala logarítmica, junto con la línea continua negra que representa el ajuste del modelo MIDG a los datos simulados. Los colores en la figura indican la clasificación de la observación de acuerdo con el modelo MIDG. Como se puede apreciar, la densidad MIDG se ajusta adecuadamente a los datos simulados y el número de componentes encontrados es similar al del modelo teórico.

La Tabla 2 presenta los parámetros de las distribuciones Gaussianas detectadas por el modelo MIDG. Se presentan los grupos (i), estimaciones de la media $(\bar{\mu}_i)$ y varianza $(\bar{\sigma}_i^2)$ de la distribución predictiva posteriori, y la ponderación asignada a cada distribución. Finalmente, es importante obtener el resultado en la escala natural en nuestra aplicación. La media ponderada se calcula de acuerdo a la siguiente ecuación,

$$\mu^P_{MIDG,N} = \sum_i w_i\, e^{\bar{\mu}_i + 0.5\bar{\sigma}_i^2}$$

Siendo $\mu^P_{MIDG,N}$ la media ponderada de los resultados obtenidos por MIDG.

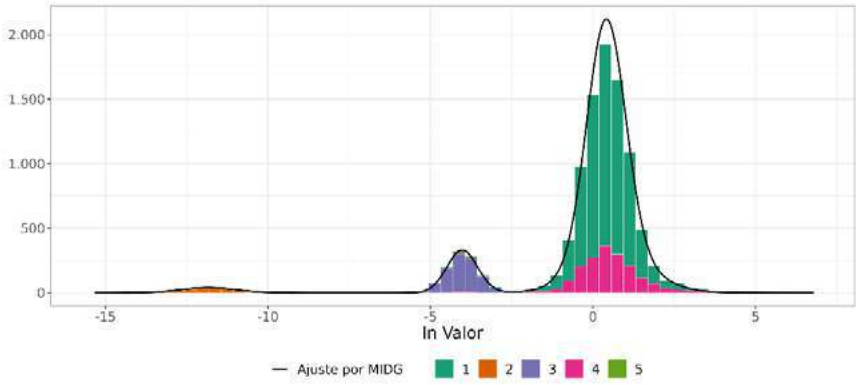
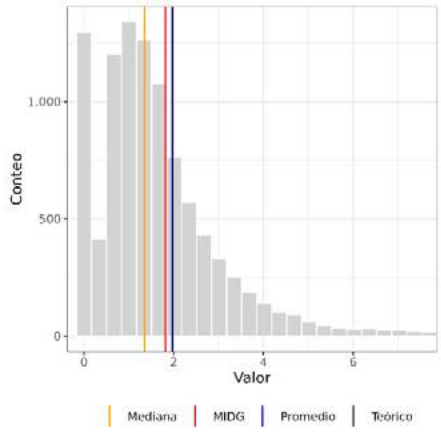


Figura 2. Histograma de los valores simulados. La línea continua es la estimación de la densidad de probabilidad por MIDG. Los colores indican la clasificación de las observaciones.

Tabla 2. Parámetros de las distribuciones Gaussianas detectadas por MIDG.

1	0,4	0,5	0,7007
2	-11,8	0,7	0,0219
3	-4,0	0,2	0,0978
4	0,5	0,6	0,1795
5	0,6	0,7	0,0001

La Figura 3 presenta el histograma de los valores simulados en su escala natural a la izquierda y las estimaciones de la media por el modelo MIDG (), la media aritmética () y la mediana (), a la derecha. Los resultados en la tabla muestran que la media aritmética es la estimación más cercana de la media teórica, seguida por la estimación por MIDG, . Aunque la estimación por MIDG no es la más exacta, el modelo permite identificar grupos en la distribución en escala logarítmica y analizar la incertidumbre de los parámetros estimados.



Estimación	Valor	Dif. Rel (%)
	1,82	8
	1,96	1
	1,35	32

Figura 3. Panel izquierdo: El histograma de los valores en la escala natural y las líneas verticales representan las estimaciones de centralidad utilizando la mediana, MIDG y el promedio aritmético. Panel derecho: Tabla de las diferencias relativas entre las estimaciones y el valor teórico.

3.3 Aplicación a datos reales

La Tabla 3 muestra los resultados de la actividad horaria media por , y , para los vehículos particulares de Cali, Palmira y Yumbo. Se preserva que para los tres municipios, lo que significa que la mediana podría subestimar la actividad por hora y la media aritmética sobreestimarla. La elección de la estimación por MIDG puede ser un punto medio entre las dos estimaciones, además de facilitar la estimación de la incertidumbre.

Tabla 3. Estimación de la actividad en km h^{-1}.

Municipio			
Cali	1,20	1,34	1,08
Palmira	1,34	1,58	1,29
Yumbo	1,52	1,80	1,09

Al comparar los VKT obtenidos por conteos vehiculares para Cali, Palmira y Yumbo, se encontró que la estimación más cercana la ofrece la media aritmética, con un 3 %, 52 % y 74 % de diferencia

relativa, respectivamente. Este resultado es de gran importancia práctica porque la media aritmética es fácil de aplicar e interpretar.

3.4 Conclusiones

La cuantificación exacta de la actividad vehicular es importante para inventarios fiables de emisiones por fuentes móviles. Se propone el modelo de MIDG para modelar la distribución del registro de odómetro reportado por los CDAs. El estudio de simulación revela que la media aritmética es el mejor estimador para la media ponderada teórica, sin embargo, el modelo MIDG permite identificar grupos en la distribución de la actividad horaria con el objetivo de realizar estudios más detallados y comprender las dinámicas de movilidad. Además, el enfoque bayesiano facilita la estimación de incertidumbre de los resultados. El análisis de los registros de actividad vehicular horaria de Cali, Palmira y Yumbo muestra relaciones encontradas en el estudio de simulación. Los VKT anuales calculados mediante la media aritmética se encuentran más cercanos a los obtenidos por los conteos vehiculares para los tres municipios.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Esta investigación contribuye a la gobernanza ambiental porque proporciona información valiosa sobre el reporte de información que efectúan los CDA hacia las autoridades ambientales locales. Debido a los procesos de medición y recolección, esta información presenta una gran complejidad estadística. Al comprender esta información adecuadamente y procesarla correctamente, podemos inferir y realizar mediciones de la actividad asociada con los vehículos matriculados en los municipios. En el caso del departamento del Valle del Cauca, sabemos que la actividad vehicular de los municipios no se limita al nivel local, sino que también es de carácter regional, lo cual nos permite desagregar la actividad en su contribución por municipio y región. Esta información es relevante en términos de calidad del aire, planes de mitigación de la contaminación y planes de movilidad.

REFERENCIAS

Christensen, R., Johnson, W., Branscum, A., & Hanson, T.E. (2010). Bayesian Ideas and Data Analysis: An Introduction for Scientists and Statisticians (1st ed.). CRC Press. https://doi.org/10.1201/9781439894798

Moszoro M. & Soto M. (2022). Road Quality and Mean Speed Score. IMF Working Papers 2022/095 (Washington: International Monetary Fund).

MacEachern, S. N. and Muller, P. (1998) Estimating mixture of Dirichlet Process Models. Journal of Computational and Graphical Statistics, 7 (2): 223-338.

Frühwirth-Schnatter, S. (2006). Finite mixture and Markov switching models. Berlin: Springer.

ESTIMACIÓN DE FLUJOS ATMOSFÉRICOS EN CONDICIONES DE TURBULENCIA NO ESTACIONARIA

Diego Andrés Arias[1], Cesar Andrés Ojeda[1], Rodrigo Jiménez Pizarro[2], Javier Fochesatto[3]

Palabras clave:

Flujos turbulentos; análisis tiempo-escala; descomposición Wavelet; no estacionariedad; capa límite atmosférica.

INTRODUCCIÓN

El crecimiento urbano, la producción industrial y agrícola han generado un aumento de la cantidad diaria de emisiones de contaminantes atmosféricos, incluidos los gases de efecto invernadero (GEI), que son los principales causantes del cambio climático (Mønster et al., 2019; Nieves et al., 2019). Por eso es importante contar con métodos que permitan cuantificar las emisiones de GEI, con el fin de comprender y monitorear los procesos que los generan y la efectividad de las acciones de mitigación. En la actualidad, la técnica de covarianza de remolinos (EC) se utiliza para cuantificar los flujos atmosféricos que resultan de las fluctuaciones aleatorias de la velocidad del viento y de escalares como la temperatura, la concentración de gases, entre otros, que se dan en las escalas pequeñas del movimiento atmosférico (microescala) (Aubinet et al., 2012). No obstante, la teoría EC se sustenta en los supuestos de estacionariedad del fluido atmosférico para la obtención de resultados fiables. Estudios de turbulencia atmosférica realizados en Bogotá (Ortiz et al., 2019) revelaron que el cumplimiento de estos supuestos no es siempre razonable, dado que el comportamiento atmosférico en el trópico está fuertemente controlado por efectos convectivos locales, los cuales inducen no estacionariedad en los componentes turbulentos de variables y flujos atmosféricos. El objetivo de este trabajo es implementar y evaluar un método estadístico que permita describir adecuadamente los flujos turbulentos atmosféricos en condiciones no estacionarias como una alternativa a las metodologías tradicionales. Proponemos el modelo de estacionariedad local Wavelet (Nason, Von Sachs y Kroisandt, 2000; Park, Eckley y Ombao, 2014) para representar los flujos en función del tiempo y escala. Sugerimos, además, un algoritmo de detección de la brecha espectral (Voronovich y Kiely, 2007) que nos permita identificar la contribución al flujo turbulento de fenómenos de microescala y mesoescala atmosférica.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Modelo estadístico

El modelo estadístico de estacionariedad local Wavelet multivariado (mvLSW) que utilizaremos para describir las series de tiempo de turbulencia atmosférica es desarrollado en los trabajos publicados por Nason et al. (2000) y Park et al. (2014). El modelo consiste en representar un conjunto de P series de tiempo $\boldsymbol{X}_{t;T} = \left[X_{t;T}^{(1)}, X_{t;T}^{(2)}, \ldots, X_{t;T}^{(P)}\right]$ de duración diádica $T = 2^J$, como,

$$\boldsymbol{X}_{t;T} = \sum_{j=1}^{\infty} \sum_{k} \boldsymbol{V}_j\left(\frac{k}{T}\right) \psi_{j,t-k} \mathbf{z}_{j,k}$$

El subíndice $j \in \mathbb{N}$ indica el número de la escala y J es la máxima escala detectable en el conjunto de series de tiempo; $\{\psi_{j,t-k}\}$ un conjunto de funciones Wavelets discretas no diezmadas (Nason, 2008); $\boldsymbol{V}_j(k/T)$ es la matriz de transferencia que define el espectro multivariado localmente estacionario Wavelet (LWS) como $\boldsymbol{S}_j(u) = \boldsymbol{V}_j(u)\boldsymbol{V}_j'(u)$

1 Universidad del Valle- Cali, Escuela de Estadística, diego.andres.arias@correounivalle.edu.co, cesar.ojeda@correounivalle.edu.co

2 Universidad Nacional de Colombia – Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, rjimenezp@unal.edu.co

3 Universidad de Alaska- Fairbanks, Department of Atmospheric Sciences, gjfochesatto@alaska.edu

, donde $u = k/T$ es el tiempo normalizado; y $\mathbf{z}_{j,k}$ es un vector de aleatorio con media cero y $\mathrm{v}\left(z^{i}_{i,k}, z^{i'}_{j',k'}\right) = \delta_{i,i'}\delta_{j,j'}\delta_{k,}$. El espectro $\boldsymbol{S}_j(u)$ contiene la información de la variación temporal de las varianzas de las series individuales y de la covarianza entre series según las escalas de movimiento que componen el fluido atmosférico. Es importante señalar que la covarianza entre series de tiempo se relaciona directamente con el flujo turbulento de acuerdo a la teoría de EC. Luego, el modelo mvLSW permite reconstruir la covarianza $c^{(p,q)}(u,\tau)$ en un rango de escalas m_0 a m con $m > m_0$ con como se muestra a continuación,

$$c^{(p,q)}(u,\tau) = \sum_{j=m_0}^{m} S_j^{(p,q)}(u)\Psi_j(\tau)$$

donde $\Psi_j(\tau)$ es la matriz de autocorrelación Wavelet (Nason et al., 2000). Cabe destacar que la reconstrucción de la covarianza completa se consigue cuando $m_0 = 1$ y $m \to \infty$, y la covarianza de las series individuales con $q = p$. La importancia de la representación tiempo-escala en nuestra aplicación radica en poder obtener una estimación del flujo turbulento correspondiente a los procesos atmosféricos asociados a la microescala. No obstante, esto es posible si se detecta la escala (brecha espectral) donde se separa este régimen con los movimientos de mesoescala.

2.2 Detección de la brecha espectral

Como se ha dicho, una estimación confiable del flujo atmosférico se obtiene cuando se desacopla la contribución de los procesos de microescala con respecto a los de mesoescala. Estudios han demostrado la posibilidad de separar las contribuciones en un rango aproximado de 30 y 60 min (Larsén et al., 2016). Aquí proponemos un método de detección de la brecha espectral basado en las características de la representación de espectro localmente estacionario Wavelet y las ideas de Voronovich y Kiely (2007).

Tomamos primero la estimación de la componente cruzada (coespectro) del LWS $\hat{S}_j^{(1,2)}(u)$ para las series multivariadas $\boldsymbol{X}_{t:}$ y definimos instantes de tiempo u_i que abarquen la duración completa de las series de tiempo. Es importante destacar que la elección del coespectro se debe a que estamos interesados en la estimación del flujo atmosférico.

Como se indica en Voronovich and Kiely (2007), para cada $\hat{S}_j^{(1,2)}(u)$ ajustamos un polinomio de grado 5 $P_i(j)$ por mínimos cuadrados y procedemos con los pasos siguientes,

1. Se busca un máximo local de E_0 de $P_i(j)$ en una región delimitada por la escala correspondiente a periodos inferiores a $E_0 < 200$ s.

2. Buscamos los extremos $j_{E,S}$, raíces $j_{R,S}$ y puntos de inflexión $j_{I,S}$ de $P_i(j)$ en la región $E_0 < \tau_i < T$.

3. Se analiza la derivada en $\tau_j = I_2$. . Si $|P'(j_{I,2})/P'(j_{I,1})| < 0.5$ se cumple, entonces I_2 puede ser considerada la brecha espectral.

4. Luego, la brecha espectral puede encontrarse con,

$$P_i(\hat{j}_{g,i}) = P_i(j_m) + 0.02\,[P_i(j_{E,0}) - P_i(j_m)]$$

donde $j_m = \min\{j_{E,1}, j_{R,1}, j_{I,2}\}$. . A diferencia de los trabajos de Voronovich y Kiely (2007) y Vickers y Mahrt (2003), nosotros estimamos la brecha espectral en diferentes instantes de tiempo, lo que requiere que, a partir del número de detecciones de $\hat{j}_{g,i}$, debemos obtener una estimación representativa de la brecha espectral $\hat{j}_g$ para la duración de la medición.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Simulación estadística

En esta sección se presenta un estudio de simulación para generar señales sintéticas y ayudar en la interpretación de resultados. Se construyó un espectro teórico $2 \times 2, \boldsymbol{S}_j(u) = \boldsymbol{S}_{micro,j}(u) + \boldsymbol{S}_{meso,j}(u)$,con $J = 15$ con intensidades constantes para $\boldsymbol{S}_{micro,j}(u)$ $(j \in \{1, \ldots, 9\})$ y variables en el tiem-

po para $\boldsymbol{S}_{meso,j}(u)$ $(j \in \{12,\ldots,15\})$, basados en espectros teóricos (Kaimal & Finnigan, 1994; Katul & Chu, 1998) y observaciones experimentales (Ortiz et al., 2019), respectivamente. También se estableció una brecha espectral teórica en $j \in \{10,11\}$. El modelo propuesto (Park et al., 2014) permite generar señales sintéticas y obtener una representación teórica de las varianzas y covarianzas, lo que implica que las señales generadas tienen un valor teórico de flujo atmosférico. Se generaron 200 señales sintéticas de componentes turbulentas similares a las medidas experimentales de velocidad del viento (w') y temperatura (T'), que se utilizan para estimar el flujo de calor sensible (ver Figura 1). En la Figura 1 podemos observar que para cada conjunto de series de tiempo se tiene un valor del estadístico de Foken y Wichura (1996), $\mathrm{RN}_{\mathrm{cov}}$, donde si $\mathrm{RN}_{\mathrm{cov}} < 30$, donde si se considera que el flujo es estacionario. Para todo el estudio de simulación obtenemos para el caso estacionario un promedio del estadístico de la prueba $\overline{\mathrm{RN}}_{\mathrm{cov}} \sim 0$ y para el caso no estacionario $\overline{\mathrm{RN}}_{\mathrm{cov}} \sim 350$.

A continuación, se explica el procedimiento para analizar series de turbulencia no estacionaria. Primero, se estima $\hat{S}_j^{(1,2)}(u)$, se utiliza un algoritmo para detectar brechas espectrales (sección 2.2), y se reconstruye $c^{(1,2)}(u,0)$ hasta la escala correspondiente a la brecha espectral. La Figura 2 muestra los resultados de este procedimiento aplicado a la serie de la Figura 1b. Se observa que, para las escalas correspondiente a la microescala, $\hat{S}_i^{(1,2)}(u)$ es uniforme, mientras que para $j > 10$ hay lóbulos que representan cambios abruptos en la intensidad espectral, característica de la no estacionariedad (Figura 2a). Los puntos negros indican las brechas espectrales detectadas por el algoritmo, y la línea roja representa el promedio de estas detecciones, que se estima en $j \sim 10$, en consistencia con la brecha espectral teórica. La Figura 2b muestra la reconstrucción parcial (línea negra) y completa (línea roja) de la señal de covarianza $c^{(1,2)}(u,0)$, la covarianza teórica estacionaria (línea azul) y la covarianza estimada por EC (línea naranja). La línea roja presenta un comportamiento no estacionario debido a la contaminación de mesoescala, mientras que la línea negra es más estacionaria porque excluye estas escalas ($\sim 3\,\%$, respecto al valor teórico). Además, la covarianza calculada por EC subestima considerablemente la covarianza teórica ($\sim 70\,\%$,, respecto al valor teórico). Este procedimiento permite obtener una estimación más exacta del flujo turbulento al excluir las contribuciones de mesoescala en la reconstrucción de la señal de covarianza.

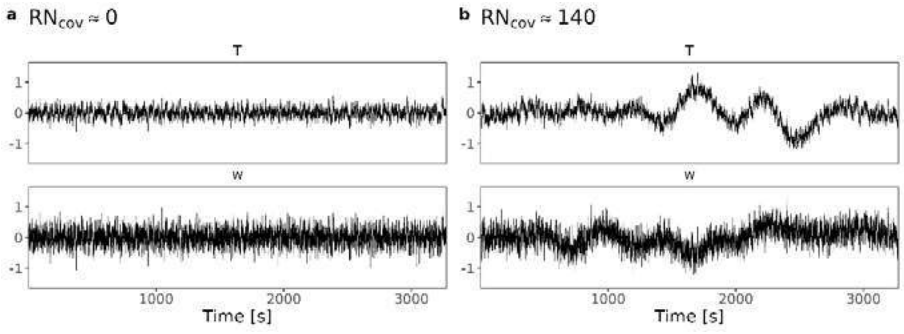


Figura 1. Señales simuladas de T' y w' y para el a) caso estacionario, $\boldsymbol{S}_{micro,j}(u)$ y b) caso no estacionario, $\boldsymbol{S}_j(u)$.

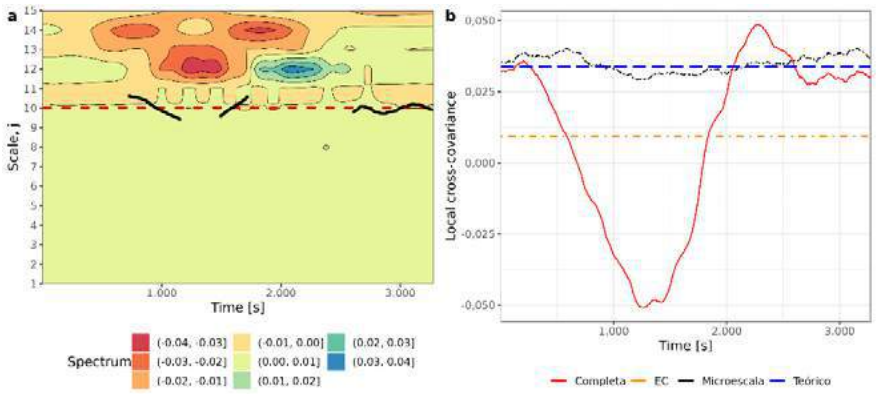


Figura 2. a) Estimación de $\hat{S}_j^{(1,2)}(u)$, los puntos son las detecciones de la brecha espectral, y la línea roja discontinua representa la brecha promedio. b) $c^{(1,2)}(u,0)$ (línea roja y negra), covarianza teórica (línea azul) y covarianza por EC (línea naranja).

En el estudio de simulación, la detección promedio de la brecha espectral $\hat{j}_g = 9.9 \pm 0.6,$ lo que concuerda con la brecha espectral teórica. La covarianza estacionaria promedio teórica es de $\bar{c}_{micro}^{(1,2)}(u,0) = 0{,}034$ con un coeficiente de variación del 10 % y una diferencia relativa del 1 % con respecto al valor teórico. La covarianza por EC tuvo un valor de 0,031 con un coeficiente de variación del 100 % y una diferencia relativa con respecto al valor teórico del 8 %.

3.2 Aplicación a series de turbulencia reales

Se aplicó el análisis a las series de tiempo de T' y w' medidas en Bogotá el 9 de octubre de 2014 a la 1:00. Se encontró un comportamiento no estacionario con $\mathrm{RN}_{\mathrm{cov}} \sim 100.$ En la Figura 3a se muestra la estimación de $\hat{S}_j^{(1,2)}(u)$, se observa una variación temporal considerable, confirmando el resultado de la prueba de Foken & Wichura (1996). La brecha espectral se detectó en la escala $j_g = 5,$ sin embargo, la estimación es incierta debido a las detecciones de la brecha espectral (entre $j = 3$ y $j = 12$). En la reconstrucción de la covarianza (Figura 3b), la covarianza de microescala presenta un comportamiento más estacionario en comparación con la reconstrucción completa. El promedio del flujo cinético turbulento es de $-1{,}7 \times 10^{-4}$, pero este valor puede estar subestimado debido a la incertidumbre asociada a la estimación de la brecha espectral.

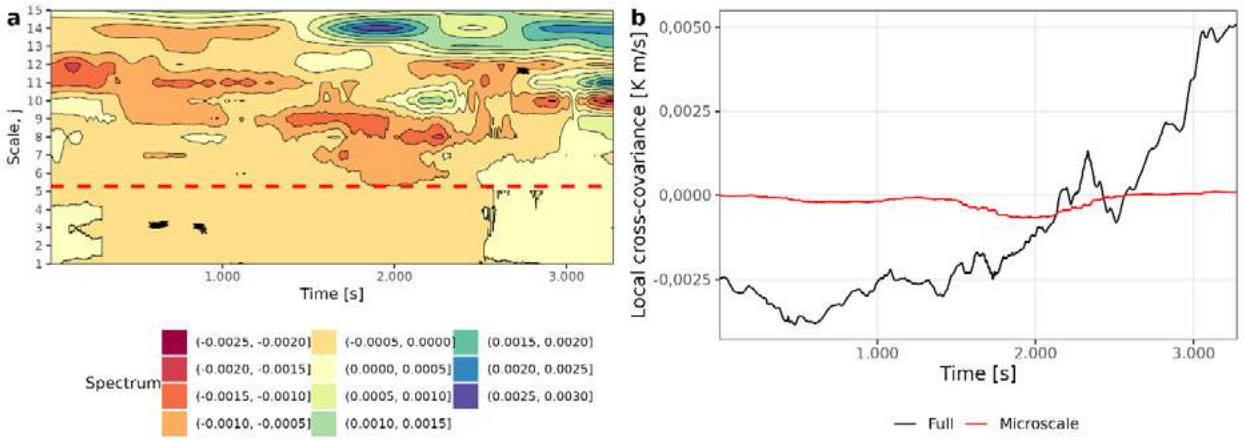


Figura 3. a) Estimación de $\hat{S}_j^{(1,2)}(u)$, los puntos son las detecciones de la brecha espectral, y la línea roja discontinua representa la brecha promedio. **b)** $c^{(1,2)}(u,0)$ (línea roja y negra).

3.3 Conclusiones

Es importante medir con precisión las emisiones de gases de efecto invernadero en la atmósfera debido a su impacto en el cambio climático. La técnica EC es comúnmente utilizada para la estimación de emisiones, pero tiene limitaciones debido a los supuestos de estacionariedad de la teoría. Se propone el modelo mvLSW que permite la descomposición del flujo turbulento en contribuciones de microescala y mesoescala. En el caso de una brecha espectral bien definida, es posible mejorar la estimación del flujo ($\sim 3\,\%$, respecto al valor teórico) en comparación con la teoría EC $EC \sim 70\,\%$. Sin embargo, el análisis de series de turbulencia reales muestra que es difícil determinar la brecha espectral, lo que puede subestimar el flujo correspondiente a la microescala.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La no estacionariedad en las series de turbulencia atmosférica por anemometría sónica hace difícil la medición de flujos de GEI mediante la técnica EC, por eso es necesario el desarrollo de alternativas metodológicas que permitan flexibilizar los supuestos de las metodologías tradicionales. Al estar ubicados en una región ecuatorial, la fuerza de Coriolis es insignificante en comparación con su magnitud en las latitudes medias; como consecuencia, la concentración de los contaminantes atmosféricos se encuentra determinada principalmente por fenómenos dispersivos-difusivos. Es de suma importancia que comprendamos estos procesos en el contexto nacional para poder simularlos adecuadamente, y, en consecuencia, tenerlos en cuenta correctamente en los modelos de dispersión de contaminantes atmosféricos a escala regional.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimiento a la Universidad del Valle por financiar esta investigación de proyecto con código CI 21134.

REFERENCIAS

Aubinet, Marc, Timo Vesala y Dario Papale (2012). Eddy Covariance: A Practical Guide to Measurement and Data Analysis. Springer Netherlands.

Foken T., Wichura B. (1996). Tools for quality assessment of surface-based flux measurements. Agric. For Meteorol. 78(1):83–105, DOI 10.1016/0168- 1923(95)02248-1.

Kaimal J.C., Finnigan J.J .(1994). Atmospheric boundary layer flows: Their structure and measurement.

Katul G., Chu C.R. (1998). A theoretical and experimental investigation of energy-containing scales in the dynamic sublayer of boundary-layer flows. Boundary-Layer Meteorology 86(2):279–312.

Larsén XG, Larsen SE, Petersen EL (2016) Full-scale spectrum of boundary-layer winds 159(2), DOI 10.1007/s10546-016-0129-x.

Mønster, Jacob, Peter Kjeldsen y Charlotte Scheutz (2019). Methodologies for measuring fugitive methane emissions from landfills – A review. English. En: Waste Management 87, págs. 835-859.

Nason G. (2008). Wavelet Methods in Statistics with R, 1st edn. Springer Publishing Company, Incorporated.

Nason G.P., Von Sachs R., Kroisandt G. (2000). Wavelet processes and adaptive estimation of the evolutionary wavelet spectrum. Journal of the Royal Statistical Society Series B: Statistical Methodology 62(2):271–292.

J.A. Nieves, A.J. Aristizábal, I. Dyner, O. Báez, D.H. Ospina (2019). Energy demand and greenhouse gas emissions analysis in Colombia: A LEAP model application. Energy 169, págs. 380-397. issn: 0360-5442.

Ortiz, Edison Y.; Jimenez, Rodrigo; Fochesatto, Gilberto J.; Morales Rincon, Luis A. (2019). Caracterización de la turbulencia atmosférica en una gran zona verde de una megaciudad tropical. En: Rev. Acad. Colomb. Cienc. 43.166, págs. 133-145.

Park T, Eckley IA, Ombao HC (2014). Estimating time-evolving partial coherence between signals

via multivariate locally stationary wavelet processes. IEEE Trans Signal Process 62(20)

Vickers D, Mahrt L (2003). The cospectral gap and turbulent flux calculations. J. Atmos. Ocean. Technol. 20:13.

Voronovich V, Kiely G (2007) On the gap in the spectra of surface-layer atmospheric turbulence 122(1):67–83.

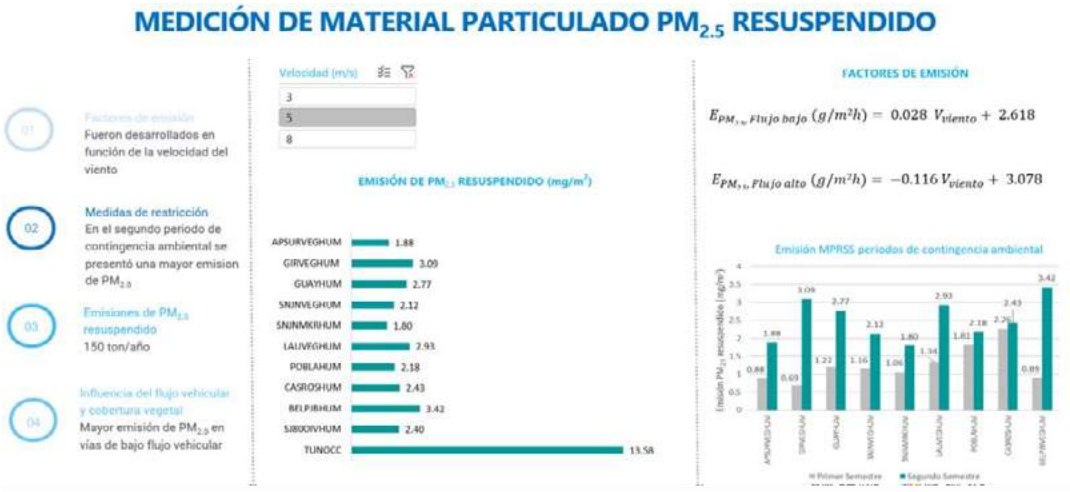
ESTUDIO DEL MATERIAL PARTICULADO INHALABLE (PM2.5) RESUSPENDIDO Y SU RELACIÓN CON LA CALIDAD DEL AIRE

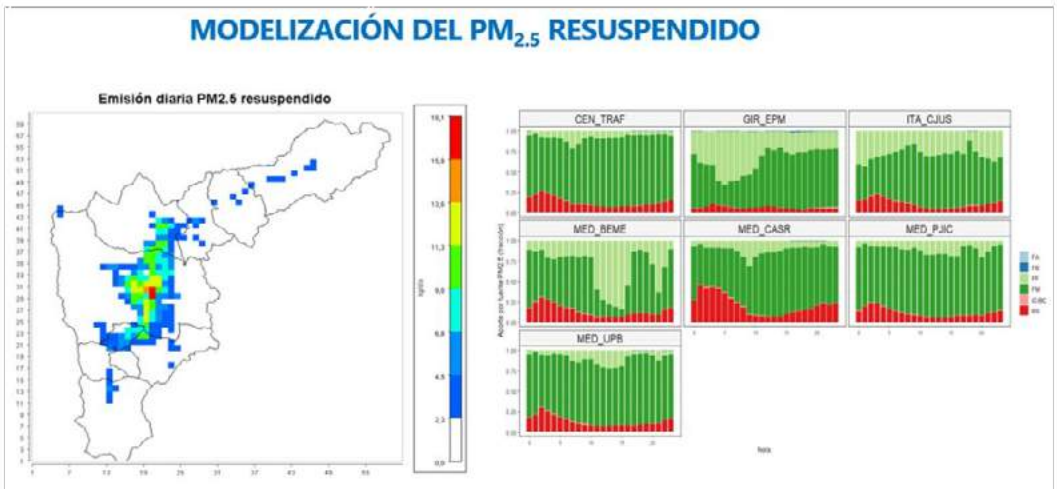
Alejandro Marín Sánchez[1], Maria Isabel Gonzalez Ospino[2], Pablo García Rivera[3], Maria Victoria Toro Gómez[4],Ana Zuleima Orrego Guarín[5], Laura Catalina Gil Salazar[6], Martha Yolanda Herrera Zapata[7]

Palabras clave:

Material particulado PM2.5 resuspendido; calidad del aire; resuspensión aerodinámica

RESUMEN GRÁFICO





[1]*Universidad Pontificia Bolivariana, alejandro.marinsa@upb.edu.co,*

[2]*Universidad Pontificia Bolivariana, mariai.gonzalezo@upb.edu.co,* [3]*Universidad Pontificia Bolivariana, pablogrb@gmail.com,* [4]*Universidad Pontificia Bolivariana, victoria.toro@upb.edu.co,* [5]Área Metropolitana del Valle*de Aburrá, ana.orrego@metropol.gov.co,* [6]Área Metropolitana del Valle de Aburrá, *catalina.gil@metropol.gov.co,* [7]*Ecopetrol, martha.herrera@ecopetrol.com.com*

INTRODUCCIÓN

Entre las fuentes que producen el polvo en una vía se incluyen las contribuciones del desgaste de los vehículos (frenos y neumáticos), el polvo fugitivo proveniente de construcciones y el borde de las vías, actividades de mantenimiento en éstas, la deposición de contaminantes, el material vegetal, entre otras.Sin embargo, el principal contribuyente varía dependiendo del lugar objeto de estudio; llegando incluso, bajo ciertas condiciones, a no existir una fuente principal, sino la suma de muchas fuentes pequeñas (Denby, Kupiainen, & Gustafsson, 2018). La suspensión de polvo inducida por el tráfico obedece a dos procesos a saber: el contacto físico de las llantas con la vía y la turbulencia causada por los vehículos. Cabe mencionar que, si bien estas fuentes fugitivas producen partículas gruesas, éstas pueden ser trituradas ysuspendidas por el tráfico, convirtiéndose en emisiones tanto de PM_{10} como de $PM_{2.5}$. Observando la importancia de estudiar y cuantificar las emisiones de material particulado provenientes de las vías, la investigación levantó factores de emisión que sirven para la estimación de material particulado inhalable resuspendido en las vías del Valle de Aburrá, analizando las variables que inciden en el potencial de resuspensión y su caracterización morfológica y química.

MATERIALES Y MÉTODOS

Montaje

La metodología de resuspensión por acción eólica seleccionada fue basada en el trabajo realizado porStrong et. al, considerando las conclusiones presentadas por el trabajo de Martuzevicius et. al., de tal forma que se pudo ajustar las mediciones a un montaje que facilitó el montaje de un equipo que consta de un microtunel (figura 1) de viento de 3 m de longitud que está dividido en tres secciones, una etapa de transición, una zona de trabajo y la sección de gases de salida, acoplado a un generador de viento y una sección de toma de muestra.



Figura 1. Microtunel de viento para la resuspensión de material particulado.

Campaña de medición de material particulado resuspendido

Con el objetivo de conocer la cantidad de MPRRS en diferentes días y tipos de vías se realizó un diseñode experimentos en el que se contemplaron las variables asociadas, como la velocidad del viento, flujo vehicular, tipo de vehículos, época del año y cercanía de zonas verdes; es así como se define la toma de muestras en nueve puntos en el Valle de Aburrá como son: la autopista,zona industrial, zona residencial y centro urbano, durante la época de verano y de invierno. En total se realizaron 15 mediciones en cada punto obteniendo 135 muestras para los análisis estadísticos.

Modelización CAMx (comprehensive air quality model with extensions)

Con base en los resultados levantados en campo, se utiliza el Sistema de Modelización Atmosférica SMA que incluye el modelo de calidad del aire CAMx, que está configurado para simular la dispersión, reacción química y remoción de conta-

minantes, a través de ecuación Euleriana continua en el tiempo paracada especie química en un sistema tridimensional de mallas anidadas.

Tomando como base los resultados de las mediciones de campo en los sitios de monitoreo que describen el comportamiento habitual y las condiciones típicas de la estructura vial de la región, se obtuvieron factores de emisión de $PM_{2.5}$ resuspendido, los cuales fueron empleados en el Modelo de Inventario Dinámico para la Resuspensión Aerodinámica del Material Particulado (MID-RAMPA).

Modelo de emisiones MID-RAMPA

El dato de actividad en el modelo de emisiones MID-RAMPA corresponde al área de la vía o tramo en metros cuadrados m^2. Esta información se obtuvo de la base de datos libre de Open Street Map, disponible para el año 2017 en el geoportal del DANE, que proporciona una malla vial completa para el Valle de Aburrá. Con esta herramienta se obtiene, por medio de análisis en un sistema de información geográfico, las longitudes de las vías y multiplicando por un ancho de via promedio de 6m se estima el área total de estas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Campaña de monitoreo de material particulado resuspendido

El Material particulado resuspendido MPRS por la acción del viento se evaluó en 9 vías con la acción del viento a velocidades de 3, 5 y 8 m/s dentro del microtunel. Los resultados muestran que la emisión de material particulado resuspendido en las vías de alto flujo vehicular muestra un comportamiento lineal einversamente proporcional a la velocidad del viento, mientras que para las vías de bajo flujo vehicular se tiene un comportamiento directamente proporcional, como se puede observar en las Figuras 2 y 3.2

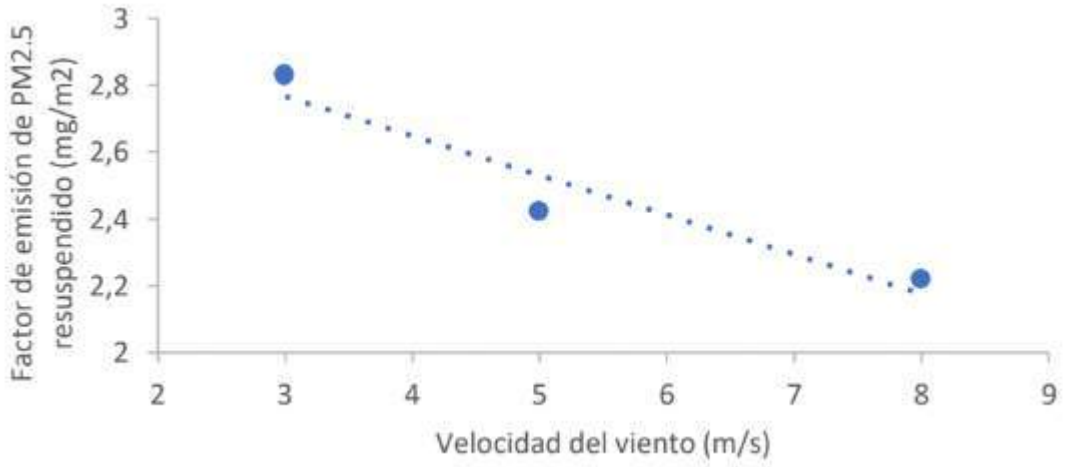


Figura 2. Factor de emisión de MPRSS en vías de alto flujo vehicular.

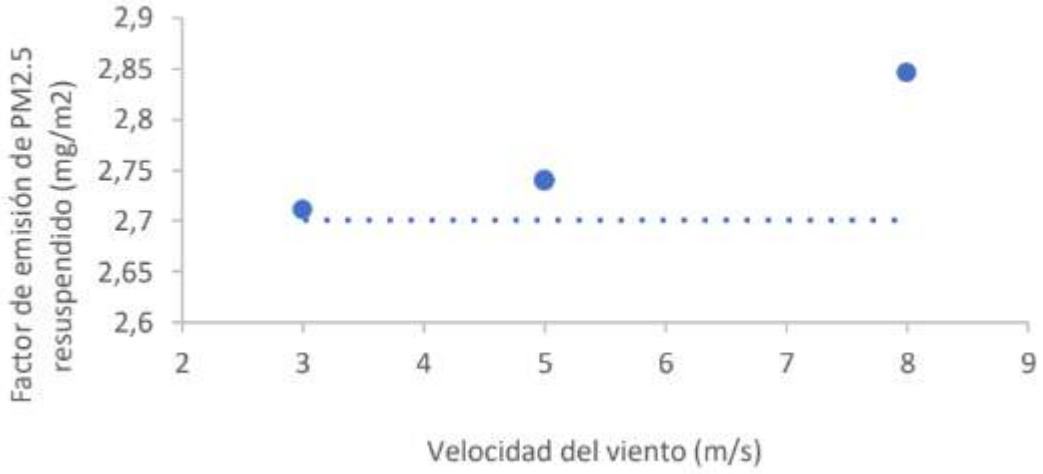


Figura 3. Factor de emisión de MPRSS en vías de bajo flujo vehicular.

En los puntos de bajo flujo vehicular, la mayor emisión de material particulado resuspendido se obtuvo en el barrio Belén las Mercedes en época de alta humedad (BELPJBHUM) en cercanías del colegio Pedro Justo Berrio, a una velocidad del viento interna en el microtunel de 5 m/s con un valor de MPRS 3.42 ± 0.14 mg/m^2, mientras que, para el caso de los puntos con vías de alto flujo vehicular, la mayor emisión sepresentó en Girardota en cercanías a zonas con vegetación y en época húmeda (GIRVEGHUM) con un valor de 4.48 ± 1.50 mg/m^2 a una velocidad de 3 m/s.

En general para los nueve puntos de monitoreo, se presenta un comportamiento tipo valle con las tres velocidades analizadas, sin embargo, la variabilidad de la emisión a una velocidad de 5 m/s es menor en comparación con las velocidades extremas de 3 y 8 m/s.

A una velocidad constante del viento de 5 m/s se determinaron factores de emisión para flujo vehicular alto y bajo en función del área de una vía, para lo cual se estimó una emisión de 245 ton/año de PM2.5 resuspendido. Adicionalmente se obtuvieron factores de emisión para flujo vehicular alto y bajo en función de la velocidad del viento, estimando una emisión de 150 ton/año del mismo contaminante.

3.3 Caracterización química y morfológica

Usando técnicas analíticas y mediante microscopía electrónica de barrido (SEM) en los filtros analizados se encuentra que en las vías del Valle de Aburrá se identificó mayor presencia tanto de cloruros como de sulfatos, presentándose una mayor concentración de cloruros correspondiente a 0.76 mg/cm^2 en la avenida San Juan en la zona centro de Medellín. Los nitratos tienen una mayor concentración en vías de bajo flujo vehicular, presentándose la mayor concentración en la zona residencial del barrio Castilla lugaren el que hay circulación de buses de servicio público y no hay cobertura vegetal. En el caso del punto localizado en el barrio el Poblado se presentan altas concentraciones de esta especie, allí se presenta un flujo vehicular mayor con una carga mixta de vehículos.

Para la mayoría de las partículas que se lograron observar en las diferentes muestras recolectadas, sugieren ser partículas aglomeradas ricas en calcio con formas pentagonales según la investigación de Zeb et al., lo cual es congruente con los resultados de la caracterización química del material particulado de los nueve puntos de monitoreo, el cual obtuvo concentraciones prome-

dio de calcio de 10,579 mg/kg. Adicionalmente, muestran partículas de silicatos de aluminio y se puede inferir que se tiene la presencia de hollín, ceniza y tipos de yesos en las muestras recolectadas en los nueve puntos del Valle de Aburrá.

Ejecución del modelo MID-RAMPA y CAMx

las ecuaciones del factor de emisión del modelo MID- RAMPA están en función de los parámetros de dirección y velocidad del viento, de tal manera que estos varían de acuerdo con las condiciones meteorológicas que son estimadas por los modelos meteorológicos que utiliza el modelo de dispersión CAMx. Los resultados son la estimación de las emisiones, permitiendo su visualización en el área de estudio; asi entonces, la Figura 4 muestra la distribución de la emisión de MPRSS con un pico o foco de emisiones de PM2.5 en el centro de Medellín con un valor de 18 kg/día.

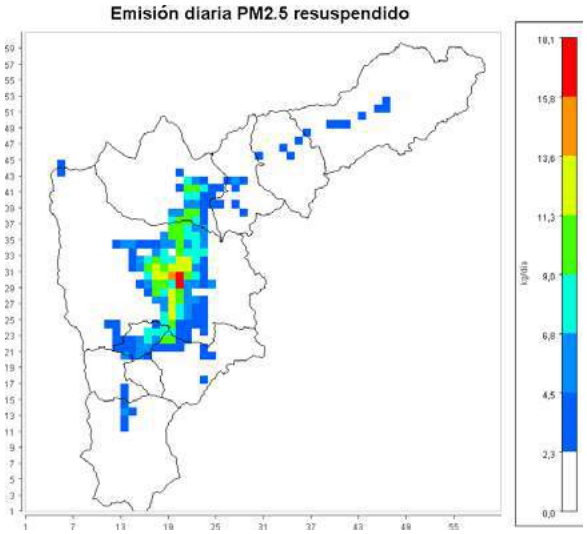


Figura 4. Mapa de emisiones MPRSS en función de la velocidad del vientoFuente: elaboración propia.

Aporte del material particulado resuspendido a la calidad del aire

Empleando el modelo CAMx-PSAT, fue cuantificado el aporte del inventario de emisiones de material particulado resuspendido en comparación a las emisiones totales entre fuentes fijas, fuentes móviles, fuentes de área y biogénicas, tanto en fracción como en concentración, adicionalmente se determinó el aporte por región al material particulado resuspendido en cada uno de los receptores descritos. El perfil horario del material particulado resuspendido muestra que, tanto en las primeras horas del día como en las horas de la noche, se presenta una mayor emisión del PM2.5 resuspendido.

Las emisiones de PM2.5 resuspendido fueron evaluadas en 3 escenarios contemplando día laboral, sábadoy domingo. Para el día laboral, se tiene un máximo del 35% de aporte del PM2.5 a la calidad del aire, en un periodo de una hora en los puntos de Belén y Politécnico en las primeras horas del día, mientras que el resto del perfil horario es un aporte inferior al 15% de la concentración del PM2.5 total. La concentración del PM2.5 resuspendido es inferior a 12 g/m3 para el sábado e inferior a 5 g/m3 el domingo, con un aporte máximo del 50% por este tipo de fuente a una hora en el receptor del barrio Castilla. Por último, de forma importante para el municipio de Girardota las concentraciones de PM2.5 resuspendido son inferiores a 2 mg/m^3.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados de este estudio bridan información importante para la autoridad ambiental, en este caso el Área Metropolitana del Valle de Aburrá, como soporte técnico para la toma de decisiones en tema de regulación al subsector transporte, principalmente en periodos de contingencia ambiental. Adicionalmente brinda información relevante para el conocimiento sobre el aporte del material particulado resuspendido a la calidad del aire.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la financiación por parte de ECOPETROL y del Área Metropolitana del Valle de Aburrá a través del Contrato de Ciencia y Tecnología N°1031 de 2020.

REFERENCIAS

Área Metropolitana del Valle de Aburrá; Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid; Universidad de Antioquia. (2011). EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LA REDUCCIÓN DEL CONTENIDO DE AZUFRE EN LA GASOLINA EN EL VALLE DE ABURRÁ. In CONVENIO 410 de 2011 (Vol. 1, Issue 1).

Área Metropolitana del Valle de Aburrá; Universidad Pontificia Bolivariana. (2013). Actualización del Sistema de Modelización Atmosférica SIGMA. Convenio de asociación 256 de 2013.

Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2021a). INFORME CIERRE DEL PERIODO DE GESTIÓN DE EPISODIOS POR CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN EL VALLE DE ABURRÁ SEPTIEMBRE 29 A OCTUBRE 16 DE 2021. https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Biblioteca-aire/Informes-Periodo- Gestion-de-Episodios/Informe-Episodio-Sep-Oct-2021.pdf

Arfaeinia, H., Hoseini, M., D, R. V., Alamolhoda, A., Banafshehafshan, S., & Kermani, M. (2016). Morphological and Mineralogical Study of PM 2.5 Particles in the Air of Tehran, Relying on the Analysis of EDX-SEM Images and XRD Analysis. 7(2), 134–145.

Cuellar, F., Borja, M. A., Ordoñez, E., & Rodríguez, L. (2009). Análisis temporal de las concentraciones y morfología departículas suspendidas menores a 10 micrometros de la zona industrial del voile de Toluca, Estado de México. Afinidad, 66(543), 403–407.

Martuzevicius, D., Kliucininkas, L., Prasauskas, T., Krugly, E., Kauneliene, V., & Strandberg, B. (2011). Resuspension of particulate matter and PAHs from street dust. Atmospheric Environment, 45(2), 310– 317. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.10.026

Moreno, T. (2007). Aerosoles atmosféricos: Problemas ambientales. Aulados.Net, 1–3. http://www.aulados.net/Temas_ambientales/Particulado_aereo/Particulado_aereo.pdf

Pachauri, T., Singla, V., Satsangi, A., Lakhani, A., & Maharaj Kumari, K. (2013). SEM-EDX characterization of individual coarse particles in Agra, India. Aerosol and Air Quality Research, 13(2), 523–536. https://doi.org/10.4209/aaqr.2012.04.0095

Pachón, J. E., Galvis, B., Lombana, O., Carmona, L. G., Fajardo, S., Rincón, A., Meneses, S., Chaparro, R., Nedbor-Gross, R., & Henderson, B. (2018). Development and evaluation of a comprehensive atmosphericemission inventory for air quality modeling in the megacity of Bogotá. Atmosphere, 9(2). https://doi.org/10.3390/atmos9020049

Zeb, B., Alam, K., Sorooshian, A., Blaschke, T., Ahmad, I., & Shahid, I. (2018). On the morphology and composition of particulate matter in an urban environment. Aerosol and Air Quality Research, 18(6), 1431–1447. https://doi.org/10.4209/aaqr.2017.09.0340

ESTIMACIÓN DE FACTORES DE EMISIÓN DE MATERIAL PARTICULADO POR ACTIVIDADES AGRÍCOLAS EN LA ORINOQUIA COLOMBIANA

Andrés Ardila Ardila[1], Angela Vargas Burbano[1], Elizabeth León Velásquez[2], Rodrigo Jiménez Pizarro[1]

Palabras clave:

Emisiones agrícolas; cultivos permanentes y de ciclo corto; factores de emisión; Orinoquia colombiana.

INTRODUCCIÓN

La Orinoquia colombiana cuenta con un área de 25 Mha (Fig. 1) de las cuales, para el 2017, 1 Mha estaban sembradas con diferentes cultivos, entre ellos palma de aceite, arroz, soya, cacao y árboles frutales (Jimenez et al, 2022). Las diferentes operaciones que se realizan en los suelos con fines agrícolas generan material particulado por resuspensión, generando efectos agudos y crónicos en la salud de la comunidad trabajadora y un incrementando en las concentraciones de fondo.

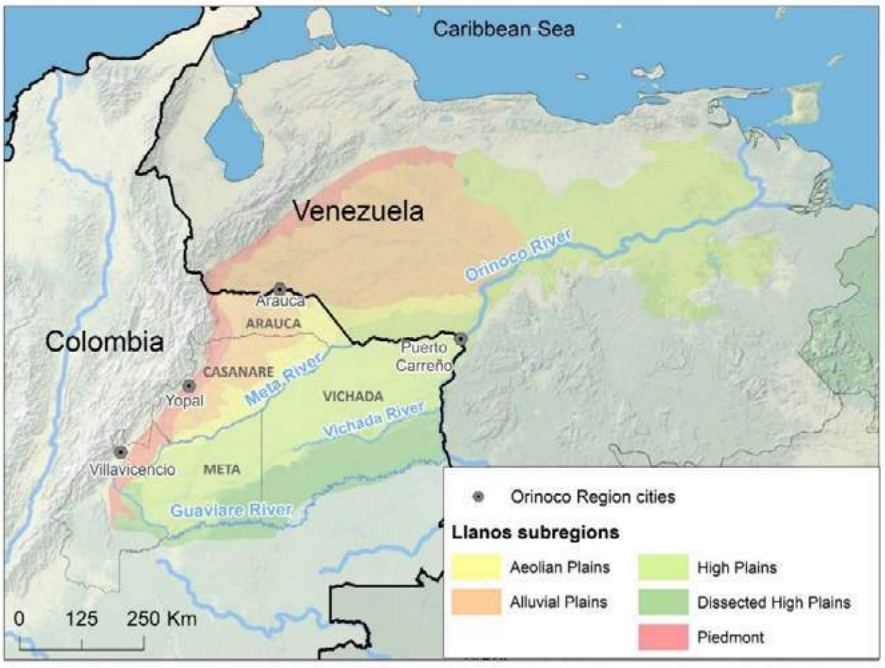


Figura 1. Ubicación de la Orinoquia colombiana, principales ciudades y tipo de llanuras. Fuente: Jimenez et al, 2022

1 Universidad Nacional de Colomba sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail avardilaar@unal.edu.co,

2 acvargasb@unal.edu.co, rjimenezp@unal.edu.co

3 Universidad EAN, Facultad de Ingeniería, Grupo de Investigación en Gestión Ambiental, e-mail eleonv@universidadean.edu.co

Las emisiones directas de los cultivos son generadas por actividades poco frecuentes de preparación del suelo (p. ej., aplanado y subsolado), por actividades más frecuentes (p. ej., encalado) y por actividades vinculadas al ciclo fenológico del cultivo. Estas incluyen el arado, discado, subsolado, siembra y deshierbe, junto con la actividad de recolección en sí. Algunas de estas operaciones suelen ser más frecuentes para cultivos de ciclo corto (SC) que, para cultivos permanentes (LC), que tienen una vida útil más larga, τL [año]. Algunos cultivos permanentes requieren tiempos de maduración bastante largos, $\tau 0$ [año], con cosechas generalmente una vez al año, es decir, fH = 1 año^{-1} (fH=frecuencia de cosecha). Por otro lado, la mayoría de los cultivos SC se pueden cosechar varias veces al año en los trópicos.

MÉTODOS

Primero elaboramos un modelo de factor de emisión (FE) del ciclo de vida para cultivos permanentes, para los cuales las áreas sembradas y físicas son idénticas, y luego lo simplificamos para cultivos SC (Jimenez et al., 2022). La información del área sembrada y cosechada entre 2007 y 2017 por municipio y tipo de cultivo se obtuvo a través de la base de datos AGRONET del Ministerio de Agricultura de Colombia (Disponible en: https://www.agronet.gov.co/Paginas/inicio.aspx).

Cultivos permanentes (LC)

Las emisiones de producción de cultivos durante el ciclo de vida, es decir, desde la preparación del suelo hasta la última cosecha, se agruparon en tres tipos según la frecuencia efectiva, de la siguiente manera: A) emisiones iniciales de preparación de la tierra; B) emisiones de operaciones recurrentes antes y después del tiempo de maduración; y C) emisiones asociadas a la cosecha. Para un cultivo dado, el factor de emisión medio del ciclo de vida, son las emisiones totales del ciclo de vida divididas por el área sembrada acumulada (área física × número de cosechas con $\tau 0 = 0$).

$$w_A \sum_{k}^{all\ A} EF_{A,k} + \sum_{k}^{all\ B} EF_{B,k} w_{B,k} + w_C \sum_{k}^{all\ C}$$

donde w_A=1/($\tau L fH$), $w_{B,k}$=(fk/fH), y w_C=1−($\tau 0/\tau L$) son los coeficientes de ponderación adimensional para los factores de emisión para los tipos de operación “A”, “B” y “C” (fk es la k-ésima frecuencia de operación [año^{-1}]).

Cultivos de ciclo corto (SC)

Las emisiones de preparación del suelo de los cultivos SC están ligadas a sus ciclos fenológicos cortos y sus tiempos de maduración son más cortos que los períodos entre cosechas. Por lo tanto, para cultivos SC, todas las operaciones, frecuentes e infrecuentes, pueden ser tratadas como tipo “B”. Entonces, el FE se calcula de la siguiente manera,

$$\overline{EF} = \sum_{k}^{all} EF_k \frac{f_k}{f_H}$$

con fk=fH para todas las operaciones asociadas a la cosecha.

RESULTADOS

Factores de emisión

Entre el 2007 y 2018 en la Orinoquia colombiana se reportaron 69 cultivos entre permanentes y de ciclo corto, los cuales se han agrupado teniendo en cuenta el área sembrada y características similares en sus ciclos fenológicos. Como resultado los cultivos se han agrupado en 11 clases: palma de aceite, arroz, maíz, musáceas (plátano y banano), caña de azúcar, soya, caucho, café, cacao y árboles frutales, tubérculos (yuca y tubérculos), y otros cultivos.

Las operaciones y sus factores de emisión ponderados se agregaron en las categorías de preparación del suelo y siembra, cosecha y mantenimiento; y emisiones de la maquinaria agrícola (uso de diésel y aspersión aérea). Esta agregación se realizó teniendo en cuenta los factores de emisión de la CARB (*California Air Resources Board*) para las actividades de preparación del suelo y siembra; y cosecha (CARB, 2016, 2017) (Tabla 1).

Tabla 1. Factores de emisión usados para la estimación de los factores de emisión para cada cultivo.

Actividades de preparación del suelo	Factor de emisión [kg PM_{10}/ha*paso]
Discado	1,34
Arado	1,34
Subsolado	5,15
Deshierbe	0,89
Aplanado del suelo	14,01
Tipos de cosecha	Factor de emisión [kg PM_{10}/ha*año]
Manual (cítricos)	0,089
Mecanizada (Arroz)	0,19

Fuente: CARB, 2016, 2017.

Cultivos de ciclo corto como el arroz, maíz, soya, otros, yuca y raíces son los que mayores aportes de PM_{10} realizan por área sembrada (ha) para la Orinoquia, ya que realizan operaciones de preparación del suelo y siembra una o varias veces al año, siendo esta actividad cerca del 75% de las emisiones totales. Los factores de emisión para los cultivos permanentes son cerca de un orden de magnitud menores a los cultivos de ciclo corto; donde las emisiones de cultivos como la caña azúcar y el caucho se deben principalmente a la actividad de la cosecha y mantenimiento, mientras que para los demás cultivos sus emisiones se distribuyen de manera similar para cada categoría (Tabla 2).

Tabla 2. Factores de emisión (FE) de PM_{10} en la producción de cultivos desagregados por actividad y categoría de cultivos para la Orinoquia colombiana.

Categoría	Tipo de cultivo	FE Preparación del suelo y siembra [kg PM_{10}/ha*año]	FE Cosecha y mantenimiento de cultivos [kg PM_{10}/ha*año]	FE Uso maquinaria agrícola [kg PM_{10}/ha*año]	FE total [kg PM_{10}/ha*año]
Soya	Ciclo corto	2,34	1,88	1,12	5,34
Otros cultivos	Ciclo corto	2,77	1,65	0,67	5,10
Maíz	Ciclo corto	2,34	1,27	0,74	4,35
Arroz	Ciclo corto	3,37	0,54	0,31	4,22
Tubérculos	Ciclo corto	2,34	1,23	0,64	4,21
Caña de azúcar	Ciclo corto	1,00	2,75	0,19	3,93
Caucho	Permanentes	0,20	1,79	0,24	2,22
Palma de Aceite	Permanentes	0,69	0,98	0,28	1,95
Árboles frutales	Permanentes	0,08	0,98	0,27	1,33
Café	Permanentes	0,04	0,98	0,07	1,09
Musáceas	Permanentes	0,20	0,09	0,22	0,51

Estimación de emisiones

Las emisiones por actividades agrícolas estimadas para la Orinoquia colombiana pasaron de 1,17 kton en 2007 a 3,11 kton de 2017, de las cuales el 47,27% corresponden a la actividad de preparación del suelo y siembra, seguido de un 36,98% por la cosecha y mantenimiento de los cultivos y por último lugar las emisiones asociadas a la maquinaria diésel y aspersión aérea con un 15,75% (Fig. 2a). Estas emisiones se asocian principalmente a los cultivos de ciclo corto (SC), sin embargo, debido al constante crecimiento en el área sembrada de los cultivos permanentes (LC) y a la alta variabilidad interanual en el área sembrada de los cultivos de ciclo corto, las emisiones de los cultivos permanentes pasaron de representar un 20,8% en 2007 a un 32,4% en 2014 y un 24,4% en 2017 (Fig. 2b).

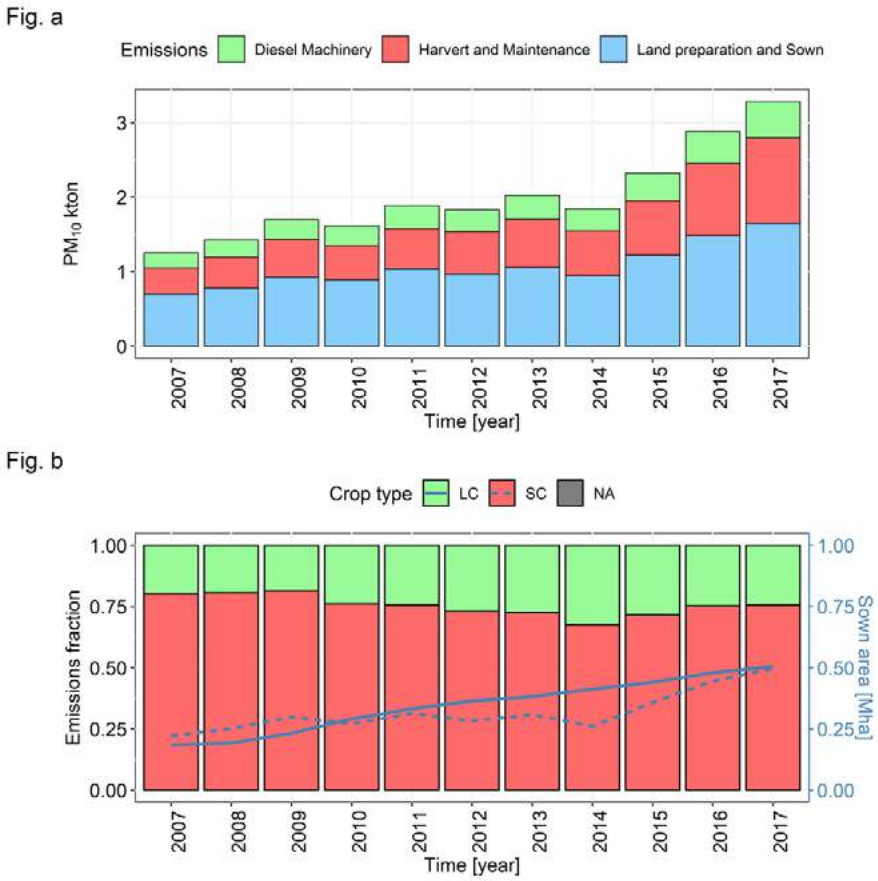


Figura 2. a). Emisiones anuales por tipo de actividad. b). Fracción de emisiones y área sembrada anuales por tipo de cultivo.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El desarrollo de esta metodología sirve como base para la estimación de emisiones de material particulado de origen agrícola en cualquier región, tan solo se debe tener en cuenta las prácticas agrícolas más habituales para cada cultivo y la frecuencia con la que se realizan. Sin embargo, los factores de emisión disponibles tomados como base para la estimación -CARB-, se estimaron en suelos con bajos contenidos de humedad, por lo tanto, se hace necesario realizar ajustes o estudios de factores de emisión que incluyan la humedad del suelo, en especial en el territorio colombiano con regiones con una alta variabilidad en las precipitaciones durante el año. Adicionalmente, esta es una herramienta para la toma de decisiones con relación a la agricultura, la salud y el ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por Colciencias (Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación de Colombia), a través de la subvención número 1101-569-35161 para el proyecto “Emisiones atmosféricas e impacto del cambio de uso de suelo y agricultura intensiva en la calidad del aire en la Orinoquia Colombiana” y por la Universidad EAN.

REFERENCIAS

CARB. (2016). *ARB miscellaneous process methodology section 7.4: Agricultural land preparation operations miscellaneous processes / farming operations*. 1–13. https://ww3.arb.ca.gov/ei/areasrc/fullpdf/full7-4_2016.pdf

CARB. (2017). *ARB miscellaneous process methodology 7.5: Agricultural harvest operations miscellaneous processes / farming operations*. 1–14. https://ww3.arb.ca.gov/ei/areasrc/fullpdf/full7-5_2017.pdf

Jimenez, R., Ardila, A. V, Vargas-burbano, A. C., Hernandez, A. J., & Leon-velasquez, E. (2022). *Biomass burning-agriculture coupling in the Orinoco savannas — Particulate matter emission scenarios*. *November*, 1–16. https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.689844

IDENTIFICACIÓN, CUANTIFICACIÓN DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS ASOCIADOS AL MATERIAL PARTICULADO (PM2.5) EN BARRANQUILLA Y SU EVALUACIÓN EN LA ACTIVIDAD HEMOLITICA

Ing. Carlos Andrés Guerra Manjarrés[1], Dra. Dayana Agudelo Castañeda[2]

Palabras clave:
PM(2.5); hidrocarburos aromáticos policíclicos; hemolisis.

INTRODUCCIÓN

Las partículas atmosféricas finas <2.5 µm (PM2.5) son el mayor determinante medioambiental de la salud a nivel mundial, con 4-9 millones de muertes atribuibles cada año en todo el mundo (Murray et al., 2020). La exposición a PM2.5 es un importante factor de riesgo mundial de enfermedades respiratorios, cardiovasculares y cáncer (Pérez-Cardenas, 2017). El 99% de la población mundial vive en lugares donde los niveles de contaminación atmosférica (PM2.5) superan los límites establecidos por la Organización Mundial de la Salud -OMS- (World Health Organization, 2022). Por lo cual, resulta necesario reducir las concentraciones de contaminación atmosférica, especialmente en los países de ingresos bajos y medios, donde los niveles de contaminación atmosférica son más elevados, incluso Colombia (Hystad et al., 2020). Incluso, la agencia especializada en cáncer de la OMS, la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) ha clasificado la contaminación del aire exterior como cancerígena para los seres humanos (Grupo 1) por la presencia de los contaminantes Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) (IARC., 2013).

Los HAPs se generan a partir de la combustión incompleta o pirólisis de material orgánico. Entre las fuentes de HAPs se encuentran los procesos de combustión: la quema de carbón y madera, la quema de petróleo y gas, los motores de los vehículos y la quema al aire libre. Diversos autores afirman que los HAPs provenientes PM10 y PM2.5 muestran que existe una mutagenicidad directa e indirecta atribuida a estos contaminantes (Amador-Muñoz et al., 2010). Los isómeros carcinógenos conocidos se asocian principalmente con el material particulado y, por lo general, las concentraciones más altas se encuentran en la fracción respirable <5um. Las partículas PM2.5 presentan un mayor riesgo porque pueden depositarse en las vías respiratorias, aumentando los efectos negativos para la salud (Agudelo-Castañeda & Teixeira, 2014)

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Equipos

Fue utilizado el muestreador de aire de alto volumen PM2.5 de la marca TISCH environmental. El equipo es un muestreador para la recolección de material particulado de <2.5 µm, para la extracción y concentración en HAPs Soxhlet y un rotaevaporador, para la identificación y cuantificación por medio de un cromatógrafo de gases Trace 1310 acoplado a un espectrómetro de masas ISQ Series (Thermo Fisher Scientific, Inc.), con puerto de inyección split/splitless (relación split - 5:1), automuestreador líquido (AI/AS 1310 Series, Thermo Fisher Scientific). y por último para la evaluación hemolítica un lector de microplacas multimodo FLUOstar® Omega.

2.2 Método

Se identificaron dos puntos de muestreo del material particulado (PM 2.5), teniendo en cuenta diferentes aspectos como ubicación, disponibilidad de energía eléctrica, seguridad de los

1 Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad del Norte, cmanjarresa@uninorte.edu.co

2 Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad del Norte, mdagudelo@uninorte.edu.co*)*

equipos, área estratégica con respecto a los parámetros de diseño de la norma en micro localización de los equipos en el distrito de Barranquilla, siguiendo el protocolo de monitoreo de calidad de aire durante un periodo de 20 días entre el (Ministerio de Ambiente, 2010). La extracción y concentración en Soxhlet se realizó conforme método de la EPA 3540C. Los filtros fueron cortados en fracciones iguales en cuadriculas de 1 cm que fueron agregados en un dedal para ser extraídos en Soxhlet con hexano grado analítico por 24 horas. Para luego rotaevaporarse y concentrarse para inyectar las muestras en el cromatógrafo de gases acoplado a espectrómetro de masas, para luego usar protocolo donde se pudo evaluar la actividad hemolítica fue una modificación de la metodología propuesta por (Yang et al., 2005)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Concentración PM, Identificación y cuantificación HAPs, Hemolisis

Se puede evidenciar la concentración de $PM_{2.5}$, siendo la concentración del día 15/03/2020 la menor con un valor de 6,74 µg /m3 y la mayor el día 9/03/2020 con un valor de 24,89 µg /m3 Al compararlo con la norma de calidad de aire resolución 2254 de 2017 (donde el valor máximo del $PM_{2.5}$ es de 37 µg/m3) se puede evidenciar que en ninguno de los días la concentración del contaminante excedió los valores máximos permisibles para la estación 1 barrio ciudadela y con respecto a la estación 2 la concentración menor fue el del día 11/03/2020 siendo un valor de 2,01 µg/m3 y se puede evidenciar que en ninguno de los días la concentración del contaminante excedió los valores máximos permisibles.

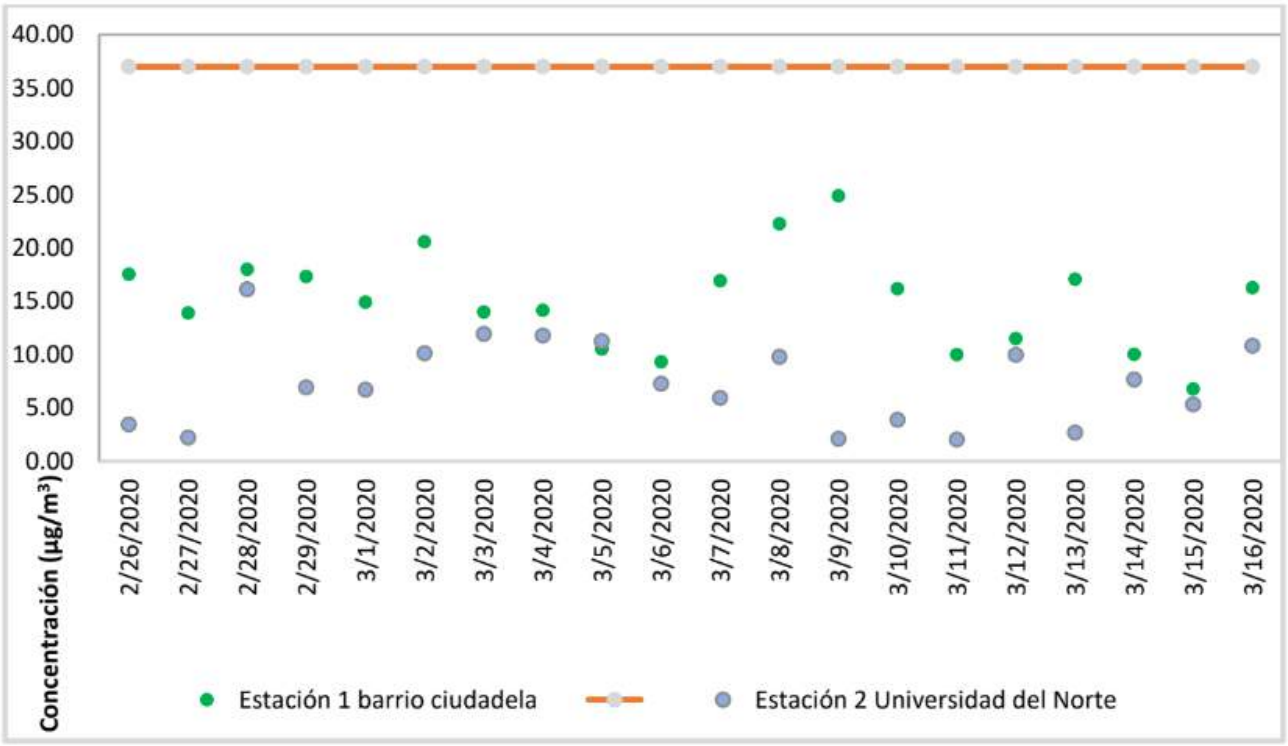


Figura 1. Concentración PM2,5 en las estaciones de monitoreo.

Luego de determinar la concentración del material particulado se pudo identificar y cuantificar los hidrocarburos establecidos en el cromatograma siendo este la mayor concentración para las

muestras analizadas con un total de 9 HAPs y una concentración total de 1,522 ng/m3 siendo Naphthalene, β-Methylnaphthalene, α-Methylnaphthalene, 1,7-Dimethylnaphthalene, Benzo[b] fluoranthene, Benzo[a]pyrene, Indeno[1,2,3-cd] pyrene, Dibenz[a,h]anthracene, Benzo[ghi] perylene

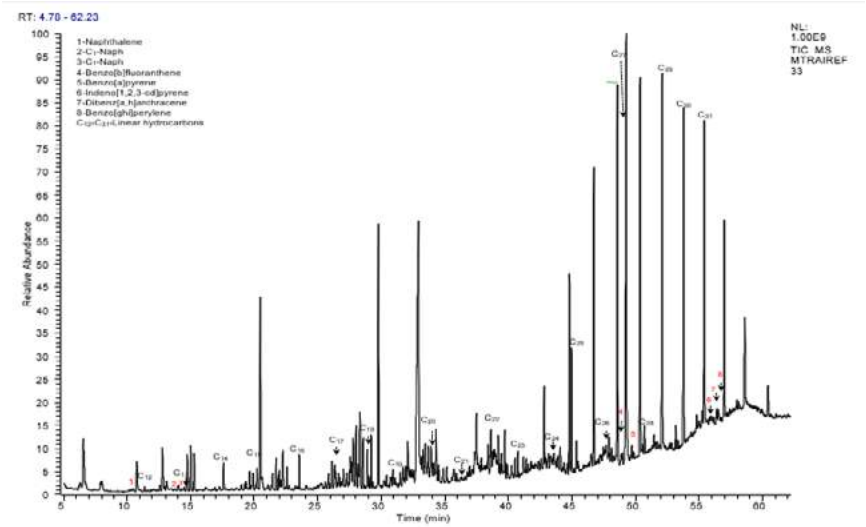


Figura 2. Cromatograma HAPs muestra Estación ciudadela 20 de julio 13/03/2020.
Fuente: (Autores., 2022).

Se pudo identificar la absorbancia de cada una de las muestras analizadas con su triplicado siendo de mayor concentración a menor concentración, la hemolisis es positiva cuando en rango de lectura es lo más cercano a 1 es decir valores superiores a 0,7 aproximadamente de absorbancia es que la muestra tiene un efecto de destrucción de los eritrocitos humanos donde evidentemente para cada una de las muestras los valores no alcanzaron a superar 0,1 en la mayor concentración en ninguna de las réplicas.

Tabla 1. Absorbancia Lector Multipozo.

M33	M33	M33	M34	M34	M34	M35	M35	M35	M36	M36	M36	
0,077	0,065	0,049	0,038	0,035	0,075	0,034	0,042	0,044	0,049	0,034	0,039	**1000**
0,05	0,049	0,048	0,044	0,046	0,036	0,041	0,044	0,043	0,039	0,038	0,214	**500**
0,045	0,045	0,043	0,034	0,042	0,056	0,034	0,037	0,038	0,047	0,063	0,049	**250**
0,048	0,091	0,102	0,048	0,045	0,036	0,036	0,037	0,172	0,036	0,035	0,36	**125**
0,167	0,087	0,095	0,077	0,037	0,042	0,033	0,054	0,042	0,039	0,036	0,035	**62,5**
0,029	0,031	0,35	0,052	0,043	0,037	0,044	0,043	0,035	0,038	0,103	0,037	**31,25**
0,026	0,026	0,042	0,03	0,031	0,027	0,031	0,032	0,033	0,065	0,026	0,035	**C-**
1,149	1,178	1,174	1,244	1,279	1,216	1,236	1,243	1,113	1,258	1,252	1,205	**C+**

Fuente: (Autores., 2022).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Como se ha mencionado mundialmente el efecto que tiene los Hidrocarburos aromáticos policíclicos en la salud humana es de gran interés a nivel nacional y regional este tipo de estudios además que en el departamento del Atlántico hay poca información de identificación y cuantificación de este tipo de hidrocarburos presentes en el aire, adicionalmente el efecto que puede ocasionar a nivel de eritrocitos, en la ciudad se tienen estaciones donde se pueden realizar este tipo de monitoreos donde se tendrían mayor información durante mas tiempo para establecer así un red de monitoreo para los HAPs en puntos críticos en los municipios del departamento y la región. Mejorando los sistemas de vigilancias de calidad de aire ofreciendo mayor cobertura y registro de datos.

AGRADECIMIENTOS

Al Ministerio de Ciencia y Tecnología por la beca de maestría de la convocatoria Colciencias 809 de 2018

Universidad del Norte, Laboratorio Ingeniería Ambiental, Laboratorio Fisicoquímica

Profesora Dayana Agudelo siendo la Tutora del documento de la tesis apoyo incondicional al proyecto

Profesor Amner Muñoz siendo Co-Tutor del documento de la tesis apoyo incondicional al proyecto

A todos los docentes que me dieron clase durante la maestría

A los compañeros de clases, compañeros de investigación, Personal administrativo.

REFERENCIAS

Agudelo-Castañeda, D. M., & Teixeira, E. C. (2014). Seasonal changes, identification and source apportionment of PAH in PM1.0. Atmospheric Environment, 96, 186–200. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.07.030

Hystad, P., Larkin, A., Rangarajan, S., AlHabib, K. F., Avezum, Á., Calik, K. B. T., Chifamba, J., Dans, A., Diaz, R., du Plessis, J. L., Gupta, R., Iqbal, R., Khatib, R., Kelishadi, R., Lanas, F., Liu, Z., Lopez-Jaramillo, P., Nair, S., Poirier, P., … Brauer, M. (2020). Associations of outdoor fine particulate air pollution and cardiovascular disease in 157 436 individuals from 21 high-income, middle-income, and low-income countries (PURE): a prospective cohort study. The Lancet Planetary Health, 4(6). https://doi.org/10.1016/S2542-5196(20)30103-0

ANÁLISIS COMPARATIVO DE PARTÍCULAS SUSPENDIDAS PM2.5 EN LAS CIUDADES DE MEDELLÍN, BOGOTÁ Y CALI

Darien Daileth Guerra Fuentes[1], Anderson De Armas Gordillo[2], Braian Pérez Mazilli[3]

Palabras clave:
calidad del aire; PM2.5; métodos descriptivos; diagrama de caja; diagrama de media.

RESUMEN

La calidad del aire se ha convertido en un problema de interés en la gestión de la salud pública y la planificación urbana, debido al aumento de contaminantes por las industrias y el crecimiento del parque automotor en las grandes ciudades. Por esto, el objetivo de este trabajo fue comparar la variación temporal-espacial de partículas suspendidas PM2.5 en las tres principales ciudades de Colombia (Bogotá, Medellín y Cali) en el periodo del 2021. Para este fin nos basamos en aplicar métodos descriptivos y caja de gráficos de caja de media en periodos mensuales para analizar la dinámica temporal e identificar valores extremos. Finalmente se encontró que la estación Usme de la ciudad de Bogotá los máximos niveles de particulado PM2.5 con valores de 73.24, 71.13, 72.43 µ/m3 en los meses de noviembre, diciembre y enero de 2021.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire es un problema medio ambiental que se ha acentuado en los últimos años y ha sido objeto de estudio para su mitigación y prevención. Las partículas suspendidas PM son emitidas por los vehículos, chimeneas, las industrias en general (Guo,2017). Además, el PM es responsable de infecciones respiratorias y enfermedades pulmonares (Kim et al, 2018). Es así como el PM2.5, presenta un impacto negativo cuando ingresa al sistema respiratorio y existe altas posibilidades de llegar a los pulmones (Li et al, 2018). Sin embargo, mientras que estos temas han sido ampliamente estudiados desde la perspectiva de series temporales univariadas, las interacciones espaciales observadas entre estaciones cercanas también podrían ser importante, ya que la calidad del aire en diferentes estaciones podría estar implícitamente relacionada (Medrano and Aznarte, 2020).

El PM2.5 y PM10, que contiene partículas menores a 2.5 y 10 micras respectivamente, las cuales, tienen componentes ácidos y representan un mayor riesgo para la salud porque pueden llegar a la profundidad de los pulmones, y algunas pueden alcanzar el torrente sanguíneo (Xi, 2018). Debido a esto, es importante tener en cuenta los niveles máximos permisibles de contaminación determinados por la Organización Mundial de la Salud (OMS) como un riesgo para la salud humana los cuales son: 50 µg/m3 de media en 24h para el PM10 y de 25 µg/m3 de media en 24h para el PM2.5 según (OMS,2006).

MATERIALES Y MÉTODOS

Para este trabajo se conformó una base de datos a través del Sistema de Información sobre Calidad del Aire SISAIRE del IDEAM con datos diarios de partículas suspendidas PM2.5 de las ciudades Medellín, Bogotá y Cali durante el periodo 2021, con el fin de comparar la dinamica espacio-temporal.

La base de datos está conformada por cinco estaciones en cada una de las ciudades para una muestra total de 15. Se obtuvo gráfico de cajas mensuales de las partículas PM2.5 en el periodo

1 Universidad de La Guajira, Facultad de ingeniería, e-mail: ddailethguerra@uniguajira.edu.

2 universidad de La Guajira, Estudiante de ingeniería ambiental, e-mail: andersondearmas@uniguajira.edu.

3 universidad de La Guajira, estudiante de ingeniería ambiental, e-mail: bperezm@uniguajira.edu.

de estudio y un gráfico de medias mensuales con un intervalo de confianza al 95 % de las partículas suspendías para analizar temporalmente. Finalmente se aplica se aplicó un gráfico de caja en la estación que presento un máximo niveles de PM en las ciudades de estudio, para identificar los valores extremos y su temporalidad.

La construcción de la base de datos completa es una de las principales dificultades para a la estimación de los parámetros de calidad de aire. El sistema de Informacion Sobre Calidad del Aire –SISAIRE muestra una gran cantidad de datos faltantes en las diferentes estaciones consultadas. Aunque existen diferentes métodos para la imputación de datos no es el objetivo de este trabajo, porque este trabajo investigativo pretende identificar aquellas estaciones que presentan valores extremos (atípicos).

Dado que nuestro interes se centra en conocer la dinamica por un periodo anual consideramos el ultimo cohorte del 2021. Además, estas son las ciudades colombianas más urbanizadas e industrializadas con un crecimiento exponencial de las emisiones de contamínate, por lo que es necesario conocer su efecto más reciente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con el fin de hacer un análisis comparativo nos basamos en un grafico de medias por ciudades, como se ilustra en la (Figura 1). De esta se observa que los maximos niveles promedios mensuales se presentan en dos estaciones de la ciudad de Bogotá, correspondiente a la estacion de Mochuelo y Usme.

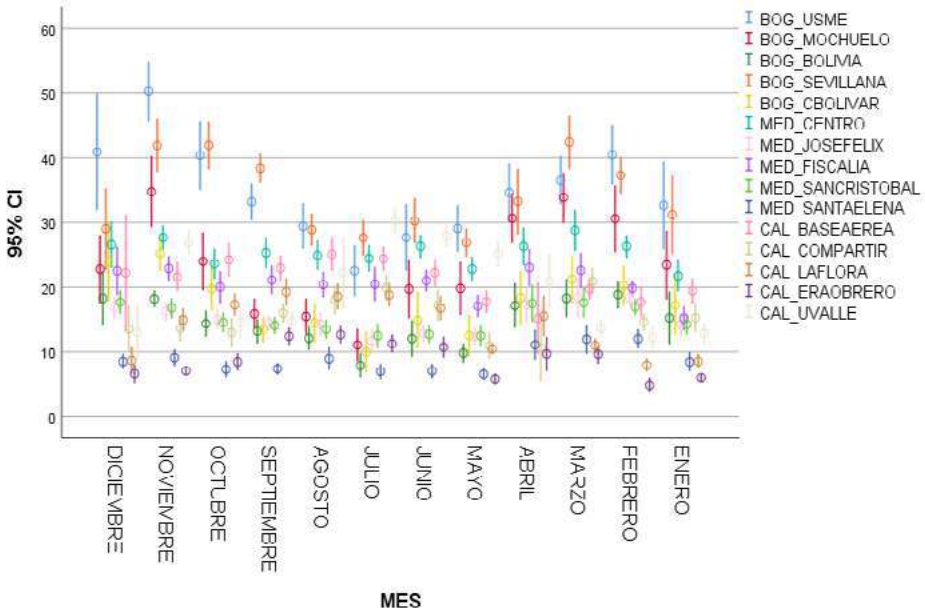


Figura 1. Gráficos de media al 95% para las ciudades Cali, Medellin y Bogotá durante el año 2021.

A continuación, se aplicó un diagrama de caja mensual por estacion en la ciudad de Bogotá de particulado pm2.5 con el fin de identificar valores atípicos, (Figura 2). En este grafico se observa que las estaciones Usme y Mochuelo presentan niveles extremos en los meses de noviembre y octubre del 2021.

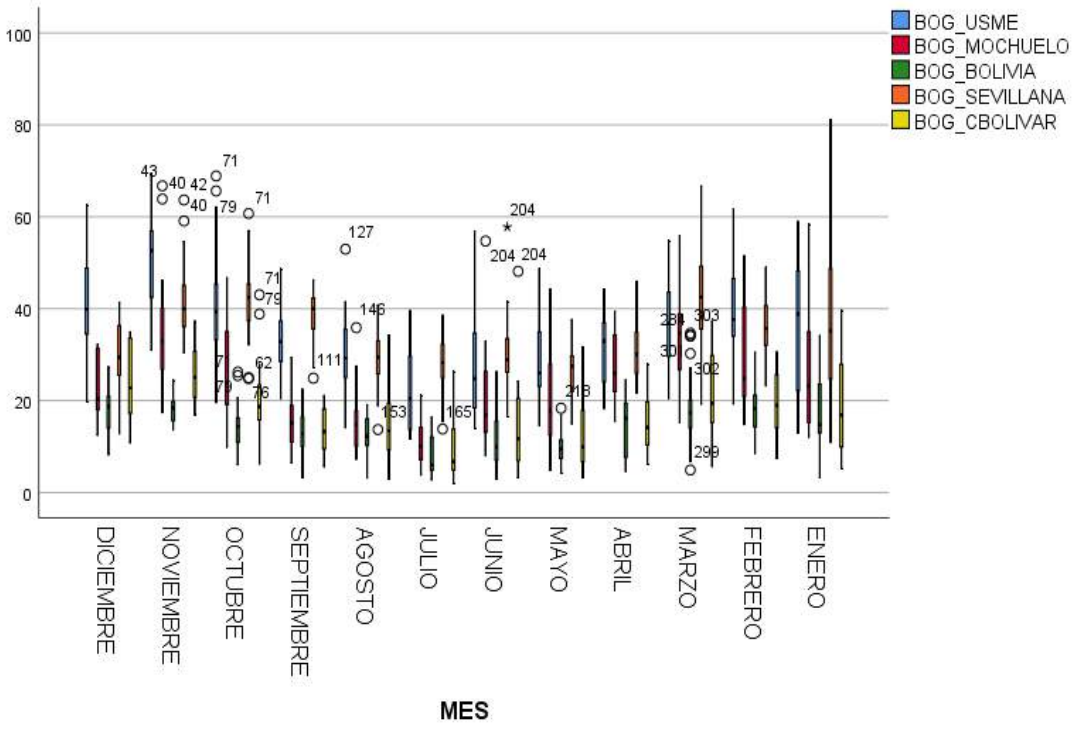


Figura 2: diagrama de cajas de las estaciones PM2.5 en la ciudad de Bogotá.

De la (Figura 3) correspondiente al diagrama de caja de la estacion Usme se observa cuatro valores extremos de PM2.5. con el fin de identificar la temporalidad de estos valores extremos se recurre a la base de datos para su identificación. La (Tabla 1) muestra sus niveles de particulado y sus fechas, como a continuación se describe.: se presenta los valores de particulado con su correspondiente fecha (máx.=73.24 , (máx.=71.43 , (máx.=72.53 .

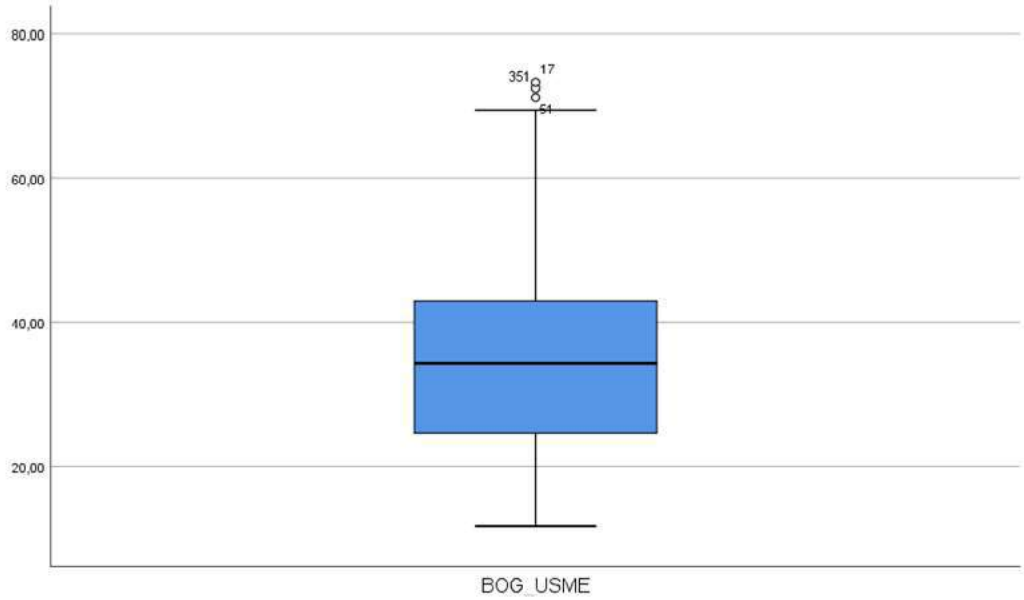


Figura 3: Diagrama de caja de la estacion USME en la ciudad de Bogotá.

En los meses de noviembre, diciembre y enero del 2021 se presentaron los maximos valores, los cuales sobrepasan los límites de particulas PM2.5 sugeridos por la OMS.

Tabla 1. Datos maximos observados en la estacion USME de la ciudad de Bogota.

PM2.5	
RESULTADO	FECHA
73,24	15-dic
71,13	11-nov
72,43	15-ene

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Es necesario vigilar atentamente la composición química del aire, para certificar que los niveles de contaminación no sobrepasan ciertos límites peligrosos, marcados también por las normativas. Estos resultados obtenidos contribuyen a la toma de decisiones por parte de las corporaciones, la secretaria de salud, entre otros.

Estos particulados son generados por las grandes industrias, automóviles, por lo tanto, estos resultados permiten a las secretarias ambientales municipales y departamentales y corporaciones autónomas regionales tomar decisiones que permitan el control y mitigación de estas emisiones.

REFERENCIAS

Guo, H., Kota, S.H., Sahu, S.K., Hu, J., Ying, Q., Gao, A., Source apportionment of PM2.5 in North India using source-oriented air quality models. Environ. Pollut. **2017**, 231, 426–436.

Kim, D., Chen, Z., Zhou, L.F., Huang, S.X., 2018. Air pollutants and early origins of respiratory diseases. Chron. Dise. Transl. Med. 4 (2), 75–94.

Li, T., Hu, R., Chen, Z., Li, Q., Huang, S., Zhu, Z., Fine particulate matter (PM2.5): the culprit for chronic lung diseases in China. Chron. Dis. Transl. Med**. 2018**, 4 (3), 176186.

Xi Ji, Yixin Yao, Xianling Long, What causes PM2.5 pollution? Cross-economy empirical analysis from socio economic perspective,Energy Policy, 2018, Volume 119, 458-472

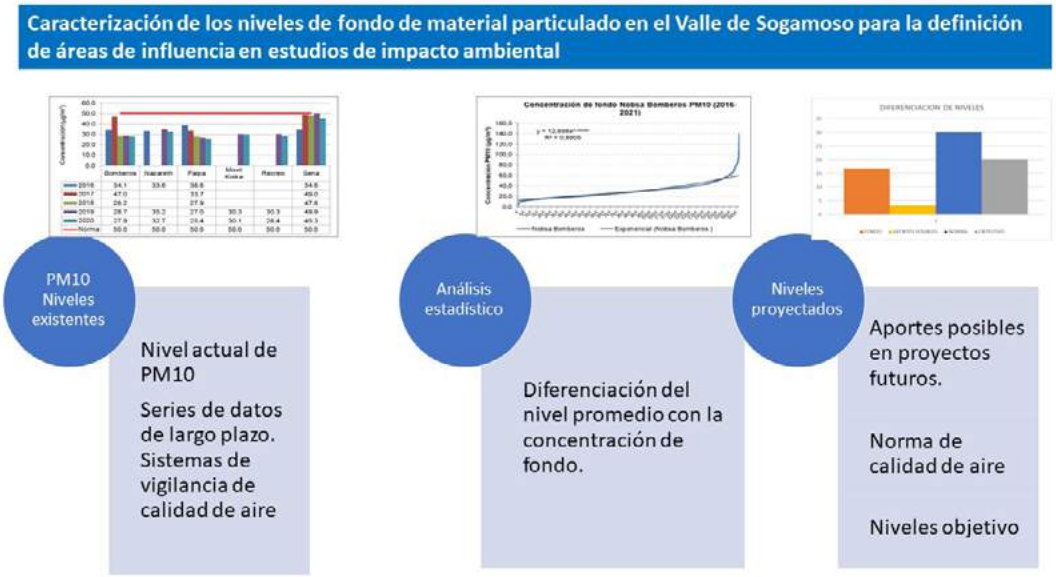
CARACTERIZACIÓN DE LOS NIVELES DE FONDO DE MATERIAL PARTICULADO EN EL VALLE DE SOGAMOSO PARA LA DEFINICIÓN DE ÁREAS DE INFLUENCIA EN ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL

Edgar Alejandro Vélez[1]; Juan Alejandro Carmona[2]; Alexander López Vallamizar[3]; David Arboleda Gonzales[4]

Palabras clave:

Áreas mineras industriales; concentraciones de material particulado; niveles de fondo; áreas de influencia atmosfera.

Análisis de las condiciones de PM10



Fuente: (EYC GLOBAL., 2023).

INTRODUCCIÓN

En La Metodología General para la Elaboración y Presentación de Estudios Ambientales -MGE-PEA- ((MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE-ANLA, 2018) , el área de influencia de un proyecto, obra o actividad se define como la zona en la cual se manifiestan los impactos ambientales significativos. Específicamente para el caso de la delimitación del área de influencia de calidad de aire, para el medio abiótico que en el numeral 2.1.2.1. establece:

"… La delimitación del área de influencia del proyecto para el componente atmosférico se debe determinar a partir de la isopleta (isolínea de concentración) de modelamiento de dispersión de emisiones de las fuentes a ser emplazadas. Para esto, se debe tomar como referencia la isopleta encontrada de mayor extensión entre la concentración modelada anual de PM10 (fondo incluido) de 20 µg/m^3 y la concentración mode-

EYC GLOBAL S.A.S, avelez@eycglobal.com

EYC GLOBAL S.A.S, jcarmona @eycglobal.com

EYC GLOBAL S.A.S, alopez@eycglobal.com

EYC GLOBAL S.A.S, darboleda@eycglobal.com

lada anual de PM2.5 (fondo incluido) de 10 µg/m^3. …"

De acuerdo con los estudios adelantados por la empresa EYC GLOBAL y su equipo técnico de atmosfera y modelación se considera que, para áreas con presencia de múltiples fuentes de material particulado, es necesario un estudio detallado del contaminante de interés complementario a las concentraciones promedio o máximas de 24 horas, que permita establecer un valor de concentración de fondo para definir impactos en el desarrollo de proyectos, industriales, comerciales, mineros y de infraestructura. Para este caso, se analiza el Valle de Sogamoso.

Es importante definir en primera instancia el concepto de concentración de fondo. En este caso se considera concentración de fondo como aquella concentración que está ingresando al dominio de análisis y que puede proceder de fuentes naturales o artificiales y que no están identificadas.

Visto desde el concepto de calidad de aire, este valor de concentración de fondo puede ser entendido como el máximo valor alcanzable en caso de que las emisiones antropogénicas dentro de la zona se eliminaran (Wang, y otros, 2020).

De acuerdo con la información disponible el procedimiento para determinar la concentración de fondo debería considerar diferentes opciones y, por medio de un juicio, definir los valores que sean más adecuados para el fenómeno analizado, entre las que se estudian la ubicación de las estaciones y la meteorología, con estadísticos de calidad de aire (mínimo histórico, tendencia central) o distribución de datos

MATERIALES Y MÉTODOS

A partir de la serie de datos del sistema de Vigilancia de Calidad de aire de la corporación Autónoma de Boyacá Corpoboyacá ((Corpoboyacá, 2021), entre el año 2016 y 2020 se realizan los siguientes análisis:

Asociadas con la ubicación de las estaciones y la meteorología:

El valor de concentración promedio multianual de una estación viento arriba del dominio de modelación, donde no existan fuentes antropogénicas relevantes.

El valor de concentración en una estación de calidad de aire automática viento arriba y que además existan en el mismo sitio mediciones automáticas de las condiciones meteorológicas (horarias y/o minutales) que permitan definir cuáles son los niveles de calidad de aire cuando el viento NO proceda del dominio y/o de las principales fuentes identificadas en el dominio.

Asociadas con análisis estadísticos de los datos de calidad de aire:

Valor mínimo histórico: puede reflejar un valor puntual extremadamente bajo que atienda a condiciones muy particulares y no necesariamente a una condición media de aportes de fuentes naturales y antropogénicas por fuera del dominio.

Estadísticos de tendencia central como los percentiles: como lo sugieren algunos autores P30 asociado con background regional o incluso valores más estrictos como P10 asimilándolo a un valor más estable de los mínimos.

Un análisis de la distribución de datos, encontrando un valor mínimo medio de la distribución de datos. Dada la distribución de frecuencia de los datos, se establece como procedimiento la organización de los datos de menor a mayor y, se interpola una ecuación exponencial para la cual se calcula el intercepto con el eje Y. Este método permite identificar un valor medio mínimo para la estación.

El análisis de distribución de frecuencia acumulada para los datos de la estación.

Además de los aspectos anteriores debe tenerse en cuenta que las características de concentraciones de fondo rural son diferentes a las características de concentraciones de fondo urbano, o ubicadas viento abajo a lo largo del dominio. Aclarando que como en el fondo definido se involucran fuentes naturales y antropogénicas los efectos de dichas fuentes a lo largo del dominio no son necesariamente iguales en todos los puntos de dicho dominio.

Las estaciones rurales pueden estar ubicadas en entornos alejados de influencia directa de focos de emisión de material de origen antropogénico, sin embargo, estas estaciones no presentan total aislamiento a este tipo de emisiones, pues la influencia de trayectorias de vientos puede aumentar o no el valor de concentraciones medidas. A su vez, estaciones urbanas, pueden localizarse en núcleos que registren un cierto grado de influencia de emisiones ligadas a tráfico y a operaciones industriales. Sin embargo, como en el caso de las estaciones rurales, los valores de concentración tienen otras influencias posiblemente de otros centros urbanos viento arriba o incluso en otras zonas dependientes de la trayectoria del viento.

2.1 LOCALIZACION DE LAS ESTACIONES Y DATOS PARA EL ANALISIS

Como se indica con anterioridad, para el análisis se emplean los datos disponibles de la Red de Monitore de Calidad de Aire de la Corporación Autónoma de Boyacá (Corpoboyacá) entre los años 2016 y 2021. La localización de las estaciones, la cobertura temporal y los valores promedio de PM10 se presentan a continuación.

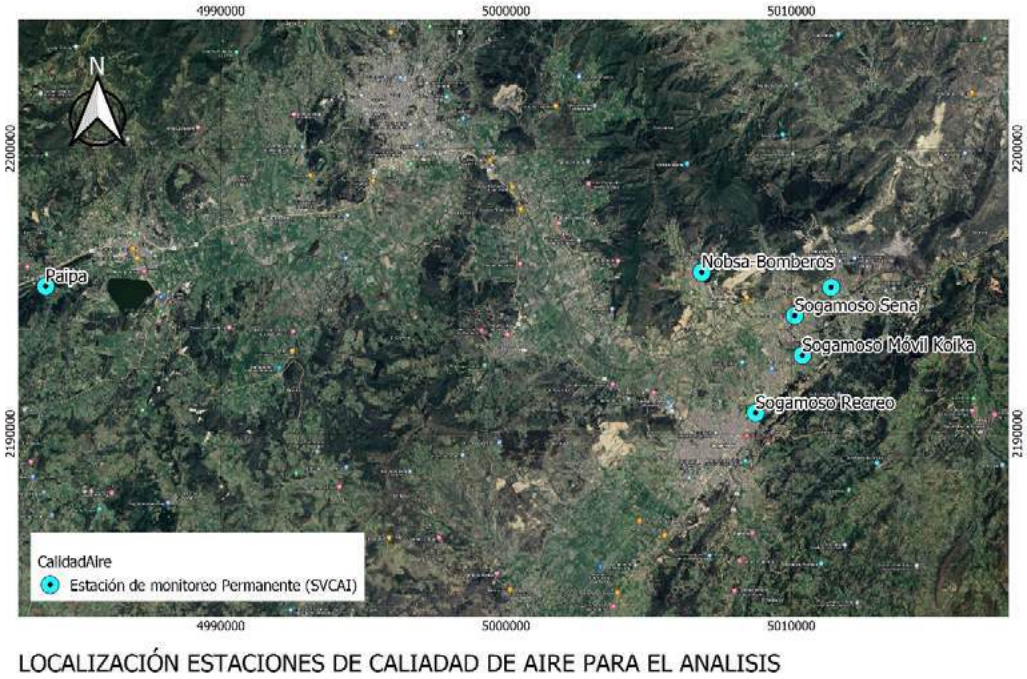
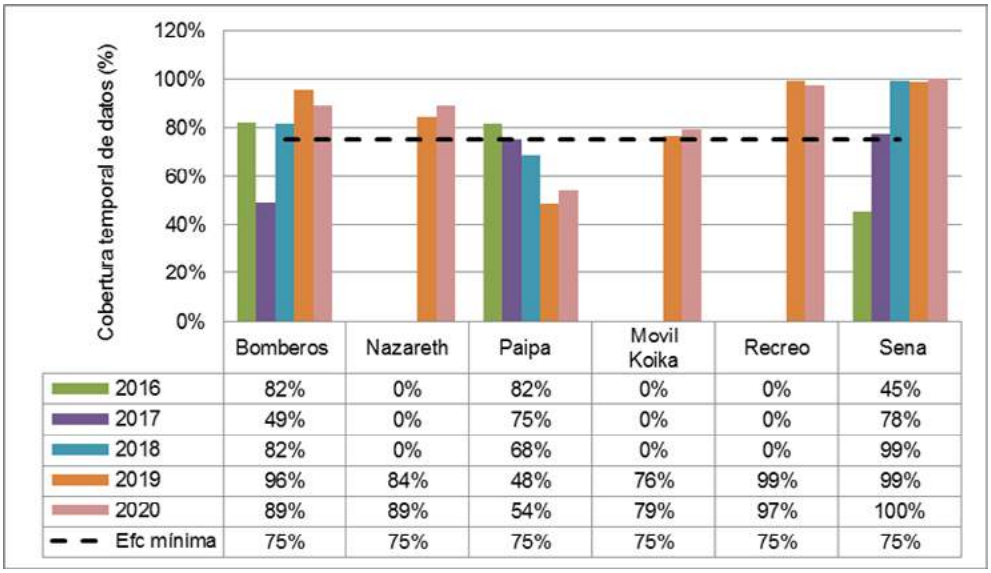
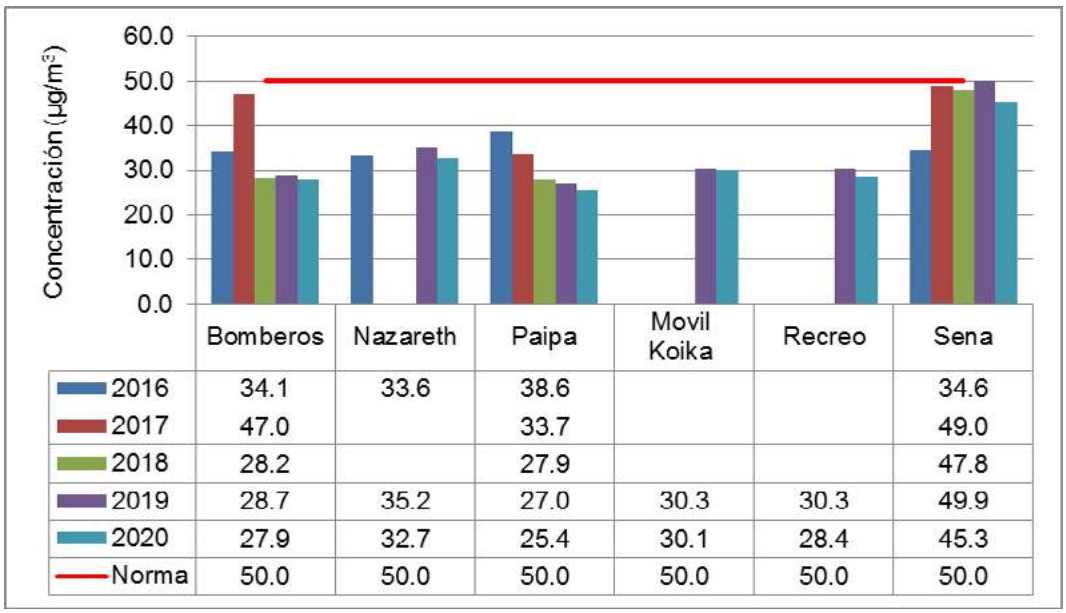


Figura 1 Localización estaciones de calidad de aire.
Fuente: (EYC GLOBAL., 2023).



	Bomberos	Nazareth	Paipa	Movil Koika	Recreo	Sena
2016	82%	0%	82%	0%	0%	45%
2017	49%	0%	75%	0%	0%	78%
2018	82%	0%	68%	0%	0%	99%
2019	96%	84%	48%	76%	99%	99%
2020	89%	89%	54%	79%	97%	100%
Efc mínima	75%	75%	75%	75%	75%	75%

Figura 2 Cobertura temporal datos PM10 Corpoboyacá
.Fuente: (EYC GLOBAL., 2023) con datos de Corpoboyacá, 2016 a 2020.



	Bomberos	Nazareth	Paipa	Movil Koika	Recreo	Sena
2016	34.1	33.6	38.6			34.6
2017	47.0		33.7			49.0
2018	28.2		27.9			47.8
2019	28.7	35.2	27.0	30.3	30.3	49.9
2020	27.9	32.7	25.4	30.1	28.4	45.3
Norma	50.0	50.0	50.0	50.0	50.0	50.0

Figura 3 Concentración promedio anual de PM10.
Fuente: (EYC GLOBAL., 2023) con datos de Corpoboyacá, 2016 a 2020.
Dada la distribución espacial de las estaciones y las múltiples fuentes en la zona, se establece que no existe una estación de considerarse como “viento arriba”.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, se presenta el resumen de los datos obtenidos por estación:

Tabla 1 Datos generales de PM10.

	PM10					
	Nobsa Bomberos	**Nobsa Nazareth**	**Paipa**	**Sogamoso Movil Koika**	**Sogamoso Recreo**	**Sogamoso Sena**
Fecha Inicio	1/01/2016	1/01/2019	1/01/2016	1/01/2019	1/01/2019	1/01/2016
Fecha Fin	31/08/2021	31/08/2021	31/08/2021	31/08/2021	31/08/2021	31/08/2021
Mínimo Histórico (µg/m³)	2,8	7,8	9,5	9	8,9	8,3
Máximo Histórico (µg/m³)	139,7	91,7	92,1	84,7	79,2	123,1
Mínimo 2016 (µg/m³)	6,8	SD	10,4	SD	SD	8,4
Mínimo 2017 (µg/m³)	16,3	SD	14,1	SD	SD	11,3
Mínimo 2018 (µg/m³)	6,3	SD	9,5	SD	SD	16,9
Mínimo 2019 (µg/m³)	4,5	11,1	13,7	9	12,1	8,3
Mínimo 2020 (µg/m³)	7,2	7,8	10,5	10,1	8,9	12,4
Mínimo 2021 (µg/m³)	2,8	13,4	10,7	9,1	10,4	17
Media de mínimos (µg/m³)	7,3	10,8	11,5	9,4	10,5	12,4

Fuente: (EYC GLOBAL., 2023) con datos de Corpoboyacá, 2016 a 2021.

Tabla 2 Percentiles PM10.

	PM10					
	Nobsa Bomberos	**Nobsa Nazareth**	**Paipa**	**Sogamoso Movil Koika**	**Sogamoso Recreo**	**Sogamoso Sena**
Percentil 10 Histórico	15,3	20	17	17,3	16,8	27
Percentil 10 - 2021	12,2	19,7	15,6	14,5	15,7	27
Percentil 30 Histórico	22,1	26,3	22,4	22,4	22,3	36,3
Percentil 30 - 2021	17,8	25,2	20,4	19,9	19,8	34,7

Fuente: (EYC GLOBAL., 2023) con datos de Corpoboyacá, 2016 a 2021.

Tabla 3 Intercepto PM10.

Estación	PM10	
	Intercepto Histórico	Intercepto 2021
Nobsa Bomberos	12,7	9,8
Nobsa Nazareth	17,2	17,1
Paipa	14,4	13,5
Sogamoso Movil Koika	14,5	12,8
Sogamoso Recreo	14,7	13,8
Sogamoso Sena	23,8	23,7

Fuente: (EYC GLOBAL., 2023) con datos de Corpoboyacá, 2016 a 2021.

Tabla 4. Comparación entre concentración de fondo por el método del intercepto y la frecuencia acumulada.

Método	Min 2021	Min Histórico	Promedio Min	Percentil 10 Histórico	Percentil 10 2021	Percentil 30 Histórico	Percentil 30 2021	Intercepto Histórico	Intercepto 2021
Nobsa Bomberos	2,8	2,8	7,3	15,3	12,2	22,1	17,8	12,7	9,8
Nobsa Nazareth	13,4	7,8	10,8	20,0	19,7	26,3	25,2	17,2	17,1
Paipa	10,7	9,5	11,5	17,0	15,6	22,4	20,4	14,4	13,5
Sogamoso Movil Koika	9,1	9,0	9,4	17,3	14,5	22,4	19,9	14,5	12,8
Sogamoso Recreo	10,4	8,9	10,5	16,8	15,7	22,3	19,8	14,7	13,8
Sogamoso Sena	17,0	8,3	12,4	27,0	27,0	36,3	34,7	23,8	23,7
Promedio	10,6	7,3	10,5	19,6	17,5	26,2	23,0	16,8	15,1

Fuente: (EYC GLOBAL., 2023) con datos de Corpoboyacá, 2016 a 2021.

3.1 Conclusiones y selección de la concentración de fondo

Dadas las condiciones existentes dentro del dominio de análisis, múltiples fuentes, condiciones topográficas, entre otras, hay varios aspectos que deben considerarse en relación con la selección de los valores de concentración de fondo, entre ellos que no existe una estación que pueda definirse claramente como estación "viento arriba" que denote la calidad de aire entrante al dominio de análisis.

Se ha optado, luego del análisis de toda la información anterior, por adoptar el método del intercepto con datos históricos para definir la concentración de fondo, el cual corresponde a 16,8 µg/m³ para PM10. La serie de datos de varios

años permite evidenciar de mejor manera la condición de calidad de aire. Este dato se encuentra por encima de datos como el mínimo histórico, pero por debajo de los percentiles.

Lo anterior puede interpretarse como el valor de fondo de la definición aquí adoptada, independiente de la ausencia de aportes específicos, o también como la concentración que siempre está presente en el sitio.

Así las cosas, el nivel de aporte de proyectos a futuro no debería superar un nivel de aporte de 3.2 µg/m³.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El análisis de datos de PM10 mediante diferentes métodos estadísticos, permite la apropiación de los datos abiertos y diversas opciones para la toma de decisiones en cuanto al desarrollo de proyectos. Sirve como metodología para la delimitación de áreas de influencia para el componente atmosférico y zonas de manifestación de impactos que requieran intervenciones de carácter especial en materia de calidad de aire. Es a su vez una herramienta útil, para promotores, autoridades ambientales, entes de control y consultores en materia de análisis de impacto ambiental.

REFERENCIAS

MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE-ANLA. (22 de Agosto de 2018). *METODOLOGÍA GENERAL PARA LA ELABORACIÓN Y PRESENTACIÓN DE ESTUDIOS AMBIENTALES.* Obtenido de ANLA Autoridad Nacional de Licencias Ambientales: http://portal.anla.gov.co/noticias/actualizada-metodologia-elaboracion-estudios-ambientales

Wang, S. H., Hung, R. Y., Ling, N. H., Gomez, A., Pires, J. C., Shimada, K., . . . Takami, A. (2020). Estimation of Background PM2.5 concentrations for an air-polluted environmental. *Atmospheric Research*(231), 1-9.

Corpoboyacá. (17 de Septimebre de 2021). *Corpoboyacá*. Obtenido de https://www.corpoboyaca.gov.co/proyectos/informes-del-estado-calidad-del-aire/

ANÁLISIS DE PARTÍCULAS SUSPENDIDAS PM10 Y PM2.5 EN LA CIUDAD DE MEDELLÍN

Juana Valentina Pimienta Morales1, Darien Daileth Guerra Fuentes2, Braian Pérez Mazilli3

Palabras clave:
Partículas PM10 y PM2.5; contaminación del aire; series espacio temporal; gráfico de cajas.

RESUMEN

La contaminación del aire en las grandes ciudades es un factor nocivo para la salud pública que podría conducir a causar problemas respiratorios y enfermedades cardiovasculares. Por lo tanto, la importancia del control y monitoreo permanente de contaminantes es una actividad esencial para proteger el medio ambiente y la salud. El objetivo de este trabajo fue analizar la variación espacio temporal de las partículas suspendidas PM10 y PM2.5 en la ciudad de Medellín durante el año 2021. Además, se implementó los métodos gráficos de medias mensuales para el estudio de la variación temporal y gráficos de cajas para identificar los valores atípicos de PM10 y PM2.5. El análisis de los datos identificó maximos valores de PM10 en las estaciones Éxito y Trafico Centro con un valor extremo de 75.42 $\mu g/m3$ para el 14 de diciembre del 2021. Mientras que para PM2.5 se identificó la estacion Centro como la de mayores niveles, con valores de 58.13 $\mu g/m3$ de partículas suspendidas.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire es un problema ambiental cada vez más recurrentes de las metrópolis, debido a la industrialización, aumento automotriz, entre otras actividades (Barry 2015). Por esta razón, el aire no cuenta con una calidad óptima y representa una amenaza continua para la salud y bienestar humano (Senev 2021).

En la actualidad, gracias a los avances tecnológicos podemos encontrar información que nos proporciona registros instantáneos de estos contaminantes. Las principales causas o fuentes de emisión de los contaminantes atmosféricos en las grandes ciudades son el transporte, el consumo energético poco eficiente en las viviendas, la generación de electricidad con combustibles contaminantes y la falta de gestión de los residuos industriales, municipales y agrícolas. Es preciso asumir que los valores de las muestras de aire altamente contaminadas se comportan como valores atípicos en una base de datos ambiental urbana. Los valores atípicos son observaciones que difieren exponencialmente del resto de los datos y pueden detectarse comparando los valores en cuestión con todos los demás valores, clasificándose como valores atípicos locales (Morawska, 2018) o valores atípicos globales. A los fines de la investigación del aire contaminado en áreas urbanas, los valores atípicos globales de alto valor que exceden los valores de los límites permisibles máximos de calidad del aire indicando que las observaciones que son excesivamente altas pues difieren de los valores vecinos, y también pueden contener información sobre procesos inusuales como la contaminación.

Los contaminantes son emisiones a la atmósfera de sustancias (principalmente gases y material particulado) cuyos valores superan los límites permitidos por la legislación ambiental (son valores anómalos).

1 universidad de La Guajira, Estudiante de ingeniería ambiental, e-mail: jvalentinapimienta@uniguajira.edu

2 universidad de La Guajira, estudiante de ingeniería ambiental, e-mail: ddailethguerra@uniguajira.edu

3universidad de La Guajira, Estudiante de ingeniería ambiental, e-mail: bperezm@uniguajira.edu.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Sistema de Información sobre Calidad del Aire (SISAIRE) es una plataforma del IDEAM que cuenta con un sistema de recolección, almacenamiento, transferencia, procesamiento y consulta de información. Precisamente, por medio de la información unificada que brinda SISAIRE de las redes de calidad del aire del país, obtuvimos los valores reales de particulado PM10 y PM2.5 para el año 2021.

Así, mediante la organización de estos valores en el software estadístico IBM SPSS se realizaron proyecciones a través de gráficos de medias mensuales, diagramas de cajas y de cajas de error. La estadística descriptiva como base de la evaluación del particulado (PM10 y PM2.5), demuestran por gráficos las características de los valores atípicos (variación de la concentración) y el nivel excedente de los contaminantes que se pueden valuar en conjunto de los límites de concentración de para partículas sólidas o gaseosas de pequeño diámetro especificadas en los estándares de calidad del aire ambiental de Colombia, como base para evaluación de la contaminación y gestión de la calidad del aire colombiano.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se puede observar en la (Figura 1) el promedio mensual de particulado PM2,5 para las cinco estaciones monitoreadas durante el año 2021 en la ciudad de Medellín, demostrando que la estación donde mayores valores atípicos se reportaron fue la estacion Centro.

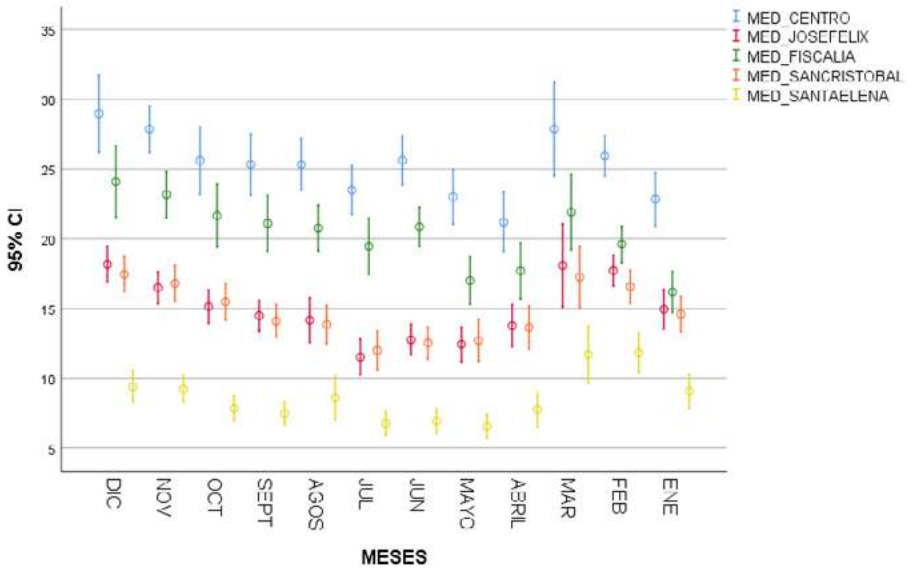


Figura 1. Gráfico de medias mensuales PM2,5 en la ciudad de Medellín en el año 2021.

Lo que se pretende mostrar en la (Figura 2) son los días que se presentaron valore atípicos para la estacion Centro; para el día 6 de marzo 58.13 de y el día 14 de diciembre de 60.63 sobrepasando los limites establecidos por el Ministerio Ambiental y Desarrollo sostenible.

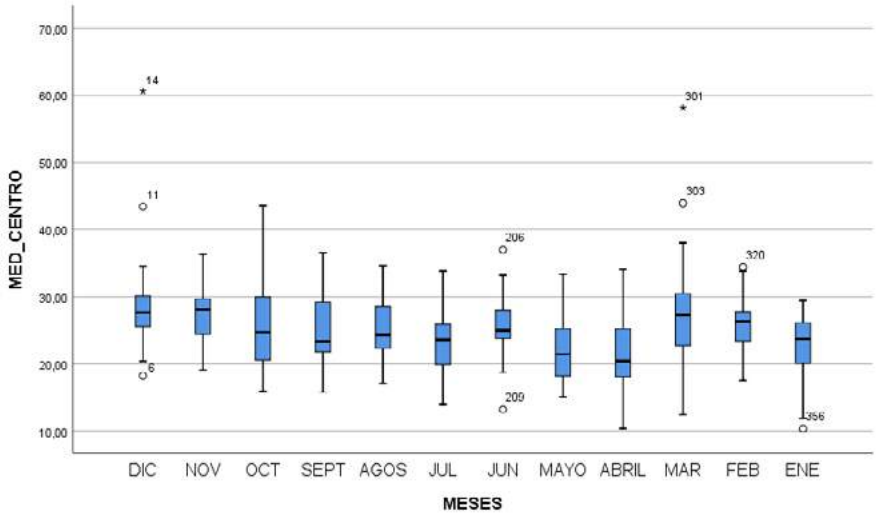


Figura 2. Gráfico de cajas PM2,5 en la estación Centro de la ciudad de Medellín en 2021.

A continuación, Se observa que dos estaciones en particular (Éxito y Trafico Centro) englobaron el mayor número de casos para valores atípicos (Figura 3).

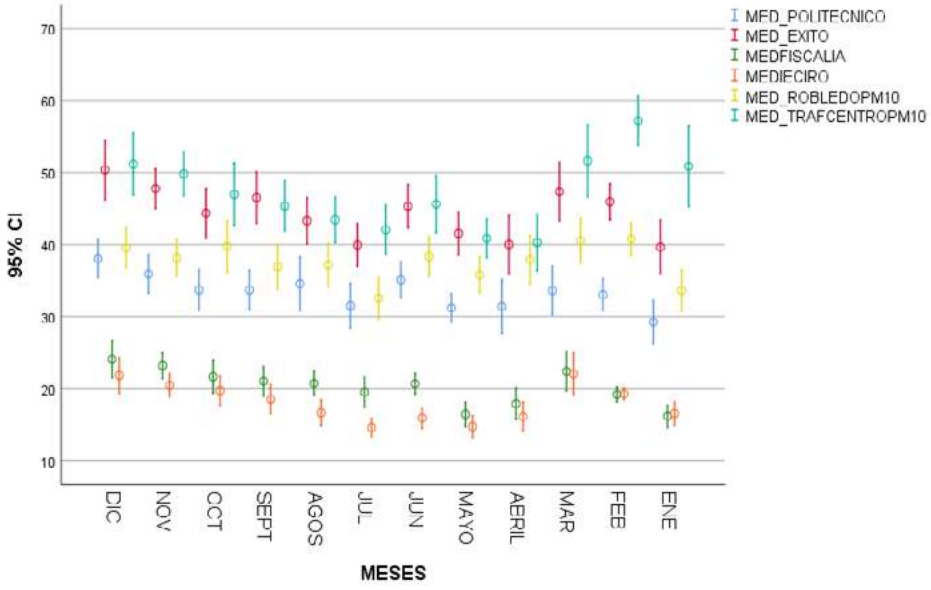


Figura 3. Gráfico de medias mensuales PM10 en la ciudad de Medellín en 2021.

A continuación, se aplicó un diagrama de caja mensual para las estaciones Éxito y Trafico Centro en la ciudad de Medellín de particulado pm2.5 con el fin de identificar valores atípicos, (Figura 4). En este grafico se observa para el día 6 de marzo valores atípicos 75.42 µg/m3 de partículas suspendidas PM10 y el 14 de diciembre de 92.75 µg/m3 sobrepasando los límites establecidos por el Ministerio Ambiental y Desarrollo sostenible.

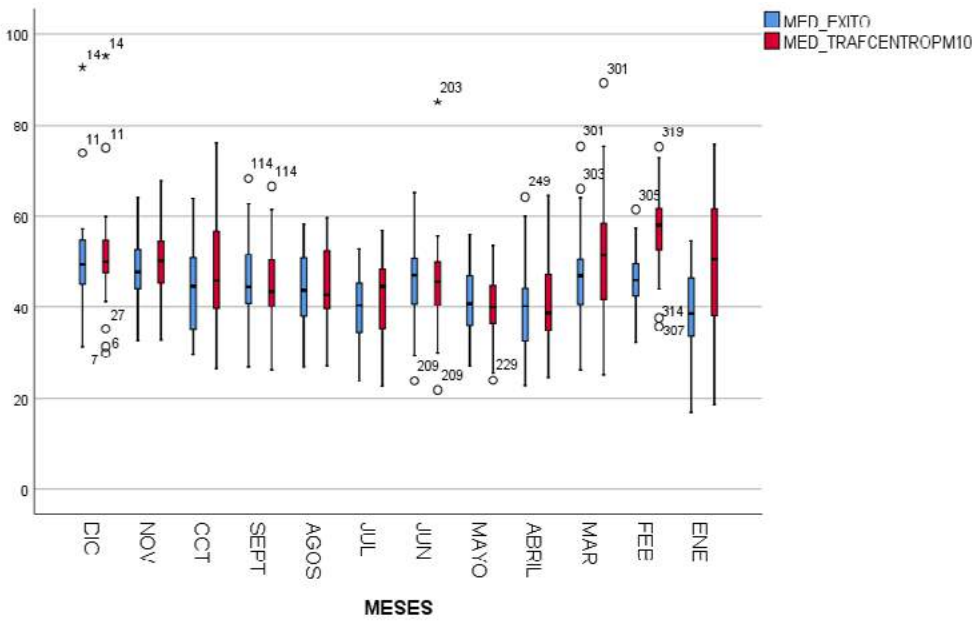


Figura 4. Gráfico de cajas PM10 en las estaciones Éxito y Trafico Centro.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La contaminación y daño en el aire que respiramos es, infortunadamente, perceptible a simple vista. Sin embargo, grupos especializados, líderes regionales y de las diferentes industrias necesitan herramientas y sistemas que permitan el monitoreo de calidad del aire por la salud pública y el bienestar de los ecosistemas. Además, del seguimiento de las medidas para estandarización de la información y los procesos, de manera que los datos sean comparables y de fácil lectura para el diagnóstico y planes de acción. El monitoreo de calidad del aire es una necesidad de entes públicos y privados para el cumplimiento de las NOM y evitar riesgos de salud pública y de tipo ambiental.

Por lo tanto, estos resultados permiten a las secretarias ambientales municipales y departamentales y corporaciones autónomas regionales tomar decisiones que permitan el control y mitigación de estas emisiones.

REFERENCIAS

Barry A. Franklin, R. B. (2015). Air pollution and Cardiovascular Disease. Current Problems in Cardiology, 207-238. https://doi.org/10.1016/j.cpcardiol.2015.01.003

Caro, S. T., Henríquez, P., & Osses, M. (2016). Análisis de variables significativas para la generación de un inventario de emisiones de fuentes móviles y su proyección. Ingeniare, 24, 32–39. https://doi.org/10.4067/S0718-33052016000500005

IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCILLERÍA, & FMAM. (2016). Inventario Nacional y Departamental de Gases Efecto Invernadero - Colombia. Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático. http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023634/INGEI.pdf

Morawska, L., Thai, P. K., Liu, X., Asumadu-Sakyi, A., Ayoko, G., Bartonova, A., Bedini, A., Chai, F., Christensen, B., Dunbabin, M., Gao, J., Hagler, G. S. W., Jayaratne, R., Kumar, P., Lau, A. K. H., Louie, P. K. K., Mazaheri, M., Ning, Z., Motta, N., … Williams, R. (2018). Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: How far have they gone? Environment International, 116(February), 286–299. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.018

Senev, A., Van Loon, E., Lerut, E., Callemeyn, J., Coemans, M., Van Sandt, V., Kuypers, D., Emonds, M. P., & Naesens, M. (2021). Risk factors, his-

topathological features, and graft outcome of transplant glomerulopathy in the absence of donor-specific HLA antibodies. Kidney International, 100(2), 401–414. https://doi.org/10.1016/j.kint.2021.01.029

PROCESOS DE DISPERSIÓN DE PM2.5 EN UN EVENTO DE CONTAMINACIÓN POR TRANSPORTE REGIONAL DE AEROSOLES: EL ROL DE LA TURBULENCIA ATMOSFÉRICA EN UN VALLE URBANIZADO Y TOPOGRÁFICAMENTE COMPLEJO.

Guiller Alexis Ayala Parra[1], K. Santiago Hernández[2], Camilo Chalán Fernandez[3], Mauricio Ramírez Arias[4], Manuel D. Zuluaga[5]

Palabras clave:

Meteorología de terrenos complejos; turbulencia atmosférica; contaminación atmosférica; transporte regional de aerosoles.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas la contaminación atmosférica se ha convertido en un grave problema que ha recibido una alta atención en diferentes centros urbanos en el mundo, debido a que afecta la salud pública y el medio ambiente en general (Aguiar-Gil et al., 2020; Al-Thani et al., 2018; Seinfeld & Pandis, 2016). La contaminación atmosférica urbana (CAU) es un fenómeno que ocurre en la capa límite atmosférica (CLA) y, por ende, es modulada por la estructura dinámica y termodinámica de esta última. Estudios realizados para el Valle de Aburrá demostraron que las condiciones de estabilidad atmosférica y la topografía irregular modulan el transporte y dispersión de contaminantes atmosféricos en la región (Herrera-Mejía & Hoyos, 2019; Isaza-Uribe, 2018); otros estudios han mostrado el rol de la precipitación en las concentraciones de PM2.5 en el valle (Roldán-Henao et al., 2020). Estas investigaciones permitieron avanzar en el entendimiento de los factores que afectan la polución atmosférica para una mejor gestión de la calidad del aire del territorio; sin embargo, es poco el conocimiento que se tiene acerca de la turbulencia atmosférica en la región, y cómo está relacionada con la ocurrencia de fenómenos hidrometeorológicos y las dinámicas de la contaminación atmosférica, dado que la turbulencia es un factor clave en la acumulación, dispersión y transporte de contaminantes atmosféricos, así como en el intercambio turbulento superficie-atmósfera de masa, momentum y energía (Li et al., 2018; Ren et al., 2019, 2021; Wei et al., 2020; Yuan et al., 2020). De igual manera, estudiar la turbulencia atmosférica ha sido eficaz para establecer y entender diferentes mecanismos físicos locales, lo cual es útil para el desarrollo de "sistemas de alertas tempranas" y toma de decisiones (van de Wiel, 2021) por parte de las autoridades locales. En el presente trabajo se realizó un análisis holístico con el fin de establecer el posible rol de la turbulencia atmosférica, durante un evento de contaminación atmosférica que afectó la calidad del aire del Valle de Aburrá a causa del transporte regional de aerosoles registrado entre el 21 y 27 de febrero de 2022.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para establecer los posibles procesos o mecanismos físicos que modularon la contaminación atmosférica en el Valle de Aburrá, se realizó un análisis detallado de series de tiempo de diferentes variables meteorológicas de mesoescala y de escala fina a una tasa de muestreo minutal y de 20 Hz (20 datos cada segundo), respectivamente, y considerando la variación en la concentración

1 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá, guiller.ayala@udea.edu.co

2 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá, ksantiago.hernandez@udea.edu.co

3 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá, cachalanf@eafit.edu.co

4 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá, mauricio.ramirez@siata.gov.co

5 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá, mdzuluag@unal.edu.co

de PM2.5 en un evento de contaminación atmosférica registrado entre el 21 y el 27 de febrero de 2022, cuya variabilidad se caracterizó por un aumento en la concentración durante las noches y reducción en la concentración durante el día (ver Figura 1).

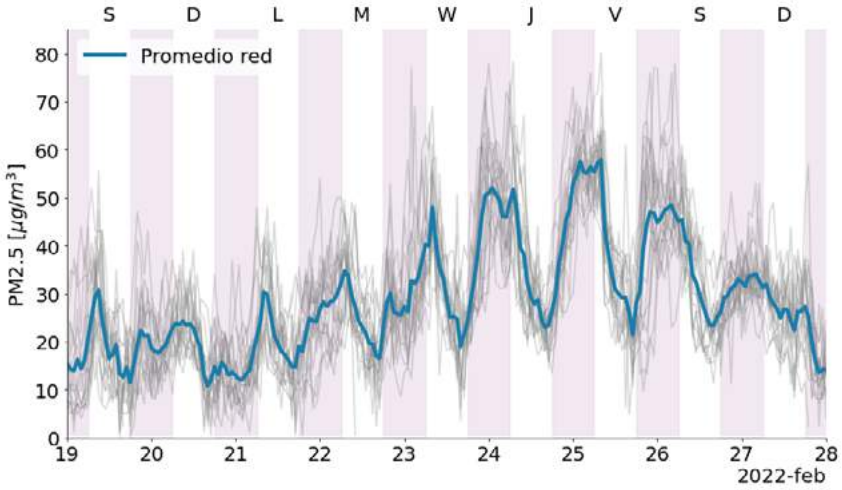


Figura 1. Serie horaria de material particulado PM2.5 para el período 19 a 27 de febrero de 2022, considerando estaciones de representatividad poblacional. Las franjas claras y oscuras verticales corresponden a horas diurnas y nocturnas, respectivamente.

2.1 Información de equipos y sensores locales

Para el presente trabajo se utilizaron datos recolectados por diferentes equipos y sensores tales como piranómetros, los cuales permiten medir la radiación solar incidente en superficie; el radiómetro, cuyas mediciones de temperatura en la vertical constituyen una aproximación para el análisis de la estabilidad atmosférica a partir del cálculo de la temperatura potencial virtual, ; radar perfilador de vientos, el cual permite medir la velocidad y dirección del viento a diferentes alturas en la vertical; estaciones meteorológicas Thies, las cuales permiten medir diferentes variables meteorológicas en superficie; monitores de Black Carbon (BC), Magee AE33, los cuales realizan mediciones de las concentraciones de este contaminante y además, permiten diferenciar la contribución porcentual de la quema de biomasa () y los combustibles fósiles () en las concentraciones de este contaminante; estaciones de monitoreo de material particulado PM2.5 de la Red Oficial de Calidad de Aire del Valle de Aburrá y sensores de bajo costo, que hacen parte del programa Ciudadanos Científicos, los cuales permiten medir las concentraciones de PM2.5. Finalmente, se utilizaron las mediciones de flujos turbulentos de la red de micrometeorología COMPLEX.

2.2 Información satelital

La información satelital de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) y de Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS) fue utilizada para determinar las retrotrayectorias de masas de aire junto con la carga de aerosoles asociadas a estas e identificar así, las regiones de las cuales provienen las masas de aire contaminadas que deterioraron la calidad del aire del Valle de Aburrá. Adicionalmente, se utilizó información del programa Fire Information for Resource Management System (FIRS) de la NASA, el cual proporciona datos de fuegos activos derivados de las observaciones de MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), abordo en los satélites Aqua y Terra, con el fin de contar con un estimado de los puntos calientes activos durante el período de análisis.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el período seleccionado se registró un incremento importante en la concentración porcentual de la quema de biomasa en las concentraciones de , en las noches del 22 al 25, y levemente en la noche del 26 de febrero, lo cual fue asociado al ingreso de masas de aire contaminadas desde el norte del Valle de Aburrá a causa del transporte regional de aerosoles provenientes de la Región Norte de Suramérica (RNS), donde climatológicamente se presentan aumentos en la cantidad de puntos calientes asociados a incendios entre los meses de enero y abril (Manuel Rincón-Riveros et al., 2020). Estos ingresos de aire contaminado estuvieron relacionados con aumentos en las concentraciones de PM2.5 durante esas mismas noches en el Valle de Aburrá (ver Figura 1). Dada la variabilidad en los niveles de concentración de PM2.5, los posibles procesos locales que modularon el evento de contaminación atmosférica se presentan de acuerdo con el momento del día como se detalla a continuación.

3.1 Noches

El transporte regional de aerosoles desde la RNS provenientes de la quema de biomasa deterioró la calidad del aire del valle, debido a que arribaron masas de aire contaminado que ingresaron desde el norte y se desplazaron hacia al sur siguiendo el eje del valle, principalmente durante las noches. Asimismo, se evidenció un desacoplamiento atmosférico y el aumento en la velocidad del viento en la capa baja de la atmósfera indicando así, un proceso de acumulación y circulación de contaminantes al interior del Valle de Aburrá. En la escala fina, se registró un aumento en la velocidad de fricción, , lo cual indicó una producción de turbulencia por cizalladura del viento (Venkatram & Schulte, 2018) y, por ende, un aumento en la energía cinética turbulenta, TKE (ver Figura 2). Asimismo, el flujo vertical de momentum medido implicó una transferencia turbulenta hacia la superficie (Wei et al., 2020), lo cual posiblemente resultó en un transporte de aire contaminado hacia la superficie terrestre a causa de la pluma de contaminación y, finalmente, aumentando los niveles de concentración de PM2.5 en superficie.

3.2 días

Durante las horas del día del 23 al 26 de febrero, la radiación solar incidente permitió el calentamiento sensible del suelo, lo cual dio lugar a importantes flujos de calor () y de y que, conllevó a una alta producción de flujos turbulentos generados térmica y mecánicamente, respectivamente (Venkatram & Schulte, 2018). Estos flujos turbulentos son importantes para inestabilizar y expandir la capa límite atmosférica y, a su vez, posibilitar la dispersión y transporte del aire contaminado fuera del valle una vez la altura de la CLA supere la profundidad de este. Por tanto, este proceso conllevó a una reducción importante en los niveles de concentración de PM2.5 que se habían acumulado durante las noches, ver Figura 3.

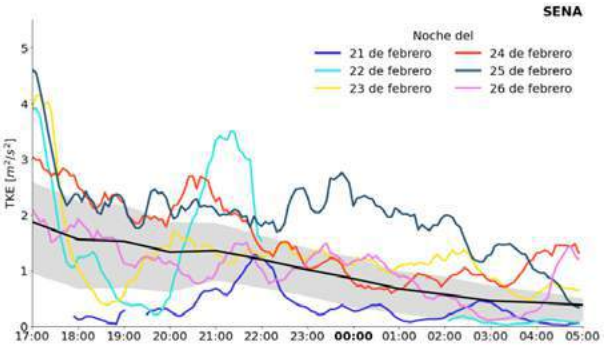


Figura 2. Serie temporal nocturna de energía cinética turbulenta en el punto de monitoreo SENA límite para el período 21 a 26 de febrero de 2022. La línea negra sólida y la franja gris corresponde al ciclo diurno histórico medio de los meses de febrero y el rango intercuartílico, respectivamente.

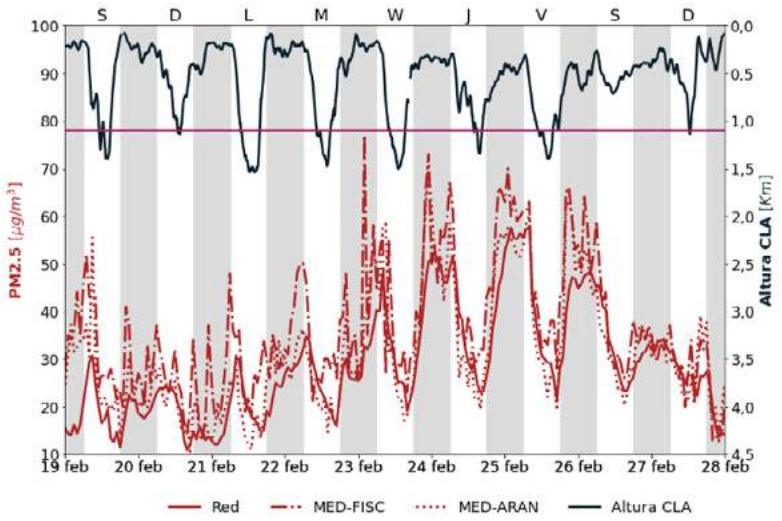


Figura 3. Series temporales horarios de PM2.5 contra altura de la capa límite para el período 19 a 27 de febrero de 2022. La línea sólida morada corresponde a una aproximación de la profundidad del Valle de Aburrá. Las franjas verticales oscuras y claras corresponde a las horas nocturnas y diurnas, respectivamente.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Estudiar la turbulencia atmosférica es fundamental para las regiones urbanas, dada su importancia en el intercambio turbulento suelo-atmósfera de momentum, masa y energía. El presente trabajo de investigación permitió avanzar en el entendimiento de las posibles dinámicas locales que afectan la polución atmosférica desde el punto de vista de la turbulencia. Sin embargo, aún queda por identificar los mecanismos físicos detrás de la generación de la turbulencia nocturna tales como ondas de gravedad, chorros de bajo nivel, inestabilidades de Kelvin-Helmholtz, entre otros mecanismos no turbulentos que podrían estar mezclando y transportando la polución hacia la superficie. A partir del estudio de los procesos turbulentos es posible identificar, casi en tiempo real, el cuándo y cómo ciertas dinámicas meteorológicas pueden modular la contaminación atmosférica del territorio, lo cual es clave para una mejor gestión y toma de decisiones, especialmente durante los períodos en los que la calidad del aire se deteriora más allá de niveles que no son adecuados para la salud humana.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido realizada en el marco del proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá, un proyecto del Área Metropolitana del Valle de Aburrá, durante la vigencia del contrato de Ciencia y Tecnología CCT 799 de 2021.

REFERENCIAS

Aguiar-Gil, D., Gómez-Peláez, L. M., Álvarez-Jaramillo, T., Correa-Ochoa, M. A., & Saldarriaga-Molina, J. C. (2020). Evaluating the impact of PM2.5 atmospheric pollution on population mortality in an urbanized valley in the American tropics. Atmospheric Environment, 224, 117343. https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2020.117343

Al-Thani, H., Koç, M., & Isaifan, R. J. (2018). A review on the direct effect of particulate atmospheric pollution on materials and its mitigation for sustainable cities and societies. Environmental Science and Pollution Research 2018 25:28, 25(28), 27839–27857. https://doi.org/10.1007/S11356-018-2952-8

Herrera-Mejía, L., & Hoyos, C. D. (2019). Characterization of the atmospheric boundary layer in a narrow tropical valley using remote-sensing

and radiosonde observations and the WRF model: the Aburrá Valley case-study. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 145(723), 2641–2665. https://doi.org/10.1002/QJ.3583

Isaza-Uribe, A. (2018). Evaluación de la variabilidad temporal de la estructura termodinámica de la atmósfera y su influencia en las concentraciones de material particulado dentro del Valle de Aburrá. Escuela de Geociencias y Medio Ambiente, Universidad Nacional de Colombia.

Li, J., Sun, J., Zhou, M., Cheng, Z., Li, Q., Cao, X., & Zhang, J. (2018). Observational analyses of dramatic developments of a severe air pollution event in the Beijing area. Atmospheric Chemistry and Physics, 18(6), 3919–3935. https://doi.org/10.5194/ACP-18-3919-2018

Manuel Rincón-Riveros, J., Alejandra Rincón-Caro, M., Sullivan, A. P., Felipe Mendez-Espinosa, J., Carlos Belalcazar, L., Quirama Aguilar, M., & Morales Betancourt, R. (2020). Long-term brown carbon and smoke tracer observations in Bogotá, Colombia: Association with medium-range transport of biomass burning plumes. Atmospheric Chemistry and Physics, 20(12), 7459–7472. https://doi.org/10.5194/ACP-20-7459-2020

Ren, Y., Zhang, H., Wei, W., Cai, X., Song, Y., & Kang, L. (2019). A study on atmospheric turbulence structure and intermittency during heavy haze pollution in the Beijing area. Science China Earth Sciences 2019 62:12, 62(12), 2058–2068. https://doi.org/10.1007/S11430-019-9451-0

Ren, Y., Zhang, H., Zhang, X., Wei, W., Li, Q., Wu, B., Cai, X., Song, Y., Kang, L., & Zhu, T. (2021). Turbulence barrier effect during heavy haze pollution events. Science of The Total Environment, 753, 142286. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.142286

Roldán-Henao, N., Hoyos, C. D., Herrera-Mejía, L., & Isaza, A. (2020). An Investigation of the Precipitation Net Effect on the Particulate Matter Concentration in a Narrow Valley: Role of Lower-Troposphere Stability. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 59(3), 401–426. https://doi.org/10.1175/JAMC-D-18-0313.1

Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2016). Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change (3th ed.). John Wiley and Sons, Inc.

Van de Wiel, B. (2021). The collapse of atmospheric turbulence. The Project Repository Journal, 10(1), 90–93. https://doi.org/10.54050/PRJ10090093

Venkatram, A., & Schulte, N. (2018). Fundamentals of Micrometeorology and Dispersion. Urban Transportation and Air Pollution, 39–75. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811506-0.00003-8

Wei, W., Zhang, H., Cai, X., Song, Y., Bian, Y., Xiao, K., & Zhang, H. (2020). Influence of Intermittent Turbulence on Air Pollution and Its Dispersion in Winter 2016/2017 over Beijing, China. Journal of Meteorological Research 2020 34:1, 34(1), 176–188. https://doi.org/10.1007/S13351-020-9128-4

Yuan, Z., Qin, J., Zheng, X., & Mbululo, Y. (2020). The relationship between atmospheric circulation, boundary layer and near-surface turbulence in severe fog-haze pollution periods. Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics, 200, 105216. https://doi.org/10.1016/J.JASTP.2020.105216

TECNOLOGÍAS BASADAS EN MICROSENSORES PARA ESTUDIOS DE CALIDAD DEL AIRE

Michel Grutter[1], Armando Retama[1], Olivia Rivera[2], Jaime Contreras[1], Omar López[1], Thania Arredondo[1], Eugenia González del Castillo[1]

Palabras clave:

Microsensores; calidad del aire; contaminación; Ciudad de México.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

El método estándar para medir la calidad del aire en exteriores con fines de informar a la población e implementar estrategias y políticas públicas para el mejoramiento de la calidad del aire, es utilizando redes de monitoreo en estaciones fijas con instrumentos de grado regulatorio. En las últimas dos décadas, la miniaturización de componentes electrónicos, electrodos selectivos, dispositivos ópticos, y otros avances tecnológicos en la fabricación de microsensores, han permitido el desarrollo de dispositivos con una amplia gama de aplicaciones incluyendo el monitoreo de los contaminantes gaseosos y partículas en el aire (Clements et al., 2017). El desempeño de los sensores ha mejorado con los años y gracias al potencial adquirido, se ha incrementado el número de aplicaciones para su despliegue con objetivos específicos.

Con menores dimensiones, reducción en consumo eléctrico, facilidad de conexión a la internet, permiten la integración de estos sistemas de microsensores (SμS), que se encuentran disponibles comercialmente, como monitores auxiliares de contaminantes. Estas características permiten su instalación prácticamente en cualquier tipo de entorno e infraestructura urbana (Karagulian et al. 2019). Estos dispositivos, también referidos

1 Instituto de Ciencias de la Atmosfera y Cambio, Universidad Nacional Autónoma de México

2 Secretaría de Medio Ambiente, Gobierno de la Ciudad de México

como “sensores de bajo costo” porque están diseñados originalmente para uso personal y pueden obtenerse a precios accesibles. Algunos fabricantes de dispositivos de mediano costo y mayor sofisticación tienen en mente consumidores de nivel comercial, industrial y el sector salud. Para estos dispositivos, el bajo costo se refiere exclusivamente a su adquisición mas no al monto real de evaluación, operación y control de calidad de datos. (WMO, 2021).

El objetivo principal de este proyecto es evaluar el desempeño de tecnologías basadas en microsensores para el monitoreo de la calidad del aire en las condiciones ambientales de la Ciudad de México, analizando sus fortalezas y debilidades para conocer su capacidad de generar datos confiables y de utilidad, tanto para la gestión ambiental como para aplicaciones específicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

En este trabajo se presentarán algunos aspectos y consideraciones para el uso de dispositivos basados en microsensores en la medición de contaminantes atmosféricos. El proyecto contempló dos etapas: 1) la evaluación de SμS, tanto modelos comerciales como de tipo *do-it-yourself* (DIY), a través de dos campañas de medición que fueron llevadas a cabo en entornos distintos de la ciudad y con características particulares y 2) la puesta en marcha de dos redes piloto para la medición de CO_2 y partículas finas usando SμS.

2.1 Evaluación de microsensores

En esta etapa, se invitó a proveedores y desarrolladores a participar en un ejercicio para evaluar el desempeño empleando los criterios presentados en la tabla 1. Se realizaron dos campañas cortas de medición en dos sitios distintos de la ciudad, con la participación de 6 marcas comerciales y tres prototipos (DIY) utilizando al menos 2 dispositivos por cada modelo. La evaluación se realizó siguiendo los lineamientos y recomendaciones de la US EPA (Duvall et al. 2021) para este tipo de dispositivos.

Tabla 1. Métricas para evaluar el desempeño de los sistemas de microsensores.

Métrica	Descripción
Disponibilidad de datos	**Presencia**: fracción de mediciones adquiridas de todas las teóricamente posibles
Precisión	**Desviación estándar** de los promedios de 24 h de cada dispositivo individual con respecto del promedio general para todos los dispositivos del mismo tipo en el mismo periodo. **Coeficiente de variación (CV):** cociente entre la desviación estándar para un tipo de dispositivo y la media de las mediciones para todo el periodo de prueba de todos los dispositivos del mismo tipo
Sensibilidad / Sesgo	**Intercepto y pendiente** de la recta de regresión de promedios de 24 h del microsensor vs. referencia
Linealidad	**Coeficiente de determinación (R^2)** de recta de regresión de promedios de 24 h del microsensor vs. referencia. Coeficientes de correlación (ρ de Pearson, τ de Kendall, coeficiente de Spearman) entre los valores del microsensor y la referencia
Error	Raíz del error cuadrático medio (**RMSE**), raíz normalizada del error cuadrático medio (**nRMSE**).
Efectos meteorológicos de temperatura (T), humedad relativa (RH) y punto de rocío (PR)	Promedios de 24 h normalizados para cada sensor (promedio sensor/promedio referencia) vs. promedios de 24 h de T, RH, PR. Diferencia absoluta entre promedios de 24 h del sensor y de la referencia vs. promedios de 24 h de T, RH, PR.

2.2 Redes piloto

Se desplegaron dos redes piloto durante la vigencia del proyecto para adquirir experiencias en cuanto a los procedimientos y desarrollo de buenas prácticas para su operación y manejo de datos. La red para la medición de partículas finas contempló la instalación de 14 sensores de la marca PurpleAir modelo PA-II-SD, los cuales fueron instalados en las azoteas de los planteles perte-

necientes al sistema de bachillerato de la UNAM. Se trata de dispositivos pequeños, ligeros, de fácil instalación (cuando se encuentran disponibles los servicios de energía e internet), bajo costo, bajo consumo de energía (~1W) y resistentes a la intemperie, cuentan con comunicación inalámbrica y una tarjeta interna para el almacenamiento de los datos.

La red de sensores de CO2 se desplegó usando dispositivos Sensair HPP basados en sensores de atenuación tipo NDIR (near dispersive infrared) integrados a sistemas de control y adquisición diseñados por LSCE (Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement), y construidos en la UNAM a través de una colaboración en el marco del proyecto franco-mexicano "MERCI-CO2" (Grutter y Ramonet, 2018). A cada equipo perteneciente a la red se le incluyó una válvula y un tanque de calibración para verificar diariamente la respuesta del instrumento con respecto a una concentración de referencia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Evaluación de sensores

La evaluación de los SμS arrojaron resultados variados, tanto en precisión como exactitud. En la figura 1 se presenta un ejemplo de los resultados derivados para uno de los dispositivos participantes. Se obtuvieron resultados para cada uno de donde se podrán identificar algunas características de su desempeño y su respuesta frente a la composición de la mezcla urbana en dos sitios de la ciudad y a los cambios en la temperatura y humedad del ambiente a la que estuvieron expuestas durante la campaña.

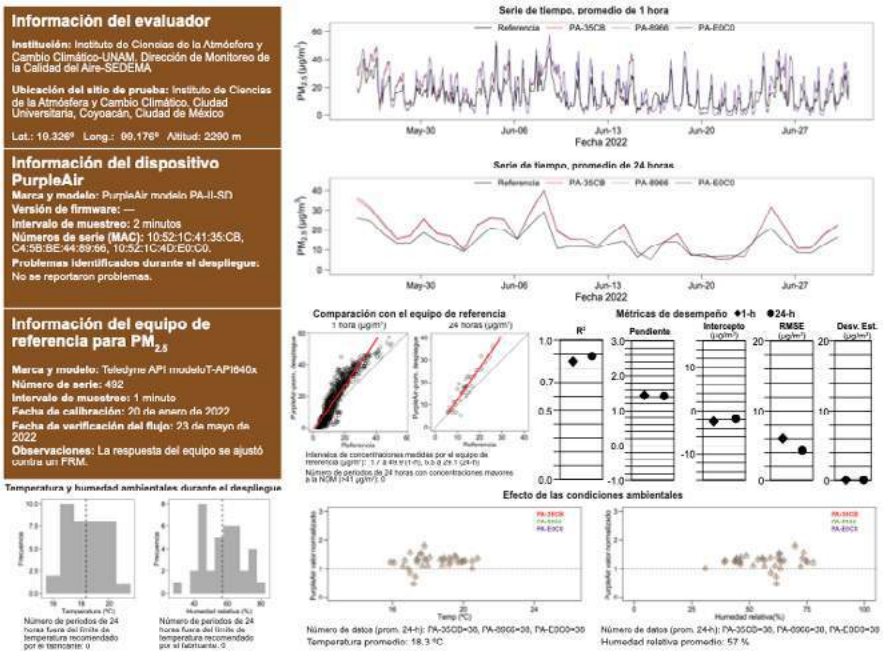


Figura 1. Ejemplo del despliegue gráfico de los resultados de evaluación, en este caso para los dispositivos de la marca PurpleAir para el parámetro específico de PM2.5.

3.2 Redes piloto

Se pusieron en marcha las dos redes de medición de manera satisfactoria y pudieron identificar aspectos y retos a ser tomados en consideración para usuarios interesados en desplegar y mantener en operación redes de este tipo. Uno de los aspectos a tomar en cuenta en proyectos de largo alcance tiene que ver con los costos de operación derivados de las visitas regulares para el mantenimiento preventivo y correctivo (alimentación eléctrica, conectividad, fallas en los sensores, etc.), con la adquisición de accesorios y componentes, y con el tratamiento y manejo de las bases de datos. Un esfuerzo mayor involucró la evaluación individual de cada dispositivo antes de ser instalado en su sitio de medición para anticipar fallas e incrementar la confiabilidad de los datos. Esta última es una actividad que recomendamos ampliamente para evitar fallas inesperadas antes del despliegue e identificar cualquier disparidad entre los dispositivos.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Resulta indudable el hecho de que los SμS tienen potencial para el desarrollo de aplicaciones de gran interés para las autoridades ambientales y ampliar el conocimiento sobre la calidad del aire local. Por ejemplo, pueden aumentar las capacidades de las redes de monitoreo regulatorias permitiendo la instalación de redes densas y extensas que incrementen significativamente la resolución tanto espacial como temporal del monitoreo a una fracción del costo material que implicaría el uso de equipo grado regulatorio pero el costo operativo es significante. Otros usos potenciales incluyen su empleo en el monitoreo perimetral de obras de construcción, la evaluación de las intervenciones gubernamentales, el monitoreo de puntos críticos de contaminación (*hot-spots*) y el rápido despliegue durante incendios o desastres.

Sin embargo, los SμS aún no son capaces de generar datos con la calidad suficiente para la toma de decisiones. Aun cuando las tecnologías se encuentran en evolución e incorporando mejoras, todavía enfrentan dificultades para generar datos consistentes y confiables para la complejidad de los ambientes urbanos. Con el propósito de incrementar la confiabilidad de los datos, se requiere de la comparación periódica contra instrumentos regulatorios de referencia bajo un esquema de protocolos de aseguramiento y control de calidad a lo largo del periodo de vida útil de los sensores, pero esto no garantiza que los datos alcancen un nivel de precisión y exactitud que pudiera considerarse similar al de los equipos regulatorios. Es necesario desarrollar y aplicar metodologías robustas caso-por-caso para evaluar periódicamente el desempeño de los SμS en las diferentes condiciones que predominan en la heterogeneidad del ambiente urbano y condiciones meteorológicas, así como identificar desviaciones e interferencias y proponer métodos adecuados para su compensación. La comparación con los equipos de referencia durante periodos de tiempo cortos no es suficiente para garantizar que los SμS funcionen consistentemente en condiciones ambientales variables y durante largos períodos de tiempo. Ante este escenario, resulta obvio que el primer paso para la incorporación de las tecnologías basadas en microsensores es considerar un esfuerzo adicional en la verificación de los datos y los costos asociados a estas actividades para asegurar la calidad de los datos.

AGRADECIMIENTOS

El financiamiento de este trabajo se obtuvo de la Secretaría de Educación, Ciencia, Tecnología e Innovación del Gobierno de la Ciudad de México a través del proyecto SECTEI 190/2021. Un agradecimiento especial a Michel Ramonet, Olivier Laurent y Marc Delmotte de LSCE por su apoyo en la construcción y operación en los sensores de CO_2, a la infraestructura y personal de la Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos (RUOA) de la UNAM, y al personal de la Subdirección de Monitoreo de la Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México.

REFERENCIAS

Clements, A.L., Griswold, W.G., Rs, A., Johnston, J.E., Herting, M.M., Thorson, J., Collier-Oxandale, A. and Hannigan, M. (2017). Low-cost air quality monitoring tools: from research to practice (a workshop summary). Sensors, 17(11), p.2478.

Duvall, R., A. Clements, G. Hagler, A. Kamal, Vasu Kilaru, L. Goodman, S. Frederick, K. Johnson Barkjohn, I. VonWald, D. Greene, and T. Dye. Performance Testing Protocols, Metrics, and Target Values for Fine Particulate Matter Air Sensors: Use in Ambient, Outdoor, Fixed Site, Non-Regulatory Supplemental and Informational Monitoring Applications. U.S. EPA Office of Research and Development, Washington, DC, EPA/600/R-20/280, 2021.

Grutter Michel y Ramonet Michel (PI's). The MERCI-CO2 project to evaluate the *Mexico City Regional Carbon Impacts*. A French-Mexican initiative funded by ANR and CONACYT in 2018. http://www.epr.atmosfera.unam.mx/Merci-CO2/

Karagulian, F., Gerboles, M., Barbiere, M., Kotsev, A., Lagler, F., Borowiak, A. (2019b) Review of sensors for air quality monitoring, EUR 29826 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76-09255-1, doi:10.2760/568261, JRC116534.

WMO, World Meteorological Organization. (2021). An Update on Low-cost Sensors for the Measurement of Atmospheric Composition, December 2020. Edited by R. Pelttier. Geneva 2, Switzerland. Disponible en: https://library.wmo.int/doc_num.php? explnum_id=10620

CARACTERÍSTICAS DE LA ISLA DE POLUCIÓN DEL AIRE URBANA EN LA REGIÓN METROPOLITANA DE SAN PAULO: UN ENFOQUE COMBINANDO DATOS DE SATÉLITE Y DE SUPERFICIE

Fabian Leonardo Moreno Camacho[1], Admir Targino[2]

Palabras clave:

Isla de polución; clima urbano; material particulado; ozono.

RESUMEN GRÁFICO



Fuente: Fabian Moreno, 2023.

INTRODUCCIÓN

Según el Banco Mundial, más de 8 mil millones de personas a nivel mundial vivirán en ciudades para el 2050 (World Bank, 2018). El aumento de la población impulsa el desarrollo y la expansión urbana, debido a la necesidad de más infraestructura y servicios para acomodar la creciente demanda (Mahtta et al., 2022). Lo que causa la expansión de ciudades hacia las áreas rurales o la compactación en núcleos centrales (Huang et al., 2007). Independiente de la formación de las ciudades, las principales fuentes de polución atmosférica en las áreas urbanas son el tráfico vehicular y los polos industriales próximos a zonas urbanas (Figueiredo et al., 2013; Santosa et al., 2008), que pueden llegar a emitir más de 1.000 tipos de contaminantes debido a la combustión generada en los procesos. Ese aumento de las concentraciones de contaminantes atmosféricos en las áreas urbanas, ocasionado por el crecimiento urbano, fue llamado de Isla de polución del aire urbana (IPU) y definido como el aumento de las concentraciones de algún contaminante atmosférico (por ejemplo, material particulado con diámetro aerodinámico ≤

1 Ingeniero ambiental, fabi901122an@gmail.com

2 Profesor Universidad Tecnológica Federal do Paraná, admirtargino@utfpr.edu.br

2,5 µm, $MP_{2,5}$) en las áreas urbanas en comparación con las áreas periféricas (Crutzen, 2004).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

San Paulo es la ciudad más grande del hemisferio sur y uno de los principales centros financieros y económicos en América Latina (INVESTSP, 2020). La ciudad tiene una población estimada de 12,3 millones de habitantes, según el Instituto Brasileño de Geografía y Estadísticas (IBGE) (IBGE, 2020). La Región Metropolitana de San Paulo (RMSP) es la principal aglomeración de América del Sur y la sexta del mundo (PDUI, 2020) (Figura 1).

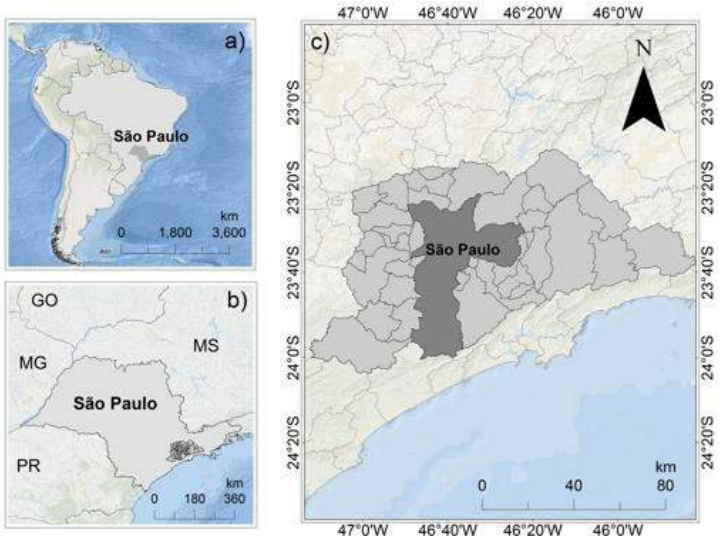


Figura 1– Localización de Brasil em América del sur (a), del estado de San Paulo (b) y de la ciudad de San Paulo y RMSP (c). El color gris claro en la figura (c) indica las subregiones de la RMSP.

Consideraciones en la selección del periodo de estudio y selección de poluentes atmosféricos para cuantificar la IPU

Para cuantificar la IPU, es importante tener datos disponibles en puntos bien distribuidos, con el fin de cubrir diferentes usos del suelo y actividades antrópicas. Por ejemplo, (Li et al., 2018) utilizaron 11 estaciones distribuidas en áreas urbanas y rurales de Berlín.

También es deseable que el período de estudio no se vea influenciado por eventos extremos de contaminación atmosférica, o persistencia de fenómenos meteorológicos que afecten las concentraciones de contaminantes atmosféricos. Por ejemplo, no se recomiendan años con variaciones climáticas extremas o situaciones anómalas, como la huelga de camioneros presentada en Brasil en 2018 y la pandemia de COVID-19 entre 2020 y 2021, que paralizaron las actividades antropogénicas y redujeron las concentraciones de óxidos de nitrógeno (NO_x) (Krecl et al., 2021; Leirião et al., 2020).

El $MP_{2,5}$ y ozono (O_3) se escogieron como candidatos para la cuantificación de la IPU, ya que son medidos rutinariamente en las estaciones automáticas de CETESB, y con mayor distribución espacial. Además, los contaminantes están relacionados con efectos adversos para la salud (mayor riesgo de mortalidad) (WHO, 2003) y fuentes urbanas (Andrade et al., 2017; de Miranda et al., 2018; Nogueira et al., 2014).

Así, considerando: i) la ausencia de factores meteorológicos y antropogénicos atípicos sobre las concentraciones de $MP_{2,5}$ y O_3, y ii) un período reciente y con mayor representación espacio-temporal de concentraciones de contaminan-

tes, se eligió el año 2019 para realizar el estudio. La decisión se tomó después de realizar el análisis de las variables meteorológicas en la región de estudio.

Datos Auxiliares

Se consideraron como datos auxiliares la profundidad óptica del aerosol (AOD, por las siglas en ingles), datos meteorológicos (velocidad del viento, radiación solar, temperatura del aire y humedad relativa), cobertura del suelo para identificar áreas de industrias mineras y polos industriales, densidad del tráfico vehicular, transporte regional de contaminantes y focos de quemadas.

Análisis de la variabilidad espacial de los poluentes atmosféricos

Se utilizó el coeficiente de divergencia (COD, por sus siglas en inglés) (Kim et al., 2005) y el coeficiente de *Pearson* (Wilks, 2011) para observar el comportamiento espacial y temporal de las concentraciones de $MP_{2,5}$ y O_3 con la distancia entre los pares de cada estación de monitoreo utilizada.

Análisis de la Isla de polución del Aire Urbana

Para la identificación de la IPU se implementaron dos metodologías: i) a nivel de superficie, con datos in situ de $MP_{2,5}$ y O_3 obtenidos de las estaciones de monitoreo de la red CETESB y, ii) con datos de AOD obtenidos a través del espectrofotómetro MODIS.

Para identificar la IPU a nivel de superficie se definió una estación de referencia para comparar las concentraciones medidas en la red urbana. La IPU se calculó como la diferencia entre el valor medio de las concentraciones de todas las estaciones urbanas, y la estación de referencia:

$$IIPU = C_0 - C_R \quad (1)$$

donde:

C_0: Valor promedio de las estaciones urbanas

C_R: Valor promedio de la estación de referencia

Para identificar la IPU usando datos de satélite, se aplicó la metodología de (CAO et al., 2020; HUANG; CAI; LI, 2019), en la cual la variación de AOD se evaluó como:

$$\Delta C_i = C_i - C_R, \quad (2)$$

donde:

i = {1,2,3 ..., *n buffers*}, C_i es el valor promedio del AOD del i-ésimo *buffer* y C_R el valor promedio del AOD del último *buffer*.

RESULTADOS

Elección de la estación de referencia

Se consideraron 16 estaciones de monitoreo para $MP_{2,5}$ y 22 estaciones para O_3, ya que cumplieron con los criterios de representatividad de datos.

La estación de fondo se seleccionó con base en la ausencia o señal débil del ciclo diurno (Larssen et al., 1999). Ese comportamiento se identificó en la estación IBIRA para el $MP_{2,5}$, que presentó ciclos muy variables, tanto entre estaciones como en los días de semana y fines de semana (Figura 2). Además, la estación IBIRA muestra las concentraciones más bajas en el ciclo diurno, poca variación y picos modestos; uno al amanecer entre semana (13,7 µg m^{-3}) y otro cerca del mediodía (15,4 µg m^{-3}).

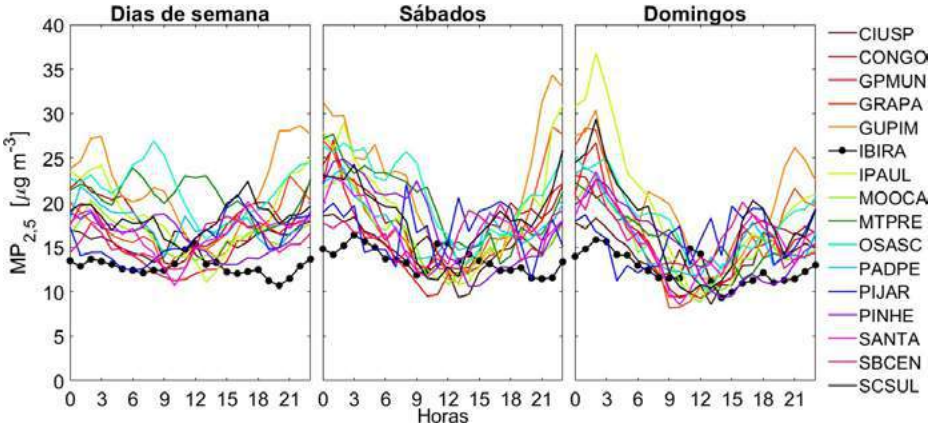


Figura 2–Ciclos diarios de concentraciones medias de MP2,5 en el año 2019, separados por días laborables, sábados y domingos (incluidos festivos).

El O_3 mostró el mismo comportamiento para todos los ciclos diarios evaluados (Figura 3), con concentraciones máximas entre las 14 y las 16 horas y concentraciones mínimas entre las 7 y las 8 horas. Las estaciones PIJAR e IBIRA presentaron las mayores concentraciones medias (> 80 µg m^{-3}), tanto entre semana como los fines de semana.

Por lo tanto, el análisis de esta sección confirma que IBIRA se puede utilizar como una estación de fondo urbana y se adoptará en los próximos análisis de la IPU.

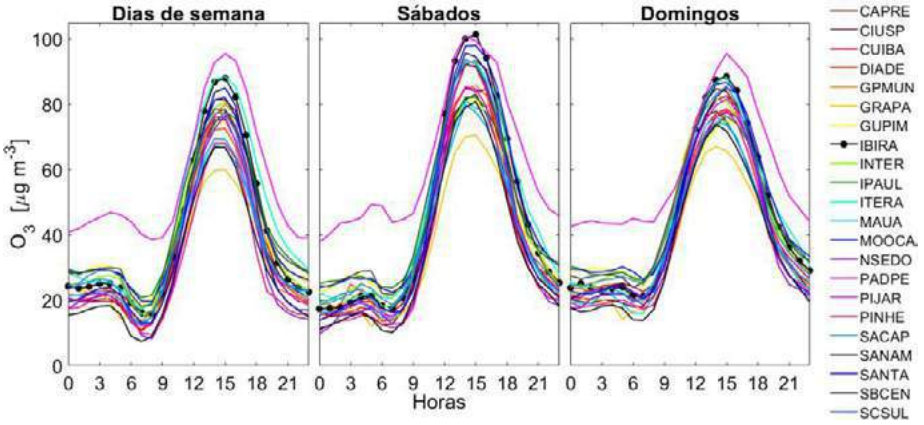


Figura 3– Ciclos diarios de concentraciones medias de O3 en el año 2019, separados por días laborables, sábados y domingos (incluidos festivos).

Análisis de la IPU con sensor remoto

La Figura 4 muestra que el delta de AOD (Δ_{AOD}) decae en función de la distancia (excepto para el período C), de 0,02 (*buffer* 1) a 0,003 (*buffer* 4–6). El modelo de decaimiento que mejor se ajustó al comportamiento espacial de Δ_{AOD} fue el exponencial (R = -0.99, para valor anual). En cuanto al comportamiento estacional, los periodos A, B y D presentaron valores de R entre -0,93 y -0,99, con decaimientos más definidos en los periodos B y D. El periodo C no presentó un comportamiento evidente, dado que la contaminación del aire es prácticamente uniforme en toda la región de estudio.

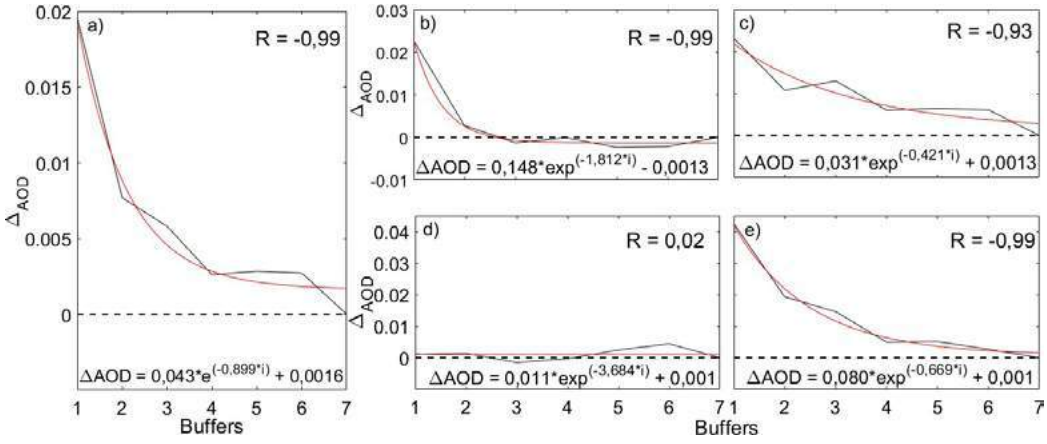


Figura 4 – Evolución de los valores medios de ΔAOD (IPU) en a) 2019 y por periodos: b) periodo A, c) periodo B, d) periodo C y e) periodo D en la RMSP. La línea roja indica el ajuste de la curva del modelo de decaimiento exponencial y la R indica el coeficiente de correlación.

Identificación de la IPU con datos in-situ

Para identificar la existencia de IPU a nivel de superficie, las diferencias (delta, Δ) de las concentraciones medias mensuales, horarias y diarias de $MP_{2,5}$ ($\Delta MP_{2,5}$) y O_3 (ΔO_3) entre cada grupo (agrupados por el método de WARD) y la estación de referencia (grupo 6), a través de la Ecuación 1.

La Figura 5 ilustra que el $\Delta MP_{2.5}$ varía entre -2 y 14 µg m^{-3} para el ciclo mensual (Figura 5a) y horario (Figura 5b), y entre 1,8 y 8,4 µg m^{-3} para los días de semana (Figura 5c). Los grupos 2, 3 y 4 presentaron los mayores gradientes entre mayo y julio, mientras que G5 presentó los menores gradientes en estos meses, coincidiendo con G1, en enero, disminuyendo paulatinamente hasta diciembre. Los resultados para el ciclo diurno mostraron gradientes positivos durante la mayor parte del día, excepto entre las 10 y las 12 h aproximadamente, donde se observaron los menores gradientes. La serie de gradientes de la Figura 5b sugiere la existencia de un claro ciclo diurno, posiblemente debido a procesos termodinámicos que gobiernan el comportamiento de la capa de mezcla.

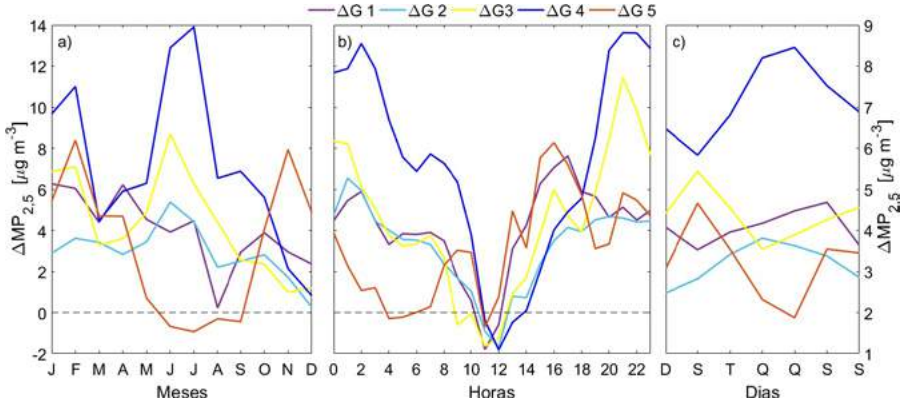


Figura 5 – Delta de MP2.5 valores medios a) para ciclo mensual, b) diurno y c) diario entre estaciones urbanas (grupos 1-5) y la estación de referencia.

Desde el punto de vista del O_3 (Figura 6), en la mayoría de los meses se observaron ΔO_3 predominantemente negativos (es decir, mayores concentraciones de O_3 en G6 que en la región periférica), con valores que sugieren la existencia de ozono IPU ($IPUO_3$) (con excepción de G5 que presentó gradientes entre -0.02 y 27.8 µg m^{-3} para los tres ciclos).

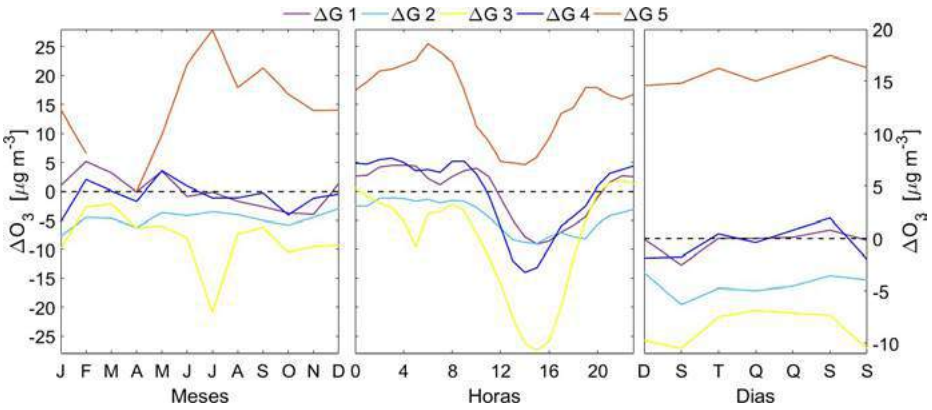


Figura 6 – Delta de O3 valores medios a) para ciclo mensual, b) diurno y c) diario entre estaciones urbanas (grupos 1-5) y la estación de referencia.

CONCLUSIONES

El presente proyecto tuvo como objetivo identificar la UIP en la megaciudad de San Paulo y su área metropolitana, utilizando información satelital combinada y observaciones de $MP_{2.5}$ y O_3 obtenidas en una red de monitoreo en el año 2019.

La identificación de la IPU se basó en las diferencias en las concentraciones de $MP_{2,5}$ y O_3 entre la estación de referencia (IBIRA, que presentaba características de estación de fondo urbana) y las demás estaciones de monitoreo ($\Delta MP_{2,5}$ y ΔO_3). La IPU mostró valores positivos para $\Delta MP_{2,5}$ y valores negativos para ΔO_3 en la mayoría de los grupos. Aunque los $\Delta MP_{2,5}$ son positivos y los ΔO_3 negativos, sorprendentemente los resultados apuntan a la ausencia del fenómeno IPU para el $\Delta MP_{2,5}$ pero la existencia del IPU para el O_3 sobre el RMSP. Este comportamiento se debe a que las estaciones con las mayores concentraciones de $MP_{2,5}$ están ubicadas en la periferia de la ciudad de San Paulo, cerca de las principales avenidas y carreteras. Desde el punto de vista del O_3, la estación IBIRA está alejada de fuentes de emisión de contaminantes primarios que consumen O_3, lo que deja concentraciones más altas.

El uso de datos satelitales permitió analizar la IPU en una escala espacial más amplia utilizando el espesor óptico del aerosol (AOD) como indicador. El resultado de la IPU con Δ_{AOD} (definido como la diferencia de AOD entre el área urbana y la periferia), mostró mayor Δ_{AOD} en la región central (0.02) que en la periferia (0.003). Además, se observó una caída exponencial de Δ_{AOD} a medida que uno se aleja del centro urbano, con correlaciones negativas por encima de -0,93.

Finalmente, la variabilidad de la IPU para $\Delta MP_{2.5}$, ΔO_3 y Δ_{AOD} está modulada por los períodos del año, e influenciada por las emisiones de fuentes locales, regionales y variables meteorológicas.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Estos resultados podrían ser considerados para la ampliación de la red de monitoreo de la calidad del aire, con el fin de observar los aportes de contaminantes en las áreas rurales y suburbanas de la RMSP, ya que quedó claro que la red de monitoreo solo se encuentra en la región urbana. Adicionalmente, se podría considerar que las estaciones de fondo se instalen en diferentes cuadrantes de la RMSP, ya que cada región puede estar influenciada por diferentes fuentes y niveles de contaminación del aire.

AGRADECIMIENTOS

Mi más sincero agradecimiento a mi asesor, el Dr. Admir Targino quien fue más que un consejero en este camino guiándome y enseñándome desde lo más básico hasta lo más complejo. Gracias por su ayuda y motivación que siempre me han inspirado a continuar con este gran proyecto de vida.

A la Universidad Tecnológica Federal do Paraná y al Programa de Posgrado en Ingeniería Ambiental por la beca ofrecida en el proceso final de este maravilloso proyecto de investigación.

REFERENCIAS

Andrade, M. de F., Kumar, P., de Freitas, E. D., Ynoue, R. Y., Martins, J., Martins, L. D., Nogueira, T., Perez-Martinez, P., de Miranda, R. M., Albuquerque, T., Gonçalves, F. L. T., Oyama, B., & Zhang, Y. (2017). Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives. *Atmospheric Environment*, *159*(March), 66–82. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.051

Cao, Y., Fang, X., Wang, J., Li, G., Cao, Y., & Li, Y. (2020). Measuring the urban particulate matter island effect with rapid urban expansion. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *17*(15), 1–18. https://doi.org/10.3390/ijerph17155535

Crutzen, P. (2004). New Directions: The growing urban heat and pollution '"island"' effect—impact on chemistry and climate. *Atmospheric Environment*, *21*(38), 3539–3540. https://doi.org/10.1029/2001

de Miranda, R. M., de Fatima Andrade, M., Dutra Ribeiro, F. N., Mendonça Francisco, K. J., & Pé-

rez- Martínez, P. J. (2018). Source apportionment of fine particulate matter by positive matrix factorization in the metropolitan area of São Paulo, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, *202*, 253–263. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.100

Figueiredo, M. L., Monteiro, A., Lopes, M., Ferreira, J., & Borrego, C. (2013). Air quality assessment of Estarreja, an urban industrialized area, in a coastal region of Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment*, *185*(7), 5847–5860. https://doi.org/10.1007/s10661-012-2989-y

Huang, J., Lu, X. X., & Sellers, J. M. (2007). A global comparative analysis of urban form: Applying spatial metrics and remote sensing. *Landscape and Urban Planning*, *82*(4), 184–197. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.010

Huang, X., Cai, Y., & Li, J. (2019). Evidence of the mitigated urban particulate matter island (UPI) effect in China during 2000–2015. *Science of the Total Environment*, *660*, 1327–1337. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.099

IBGE. (2020). *IBGE divulga estimativa da população dos municípios para 2020*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013- agencia-de-noticias/releases/28668-ibge-divulga-estimativa-da-populacao-dos-municipios-para- 2020

INVESTSP. (2020). *Por que São Paulo*. Agência Paulista de Promoção de Investimentos e Competitividade. https://www.investe.sp.gov.br/porque-sp/

Kim, E., Hopke, P. K., Pinto, J. P., & Wilson, W. E. (2005). Spatial variability of fine particle mass, components, and source contributions during the Regional Air Pollution Study in St. Louis. *Environmental Science and Technology*, *39*(11), 4172–4179. https://doi.org/10.1021/es049824x

Krecl, P., de Lima, C. H., Dal Bosco, T. C., Targino, A. C., Hashimoto, E. M., & Oukawa, G. Y. (2021). Open waste burning causes fast and sharp changes in particulate concentrations in peripheral

neighborhoods. *Science of the Total Environment*, *765*, 142736. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142736

Larssen, S., Sluyter, R., & Helmis, C. (1999). Criteria for Euroairnet: The EEA Air Quality Monitoring and Information Network. In *European Environment Agency* (Issue 12).

Leirião, L. F. L., Debone, D., Pauliquevis, T., Rosário, N. M. É. do, & Miraglia, S. G. E. K. (2020).

Environmental and public health effects of vehicle emissions in a large metropolis: Case study of a truck driver strike in Sao Paulo, Brazil. *Atmospheric Pollution Research*, *11*(6), 24–31. https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.02.020

Li, H., Meier, F., Lee, X., Chakraborty, T., Liu, J., Schaap, M., & Sodoudi, S. (2018). Interaction between urban heat island and urban pollution island during summer in Berlin. *Science of the Total Environment*, *636*, 818–828. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.254

Mahtta, R., Fragkias, M., Güneralp, B., Mahendra, A., Reba, M., Wentz, E. A., & Seto, K. C. (2022). Urban land expansion: the role of population and economic growth for 300+ cities. *Npj Urban Sustainability*, *2*(1). https://doi.org/10.1038/s42949-022-00048-y

Nogueira, T., Dominutti, P. A., de Carvalho, L. R. F., Fornaro, A., & Andrade, M. D. F. (2014).

Formaldehyde and acetaldehyde measurements in urban atmosphere impacted by the use of ethanol biofuel: Metropolitan Area of Sao Paulo (MASP), 2012-2013. *Fuel*, *134*, 505–513. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.05.091

PDUI. (2020). *Região Metropolitana de São Paulo*. Plana de Desenvolvimiento Urbano Integrado. https://www.pdui.sp.gov.br/rmsp/?page_id=56

Santosa, S. J., Okuda, T., & Tanaka, S. (2008). Air pollution and urban air quality management in Indonesia. *Clean - Soil, Air, Water*, *36*(5–6), 466–475. https://doi.org/10.1002/clen.200800038

WHO. (2003). Health Aspects of air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. In

World Health Organization. https://doi.org/10.1016/s0140-6736(05)77146-4

Wilks, D. S. (2011). *Statistical Methods in the Atmospheric Sciences* (Third edit). Academic

Press. World Bank. (2018). *Urban Development - Overview*.
https://www.worldbank.org/en/topic/urban-development/overview

ANÁLISIS DE INTERSECCIONES SEMAFORIZADAS Y VARIABLES DE SU OPERACIÓN QUE AFECTAN LA CALIDAD DEL AIRE EN SANTA MARTA

Fredy Armando Cuervo Lara[1], Jesus Cuases Arrieta[2] Yurainis Nuñez Pinto[3]

INTRODUCCIÓN

El estudio se realizó porque la percepción de usuarios del sistema de movilidad de la ciudad de Santa Marta es que los semáforos generan demoras operativas que deben ser analizadas, por otra parte, esta congestión en intersecciones genera mayor combustión en los vehículos y por ende hay mayor emisión de partículas contaminantes al aire. De estas percepciones surge la pregunta de investigación, ¿cuáles son las variables de operación de las intersecciones semaforizadas que generan incremento de emisión de partículas y empeoran la calidad del aire?

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la ciudad de Santa Marta, en el año 2022 y se aplicaron técnicas de ingeniería de tránsito para la caracterización física de las intersecciones, considerando parámetros de diseño geométrico, se realizó el análisis de operación de intersecciones semaforizadas de acuerdo al Highway Capacity Manual del Transport research Board (HCM., 2010), considerando variables de capacidad, flujo vehicular nivel de servicio y demoras. De igual manera se realizó un análisis comparativo con los reportes de calidad el aire en las diferentes zonas de localización de las intersecciones.

El estudio se realizó evaluando las 37 intersecciones semaforizadas de la red vial urbana de Santa Marta, localizadas en cuatro corredores de transporte de la red primaria, el enfoque inicial del estudio estaba centrado en la aplicación de métodos de ingeniería de tránsito para caracterizar la operación, posteriormente surgieron las necesidades de incorporar el análisis de su efecto en la calidad del aire en la ciudad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Caracterización de intersecciones

La caracterización de intersecciones de la ciudad se realizó considerando los siguientes elementos de análisis:

Tabla 1. Elementos de análisis de intersecciones semaforizadas.

Elementos de análisis	Diseño geométrico de la intersección	Características de operación de la intersección	Indicadores de operación de la intersección	Antecedentes de calidad de aire en las zonas
Descripción	Se analizó simetría de la intersección, ancho de calzadas, calidad de diseño, dotación para el peatón	Tipo de flujo vehicular que atiende la intersección	Indicadores de capacidad, flujo vehicular, nivel de servicio, tipo de llegadas, demoras	Revisión de estudios de monitoreo de calidad del aire en la zona de la intersección

1 Universidad Cooperativa de Colombia, fredy.cuervo@ucc.ecu.co

2 Universidad Cooperativa de Colombiajesus.cuasesa@campusucc.ecu.co

3 Universidad Cooperativa de Colombia, yurainis.nunezp@campusucc.ecu.co

Localización de intersecciones semaforizadas del estudio. Las intersecciones analizadas se seleccionaron del sistema de intersecciones de la ciudad, el cual consta aproximadamente de 40 intersecciones semaforizadas, se consideraron elementos de relevancia en el tráfico y la conectividad de la ciudad para la caracterización

Análisis de diseño geométrico de las intersecciones. Para este análisis se consideraron variables de simetría de la intersección, ancho de carriles y su uniformidad, dotación de sobreancho de carriles para giros, localización de señales de tránsito verticales y horizontales y su calidad, estado de la calzada en la intersección. Se pudo observar que tan solo una de las intersecciones logro una valoración promedio de parámetros de diseño geométrico superior al 75%, los parámetros con más baja valoración son señalización vertical y horizontal, dotación de sobreanchos de carril de giros con valor inferior a 50%, en general la valoración de parámetros de diseño geométrico tuvo una valoración en las intersecciones de 66%. Considerando la importancia que tiene el diseño geométrico en la operación de intersección, es una valoración muy baja dado que de ahí se desprende el comportamiento del tráfico en la intersección.

3.2 Características de operación de la intersección

Las características de operación de la intersección fueron analizadas con aforos vehiculares y se realizó una clasificación por tipología de vehículos para determinar el peso de cada una en las intersecciones. En el análisis se observó como el transporte público en Busetas representa el 37.6% del tráfico en las intersecciones evaluadas, de igual forma se observa como el transporte particular esta cercano al volumen de transporte público, en corredores mixtos que combinan la operación de dos tipologías de tráfico con fines diferentes. Las motocicletas representaron el 16.3% del tráfico de las intersecciones, el cual viene en crecimiento y en algunas intersecciones como la de Av. del ferrocarril con avenida del libertador representó el 21% del tráfico, lo cual es altamente representativo dado que esta modalidad está prestando servicio de transporte informal.

Tabla 2. Indicadores de la operación de intersecciones semaforizadas en Santa Marta.

Intersección	Av. libertador con Av. del ferrocarril	Av. Del libertador con Cra. 19	Av. del libertador con Av. Del rio	Avenida del ferrocarril con Av. del rio	Avenida del ferrocarril con Cra 19	Avenida Santa Rita con Cra 4ª	Avenida Santa rita con cra 19.
Demora promedio vehículo en seg.	21	14	16	17	24	19	12
Tipo de llegada	2	3	2	2	3	2	2
Nivel de servicio	C	B	C	C	C	C	B

De acuerdo con TRB (Transport Research Board., 2010), el nivel de servicio se caracteriza de acuerdo con la demora por vehículo por parada, de acuerdo con la tabla de HCM, de acuerdo con la tabla anterior el nivel se servicio de las intersecciones oscila entre nivel C y B.

3.3 Determinación de capacidad de intersecciones semaforizadas

Se observa como las intersecciones analizadas presentan en promedio 30% de vehículos evacuados fuera del ciclo de arribo, lo que indica que las demoras que se presentan en las intersecciones generan tiempos adicionales de espera para los vehículos, lo cual se traduce en tiempos de viaje

mas largos, interrumpidos y que generan mayor consumo de combustible. Se logró determinar que en las intersecciones los tiempos muertos generados por demoras corresponden al 32% en los casos más críticos y 16% en las intersecciones con menos demoras.

3.4 Variables de operación de intersecciones semaforizadas y relación con la calidad del aire en la ciudad de Santa Marta

La ciudad de Santa Marta está localizada a nivel del mar, es una capital de departamento cuyo sistema de movilidad se basa en vehículos operados con combustibles fósiles; la contaminación primaria del aire proveniente de la operación vehicular Según Alcaldía de Santa Marta (2021), la información contenida en el decreto 034 de 2022, la contaminación proviene de 72.000 vehículos que circulan en la ciudad.

La operación vehicular en ciudades genera Material particulado emanado de vehículos Diesel , también se generan compuestos orgánicos volátiles como benceno, acetaldehído que generan el smog, estas sustancias están asociadas a algunos tipos de Cáncer. También se emiten óxidos de nitrógeno los cuales contaminan y son perjudiciales para las vías pulmonares, el monóxido de carbono cuya inhalación obstruye el oxígeno en la actividad cerebral. Según ONU (2022), la contaminación del transporte con combustible fósil es la responsable del 20% de gases efecto invernadero que generan calentamiento global.

De acuerdo con (Querol., 2012), la probabilidad de morir en una ciudad contaminada es 26% más alto que en una ciudad no contaminada, un estudio de la Sociedad American de Cáncer en 1995 evaluó efectos de contaminación atmosférica en 151 zonas metropolitanas en Estados Unidos

La movilidad de la ciudad no puede analizarse aisladamente, de acuerdo con (Carello.,2009), en su estudio de calidad de vida en Buenos aires, los aspectos sociodemográficos determinan las condiciones de calidad de vida de las personas en un entorno urbano, variables como la densidad de población , la proporción de la población por edades, la estratificación social, están relacionadas con las formas de movilidad en la ciudad y con la calidad del aire.

Contaminantes derivados del combustible en vehículos. De acuerdo con Tobón (2006), en su estudio de Contaminación vehicular, los contaminantes que genera la gasolina son Monóxido de Carbono (CO), el cual en contacto con el ambiente se transforma en dióxido de carbono, los hidrocarburos quemados reaccionan en presencia de óxidos de nitrógeno y se convierten en ozono a nivel suelo; la gasolina también genera Óxido de Nitrógeno, el cual se forma del nitrógeno contenido en combustible y son nocivos para la salud.

Tabla 3. Relación de Medición de niveles promedio anuales de PM10 y localización de intersecciones semaforizadas.

Estación	PM 10 2022	PM10 2023	Características de la zona	Intersecciones semaforizadas localizadas en la zona
MARINA SANTA MARTA	33.77	39.89	Alta actividad de transporte marítimo de pasajeros, transporte de pasajeros	Kra 4 con Cl22, Kra 5 con Cl22, han incrementado sus volúmenes de tráfico
PESCAÍTO	29.83	29.18	Alta actividad de transporte	Kra5 con Av. ferrocarril, Av. libertador con Av. Ferrocarril, han incrementado sus volúmenes de tráfico.
Club Santa Marta	45.05	39.87	Alta actividad de transporte marítimo de pasajeros, transporte de pasajeros	Kra4 con cl26, kra4 con cl29, incrementó su volumen de tráfico.

Fuente: Sistema SISAIRE. IDEAM 2023 y complemento de autores.

3.5 La incidencia de las deficiencias en la operación del transporte publico

Según (Tobón et al 2006), Existen tres aspectos que influyen en el consumo de combustible para el transporte terrestre: la red de carreteras, los tipos de vehículos y la regulación del transporte. El estado de la red de carreteras, la conectividad de las vías principales y la red secundaria inciden en el consumo de combustible.

Según el (IDEAM., 2023), el índice de calidad del aire se calcula para cinco contaminantes criterio contemplados en la normativa nacional: Ozono (O3), material particulado (PM10 y PM2.5), dióxido de azufre (SO2), dióxido de nitrógeno (NO2) y monóxido de carbono (CO) en tiempos de exposición que oscilan entre 1 hora y 24 horas; el cual permite establecer el estado de la calidad del aire de acuerdo al rango establecido para cada contaminante criterio, asociando rangos de valores a una tabla de colores

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Las implicaciones de los resultados de este estudio muestran que es necesario que los efectos de la movilidad urbana se consideren en la dimensión ambiental, dado que muchas veces los estudios de tránsito se concentran en el mejoramiento de fluidez del tráfico o en medidas operativas orientadas a mejorar la movilidad. Las decisiones asociadas con la regulación del tráfico en las intersecciones de la ciudad deben considerar las variables que pueden impactar la calidad del aire, entre ellas el nivel de servicio de la intersección, las demoras, la capacidad y su relación con el volumen vehicular atendido.

Los estudios de demanda de transporte además de identificar potencialidad de demanda, proporciones de viajes transportados en cada modalidad de transporte, debe considerar todas las variables de impacto ambiental como la obsolescencia vehicular, el tipo de combustible empleado, las condiciones de operación y mantenimiento de vehículos. En el caso de Santa Marta es necesario que se realicen estudios profundos de edad de parque automotor, así como el análisis periódico de las intersecciones semaforizadas.

REFERENCIAS

Decreto 034 de Alcaldía de Santa Marta 034. Restricciones a la circulación vehicular. (22 de febrero de 2022).

Manjarres, G., Linero. (2005). Composición y concentración de material particulado en el área de un sector de la ciudad de Santa Marta. Rev. Intropica.V2.23-33. Santa Marta

Carello, G. (2009). *Calidad de vida en la Ciudad de Buenos Aires: una propuesta de configuración de espacios homogéneos.*. Red Población de Buenos Aires. https://elibro-net.bbibliograficas.ucc.edu.co/es/lc/ucc/titulos/24334 EFE. (23 de febrero de 2018). Medellín eleva restricciones al tráfico por la contaminación ambiental: COLOMBIA CONTAMINACIÓN.. *EFE News Service*. https://bbibliograficas.ucc.edu.co/login?url=https://www.proquest.com/wire-feeds/medellín-eleva-restricciones-al-tráfico-por-la/docview/2007206842/se-2

Gaitán, M. (2009). Análisis del estado de la calidad del aire en Bogotá.. B - Universidad de los Andes Colombia. https://elibro-net.bbibliograficas.ucc.edu.co/es/lc/ucc/titulos/5704

Instituto de hidrología, metrología y estudios ambientales.(2 de enero de 2023). Subsistema de calidad del aire http://www.ideam.gov.co/web/contaminacion-y-calidad-ambiental/calidad-del-aire?inheritRedirect=true

Instituto de hidrología, metrología y estudios ambientales. (3 de febrero de 2023). Contaminación y calidad ambiental. http://www.ideam.gov.co/web/contaminacion-y-calidad-ambiental/

Organización de las naciones Unidas. (2 febrero de 2022). Contaminación, automóviles y calidad del aire. https://onuhabitat.org.mx/index.php/contaminacion-automoviles-y-calidad-del-aire#:~:text=Los%20autom%C3%B3viles%20particulares%20generan%20el,las%20medidas%20de%20prevenci%C3%B3n%20adecuadas.

Querol, X. (2012). *Bases científico-técnicas para un plan nacional de mejora de la calidad del*

aire.. Editorial CSIC Consejo Superior de Investigaciones Científicas. https://elibro-net.bbibliograficas.ucc.edu.co/es/lc/ucc/titulos/41672

Resolución 2254 de Ministerio de Medio Ambiente de Colombia. Por la cual se adoptan la norma de calidad del aire ambiente y se dictan otras disposiciones. (1 de noviembre de 2017).

Tobón Orozco, D. F., Sánchez Gandur, A. F. & Cárdenas Londoño, M. V. (2006). Regulación ambiental sobre la contaminación vehicular en Colombia : ¿hacia dónde vamos?. Borradores del CIE, (17), 1-21.

Transport Research Board. (2010). Highway Capacity manual. TRB. Estados Unidos.

MONITOREO DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS EN AIRE AMBIENTE, ENTRE LA PERTINENCIA TÉCNICA Y LA NORMATIVA COLOMBIANA

Camilo Zapata Mora[1], Wilson Sandoval Vera[2]

Palabras clave:

Hidrocarburos aromáticos policíclicos HAPs; métodos normalizados; fracción particulada; fase gaseosa; límites de detección.

INTRODUCCIÓN

Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) son un grupo importante de compuestos orgánicos persistentes. Son de especial interés debido a su presencia global en el ambiente y su reconocida toxicidad como carcinogénicos y mutagénicos (Yan et al., 2004). Los HAPs se emiten al medio ambiente tanto por fuentes naturales como antropogénicas. La erupción de volcanes, los bosques y los incendios de praderas se consideran las principales fuentes naturales de HAPs atmosféricos (Manoli et al., 2016). Las fuentes antropogénicas más significativas incluyen fuentes de combustión estacionarias y fuentes móviles con quema de combustibles fósiles, vehículos automotores, incineradores de residuos, refinación de petróleo, producción de coque, asfalto y aluminio, entre otras (Larsen & Baker, 2003).

En la atmósfera, los HAPs se distribuyen entre las fases de gas y partículada (Odabasi et al., 2006). La división de fases está controlada por la presión de vapor de cada HAP a temperatura ambiente, por la cantidad y las propiedades del aerosol adsorbente y por los cambios en las condiciones atmosféricas (p. ej., temperatura y humedad relativa) (Akyüz & Çabuk, 2010). Los HAPs atmosféricos que contienen tres anillos aromáticos (acenaftileno [Ace], fluoreno [Flu], fenantreno [Fen] y antraceno [Ant] se asocian predominantemente con la fase gaseosa; los que tienen cuatro anillos aromáticos (pireno [Pir], fluoranteno (Flt) , benzo[a]antraceno (BaA) y criseno [Cri]) se distribuyen casi por igual entre las dos fases; y aquellos con cinco y seis anillos (benzo[b]fluoranteno [BbF], benzo[k]fluoranteno [BkF] , benzo[a] pireno [BaP], dibenz[a,h]antraceno [DBahA], indeno[1,2,3-cd]pireno [IcdP] y benzo[ghi]perileno [BghiP]) están casi completamente asociados con la fase de partículas, considerando el potencial tóxico de los compuestos mencionado se ha encontrado que la mayor parte de potencial tóxico lo aporta la fracción particulada (Akyüz & Çabuk, 2010; Zapata Mora, 2020).

Los estudios de monitoreo ambiental del aire realizados en todo el mundo han encontrado concentraciones significativas de HAPs, tanto en fracciones gaseosas como particuladas, especialmente en los centros urbanos (Cheruyiot et al., 2015; Quijano Parra & Meléndez Gélvez, 2014), a causa de esto la mayoría de los países desarrollados han establecido normas y límites ambientales máximos para estos contaminantes. La Comisión Europea estableció un valor de 1 ng BaP-ET/m3 para la presencia media anual de HAPs en la fracción particulada PM10 (European Commission, 2005), este límite también fue adoptado por India y China. En Colombia los HAPs fueron regulados por primera vez con la Resolución 2254 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS, 2017), donde se establece el límite máximo permisible anual de 1 ng BaP-ET/m3. Sin embargo, dicha norma, no especifica si esta concentración corresponde a la fase gaseosa o fracción particulada en algún rango de tamaño de partícula específico, tampoco indica sobre qué compuestos específicos se debe realizar el análisis. Dichos va-

1 Induanalisis S.A.S, e-mail *(dir.operaciones@induanalisis.com)*

2 Induanalisis S.A.S, e-mail *(gerencia@induanalisis.com)*

cíos no permiten la obtención de datos pertinentes para la evaluación del impacto ambiental que pretende.

MATERIALES Y MÉTODOS

El monitoreo y análisis de muestras para determinación de HAPs en aire ambiente tiene como fundamento el compendio de métodos de la US-EPA para la determinación de componentes tóxicos orgánicos en aire ambiente, TO-13A (USEPA, 1999b) para determinar HAPs en aire, en fracción gaseosa y particulada (PST) por cromatografía de gases y espectrometría de masas (GC/MS). También existen otros métodos normalizados como la ISO 12884:2000 (EN) de la Unión Europea, con metodología muy similar al TO-13A, la ISO 16362:2005 (EN), para la determinación de HAPs en fracción particulada (PST) por cromatografía líquida de alto desempeño (HPLC) y la UNE-EN 15549:2008 para determiner Benzo(a) pireno en PM10 por HPLC o GC/MS. Los métodos normalizados mencionados son los más aplicados por laboratorios acreditados a nivel mundial, en la Figura 1 se presentan el consolidado de métodos aplicados en 10 países de América y Eurápa donde se encontraron laboratorios acreditados en análisis de HAPs en aire ambiente, incluido 1 laboratorio en Colombia (Induanalisis S.A.S).

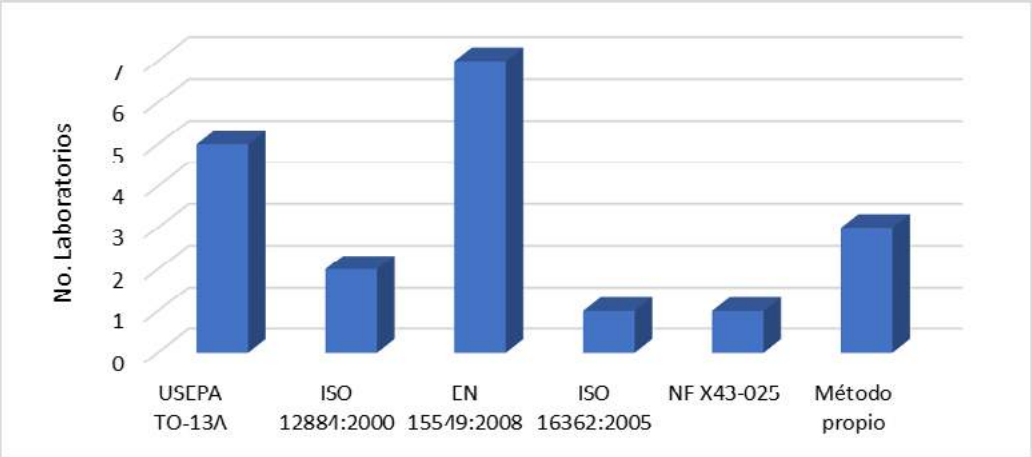


Figura 1. Consolidado de métodos de análisis de HAPs aplicados en 10 países.

También existe la posibilidad de analizar HAPs en fase gaseosa usando el método normalizado TO-17 (USEPA, 1999a), el cuál es comúnmente usado para la determinación de compuestos orgánicos volátiles, en Colombia es el método más usado por laboratorios acreditados para la determinación de los comúnmente denominados BTEX (Benceno, Tolueno, Etilbenceno, Xileno), entre otros compuestos gaseosos volátiles en el aire como Decano (C10), Undecano (11) y Dodecano (C12). Sin embargo, el uso del método TO-17 para la determinación de HAPs en aire supone una serie de falencias técnicas que comprometen la pertinencia técnica de los resultados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los métodos normalizados para la determinación de HAPs en aire ambiente de la US-EPA y Unión Europea son específicos para fracción particulada más fase gaseosa o sólo fracción particulada, pero en ningún caso sólo fase gaseosa. Esto se explica por la distribución de los diferentes compuestos entre la fase gaseosa y la fracción particulada y a que los compuestos con mayor Factor de Equivalencia Tóxica (FET) son los de mediano y alto peso molecular (> 4 anillos aromáticos). Por lo tanto, la mayor parte de potencial tóxico lo aporta la fracción particulada, entre el 91 % y 99 % para un caso de estudio en Manizales, Colombia (Zapata Mora, 2020). Considerando su dis-

tribución entre fracción gaseosa y particulada, la forma más precisa de monitorear los HAPs es en ambas fracciones, ya que, a pesar de tener un potencial tóxico menor, las magnitudes de los compuestos más volátiles (entre 2 y 4 anillos) superan hasta tres veces las encontradas de compuestos de mayor peso molecular (> 5 anillos) (Zapata Mora, 2020). Sin embargo, si se desea acotar el alcance, se puede limitar a determinación sobre material particulado en cualquier tamaño de partícula. Lo que no es pertinente para fines de identificar el potencial toxicológico es determinar los HAPs sólo en fase gaseosa o vapor.

Los métodos normalizados para la determinación de HAPs establecen flujos de muestreo de alto volumen (> 6 m3/h), con excepción de la ISO 16362:2005 que permite flujos de muestreo desde (> 1 m3/h), obteniendo volúmenes de muestreo mínimos de 24 m3 y para los demás métodos volúmenes mayores a 300 m3 de aire, como se presenta en la Tabla 1. Los grandes volúmenes de aire en conjunto con la capacidad de detección de las técnicas utilizadas (GC/MS y HPLC) permiten obtener límites de detección desde 0,05 ng/m3 para el TO-13A y la ISO 12884:2000 y desde 0,04 ng/m3 para la UNE-EN 15549: 2008. En el caso del volumen mínimo de 24 m3 se pueden obtener límites de detección desde 0,5 ng/m3 y de 0,05 ng/m3 para volúmenes mayores a 300 m3. Dichos límites de detección se encuentran por debajo del límite normativo colombiano 1 ng BaP-ET/m3, lo que permite hacer la comparativa normativa correspondiente.

La falta de especificidad de la normativa colombiana ha permito que la mayoría de los monitoreos comerciales de HAPs en aire se realicen por medio del método TO-17 (USEPA, 1999a), dicho método no ha sido estandarizado específicamente para análisis de HAPs en aire, pero cuenta con una nota que abre la puerta para realizar análisis de HAPs en fase gaseosa. A pesar de la posibilidad que da el método TO-17 para análisis de HAPs se identifican serias falencias que comprometen la pertinencia técnica de los resultados. A continuación, se describen las más relevantes:

Tabla 1. Resumen de especificaciones de métodos normalizados para análisis de HAPs en aire ambiente.

Método	Matriz Muestreo	Volumen Muestra (m^3)	Límite Cuantificación (ng/m^3)
USEPA TO-13A	PST + Gas	360	0,05
ISO 12884:2000	PST + Gas	350	0,05
EN 15549:2008	PM10	720	0,04
ISO 16362:2005	PST	24 - 2100	0,5 - 0,05

3.1 Falencias del método TO-17 para determinación de HAPs en aire ambiente

El método TO-17 se basa en toma de muestra en tubos adsorbentes, lo que implica que sólo capta la fase gaseosa de los HAPs, donde se encuentran predominantemente los compuestos de menor FET, los más livianos, compuestos de 2 y 3 anillos. También se encuentran compuestos de 4 anillos, de los cuales hay algunos de FET medio y otros de FET bajo, los compuestos de 4 anillos presentan una distribución similar en la fase gaseosa y la fracción particulada. Analizar HAPs en aire ambiente sólo en la fase gaseosa, no tiene interés toxicológico, el cual es el objetivo de todas las sustancias relacionadas en la Tabla 3 de la Resolución 2254 (MADS, 2017). Además, para hacer seguimiento ambiental a estos análisis es fundamental la obtención de resultados comparables, para lo cual se deben tomar muestras sobre la misma matriz y/o fracciones particulares de dicha matriz.

El volumen total de muestreo recomendado por el método TO-17 es de dos muestras de volumen distribuido, una de 1 L y otra de 4 L. En este escenario el mejor límite de detección de HAPs para la muestra crítica (menor volumen), es de alrededor de 500 ng/m3, muy por encima del límite normativo colombiano de 1 ng BaP-ET/m3, para la muestra de 4 L estaría alrededor de 125 ng/m3. Es importante aclarar que el límite de la norma corresponde a la sumatoria de la multiplicación de la concentración de cada compuesto por su FET. Sin embargo, la única forma de asegurar la confiabilidad de los resultado es que todos los compuestos tengan límites de detección por debajo del límite normativo.

En otro escenario, donde se aumenten los flujos y tiempos de muestreo a los máximos permitidos por el método TO-17, se puede colectar un volumen de muestra de 288 L, con un volumen crítico de muestra de 72 L, en este escenario el límite de detección de HAPs se encuentra alrededor de 7 ng/m3, varias veces por encima del límite normativo colombiano, vale la pena aclarar que para modificar los flujo y tiempos de muestreo los laboratorios acreditados deben validar el método con las nuevas condiciones.

Tabla 2. Resumen de especificaciones del método TO-17 para análisis de HAPs en aire ambiente.

Método	Matriz Muestreo	Volumen Muestra (m^3)	Límite Cuantificación (ng/m^3)
USEPA TO-17	Gas	0,001 – 0,288	500 - 7

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Es imperativo que el gobierno de Colombia en cabeza del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, con apoyo de sus entidades de apoyo técnico: La Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA) y el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) realicen una actualización de la normativa ambiental vigente: Resolución 2254 de 2017 del MADS, donde se especifique la fracción de análisis de los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) en aire ambiente, ya sea fase gaseosa más fracción particulada y/o solamente fracción particulada. También se deben definir los analitos específicos mínimos dentro de la familia de los HAPs sobre los cuales se debe realizar el análisis para el reporte de HAPs expresados como Benzo(a) Pireno, para su comparación normativa y que dichos compuestos sean los de mayor recurrencia y potencial tóxico. Dicha lista no se tiene que restringir a los 16 HAPs priorizados por la EPA hace más de 40 años, ya que hay compuestos como los Metilnaftalenos que no están incluidos y se han demostrado con mayor recurrencia y potencial tóxico (Samburova et al., 2017).

AGRADECIMIENTOS

A la Gerencia de Induanalisis S.A.S que siempre está dispuesta a poyar la innovación y desarrollo académico de sus colaboradores.

REFERENCIAS

Akyüz, M., & Çabuk, H. (2010). Gas-particle partitioning and seasonal variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Zonguldak, Turkey. Science of the Total Environment, 408(22), 5550–5558. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.063

Cheruyiot, N. K., Lee, W. J., Mwangi, J. K., Wang, L. C., Lin, N. H., Lin, Y. C., Cao, J., Zhang, R., & Chang-Chien, G. P. (2015). An overview: Polycyclic aromatic hydrocarbon emissions from the stationary and mobile sources and in the ambient air. Aerosol and Air Quality Research, 15(7), 2730–2762. https://doi.org/10.4209/aaqr.2015.11.0627

European Commission. (2005). Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. https://ec.europa.eu/taxation_customs/website-archive_en

Larsen, R. K., & Baker, J. E. (2003). Source

Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Urban Atmosphere: A Comparison of Three Methods. Environmental Science & Technology, 37(9), 1873–1881. https://doi.org/10.1021/es0206184

Odabasi, M., Cetin, E., & Sofuoglu, A. (2006). Determination of octanol-air partition coefficients and supercooled liquid vapor pressures of PAHs as a function of temperature: Application to gas-particle partitioning in an urban atmosphere. Atmospheric Environment, 40(34), 6615–6625. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.05.051

Quijano Parra, A., & Meléndez Gélvez, I. (2014). Identificación De Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (Haps) En El Aire De Cúcuta-Colombia: Efecto Gen Tóxico. Revista EIA, 11(21), 79–87. http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=fua&AN=101658239&lang=es&site=ehost-live%0A10.14508/reia.2014.11.21

Samburova, V., Zielinska, B., & Khlystov, A. (2017). Do 16 polycyclic aromatic hydrocarbons represent PAH air toxicity? Toxics, 5(3), 29–33. https://doi.org/10.3390/toxics5030017

USEPA. (1999a). Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air Second Edition Compendium Method TO-17 Determination of Volatile Organic Compounds in Ambient Air Using Active Sampling Onto Sorbent Tubes.

USEPA. (1999b). Method TO-13A: Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Ambient Air Using Gas Chromatography / Mass Spectrom. Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air, Second Edition (EPA/625/R-96/010b), January, 78.

Yan, J., Wang, L., Fu, P. P., & Yu, H. (2004). Photomutagenicity of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons from the US EPA priority pollutant list. Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis, 557(1), 99–108. https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2003.10.004

Zapata Mora, C. (2020). Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en el aire ambiente de Manizales. Universidad Nacional de Colombia.

GESTIÓN INTEGRAL DE LA CALIDAD DEL AIRE Y EL CAMBIO CLIMÁTICO

06

PRÓLOGO

Gestión integral de la Calidad del Aire y Cambio Climático

La Gestión Integral de la Calidad del Aire y el Cambio Climático son dos conceptos interrelacionados que resultan cruciales para afrontar los retos medioambientales y salvaguardar la salud y el bienestar humanos. Los contaminantes atmosféricos y los gases de efecto invernadero suelen proceder de las mismas fuentes, como las quemas y los vehículos diésel. Estos vínculos entre los contaminantes atmosféricos y climáticos exigen enfoques integrados para garantizar que se obtengan beneficios globales y, al mismo tiempo, que las opciones de mitigación del cambio climático no den lugar a un aumento de la contaminación y efectos perjudiciales a la salud.

El CASAP es un espacio para promover una visión integrada entre la contaminación local y global, considerando la estrecha relación entre sus causas y soluciones. Abordarlos conjuntamente puede reportar múltiples beneficios, como la mejora de la calidad del aire, la mejora de la salud pública, la sostenibilidad medioambiental y el desarrollo económico.

Dayana Agudelo Castañeda
Universidad del Norte

METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN INTEGRADA PARA SELECCIONAR ESTRATEGIAS DE REDUCCIÓN DE LAS EMISIONES DEL TRANSPORTE URBANO DE PASAJEROS

Yohén Cuéllar-Álvarez[1*], Alain Clappier[2], Luis Carlos Belálcazar-Cerón[1]

Palabras clave:

Calidad del aire; cambio climático; inventario de emisiones; emisiones del ciclo de vida; costo total de la propiedad.

INTRODUCCIÓN

En las ciudades de los países emergentes, la demanda de transporte de pasajeros ha proliferado, creando sistemas de transporte social y ambientalmente insostenibles. Encontrar las mejores opciones de transporte para estas comunidades plantea problemas sustanciales a los responsables de las políticas del transporte. Por ello, el objetivo principal de este trabajo fue desarrollar una metodología de evaluación integrada (MEI) para diseñar y seleccionar las mejores estrategias de reducción de emisiones para el transporte urbano de pasajeros. Esta MEI considera el inventario de emisiones directas (emisiones de la combustión vehicular y emisiones por abrasión y resuspensión -A&R-), el inventario de emisiones indirectas (emisiones asociadas a la producción de la fuente energética), el costo total de la propiedad (TOC, en inglés *Total Ownership Cost*) y las estrategias para la reducción de emisiones.

Para la aplicación de la MEI se toma como caso de estudio a Bogotá (Colombia) debido disponibilidad de información, además de las implicaciones que tiene para esta los altos niveles de congestión vehicular y contaminación del aire (IQAir, 2018). Adicionalmete, en este estudio para incorporar el contexto del sistema y las variables que determinan la adopción de diversos modos de transporte urbano de pasajeros, se analizaron las ventajas, y desventajas de estos utilizando un conjunto de criterios relacionados con el ambiente, el riesgo y el bienestar social (i. e. emisiones de CO_2-Eq y $PM_{2.5}$, consumo de energía, mortalidad y lesiones causadas por el tráfico, congestión vehicular, tiempo de viaje e incomodidad).

MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología de evaluación integrada (MEI) propuesta por esta investigación se aborda de forma gradual mediante el establecimiento de las fases que se enumeran a continuación, cuyos resultados proporcionan un mayor nivel de análisis al pasar de una a otra. La Figura 1 presenta un esquema simplificado de la MEI centrada en el transporte urbano de pasajeros. Más detalles acerca de la metodología aplicada se puede consultar en Cuéllar Álvarez et al. (2022) y Cuéllar-Álvarez et al. (2023).

Fase 1. Estimación del inventario de emisiones directas de contaminantes del aire ($PM_{2.5}$, NOx, SO_2, CO) y gases efecto invernadero (CO_2-Eq), contempla las emisiones del exhosto, y de la abrasión y resuspensión o *Wear and Resuspension* (W&R) (Padoan et al., 2018; Thouron et al., 2018). Esta última no suele incluirse en las MEI existentes. En este trabajo se adaptó el modelo COPERT (Kouridis et al., 2018b) a las condiciones locales para estimar las emisiones directas de la combustión vehicular y las metodologías EPA (US Environmental Protection Agency (US EPA), 2001a, 2001b), y

1 Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia, e-mail ycuellara@unal.edu.co; lcbelalcazarc@unal.edu.co

2 Laboratoire Image Ville Environnement, Université de Strasbourg. Strasbourg, France, e-mail clappier@unistra.fr

*Autor de correspondencia: ycuellara@unal.edu.co

EMEP (*European Monitoring and Evaluation Program*) (Kouridis et al., 2018; Ntziachristos & Boulter, 2016) para estimar las emisiones de W&R.

Fase 2. Clasificación de las tecnologías empleando el inventario de emisiones totales (Directas e indirectas). El inventario de emisiones indirectas se estima a partir del enfoque de evaluación del ciclo de vida del pozo a la rueda o análisis *Well-to-Wheel* (WTW). Las emisiones indirectas están relacionadas con los procesos de producción de energía; los estudios WTW se enfocan todo el ciclo de vida del vector energético (es decir, los combustibles o la electricidad) utilizado para propulsar los vehículos, así como la propulsión del propio vehículo (Van Mierlo et al., 2017). En esta no se incluye la manufactura del vehículo y sus partes.

Fase 3. Clasificación de las tecnologías utilizando las emisiones totales y el costo. El costo total de la propiedad o *Total Ownership Cost* (TOC) es calculado a partir de los costes de capital, funcionamiento, mantenimiento y sustitución de la tecnología durante la vida útil del vehículo (Bubeck et al., 2016; Sharma et al., 2012). La MEI tradicional se centra solo en el coste de introducir nuevos vehículos con tecnologías más modernas, más no el TOC. . En esta fase se realiaza el análisis de estrategias de reducción evalúa el cambio generado por los escenarios diseñados para la sustitución tecnológica.

Fase 4. Comparación entre diferentes modos de transporte. Análisis de las estrategias utilizando las emisiones y los costes de los cambios en los modos de transporte (medidas no técnicas). En esta etapa para incorporar el contexto del sistema y las variables que determinan la adopción de diversos modos de transporte urbano de pasajeros; se analizaron las ventajas, y desventajas de estos utilizando un conjunto de criterios relacionados con el ambiente, el riesgo y el bienestar social (i. e. emisiones de CO2-Eq y PM2.5, consumo de energía, mortalidad y lesiones causadas por el tráfico, congestión vehicular, tiempo de viaje e incomodidad). Los indicadores fueron construidos a partir de diferentes fuentes (Cuéllar Álvarez et al., 2022; Cuéllar-Álvarez et al., 2023; Secretaria Distrital de Movilidad (SDM), 2021, Alcaldía Mayor de Bogotá, 2021), Breithaupt, 2015; Cycling Embassy of Great Britain, 2019; TUMI (Transformative Urban Mobility Initiative), 2018, Bogotá cómo vamos, 2022).

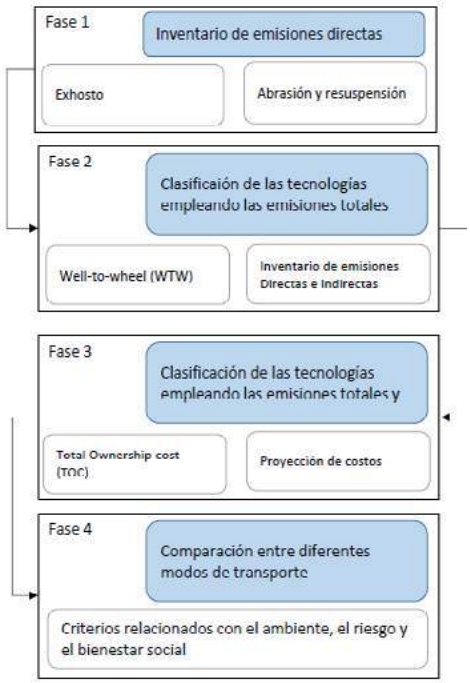


Figura 1.Esquematizaión de la metodología de evaluación integrada propuesta para la selección de estratagias para reducción de emisiones del transporte urbano de pasajeros. Fuente: Propia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Este trabajo es la primera aplicación de una metodología de evaluación integrada (MEI) para diseñar y seleccionar estrategias de reducción de emisiones para el transporte urbano de pasajeros, incorporando las emisiones de desgaste y resuspensión (W&R), el análisis del pozo a la rueda (WTW), el costo total de propiedad (TOC) y las estrategias de reducción relacionadas con un conjunto de criterios de medio ambiente, riesgo y bienestar social. Bogotá, Colombia, se utilizó como caso de estudio en todas las etapas de aplicación de la metodología. Esta aplicación consistió en la estimación de inventarios de emisiones directas e indirectas de gases de efecto invernadero y contaminantes criterio, la estimación del TOC, y el análisis de escenarios para evaluar el cambio generado por las estrategias diseñadas para la sustitución tecnológica y el cambio en los modos de transporte. Además, buscando una representación realista del contexto de la ciudad, se analizaron las ventajas y desventajas de los modos de transporte urbano de pasajeros según la estratificación socioeconómica de los hogares.

La investigación abordó de manera integral los aspectos ambientales, económicos y sociales, proporcionando así una base sólida para la implementación de políticas públicas relacionadas con el transporte de pasajeros. Específicamente, los resultados de este trabajo permiten concluir lo siguiente:

En primer lugar, se consideraron tres medidas técnicas: la promoción de tecnologías tradicionales con normas de contaminación más estrictas (EURO 5/V y EURO 6/gasolina y diésel), el uso de gas natural comprimido (GNC) y el cambio a vehículos alimentados por baterías. Nuestros resultados muestran que, excepto en el caso de las $PM_{2.5}$, los escenarios basados exclusivamente en combustibles fósiles no suponen una reducción apreciable de las emisiones en comparación con el cambio a vehículos eléctricos (VE); sin embargo, depende en gran medida de la combinación energética.

Los VE son más eficientes energéticamente que los vehículos convencionales de diésel, gas natural o gasolina, pero sus emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) están estrechamente correlacionadas con la combinación energética. Las emisiones totales de CO_2-Eq de los VE son superiores a las de los vehículos convencionales en los países en los que predomina la generación de energía térmica, especialmente el uso de carbón y petróleo. En consecuencia, debe reducirse la proporción de combustibles fósiles en el mix eléctrico y aumentar la de recursos renovables como la energía solar, eólica o hidráulica.

En segundo lugar, el TOC (es decir, los costes de vida útil del vehículo calculados a partir de los costes de capital, funcionamiento y mantenimiento, y sustitución de tecnología) ya está a favor de los VE. En menos de cinco años, se espera que el TOC de los VE sea inferior al de los vehículos con motor de combustión interna (VCI). En ocasiones, el TOC ya es inferior al de los VCI. En comparación con los VCI, un VE tiene una mayor inversión inicial (precio de compra), lo que supone una barrera importante. Sin embargo, a los consumidores no se les muestran las ventajas de coste ni se les informa del ahorro en gastos de funcionamiento. Promocionar los vehículos eléctricos para dar más confianza a los consumidores a la hora de comprar uno en lugar de un motor de combustión interna es una sugerencia que sería necesaria para mejorar la demanda. Asimismo, las tecnologías evaluadas varían en precio y compatibilidad con la infraestructura existente, por lo que el cambio a vehículos impulsados por baterías es sin duda el escenario más radical debido a los requisitos inherentes de capital e infraestructura. En consecuencia, en comparación con las tecnologías de combustibles fósiles, representa una evolución disruptiva.

En tercer lugar, utilizando un conjunto de factores medioambientales, de riesgo relacionado con la seguridad y de bienestar social para examinar las ventajas y desventajas de las distintas opciones de transporte urbano de pasajeros en Bogotá (Colombia). Se encontró que los vehículos privados y los taxis se caracterizan por emisiones

de CO_2-Eq y $PM_{2.5}$, el consumo de energía y la capacidad de congestión del tráfico elevados; los altos niveles de incomodidad y los prolongados tiempos de viaje son los inconvenientes de los buses (articulados y rígidos), y la desventaja de las motocicletas es su alto riesgo de víctimas mortales y heridos. El proceso de selección del modo de transporte depende en gran medida del nivel de ingresos. Por lo tanto, dado que el transporte público es una opción viable para las personas con ingresos más bajos, tanto su refuerzo como la reducción del riesgo asociado a las motocicletas y a la movilidad blanda son esenciales.

Por último, los escenarios evaluados pueden ampliarse en función de las necesidades; en este caso, para ver la funcionalidad de la metodología, se seleccionaron vehículos de combustión interna convencionales y vehículos eléctricos de batería. Pero también se pueden considerar vehículos híbridos, de celda de combustible, de hidrógeno, 100% biocombustible, etc. Además, existen varios tipos de incertidumbre, por lo que, se recomienda incluir un análisis de incertidumbre en cada una de las fases de la MEI.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La principal contribución de esta investigación es el desarrollo de una MEI eficaz para que los responsables políticos aborden soluciones en torno a los diferentes modos de transporte en términos medioambientales y económicos. Se espera que esta sea mejorada y aplicada en otras ciudades de Latinoamérica y el mundo.

AGRADECIMIENTOS

Convocatoria 753 de 2016 de Colciencias para la formación de capital humano de alto nivel del Departamento de Norte de Santander; Convocatoria 836 de 2019 de Colciencias: Movilidad Académica con Europa - ECOSNORD- Contrato 887 de la Universidad Nacional de Colombia.

REFERENCIAS

Alcaldía Mayor de Bogotá. (2021). *Encuesta de movilidad 2019*. Sistema Integrado de Información Sobre Movilidad Urnaba Regional (SIMUR). https://www.simur.gov.co/encuestas-de-movilidad

Bogotá cómo vamos. (2022). *Encuestas de Percepción Ciudadana*. https://bogotacomovamos.org/encuestas-de-percepcion-ciudadana/

Breithaupt, M. (2015). *Environmentally Sustainable Transport - Main Principles and Impacts The adverse impacts of growth in motorization*. https://www.uncrd.or.jp/content/documents/5594Presentation 3 - Module 1 - Mr. Breithaupt.pdf

Bubeck, S., Tomaschek, J., & Fahl, U. (2016). Perspectives of electric mobility: Total cost of ownership of electric vehicles in Germany. *Transport Policy*, *50*(2016), 63–77. https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2016.05.012

Cuéllar Álvarez, Y., Clappier, A., Osses, M., Thunis, P., & Belalcázar, L. C. (2022). Well to wheel emissions and abatement strategies for passenger vehicles in two Latin American cities. *Environmental Science and Pollution Research*. https://doi.org/10.1007/s11356-022-20885-9

Cuéllar-Álvarez, Y., Guevara-Luna, M. A., Belalcázar-Cerón, L. C., & Clappier, A. (2023). Well to Wheels emission inventory for the passenger vehicles of Bogotá , Colombia. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *0123456789*. https://doi.org/10.1007/s13762-023-04805-z

Cycling Embassy of Great Britain. (2019). *Capacity*. https://www.cycling-embassy.org.uk/dictionary/capacity

IQAir. (2018). *2018 World Air Quality Report. Region & City PM2.5 Ranking*. https://www.airvisual.com/world-most-polluted-cities/world-air-quality-report-2018-en.pdf

Kouridis, C., Samaras, C., Hassel, D., Mellios, G., Mccrae, I., Hickman, J., Zierock, H., Keller, M., Rexeis, M., Andre, M., Winther, M., Pastramas, N., Boulter, P., Katsis, P., Joumard, R., Rijkeboer, R., & Geivanidis, S. (2018). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook. Exhaust emissions from road transport*. https://www.eea.europa.

eu/publications/emep-eea-guidebook-2016/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-i/view

Ntziachristos, L., & Boulter, P. (2016). Road transport: Automobile tyre, brake wear and road abrasion. In *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook. Technical guidance to prepare national emission inventories* (p. 32). https://doi.org/10.2800/247535

Padoan, E., Ajmone-marsan, F., Querol, X., & Amato, F. (2018). An empirical model to predict road dust emissions based on pavement and traffic characteristics. *Environmental Pollution*, *237*, 713–720. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.115

Secretaria Distrital de Movilidad (SDM). (2021). *Anuario de siniestralidad*. https://simur.gov.co/anuario-de-siniestralidad

Sharma, R., Manzie, C., Bessede, M., Brear, M. J., & Crawford, R. H. (2012). Conventional, hybrid and electric vehicles for Australian driving conditions - Part 1: Technical and financial analysis. *Transportation Research Part C: Emerging Technologies*, *25*, 238–249. https://doi.org/10.1016/j.trc.2012.06.003

Thouron, L., Seigneur, C., Kim, Y., Mahé, F., André, M., Lejri, D., Villegas, D., Bruge, B., & Chanut, H. (2018). Intercomparison of three modeling approaches for tra ffi c-related road dust resuspension using two experimental data sets. *Transportation Research Part D*, *58*(November 2017), 108–121. https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.11.003

TUMI (Transformative Urban Mobility Initiative). (2018). *Passenger Capacity of different Transport Modes*. https://www.transformative-mobility.org/assets/publications/Passenger-Capacity-of-different-Transport-Modes_2021-09-08-071924_mmuh.pdf

US Environmental Protection Agency (US EPA). (2001a). Air Emissions Factors and Quantification: Paved Roads. In *AP 42, Fifth Edition, Volume I Chapter 13: Miscellaneous Sources* (p. 15).

US Environmental Protection Agency (US EPA). (2001b). Air Emissions Factors and Quantification: Unpaved Roads. In *AP 42, Fifth Edition, Volume I Chapter 13: Miscellaneous Sources* (p. 20).

Van Mierlo, J., Messagie, M., & Rangaraju, S. (2017). Comparative environmental assessment of alternative fueled vehicles using a life cycle assessment. *Transportation Research Procedia*, *25*, 3439–3449. https://doi.org/10.1016/j.trpro.2017.05.244

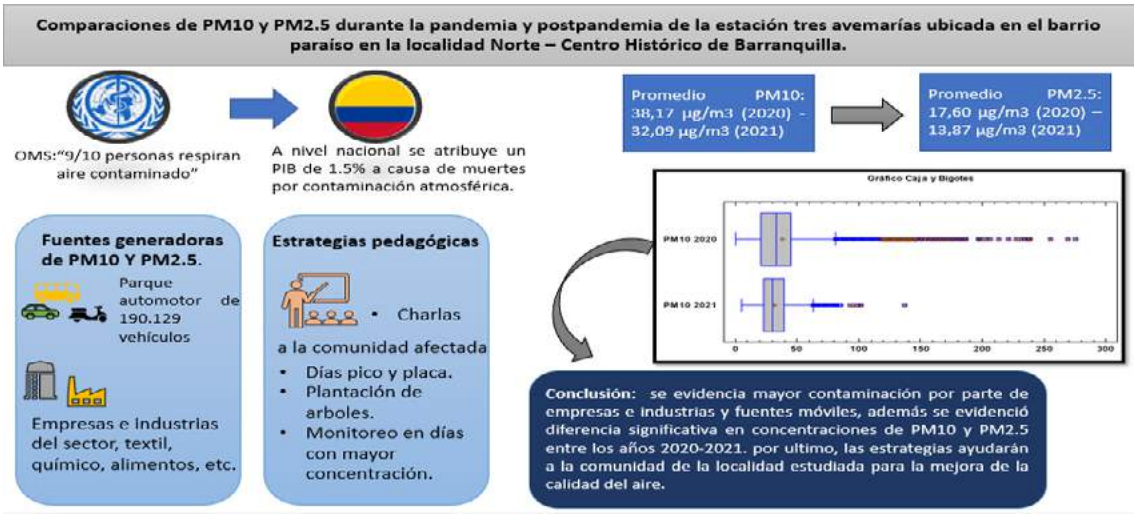
COMPORTAMIENTO DE PM 10 Y PM 2.5 DURANTE LA PANDEMIA Y POSTPANDEMIA DE LA ESTACIÓN TRES AVEMARÍAS UBICADAS EN EL BARRIO PARAÍSO EN LA LOCALIDAD NORTE- CENTRO HISTORIO DE BARRANQUILLA

Maicky Daniela Peinado Sinning[1], María José Gutiérrez Peña[2], Margarita Castillo Ramirez[3] , Martha Alicia Mendoza[4], Alexander Parody Muñoz[5].

Palabras clave:

PM10; PM2.5; contaminación del aire; pandemia; postpandemia; OMS; calidad de aire; COVID-19.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

Según la Organización Mundial de la Salud (OMS) 9 de cada 10 personas respiran aire cuyos niveles de contaminantes superan los límites recomendados. La calidad de aire de Barranquilla se ve afectada por diferentes fuentes dentro de las cuales están las quemas provenientes del departamento del Magdalena, Islotes y Vía Parque Isla Salamanca, las cuales incrementan las concentraciones de material particulado en diferentes épocas del año. Pese a que, en el año 2020, la ciudad pasó por un confinamiento obligatorio debido a la pandemia atribuida al COVID-19, la calidad de aire se vio afectada por las quemas anteriormente mencionadas, siendo los meses de mayo y junio en los que se sobrepasó los limites permisibles establecidos por la OMS.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio: La ciudad de barranquilla se encuentra ubicada en vértice nororiental del departamento del Atlántico, sobre la orilla occidental del rio Magdalena, a 15 kilómetros a su desembocadura en el mar caribe. Barranquilla se encuentra en una latitud de 10°59´16´´ al norte de la línea ecuatorial de 74°47' 20" al occidente de Greenwich.

Análisis De Datos: Se utilizó el programa estadístico STATGRAPHICS CENTURION XVI. Se aplicó la prueba de hipótesis para comparación de medias y el análisis de varianza acompañado de la prueba LSD de Fisher para la realización de comparaciones múltiples, en este caso se refiere a las comparaciones entre días de la semana y mes del año tanto para PM1O y PM2.5 en los años 2020 y

1 Corporación Universitaria Reformada maicky.peinado@unireformada.edu.co

2 Corporación Universitaria Reformada maría.gutierrez@unireformada.edu.co

3 Establecimiento Publico Ambiental Barranquilla Verde, margarita.castillo@barranquillaverde.gov.co

4 Corporación Universitaria Reformada, m.mendoza@unireformada.edu.co

5 Universidad Libre, alexandere.parodym@unilibre.edu.co

2021 aplicándose en todos los casos una confianza del 95%.

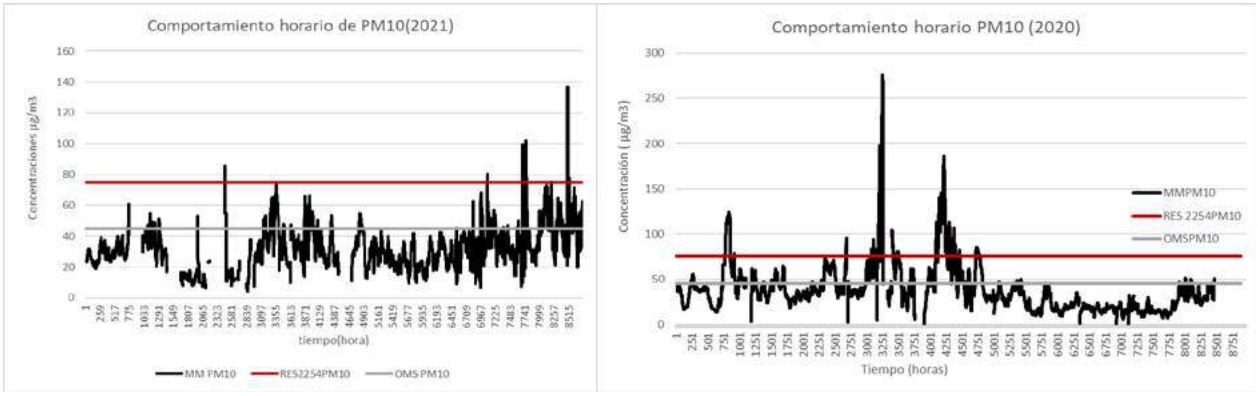
Equipos Utilizados: Los equipos utilizados para el monitoreo de material particulado PM10 y PM2.5, fue el MP101M marca Environnement S.A de la estación de monitoreo las tres avemarías ubicadas en el barrio paraíso. Los métodos de referencia que se utilizaron son US-EPA CFR Título 40, Parte 50, Capítulo I, Subcapitulo C, Apéndice J, Automated Reference Method EQPM0404-151. Lowvol para PM10 y US-EPA CFR Título 40, Parte 50, Capítulo I, Subcapitulo C, Apéndice L, Automated Reference Method EQPM1013-211. Lowvol para PM2.5.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Comparación de las concentraciones de material particulado PM10 y PM2.5 en la localidad Norte- centro histórico de la ciudad de Barranquilla para los años 2020 y 2021:

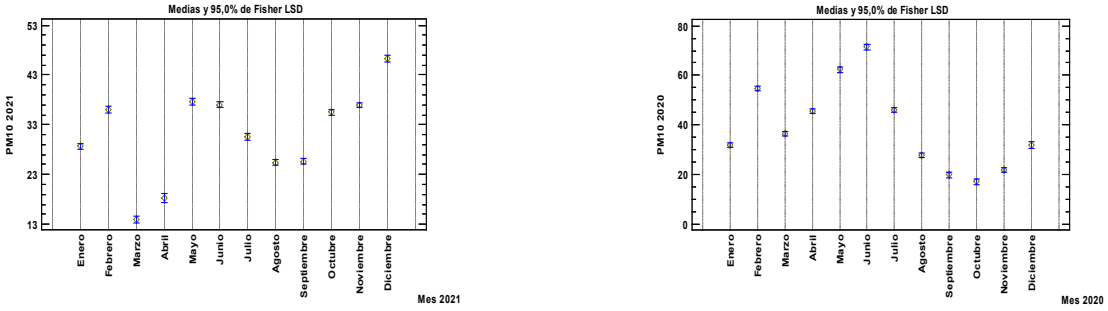
Las concentraciones del material particulado se compararon teniendo en cuenta la norma nacional de calidad del aire (Resolución 2254 del 2017) y los límites permisibles establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Se presenta el comportamiento horario, diario y mensual del material particulado (PM10 y PM2.5) en el distrito de barranquilla, localidad Norte – Centro Histórico teniendo en cuenta los datos de la estación de monitoreo de calidad de aire las tres avemarías. El promedio de PM10 para 2020 fue de 38,17 µg/m^3 a diferencia del año 2021 que fue de 32,09 µg/m^3, con un valor P=0, mostrando una diferencia estadísticamente significativa, ya que se encuentra debajo de 0.05. Pese a que en el año 2020 la ciudad se encontraba en cuarentena estricta, este año se pasó por una contingencia atmosférica declarada por el EPA Barranquilla verde, debido a quemas desde el departamento del Magdalena en el Vía parque Isla Salamanca e islotes al frente de la ciudad, por esto en 2021, pese a que la cuarentena no fue tan estricta la contaminación por Material particulado se redujo significativamente, como se puede identificar en la gráfica 1.

Los datos registrados en la estación de monitoreo tres avemarías para el material particulado PM10 para el año 2020, presentaron concentraciones medias bajas por debajo del límite normativo permisible en un 90%, destacando así mismo unos picos presentados en los meses de mayo, junio por encima de los 75 µg/m^3, debidos a la influencia del polvo del Sahara en conjunto con las quemas registradas en el departamento del Magdalena por los islotes y el Vía Parque Isla Salamanca.



Gráfica 1. Comportamiento PM10 (2020 - 2021), Fuente: (Autores,2022).

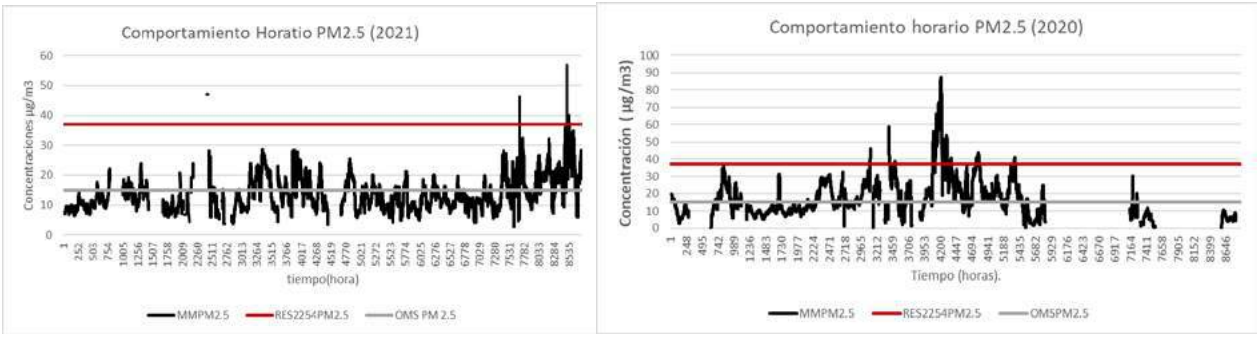
El comportamiento de PM10 en el año 2020, presentó diferencias estadísticamente significativas con p-valor=0. Similar al comportamiento de PM2.5, los meses de mayo y junio fueron los que presentaron la mayor concentración con promedio de 62,44 y 71,54 µg/m3 respectivamente, los meses que presentaron menor concentración promedio fueron septiembre, octubre, noviembre con concentraciones promedio de 19,92 µg/m3, 17,25 µg/m3 y 21,88 µg/m3 respectivamente. Gráfica 2.



Gráfica 2. Prueba LSD por mes PM10 (2020-2021).

En el año 2021, presento diferencias estadísticamente significativas por mes con p-valor=0. Evidenciándose al igual que PM2.5 la mayor concentración en el mes de diciembre con una concentración promedio de 46,27 µg/m3. Los meses que presentaron menor concentración promedio de este contaminante fueron marzo, abril, Agosto y septiembre, vale la pena aclarar que teniendo en cuenta la contingencia ocurrida en el año 2020, en la ciudad se generó un grupo interinstitucional de Plan de mando unificado, el cual inicio a actuar cada que había algún indicio de quemas que iniciaban en el mes de febrero-marzo, por eso en el 2021, los eventos de quema se redujeron drásticamente, mejorando la concentración promedio de meses como marzo, abril, mayo y junio respecto al 2020.

En referencia al contaminante PM2.5, se puede evidenciar una reducción estadísticamente significativa con valor P=0, evidenciando para el año 2020 un promedio de 17,60 µg/m3 y para 2021 de 13, 87 µg/m3, evidenciándose que el valor máximo se presentó en el año 2020 con concentración de 87,45 µg/m3 debido a los eventos de contingencia presentados en este año.



Gráfica 3. Comportamiento PM10 (2020 - 2021).

Como se puede evidenciar en el gráfico 4, para el año 2020 el contaminante PM2.5 mostró diferencias estadísticamente significativas entre meses con p-valor=0. El mes que se evidenció mayor concentración fue el mes de junio con concentración promedio de 31,48 µg/m3 por lo explicado anteriormente debido a la contingencia atmosférica generada por las quemas del departamento del Magdalenas, sumado a la intrusión de arenas del Sahara que hicieron que en ese mes se declarara contingencia por contaminación atmosférica en la ciudad de Barranquilla, este fenómeno de quemas se puede evidenciar desde el mes de abril, donde se puede notar el incremento de PM2.5 en ese año de pandemia con concentración promedio de 18, 51 µg/m3 y mayo de 21,44 µg/m3. Los meses donde se observa una reducción en la contaminación por PM2.5, corresponde a noviembre y diciembre con promedios de 5.33 y 6.33 µg/m3 respectivamente.

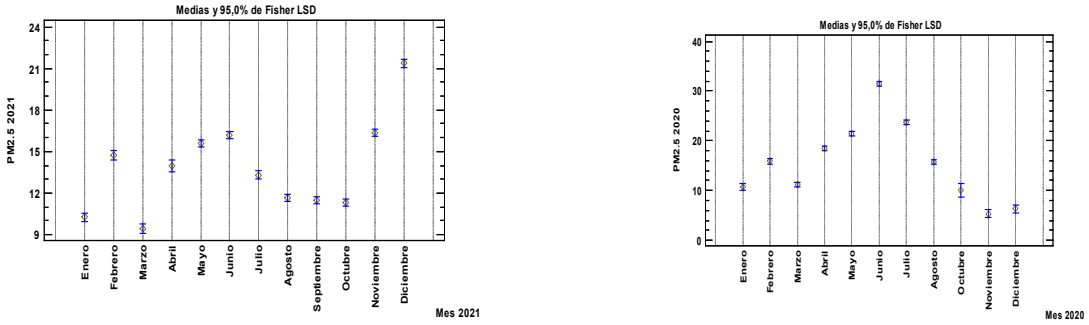


Gráfico 4. Prueba LSD por mes PM2.5 (2020-2021).

Al igual que para el año 2020, para el año 2021 se presentaron diferencias estadísticamente significativas por mes con P-valor=0, siendo el mes de diciembre el que presentó mayor concentración con un promedio de 21,37 µg/m3, seguido de Noviembre y Junio con concentraciones promedio de 16 µg/m3, los meses que menor concentración promedio presentaron fueron marzo, agosto, septiembre y octubre con concentraciones promedio de 9,46 µg/m3, 11,69 µg/m3, 11,51 µg/m3 y 11,28 µg/m3 respectivamente, estos tres últimos corresponden a la época de lluvia en la cual se reduce la contaminación por el efecto de la precipitación.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Con el análisis desarrollado en la ciudad de Barranquilla, comparando el comportamiento de PM10 y PM2.5 durante la época de pandemia y pospandemia, se demostró que existe una diferencia estadísticamente significativa entre los dos años de estudio, siendo el año 2020 el que presentó mayor concentración a comparación de 2021, demostrando el impacto directo de fuentes externas a la actividad propia de la ciudad, tales como las quemas del departamento del Magdalena y el polvo del Sahara, además con este estudio se deja un panorama para profundizar el ingreso de material particulado PM10 y PM2.5 de aerosoles naturales, lo que implica que la ciudad dentro de la gestión de la calidad del aire, deberá tener en cuenta estudios como este, profundizando el ingreso de aerosoles naturales que pueden estar impactando en la calidad del aire de la ciudad de Barranquilla, lo cual constituye un reto para el cumplimiento de los objetivos de la OMS para materias particulado (PM10 y PM2.5). Por lo explicado anteriormente, esta información es de gran relevancia para la autoridad ambiental y la alcaldía distrital dentro de los procesos de toma de decisión y gestión del recurso aire en la ciu-

dad, también es relevante para las universidades o investigadores que requieran esta información en el desarrollo de proyectos de investigación relacionados, como por ejemplo programas de salud ambiental, a su vez es de importancia para el sector industrial ya que con los datos analizados pueden comprender los informes o resultados de monitoreo realizados por ellos como cumplimiento ante la autoridad ambiental durante los dos períodos analizados 2020-2021

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo de investigación fue posible, gracias al apoyo del Establecimiento público ambiental Barranquilla verde por el aporte de los datos de monitoreo de calidad del aire de la ciudad de Barranquilla y disposición a prestar la información requerida al grupo de investigación.

REFERENCIAS

BarranquillaVerde. (22 de Junio de 2020). *Barranquilla Verde, declara estado de prevención por calidad de aire en el DEIP Barranquilla.* Obtenido de EPA: https://barranquillaverde.gov.co/noticias-detalle/epa-barranquilla-verde-declara-estado-de-prevencion-por-calidad-de-aire-en-el-deip-barranquilla#

Fischer García, F. L. (2020). Análisis espacial del material particulado en relación con la percepción de la calidad de vida en tres localidades de Bogotá-Colombia.

MAVDT.(2008). Protocolo Para El Monitoreo Y Seguimiento De La Calidad Del Aire. http://www.ideam.gov.co/documents/51310/527391/Protocolo+para+el+Monitoreo+y+seguimiento+de+la+calidad+del+aire.pdf/6b2f53c8-6a8d-4f3d-b210-011a45f3ee88

ORGANIZACION MUNDIAL DE SALUD. (2018). *CONTAMINACION ATMOSFERICA*. https://www.who.int/es/health-topics/air-pollution#tab=tab_1

Wilches-Visbal, J. H., & Castillo-Pedraza, M. C. (2021). Análisis de la relación entre material particulado, cuarentena y COVID-19 en una ciudad del caribe colombiano. *Salud UIS*, *53*.

ZONIFICACIÓN ACÚSTICA PARA LA GESTIÓN DEL RUIDO AMBIENTAL

Diana Catalina Hoyos Giraldo[1], Enrique Córdoba[2] , Diego Mauricio Murillo [3],
Jonathan Ochoa[4] , Luis Esteban Gómez[5]

Palabras clave:
Ruido; zonificación; ruido ambiental; ordenamiento territorial.

La Zonificación Acústica (ZA) es una herramienta fundamental para el manejo y planificación del uso del suelo tomando en consideración la contaminación por ruido y el ambiente acústico. La ZA permite orientar el modelo de ocupación territorial a partir de la interpretación de los resultados de los mapas de ruido ambiental, la tipología urbana, la sensibilidad y población expuesta al ruido para promover una adecuada compatibilización de las diferentes dinámicas y actividades que se generan en las ciudades. Los lineamientos para el establecimientos de la ZA, están orientados en concordancia con las diferentes etapas de la planificación territorial: en la etapa de diagnóstico se presentan herramientas metodológicas de análisis y síntesis para identificar las incompatibilidades en los usos del suelo y determinar las zonas críticas por contaminación de ruido; en la etapa de Formulación, se suministra la información necesaria para identificar las acciones requeridas para prevenir y controlar que las emisiones de ruido se mantengan por debajo de los estándares máximos permisibles y compatibilizar los usos del suelo, de modo que puedan ser incluidos dentro de los objetivos y estrategias territoriales; en la etapa de implementación se busca la inclusión de las acciones formuladas dentro de los instrumentos de gestión municipal; y por último en la etapa de seguimiento y formulación, evaluar la Efectividad y eficiencia de las recomendaciones abordadas mediante estrategias, programas y proyectos para la mitigación del ruido o preservación de entornos acústicos.

INTRODUCCIÓN

Actualmente, el ruido no ha sido considerado como un determinante ambiental en la planificación del territorio, lo cual permita evitar que zonas que hoy tengan con conflicto empeoren o que se prevenga la generación de nuevas. El ruido afecta la salud, tranquilidad y calidad de vida de ciudadanos, quienes realizan sus actividades cotidianas en entornos con niveles de ruido que superan la norma para las zonas en las que se desarrollan. La OMS ha establecido que el ruido es un problema de salud pública catalogado como de los riesgos ambientales más relevantes por su impacto negativo en la salud, tanto mental como física (World Health Organization. Regional Office for Europe, 2019).

El ruido ambiental es aquel producto de las actividades humanas como el tráfico rodado, aeronáutico, ferroviario, industrias, actividades de ocio, entre otros. El tráfico rodado es uno de los emisores que más aporta a la problemática de exposición a largo plazo, y las actividades de ocio a la molestia y perturbación del sueño (European Environment Agency , 2020). Actualmente, muchas actividades económicas no son compatibles con los usos del suelo como consecuencia de un

1 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, diana.hoyos@metropol.gov.co
2 Área Metropolitana del Valle de Aburrá, enrique.cordoba@metropol.gov.co
3 Universidad de San Buenaventura, diego.murillo@usbmed.edu.co
4 Universidad de San Buenaventura, jonathan.ochoa@usbmed.edu.co
5 Universidad de San Buenaventura, sonido@usbmed.edu.co

ordenamiento territorial con escasa planeación, generando zonas de conflicto que afectan la tranquilidad de las personas.

El Área Metropolitana del Valle de Aburrá adoptó mediante el Acuerdo Metropolitano No. 24 de 2019 el Plan de Acción para la Prevención y Control de la Contaminación por Ruido del Valle de Aburrá, que busca incorporación efectiva de acciones orientadas a la prevención, mitigación, monitoreo, seguimiento y control de los impactos generados por el ruido (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2020).

La planeación y ordenamiento urbano de los municipios son el cimiento sobre el que se ha de construir la calidad ambiental acústica de las ciudades del futuro, cada vez más pobladas, industrializadas y complejas, para analizar las modificaciones y las afectaciones que los niveles de ruido pueden significar sobre los usos presentes o futuros. Los criterios de planeación deben considerar aspectos de calidad acústica para las áreas urbanas existentes, identificando aquellas zonas sensibles y críticas que requieren mayores esfuerzos de gestión.

Uno de los mecanismos más importantes para la gestión del ruido ambiental corresponde a prevenir sus impactos sobre la población mediante una adecuada planeación territorial, por tanto, el Área Metropolitana del Valle de Aburrá y la Universidad de San Buenaventura realizaron un estudio para desarrollar lineamientos metodológicos para la zonificación acústica de los territorios y orientar la incorporación del ruido como determinante ambiental en el ordenamiento territorial, proponiendo una metodología que articula las características urbanísticas del territorio y el comportamiento fenomenológico del ruido. Con estas herramientas se busca clasificar el territorio en Zonas con niveles de ruido homogéneos, en los cuales la sensibilidad al ruido de los receptores sea semejante, e incorpore la definición de Objetivos de Calidad Acústica (OCA) como el nivel que no debe superarse en un espacio para garantizar el desarrollo pleno de actividades que puedan ser interferidas por el ruido.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los lineamientos metodológicos para la zonificación acústica desarrollados contemplan cada una de las etapas de planificación territorial definidas en el Decreto No 1232 de 2020 del Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio (MVCT), que modifica los contenidos y procedimientos de los planes de ordenamiento territorial (POT). La metodología busca la integración con el determinante ambiental ruido establecido por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Por tal motivo se abordaron 4 etapas de la planeación territorial: Diagnóstico, donde se evaluaron los usos del suelo, su potencial ocupación y el establecimiento de la sensibilidad por ruido en el territorio; Formulación, esta etapa se busca obtener los Tratamientos Urbanísticos a los que se asocia una tipología de zona acústica de acuerdo con las características del territorio, y a partir de ellas, asignar Objetivos de Calidad Acústica (OCA) o metas para la gestión del ruido, que busquen la protección de la población y asegure el adecuado de desarrollo de diferentes actividades.; Instrumentos de Implementación, corresponde al desarrollo de los proyectos que fueron definidos en los Planes de Ordenamiento Territorial y que están relacionados con los niveles de ruido ambiental en el área de intervención; Seguimiento y Evaluación debe realizarse un análisis de las condiciones acústicas encontradas actualmente, en comparación con el mapa de ruido y el mapa de zonificación acústica utilizados en la formulación del Plan de Ordenamiento Territorial que está en evaluación y la priorización realizada en el proceso de formulación anterior.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cada una de las etapas del ordenamiento territorial consolidaron instrumentos para la gestión del territorio y la toma de acciones para la mitigación del impacto por ruido. La guía de lineamientos se centró en el proveer en las etapas de diagnóstico y formulación los mejores instrumentos para conocer el contexto de la problemática, las fuentes generadoras, los receptores sensibles

para la actuación efectiva y eficiente en los planes de gestión en escalas macro, meso y micro de gestión.

En la etapa de Diagnostico (Figura 1), se obtuvieron instrumentos como la Condición Acústica, la Sensibilidad al Ruido y Tipología Urbana, al igual que otras variables como los mapas de ruido, zonas que comúnmente se relacionan a problemáticas de ruido, quejas por ruido de la comunidad, le brindan herramientas suficientes a los municipios para hacer un diagnóstico que caracteriza la condición actual y priorizar las diferentes zonas del municipio.



Figura 1. Síntesis del proceso en la etapa de diagnóstico.
Fuente: (Area Metropolitana del Valle de Aburrá, 2022).

El resultado principal de la etapa de diagnóstico es el "mapa de valoración acústica del Valle de Aburrá" (Figura 2), el cual es construido de las capas ya mencionadas y descritas en la síntesis del diagnóstico. Este mapa le brinda herramientas suficientes a los municipios para hacer un diagnóstico que caracteriza la condición actual y priorizar las diferentes zonas del municipio.

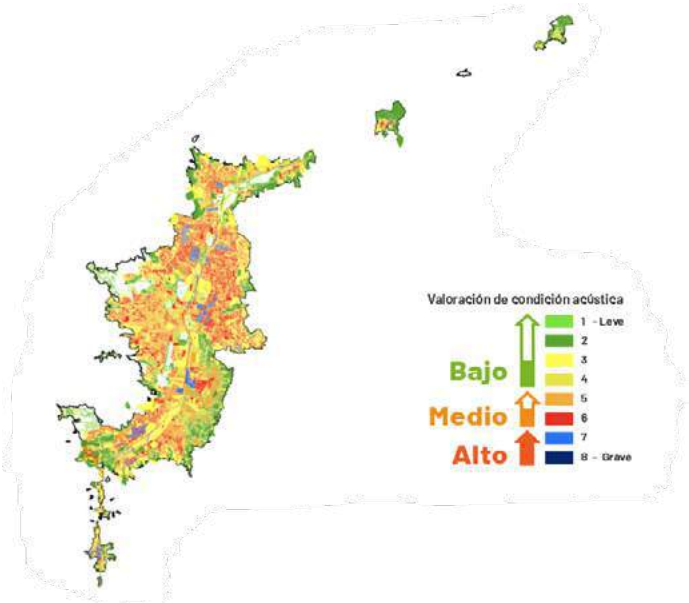


Figura 2. Resultados: Mapa de valoración de la condición acústica en el Valle de Aburrá.
Fuente: (Area Metropolitana del Valle de Aburrá, 2022).

En la etapa de formulación se establecieron los lineamientos para obtener los Tratamientos Urbanísticos a los que se asocia una tipología de zona acústica de acuerdo con las características del territorio, y a partir de ellas, asignar Objetivos de Calidad Acústica (OCA) o metas para la gestión del ruido, que busquen la protección de la población y asegure el adecuado desarrollo de diferentes actividades.

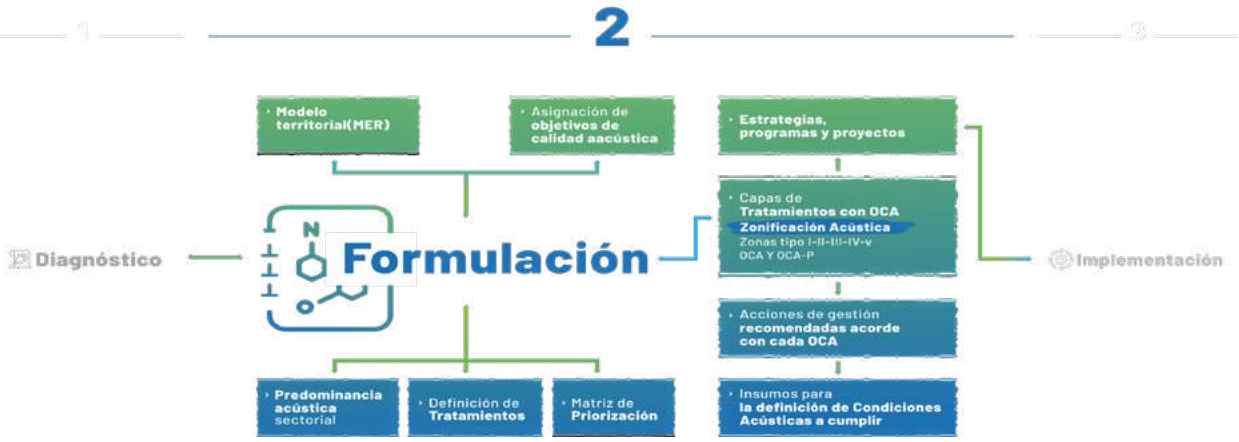


Figura 3. Resultados: Mapa de valoración de la condición acústica en el Valle de Aburrá.
Fuente: (Area Metropolitana del Valle de Aburrá, 2022).

El establecimiento de Tratamientos Urbanísticos sobre los cuales se define un Objetivo de Calidad Acústica, se denomina ZONIFICACIÓN ACÚSTICA. Sobre estos objetivos, se dispondrán estrategias, programas y proyectos, acciones de gestión de Ruido recomendadas, además de insumos para la definición de condiciones acústicas a cumplir. Estos derivados deben de contemplar el resultado de la etapa de diagnóstico, entre ellas: el modelo Territorial, la predominancia acústica sectorial, la definición de tratamientos acústicos con las demás variables, guías para la asignación de OCA y Matrices de priorización.

Los objetivos de calidad acústica (OCA) son los niveles producidos por fuentes de ruido ambiental que no deben superarse en una zona acústica en el espacio exterior y, debido a este, al interior de las edificaciones. La finalidad de los OCA es proteger el ambiente acústico exterior y, por tanto, el ambiente acústico al interior de las edificaciones de manera que se promueva un ambiente acústico sano y condiciones propicias para una buena salud, la calidad de vida y el normal desarrollo de las actividades de la población.

En las etapas de Implementación, seguimiento y evaluación se busca el cambio en la condición acústica que debe ser contrastada con los objetivos de calidad acústica definidos, con el propósito de evaluar su evolución y grado de cumplimiento. La intención es garantizar que las acciones y su priorización se dispongan dentro del Plan de Desarrollo Municipal, Presupuesto Municipal y Planes Sectoriales. En estas etapas se busca que los OCA sean evaluados de acuerdo con los lineamientos establecidos, a través de la actualización de los Mapas de ruido del municipio, Modelos de detalle de ruido en fachada y en el caso de las edificaciones con mayor priorización, la evaluación bajo metodologías de medición estandarizadas en la ISO 1996 (Area Metropolitana del Valle de Aburrá, 2022). Por último, se considera que, al aplicar estos lineamientos, en la etapa de evaluación y seguimiento, también debe tenerse en cuenta el cumplimiento e impacto de los proyectos de gestión del ruido ambiental que se hayan implementado durante la vigencia del plan de acción para la mitigación por ruido orientado por la autoridad ambiental .

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El Área Metropolitana del Valle de Aburrá tiene el Plan de Acción para la prevención y control de la contaminación por ruido del Valle de Aburrá como hoja de ruta al 2030 para mejorar el ambiente sonoro y preservar la salud y bienestar del ciudadano que son afectados directa e indirectamente por el ruido (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2020). El Plan está compuesto de 6 ejes transversales, 7 ejes temáticos, con los cuales se espera reducir de manera progresiva el porcentaje de población urbana afectada por ruido del Valle de Aburrá del 9.1% en 2018 al 7.7% en 2030, con metas intermedias con corte al 2022, 2026 y 2030.

Uno de los ejes temáticos "Planeación y ordenamiento territorial con criterios de sostenibilidad", con el cual se busca complementar, dirigir, fortalecer y articular los instrumentos de planificación y ordenamiento territorial. Por tanto, los lineamientos de zonificación acústica es una de las líneas de acción del Plan que permite definir una estrategia de ordenamiento territorial urbano que considere las variables asociadas al ruido ambiental en el desarrollo urbanístico de las ciudades.

REFERENCIAS

Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2022). Guía de lineamientos para la zonificación acústica, definición de objetivos de calidad acústica en el territorio del Valle de Aburrá. Medellín: Area Metropolitana del Valle de Aburrá.

Área Metropolitana del Valle de Aburrá;. (2020). *Actualización de los mapas de ruido ambiental de la zona urbana de los 10 municipios del Valle de Aburrá.* Medellín: Area Metropolitana del Valle de Aburrá.

European Environment Agency . (2020). *Environmental noise in Europe, 2020.* European Environment Agency .

World Health Organization. Regional Office for Europe. (2019). *Environmental noise guidelines for the European Region.*

INCIDENCIA DE LOS INCENDIOS FORESTALES Y LAS ELEVADAS CONCENTRACIONES DE MATERIAL PARTICULADO Y GASES EN PARAGUAY

Nilda Carolina Recalde Acosta[1], Genaro Coronel Martínez[2], Álvaro Joaquín Oñat Hermosilla[2], Ángel Rincón[3]

INTRODUCCIÓN

El Cambio Climático en Paraguay tiene como efectos más notorios el aumento de las temperaturas y el alargue de las temporadas secas, favoreciendo los incendios forestales tanto de origen natural como antropogénicas. En Paraguay es común la ejecución de "Quemas controladas" de bosques, pastizales y residuos orgánicos con objetivo de despejar las tierras para uso agrícola y ganadero. La alta frecuencia de estos eventos en un contexto de sequía ha producido impactos locales y regionales [2], afectando directamente la flora y fauna nativa, producto de los daños ocasionados por el fuego, las propiedades atmosféricas por la emisión de gases y aerosoles y a la salud de la población al ser focos de emisión de distintos contaminantes como dióxido de nitrógeno y material particulado [3, 4].

Este estudio presenta la hipótesis de que gran parte del material particulado presente en el ambiente de Asunción – Paraguay tiene su origen en la quema de biomasa producto de incendios. Para demostrarlo se vinculan: (1) el número de focos de incendio registrados durante los últimos años para los distintos departamentos de Paraguay, con énfasis en los departamentos ubicados al noroeste de Asunción; (2) la concentración media de dióxido de nitrógeno en Asunción; y (3) la concentración de material particulado PM2,5 y PM10 medido en distintos lugares de Asunción.

El objetivo de este trabajo es estudiar la incidencia de los incendios forestales sobre la ciudad de Asunción mediante el uso de datos procedentes del monitoreo de la calidad del aire en Paraguay. Además de evidenciar la importancia de la medición como factor crítico en Paraguay y en la región como factor clave para evaluar el impacto en la salud y la calidad de vida de la población. De igual manera, se busca fortalecer la red de colaboración regional para la construcción de soluciones acordes al contexto de nuestras ciudades y territorios en cuanto a calidad del aire.

MATERIALES Y MÉTODOS

Focos de incendios

Los datos de focos de calor/incendio para Paraguay fueron extraídos de imágenes satelitales (MODIS y NPP-SUOMI, Sensor VIIRS, de NASA+-NOAA DoD de EEUU). Mediante el trabajo de estas imágenes en R, se obtuvieron series de número de focos de calor/incendios mensuales para el periodo comprendido entre los años 2001 y 2022 sobre cada departamento de Paraguay.

Dióxido de Nitrógeno

Los datos de NO_2 fueron obtenidos del instrumento OMI del satélite Aqua. Se construyó una serie de concentraciones medias mensuales de NO_2 para la ciudad de Asunción, para el periodo comprendido entre los años 2015 y 2022.

Dirección del viento y trayectoria de contaminantes

Para estudiar el posible origen de los contaminantes ambientales sobre la ciudad de Asunción se utilizó el modelo HYSPLIT que modela la tra-

1 Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de Asunción, nrecalde@ing.una.py

2 Universidad Nacional de Asunción, gcoronelster@gmail.com , aonath@gmail.com

3 Consultora de Monitoreo Ambiental S.A., angel.rincon.r@gmail.com

yectoria de los aerosoles ambientales para cierta fecha dada de acuerdo a los distintos valores de variables climatológicas presentes en el área de estudio en un momento dado, indicando la probable procedencia de los aerosoles.

Material Particulado MP 2,5 y MP 10

Las concentraciones de material particulado MP10 y MP2,5 se obtuvieron de las estaciones terrestres de monitoreo de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de Asunción (FIUNA). Esta red cuenta con once equipos autónomos que utilizan un panel solar para abastecerse de energía y mantener su funcionamiento autónomo. Equipos que implementan un sensor óptico para medir el diámetro de las partículas, y otros para medir temperatura, humedad y presión. El sistema registra datos cada cinco minutos y los almacena en una memoria interna para luego transmitirlos a un servidor remoto donde se procesa y almacena la información. La información se extrae de esta base de datos y se procesan utilizando el lenguaje de programación R.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Incendios Forestales y emisiones de aerosoles

La Figura 1 muestra las series número de focos de calor/incendios mensuales generados para los distintos departamentos de Paraguay para el periodo comprendido entre los años 2001 y 2022. Se observa que históricamente el *peak* de incendios se da entre los meses de agosto o septiembre, y un claro *peak* histórico durante el 2020 lo cual es interesante debido a que durante el 2020 se instauraron restricciones sanitarias en Paraguay producto de la pandemia de SARS-Cov 2. Además, cabe destacar que los departamentos que comúnmente registran mayor número de incendios son los más grandes y rurales como Presidente Hayes, Boquerón Alto Paraguay y San Pedro.

Dióxido de Nitrógeno

La Figura 2 muestra la serie de NO_2 medio mensual en la ciudad de Asunción para el periodo comprendido entre los años 2015 y 2022. Se observan *peaks* de sobre las 1,5 moléculas/cm^2 durante los meses de agosto y septiembre de todos los años, con un *peak* histórico de sobre 2 moléculas/cm^2 durante el año 2017. Es interesante el encontrar que los *peaks* anuales de concentración de NO_2 se dan durante los mismos meses en que ocurren los *peaks* de número de focos de incendio.

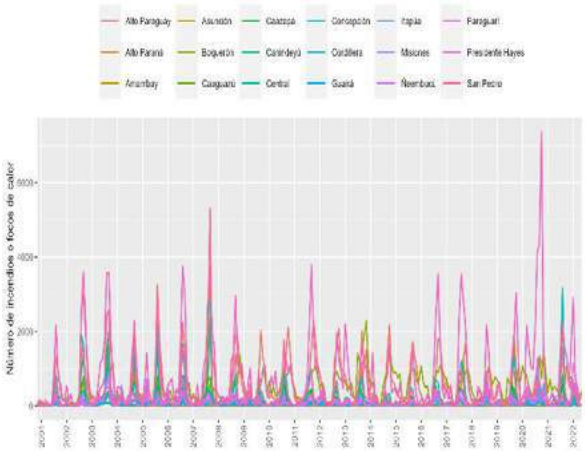


Figura 1. Número de focos de calor/incendios registrados a nivel mensual por departamentos del Paraguay. Serie de 2000 al 2022.
Figura generada por MSc. Álvaro Oñat

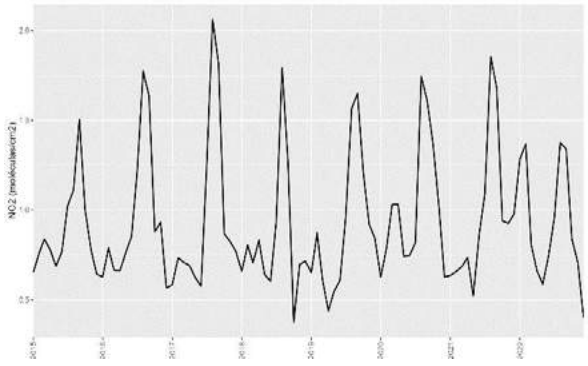


Figura 2. Concentración de NO2 promedio mensual en la ciudad de Asunción - Paraguay. Serie de tiempo construida con base en el registro OMNO2 de la Nasa.
Figura generada por MSc. Álvaro Oñat

Dirección del viento y trayectoria de contaminantes

La Figura 3 muestra el resultado de la modelación de la trayectoria de aerosoles desde la ciudad de Asunción – Paraguay para 48 horas durante la tercera semana del mes de septiembre de 2020. Se observa dirección referencial hacia el sureste. Este ejercicio se repitió para los meses de agosto y septiembre de los años 2019 a 2021, concluyendo que la dirección preferencial de aporte de contaminantes hacia la ciudad de Asunción es el noroeste, principalmente de los departamentos Presidente Hayes y Boquerón.

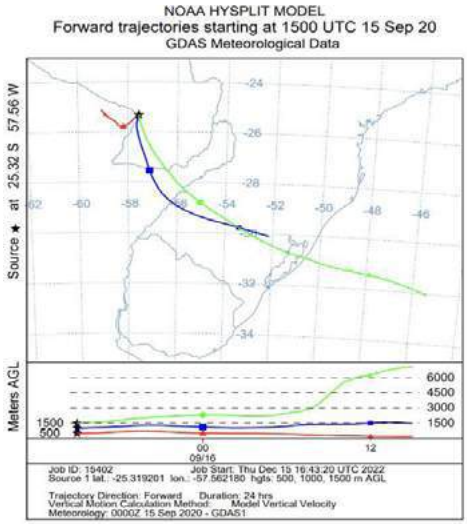


Figura 3. Dirección preferencial del viento en la ciudad de Asunción - Paraguay. Figura generada mediante modelo HYSPLIT.

Existen distintos mecanismos y fenómenos que afectan el transporte de contaminantes ambientales producto de incendios, de los que tienen más efecto sobre el área de estudio son: (1) ZCAS (transporte de humedad por países de la región), (2) ENOS (fenómeno de oscilación del sur) fenómeno que afecta distintas variables hidro climáticas como la temperatura, precipitaciones y velocidad y dirección del viento; y (3) Low Level Jet, un flujo de viento de bajo nivel que cruza el Chaco Paraguayo transportando partículas por toda la región. Para el caso de Paraguay, dependiendo de la región a estudiar y las condiciones ambientales presentes, su calidad del aire puede verse afectada por incendios producidos tanto en Brasil, Bolivia y el mismo Paraguay.

Material particulado PM 2,5 y PM10 y su relación con incendios

La Figura 3 muestra en una misma línea de tiempo: (1) la variación del número de focos de incendio mensuales ocurridos en los departamentos Presidente Hayes y Boquerón; (2) las concentraciones de dióxido de nitrógeno medias mensuales en la ciudad de Asunción; y (3) las concentraciones de material particulado PM2,5 y PM10 medias mensuales en la ciudad de Asunción; para el periodo comprendido entre enero del 2019 y mayo del 2022. Se observa una clara correlación entre los *peaks* anuales de concentración de ambos contaminantes en la ciudad de Asunción durante los meses con mayor número de incendios en el departamento Presidente Hayes, lo cual se explica por el transporte de contaminantes originados en Presidente Hayes hacia la ciudad de Asunción.

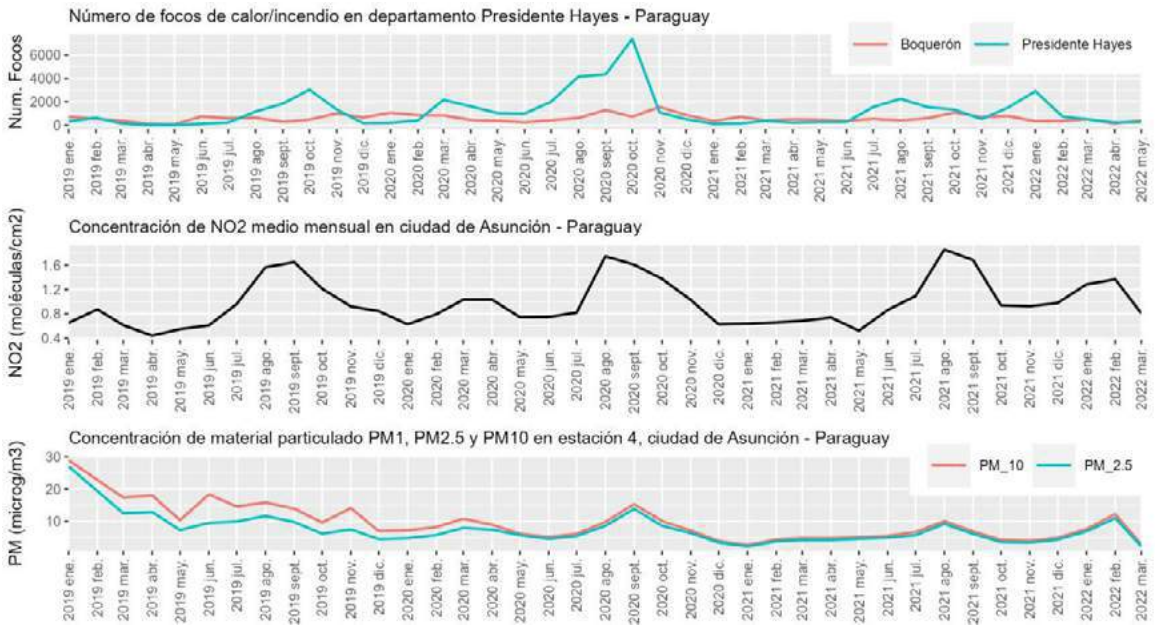


Figura 4. Comparación del número de focos de incendio registrados en departamentos al noroeste de la ciudad de Asunción - Paraguay, con concentración media mensual de dióxido de nitrógeno y material particulado en la ciudad de Asunción - Paraguay.
Fuente: MSc. Álvaro Oñat.

Es interesante observar un alto valor de concentración de material particulado durante septiembre del 2020, momento en que Asunción se encontraba con restricciones de desplazamiento producto de la pandemia SARS-Cov2. Esto es indicador de que gran parte del material particulado circundante en el aire de la ciudad tiene origen en quemas de material orgánico, no en emisión producto de quema de combustibles fósiles del tráfico vehicular.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

En Paraguay muchas personas viven bajo la amenaza de los incendios forestales de recurrencia anual, generalmente durante los meses de agosto-septiembre. Cada vez son más las Organizaciones, Instituciones y Gobiernos que advierten a los países que se deben preparar para enfrentar la sacudida de los fenómenos extremos producto del cambio climático y los efectos antrópicos. Para eso es necesario identificar las zonas de riesgos de focos de incendio; y trabajar en la calidad y fortaleza de respuesta de las estructuras del estado al respecto. Se hace evidente la necesidad de generar información que permita elaborar un plan de acción que permita dar seguridad a nuestras comunidades. El resultado de este trabajo podría servir para la confección o mejora de un protocolo en caso de desastre de este tipo.

Paraguay es un importador neto tanto de vehículos nuevos como usados, y al no contar con estándares de emisiones para la introducción de vehículos como las normas Euro o USEPA, se brindaría al país oportunidades en el mediano plazo para acceder a tecnologías de última generación mediante la actualización de su regulación, y por otro lado importar y hacer disponible el combustible de bajo azufre en todo el país y posteriormente adaptar los estándares de emisiones para vehículos nuevos. La adopción en conjunto de la normativa Euro VI en vehículos livianos y pesados, y la disponibilidad de combustible de bajo y ultra bajo azufre, mantiene beneficios anuales equivalentes al 6 % del gasto en salud Paraguay en el 2016 (DM, 2018) (último dato reportado a la fecha).

REFERENCIAS

Coronel Genaro, Pastén Max, Breuer Norman, Aramí Celeste, Rejalaga Larissa , Monte Domecq Federico & Nagy Gustavo J. (2021), *Wildfires in Paraguay: Environmental and Human Impacts.* Chapter First Online: 07 August 2021, Part of the World Sustainability Series book series (WSUSE) World Sustainability Series. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-76624-5_25

Crinó, E.; Coronel, G.; Piacentini, R. D. (2014) *Eventos De Contaminación Atmosférica Sobre Asunción (Paraguay) Y Clorinda (Argentina) Producidos Por El Gas No2 Y Por Aerosoles Emitidos Durante Intensas Quemas De Biomasa*. Anales Afa, [S.l.], v. 25, n. 1, ago. 2014. ISSN 1850-1168. Disponible en: <https://afan.df.uba.ar/journal/index.php/analesafa/article/view/1943>.

Recalde Nilda, Coronel Genaro (2021). *Distribución del Dióxido de Nitrógeno sobre Paraguay*. XXXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 171–178.

Recalde Nilda, Bernal Luis, Rincón Ángel, (2022), *Calidad Del Aire y la Incidencia del Confinamiento Obligatorio Debido al Covid-19 En Paraguay*, XXXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 171–178

MAPAS DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE ALTA RESOLUCIÓN DE LAS EMISIONES DE ESCAPE DEL TRANSPORTE POR CARRETERA EN CHILE, 1990 – 2020

Mauricio Osses[1], Cecilia Ibarra[2], Néstor Rojas[3], Nicolás Huneeus[4]

Palabras clave:
emisiones; transporte; inventario; resolución espacial.

RESUMEN

Este trabajo descriptivo presenta una ampliación y actualización de los datos del inventario de emisiones del transporte terrestre en Chile, considerando registros de consumo de combustibles, flota vehicular, requisitos más estrictos en las normas de emisión e inclusión de motocicletas como categoría vehicular. Este inventario se basa en metodologías previa, incorporando los datos disponibles más recientes, con el fin de calcular la actividad de transporte para obtener una estimación actualizada de las emisiones del transporte, ofreciendo mapas espacialmente distribuidos de alta resolución para Chile. El artículo presenta una estimación detallada de las emisiones de contaminantes de escape generadas por la actividad de transporte por carretera de Chile para el período 1990-2020. Las emisiones se proporcionan en alta resolución espacial (0,01º x 0,01º) sobre Chile continental desde 18,5 S hasta 53,2 S, incluidos los contaminantes locales (CO, COV, NOx, PM2,5), el carbono negro (BC) y los gases de efecto invernadero (CO2, CH4). La metodología considera 70 tipos de vehículos, basados en diez categorías de vehículos, subdivididos en dos tipos de combustible y siete estándares de emisión. La actividad de los vehículos se calculó en base a las bases de datos oficiales de registros de vehículos y conteos de flujo de vehículos. El consumo de combustible se calculó en función de la actividad del vehículo y se contrastó con las ventas de combustible, para calibrar el conjunto de datos inicial. Los factores de emisión provienen principalmente de COPERT 5, adaptados a las condiciones locales de las 15 regiones políticas de Chile, en base a estándares de emisión y calidad de combustibles. Si bien la flota de vehículos se ha quintuplicado entre 1990 y 2020, las emisiones de CO2 han seguido esta tendencia a un ritmo más bajo y las emisiones de contaminantes atmosféricos locales han disminuido, debido a tecnologías de reducción más estrictas, una mejor calidad del combustible y el cumplimiento de las normas de emisión. En otras palabras, ha habido un desacoplamiento entre el crecimiento de la flota y la tasa de cambio de las emisiones. Los resultados se contrastaron con estimaciones de inventarios globales (EDGAR, CAMS, CEDS), mostrando similitudes en las estimaciones de CO2 y diferencias notables en PM, BC y CO; en el caso de NOx y CH4 hay coincidencia solo hasta 2008. En todos los casos de resultados divergentes, los conjuntos de datos globales estiman emisiones más altas.

INTRODUCCIÓN

En experiencias internacionales y nacionales, la construcción de inventarios de emisiones confiables para el transporte por carretera ha sido un cuello de botella en el mapeo de las emisiones en las ciudades (Zheng et al., 2014). En general, estas dificultades ocurren debido a dos razones principales: la falta de datos desagregados a nivel para

1 Universidad Técnica Federico Santa María, mauricio.osses@usm.cl

2 Universidad de Chile, cecilia.ibarrachile@gmail.com

3 Universidad Nacional de Colombia, nyrojasr@unal.edu.co

4 Universidad de Chile, nhuneeus@uchile.cl

construir inventarios detallados, y las muchas variables a considerar al modelar las emisiones, lo que aumenta la incertidumbre en la estimación de las emisiones totales (Bond et al., 2004; Tolvett et al., 2016).

Chile cuenta con dos inventarios separados, uno de GEI y otro de contaminantes criterio de la calidad del aire. El inventario de GEI sigue la metodología establecida por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático y se mantiene sistemáticamente desde 2012 (MMA, 2021). Aunque este conjunto de datos está bien evaluado y es coherente, el nivel de agregación es nacional o, en el mejor de los casos, se divide en regiones políticas. Por otro lado, los inventarios de contaminantes criterio se construyen en relación con el establecimiento de planes de cumplimiento y se producen a través de consultorías externas, lo que ha resultado en un cuadro disperso en cuanto a años de referencia, factores de emisión utilizados y ciudades a lo largo de Chile continental (Huneeus et al., 2020a).

MÉTODOS

La base de datos de emisiones anuales proporciona estimaciones de emisiones de escape para el transporte por carretera, es decir, vehículos que viajan en rutas públicas, a nivel nacional, en áreas urbanas y rurales, para los años 1990 a 2020. No incluye los modos de transporte ferroviario, aéreo y marítimo y fuera -maquinaria vial. El cálculo de las emisiones se basó en estimaciones del número de vehículos y su nivel de actividad por región política, que sirvieron para calcular el consumo de combustible por categoría de vehículo y, posteriormente, las emisiones de escape (Osses, 2010; MAPS, 2013; Osses, 2014). La estructura de datos y procesamiento se indica esquemáticamente en la Figura 1.

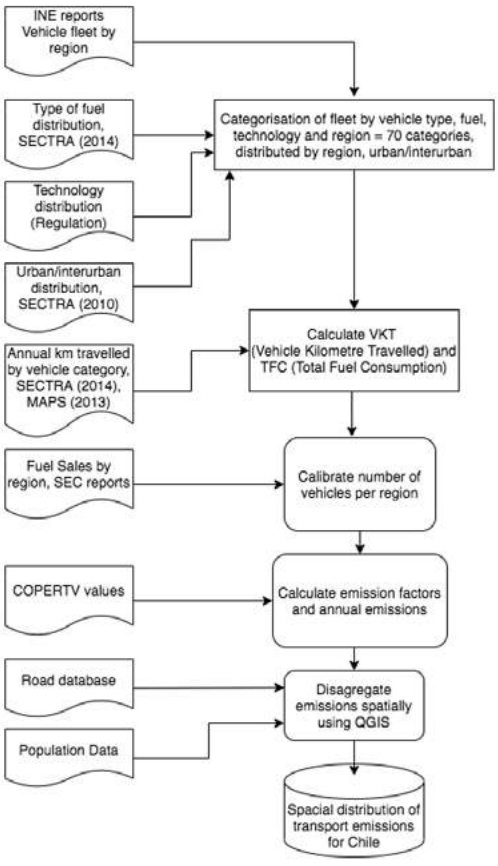


Figura 1. Diagrama metodológico (Osses et al., 2022).

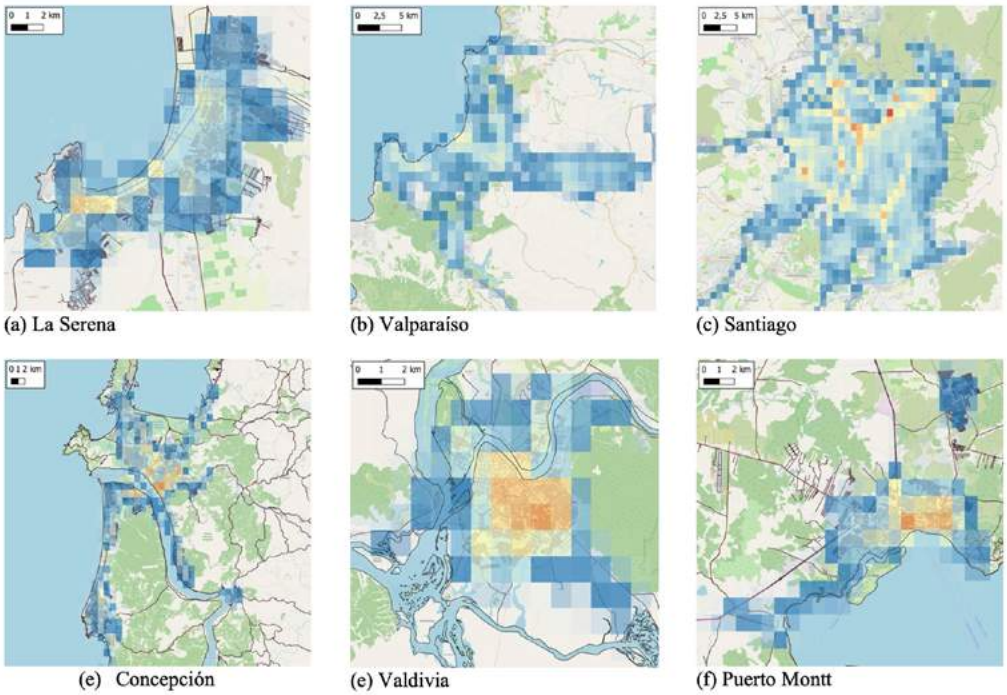


Figura 2. Desagregación especial emisiones de escape para NOx en seis ciudades chilenas (Osses et al., 2022).

Las emisiones se distribuyeron a través de la red de carreteras utilizando el software de código abierto QGIS, con una resolución de 0,01 x 0,01 grados de latitud y longitud. Las emisiones urbanas también se distribuyeron entre las ciudades de cada región según su población (INE, 2017). QGIS asigna las emisiones a las celdas según el tipo de caminos, con su factor de peso y la presencia de ciudades. Por tanto, las emisiones de cada celda dependen de las vías y de la presencia de población urbana. La Secretaría de Transporte, SECTRA, proporciona la proporción de vías urbanas e interurbanas por región y las áreas urbanas de cada región pueden asociarse a ciudades con población superior a 5000 habitantes (Osses, 2010). El número de kilómetros en cada celda es proporcional a la emisión anual de cada celda de la grilla, y la suma de emisiones en todas las celdas coincide con la emisión total asignada a cada región del país. La Figura 2 muestra un ejemplo de las emisiones desagregadas para varias ciudades de Chile.

RESULTADOS

Este artículo describe un conjunto de datos original para las emisiones del transporte en Chile entre 1990 y 2020, distribuidos espacialmente en 0,01º x 0,01º. El conjunto de datos se basa en informes anuales de agencias gubernamentales y estima la evolución de los contaminantes del aire (CO, VOC, NOx, PM2.5), gases de efecto invernadero (CO2, CH4) y carbono negro (BC). Los resultados se contrastaron con los conjuntos de datos EDGAR, CAMS y CEDS (Osses et al., 2022).

Este inventario forma parte del primer inventario nacional grillado de emisiones antropogénicas para Chile de contaminantes criterio y GEI (INEMA: Inventario Nacional de Emisiones Antropogénicas), que comprende las emisiones de los sectores vehicular, industrial, energético, minero y residencial del período 2015-2017 en Chile (Alamos et al., 2022). La base de datos de transporte para el período 1990-2020 está disponible en doi: http://dx.doi.org/10.17632/z69m8xm843.2 (Osses, 2021).

El análisis muestra un crecimiento significativo del parque vehicular unido a un aumento de las

emisiones de CO2, lo que concuerda con el inventario nacional de GEI. Los contaminantes del aire muestran patrones diferentes, con una tendencia general decreciente que coincide con las medidas de control de la contaminación. Los datos muestran una clara relación entre estas emisiones y la introducción de combustibles de mejor calidad, debido a la reducción del contenido de azufre y la aplicación de mejoras tecnológicas. Estas medidas de política incluyeron la regulación de estándares de emisión para vehículos nuevos en la flota, inspección técnica periódica obligatoria para vehículos en uso, así como procedimientos efectivos para el cumplimiento de la regulación.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

América Latina tiene una tasa de urbanización de más del 80% (UN, 2019) y las ciudades sufren cambios en el clima local y la contaminación del aire, lo que impone grandes desafíos que enfrentar. El transporte en las ciudades es una fuente importante de contaminación del aire y de emisiones de gases de efecto invernadero (Huneeus et al., 2020b).

La construcción y actualización de inventarios de emisiones brinda información clave para diseñar y evaluar políticas públicas en temas relevantes para la calidad de vida de los habitantes de las ciudades, el medio ambiente y para la mitigación del cambio climático.

En el caso de Santiago, la capital de Chile, hay buenos ejemplos del uso de datos locales para analizar el impacto de las emisiones en la contaminación del aire (Mazzeo et al., 2018), los beneficios para la salud de los escenarios de políticas (Mena-Carrasco et al., 2012), y para la evaluación retrospectiva de la evolución de la movilidad y la calidad del aire, relacionándolas con medidas de política (Gallardo et al., 2018). Sin embargo, a pesar de los resultados de la investigación para el análisis de datos específicos, los inventarios de Chile tienen un gran margen de mejora en términos de precisión y desagregación de datos.

REFERENCIAS

Alamos, N., Huneeus, N., Opazo, M., Osses, M., Puja, S., Pantoja, N., Denier van der Gon, H., Schueftan, A., Reyes, R., Calvo, R.: High resolution inventory of atmospheric emissions from transport, industrial, energy, mining and residential activities in Chile, Earth Syst. Sci. Data, 14, 1–20, doi: https://doi.org/10.5194/essd-14-1-2022, 2022.

Bond, T. C., Streets, D. G., Yarber, K. F., Nelson, S. M., Woo, J. H. and Klimont, Z.: A technology-based global inventory of black and organic carbon emissions from combustion, J. Geophys. Res. Atmos., 109(14), 1–43, doi:10.1029/2003JD003697, 2004.

Gallardo, L., Barraza, F., Ceballos, A., Galleguillos, M., Huneeus, N., Lambert, F., Ibarra, C., Munizaga, M., O'Ryan, R., Osses, M., Tolvett, S., Urquiza, A. and Véliz, K. D.: Evolution of air quality in Santiago: The role of mobility and lessons from the science-policy interface, Elem Sci Anth, 6(1), 38, doi:10.1525/elementa.293, 2018.

Huneeus, N., Denier van der Gon, H., Castesana, P., Menares, C., Granier, C., Granier, L., Alonso, M., de Fatima Andrade, M., Dawidowski, L., Gallardo, L., Gomez, D., Klimont, Z., Janssens-Maenhout, G., Osses, M., Puliafito, S. E., Rojas, N., Ccoyllo, O. S., Tolvett, S. and Ynoue, R. Y.: Evaluation of anthropogenic air pollutant emission inventories for South America at national and city scale, Atmos. Environ., 235(May), doi:10.1016/j.atmosenv.2020.117606, 2020.

Huneeus, N., Urquiza A., Gayó, E., Osses, M., Arriagada, R., Vald s, M., Alamos, N., Amigo, C., Arrieta, D., Basoa, K., Billi, M., Blanco, G., Boisier, J.P., Calvo, R., Casielles, I., Castro, M., Chahu n, J., Christie, D., Cordero, L., Correa, V., Cort s, J., Fleming, Z., Gajardo, N., Gallardo, L., Gómez, L., Insunza, X., Iriarte, P., Labra a, J., Lambert, F., Muñoz, A., Opazo, M., O'Ryan, R., Osses, A., Plass, M., Rivas, M., Salinas, S., Santander, S., Seguel, R., Smith, P., Tolvett, S (2020). El aire que respiramos: pasado, presente y futuro – Contaminación atmosférica por MP2,5 en el centro y sur de Chile. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2,

(ANID/FONDAP/15110009), 102 pp. Available at: www.cr2.cl/contaminacion/, 2020.

Instituto Nacional de Estadísticas (INE), 2020, Censo 2017 de población y vivienda, bases de datos, available at https://www.ine.cl/estadisticas/sociales/censos-de-poblacion-y-vivienda/poblacion-y-vivienda.

Mazzeo, A., Huneeus, N., Ordoñez, C., Orfanoz-Cheuquelaf, A., Menut, L., Mailler, S., Valari, M., Denier van der Gon, H., Gallardo, L., Muñoz, R., Donoso, R., Galleguillos, M., Osses, M. and Tolvett, S.: Impact of residential combustion and transport emissions on air pollution in Santiago during winter, Atmos. Environ., 190(December 2017), 195–208, doi:10.1016/j.atmosenv.2018.06.043, 2018.

MAPS, Ministerio de Medioambiente, MMA: Opciones de mitigación para enfrentar el cambio climático: resultados de Fase 2, Chile., 2013.

Ministerio del Medio Ambiente, MMA Informe del Inventario Nacional de Chile 2020: Inventario nacional de gases de efecto invernadero y otros contaminantes climáticos 1990-2018. Oficina de Cambio Climático. Santiago, Chile, 2021.

Osses, M., Tolvett, S. and Henríquez, P.: Análisis y Desarrollo de una Metodología de Estimación de Consumos Energéticos y Emisiones para el Transporte, Informe comisionado por la Secretaría de Transporte, SECTRA, 2010.

Osses, M., Tolvett, S. and Henríquez, P.: Actualización Metodológica del Modelo de Consumo Energético y Emisiones para el Sector Transporte (STEP), Informe comisionado por la Secretaría de Transporte, SECTRA, 2014.

Osses, M.; Rojas, N.; Ibarra, C.; Valdebenito, V.; Laengle, I.; Pantoja, N.; Osses, D.; Basoa, K.; Tolvett, S.; Huneeus, N.; Gallardo, L; Gómez, B. “High-definition spatial distribution maps of on-road transport exhaust emissions in Chile, 1990 - 2020”, Mendeley Data, V2, doi: 10.17632/z69m8xm843.2, 2021.

Mauricio Osses, Néstor Rojas, Cecilia Ibarra, Victor Valdebenito, Ignacio Laengle, Nicolás Pantoja, Darío Osses, Kevin Basoa, Sebastián Tolvett, Nicolás Huneeus, Laura Gallardo, Bennjamín Gómez, 2022. High-resolution spatial-distribution maps of road transport exhaust emissions in Chile, 1990–2020. *Earth System Science Data*, *14*(3), 1359-1376, https://doi.org/10.5194/essd-14-1359-2022.

Tolvett, S., Henríquez, P. and Osses, M.: Análisis de variables significativas para la generación de un inventario de emisiones de fuentes móviles y su proyección, Ingeniare. Rev. Chil. Ing., 24 (Especial), 32–39, doi:10.4067/S0718-33052016000500005, 2016.

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2019). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision (ST/ESA/SER.A/420). New York: United Nations. Available at https://population.un.org/wup/Publications/

Zheng, B., Huo, H., Zhang, Q., Yao, Z. L., Wang, X. T., Yang, X. F., Liu, H. and He, K. B.: High-resolution mapping of vehicle emissions in China in 2008, Atmos. Chem. Phys., 14(18), 9787–9805, doi:10.5194/acp-14-9787-2014, 2014.

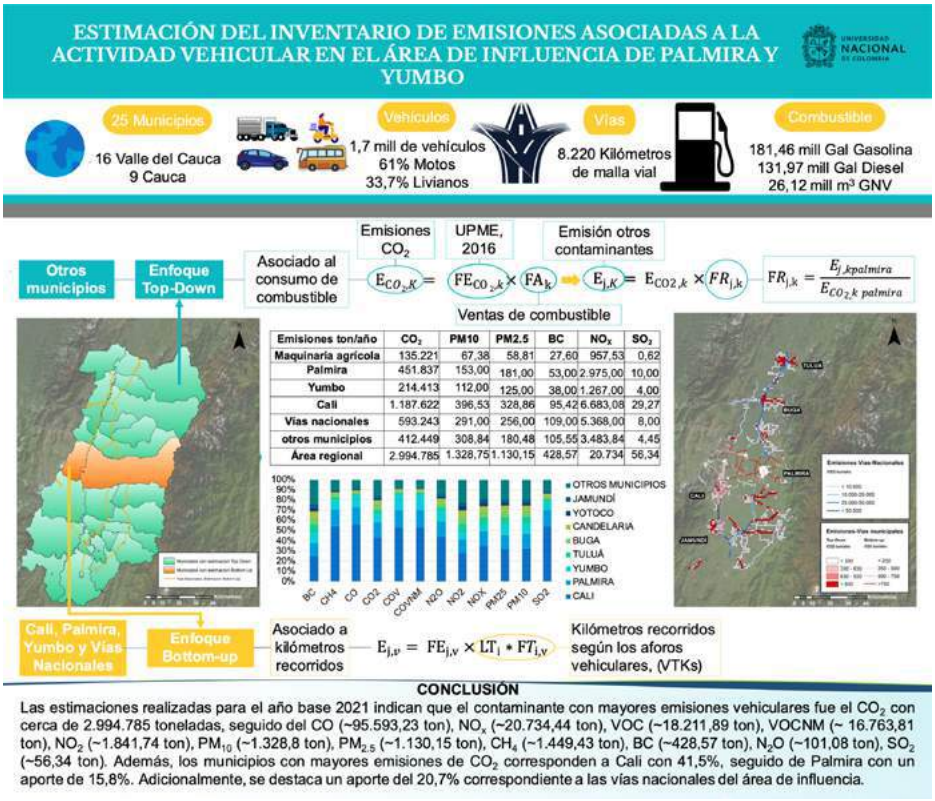
ESTIMACIÓN DEL INVENTARIO DE EMISIONES ASOCIADAS A LA ACTIVIDAD VEHICULAR EN EL ÁREA DE INFLUENCIA DE PALMIRA Y YUMBO

Angela Vargas Burbano[1], Luis David López Buitrago[2], Pablo Gutiérrez Espada[3], Liseth González Delgado[3], Sonia Cecilia Mangones[4], German Rueda Saa[3], Rodrigo Jiménez[1]

Palabras clave:

Valle geográfico del río Cauca; emisiones exhosto; vehicle kilometers traveled (VKT), categorías vehiculares.

RESUMEN GRÁFICO



Emisiones ton/año	CO_2	PM10	PM2.5	BC	NO_x	SO_2
Maquinaria agrícola	135.221	67,38	58,81	27,60	957,53	0,62
Palmira	451.837	153,00	181,00	53,00	2.975,00	10,00
Yumbo	214.413	112,00	125,00	38,00	1.267,00	4,00
Cali	1.187.622	396,53	328,86	95,42	6.683,08	29,27
Vías nacionales	593.243	291,00	256,00	109,00	5.368,00	8,00
otros municipios	412.449	308,84	180,48	105,55	3.483,84	4,45
Área regional	2.994.785	1.328,75	1.130,15	428,57	20.734	56,34

INTRODUCCIÓN

El Valle geográfico del río Cauca está localizado en el suroccidente de Colombia en una altitud entre 900-1.100 msnm y tiene un área total de 5.287 km^2. Se estima que para el año 2021 la región contaba con aproximadamente 4,7 millones de habitantes (DANE, 2020). Meteorológicamente, los municipios del centro del Departamento del Valle del Cauca (DVC), particularmente Cali, Yumbo y Palmira, están conectados con los municipios del centro norte y sur del DVC, incluyendo Tuluá, San Pedro, Buga, Yotoco, Guacarí, Ginebra, Vijes, El Cerrito, Pradera, Candelaria, Florida, Jamundí y Ríofrío, y los municipios de Puerto Teja-

1 Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail acvargasb@unal.edu.co, rjimenezp@unal.edu.co

2 Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Grupo de Investigación TRANSLOGYT, e-mail ldlopezb@unal.edu.co

3 Universidad Nacional de Colombia – Sede Palmira, Departamento de Ingeniería, Grupo de Investigación Prospectiva ambiental, e-mail pgutierreze@unal.edu.co, lagonzalezd@unal.edu.co, ghruedas@unal.edu.co

45 Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), scmangonesm@unal.edu.co

da, Miranda, Padilla, Villa Rica, Corinto, Caloto, Guachené, Buenos Aires y Santander de Quilichao del norte del Departamento del Cauca. Estos municipios conforman el área de interés del presente estudio, denominada área de influencia para propósitos de simulación de calidad del aire. Esta área de interés abarca cerca del 80% de la población y 88% del territorio del valle geográfico del Río Cauca, y cuenta con más de 1,7 millones de vehículos registrados y una malla vial de 8.222 kilómetros, incluyendo vías nacionales, regionales y urbanas. Las fuentes móviles se consideran una fuente importante de contaminantes atmosféricos. Por lo tanto, el proyecto se orientó a estimar las emisiones asociadas a la actividad vehicular en el área de interés, como una fuente importante en la simulación de calidad del aire en el área de influencia principalmente de Yumbo y Palmira.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este inventario se desarrolló bajo diferentes enfoques metodológicos, de acuerdo con la información disponible de cada municipio.

2.1 Inventarios municipios de Palmira y Yumbo

Las emisiones vehiculares de Palmira y Yumbo se estimaron bajo el enfoque Bottom-up, siguiendo la ecuación 1. Se basó en la estimación de actividad a partir de aforos vehiculares en Yumbo y Palmira, durante diferentes días de la semana en 9 y 11 sitios priorizados, respectivamente. Estos aforos fueron extrapolados a toda la malla vial usando Polígonos de Thiessen para estimar el flujo vehicular ($F_{t,v}$), en todos los tramos viales (*t*) para cada categoría vehicular (*v*). corresponde a la longitud de los tramos viales en la malla vial de los municipios de Yumbo y Palmira. Para la estimación de Factores de emisión ($FE_{j,v}$) de los contaminantes evaluados (*j*) para cada categoría vehicular (*v*) se usó COPERT 5.5, adaptándolo a las condiciones de cada municipio.

$$E_{j,v} = \sum FE_{j,v} * L_t * F_{t,v}$$ Ecuación 1

2.2 Inventarios Malla vial Nacional

Para la estimación de emisiones en la malla vial Nacional se transformó la ecuación 1, donde los Factores de emisión utilizados fueron los estimados para Palmira, debido a la similitud con el parque automotor regional. corresponde a la longitud de los tramos viales de la malla vial nacional y el factor es remplazado por que corresponde al Tráfico Promedio Diario (TPD) del tramo vial *t* para la categoría vehicular *v* (Veh*día^{-1}) reportado por INVIAS en la plataforma web, Ecuación 2.

$$E_{j,v} = \sum FE_{j,v} * L_t * TPD_{t,v}$$ Ecuación 2

2.3 Inventario Municipio de Cali

En la estimación de las emisiones de Santiago de Cali se empleó un enfoque Top-Down, partiendo de las ventas de combustibles (*k*) líquidos y GNV reportados por SICOM y SUI, 2021 (). Primero, se aplicó la ecuación 3, para la estimación de emisiones de CO_2 usando los factores de emisión de CO_2 para cada tipo de combustible, según UPME, 2016 (). Posteriormente, a partir de las emisiones de CO_2 y el factor de relación entre la emisión del contaminante de interés () y la emisión de CO_2 () de Palmira se estimaron las emisiones de los otros contaminantes () (ecuación 4). Nuevamente, se eligió los factores de emisión de Palmira, debido a la similitud entre las flotas vehiculares de ambos municipios.

$$E_{CO_2} = \sum FE_{CO_2 k} * FA_k$$ Ecuación 3

$$E_j = \sum \frac{E_{j,k\ Palmira}}{E_{CO_2 k\ Palmira}} * E_{CO_2 k}$$ Ecuación 4

2.4 Inventario Otros municipios

Para los demás municipios incluidos en el área de influencia se usó un enfoque Top-down, similar al de Cali, a partir de las emisiones globales, estimadas con las ecuaciones 3 y 4, según las ventas totales de combustibles en la región. Seguidamente, a esta estimación se le restó las emisiones asociadas a Palmira, Yumbo, Cali y malla vial Na-

cional, y las emisiones por ventas a grandes consumidores, asociadas a la actividad agrícola de la región, de tal forma que el restante fuera distribuido entre los 22 municipios de los que no se tiene un inventario detallado (Ecuación 5).

$$E_{Locales} = (E_{EDS} + E_{G.\ Consumidor})_{SICOM\ y\ SUI} - E_{Vnacionales} - E_{Maquinaria} - E_{Pal-Yum-Cali}$$

Ecuación 5

Por último, como método de desagregación espacial, para las emisiones estimadas mediante enfoque Top-down se usó el algoritmo DROVE (Disgregation of on-ROad Vehicle Emissions), que permite distribuir las emisiones sobre una grilla definida, en este caso con cuadrículas de 1 km2. Por un lado, se usó el nivel 2 de desagregación, basado en la longitud de malla vial, categorías viales y flujo relativo de tráfico según el tipo de vía, para las emisiones en malla vial local de "otros municipios" del área de estudio. Mientras que, para Cali, se usó el nivel 3 de desagregación, basado en la longitud de malla vial y tráfico vehicular por segmento vial, ya que se contaba con información de algunos aforos vehiculares en la ciudad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para el año 2021, las emisiones totales en el área de influencia de Palmira y Yumbo se estimaron en 2.994.785 Toneladas de CO2, de las cuales el 39,65% se asocian al área urbana de Cali, el 19,81% a las vías nacionales, el 4.5% emisiones por maquinaria agrícola e ingenios, el 15,09% a Palmira y el 7,15% a Yumbo, de tal forma, que alrededor del 14% de las emisiones regionales se asocian a los 22 municipios restantes (Tabla 1).

Tabla 1. Balance de emisiones de CO_2 para distribución en otros municipios.

Emisiones anuales CO_2	**ton/año**
Emisiones Palmira (Bottom-Up)	451.837
Emisiones Yumbo (Bottom-Up)	214.413
Emisiones Cali (Top-Down)	1.187.622
Emisiones Vías nacionales	593.243
Emisiones por maquinaria agrícola e ingenios	135.221
Emisiones para distribuir en otros municipios	412.449
Total Emisiones CO_2 todos los municipios (EDS+ Gran . Consumidor)	2.994.785

Una vez estimadas las emisiones de los municipios del área de influencia y la malla vial nacional, se procedió a agrupar todas las emisiones del casco urbano y malla vial nacional por municipio (Figura 1). Se observa que el municipio con la mayor contribución de las emisiones de todos los contaminantes es Cali, seguido de Palmira, Yumbo y Tuluá. En la estimación de las emisiones de CO_2 para Cali, se incluyeron las emisiones de vías nacionales en su territorio, aportando alrededor

del 44% de descargas vehiculares en el área de estudio, seguido de Palmira con un aporte de 19,06%, Yumbo 9,17% y Tuluá 3,46%. Los demás municipios acumulan el 15,3% de las emisiones vehiculares.

Por otro lado, en contaminantes como el BC, NO_2 y NO_x, que principalmente están asociados a la combustión del Diesel, la participación de los "otros municipios" aumenta y es comparable al aporte de las emisiones de Cali. Esto está asociado a la distribución de las ventas de combustibles. Mientras el municipio de Cali presenta ventas de gasolina ~4 veces mayores a las ventas de Diesel, "otros municipios" tiene ventas de Diesel mayores a las de gasolina, que incluso superan las ventas del municipio de Cali.

Los resultados obtenidos son consistentes con lo esperado, ya que la ciudad de Cali al ser la capital del departamento del Valle del Cauca y al contar con el 59,25% de población del área de estudio concentra una mayor actividad vehicular que los demás municipios, adicionalmente, dada las actividades económicas que se desarrollan en los municipios, la actividad vehicular en la malla vial nacional no es despreciable.

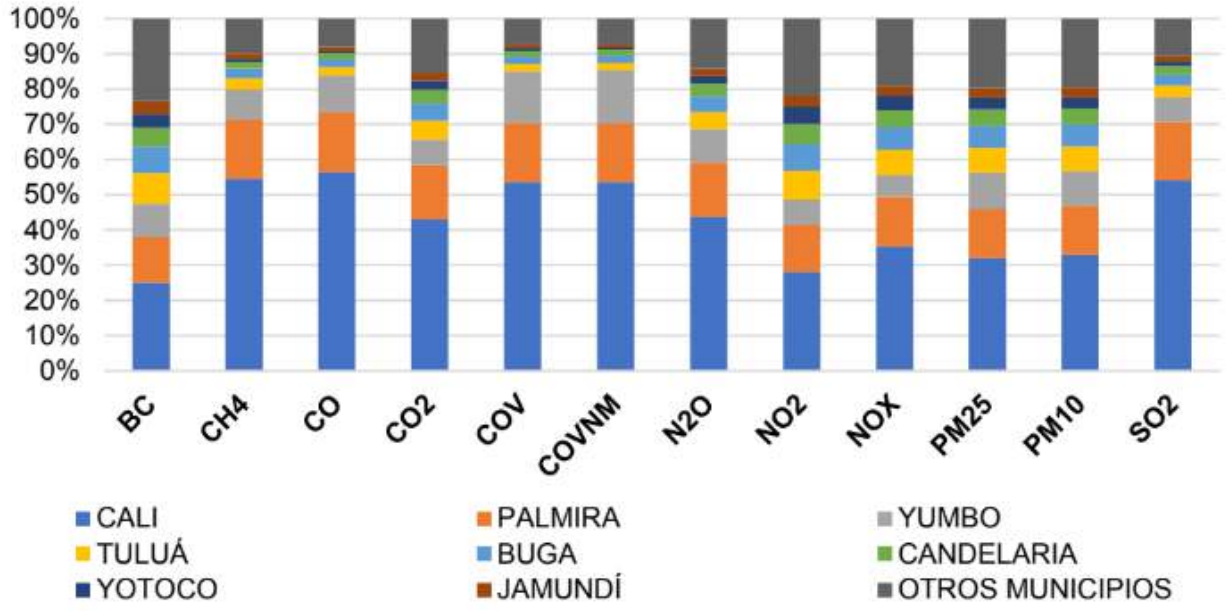


Figura 1. Distribución de emisiones anuales de los contaminantes criterio, desagregadas por municipio del área de influencia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El desarrollo de este inventario regional sirve como referencia para la estimación de emisiones por fuentes móviles de los municipios estudiados. Así como también, es una herramienta para la toma de decisiones relacionadas a la calidad del aire de la región. No obstante, se debe tener en cuenta que este inventario en su mayoría corresponde a estimaciones Top-down y sería ideal obtener estimaciones Bottom-up para la estimación de las emisiones a nivel regional.

Adicionalmente los resultados obtenidos permiten tener un panorama actual de las emisiones por fuentes móviles generadas, permitiendo la identificación de zonas con mayor generación de emisiones vehiculares. Para el caso de las emisiones estimadas a partir de enfoque Bottom-Up, es posible identificar las categorías vehiculares que mayores aportes representan a la contaminación,

convirtiendo este análisis en un posible soporte a toma de decisiones en caso de requerir medidas de gestión de la movilidad enfocadas en la calidad del aire.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, CVC, a través del convenio interadministrativo 036-2021 “Convenio CVC-UNAL para contribuir a la gestión y planificación del recurso aire en los municipios de Palmira y Yumbo en el Valle del Cauca, mediante la actualización de inventarios, la modelación de material particulado y la elaboración del plan de prevención, control y atención de episodios por contaminación del aire”.

REFERENCIAS

Boletín estadístico, Estaciones de servicio automotriz y fluvial: https://www.sicom.gov.co/index.php/boletin-estadistico.

Reporte comercial de consumos no residenciales facturados por municipio: http://reportes.sui.gov.co/fabricaReportes/frameSet.jsp?idreporte=gas_com_012

UPME (2016). Factores de emisión de los combustibles colombianos FECOC, 1–52 pp.

Universidad del Valle and Alcaldía de Santiago de Cali. (2015). Análisis integral de la red de infraestructura vial para la movilidad motorizada en el municipio de Santiago de Cali, 1–334. https://idesc.cali.gov.co/download/movilidad/documento_tecnico_comportamiento_vial.pdf

Universidad Nacional de Colombia and Corporación autónoma regional del Valle del Cauca. (2022). Inventario de Emisiones a la atmosfera por fuentes móviles para el municipio de Yumbo – Año base 2021, 1-67.

Universidad Nacional de Colombia and Corporación autónoma regional del Valle del Cauca. (2022). Inventario de Emisiones a la atmosfera por fuentes móviles para el municipio de Palmira – Año base 2021, 1-68.

PROGRAMA PARA LA REDUCCIÓN DE OLORES OFENSIVOS EN AMAGÁ ANTIOQUIA

Maria Victoria Toro Gomez[1], Fredy Hernando Garcia[2], Daniel Escobar[3] Isabel M Diaz Forero[4]

Palabras clave:
Olores ofensivos; H_2S y NH_3; monitoreo de pasivos; plan de gestión de calidad del aire.

RESUMEN

El municipio de Amagá está ubicado hacia el Suroeste de Antioquia, su principal actividad económica se basa en producción de comida de animales, cueros, avícolas y porcícolas, sin descartar la producción ladrillera y minera. La población que allí reside presenta continuamente quejas a las autoridades por molestias causadas por los olores ofensivos, así que a autoridad ambiental, que en la zona es CORANTIOQUIA, toma la decisión de realizar un plan de Gestion de Olores Ofensivos Municipal para reducir y controlar las actividades que generan estos gases que deterioran la vida en el municipio mediante la firma del convenio 040-COV2111-169 en el año 2021 con la UPB donde se analizan las concentraciones aplicando la olfatometría de campo, la modelización y mediante mesas de trabajo en articulación con la alcaldía y la mesa de calidad del municipio sen definen las medidas específicas dentro de los lineamientos del Plan +Aire Puro para la estructura del programa.

INTRODUCCIÓN

Los olores ofensivos son parte del deterioro de la calidad del aire que produce molestia en la población; en algunos casos dependiendo del gas oloroso puede ser perjudicial para la salud. Si bien las fuentes contaminantes emiten en algunos procesos sustancias que son identificables por ejemplo H2S NH3 y TRS, en la mayoría de los casos estas en el aire reaccionan formando una mezcla originada por nuevos componentes que han reaccionado o simplemente desde la emisión es una mezcla de sustancias inorgánicas u orgánicas que al momento de análisis no es determinante. Así mismo la concentración de una sustancia no da pie a medir la molestia de una población que puede o no ser sensible a los gases que son emitidos. Por lo anterior el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible en 2013 emite la resolución 1541 (MADS, 2022) para dar solución a problemas de este tipo de contaminación en donde se dan los pasos a seguir para el control de las emisiones olorosas en función de la solución del problema por intermedio de los planes de reducción individual de olores PRIO. Las autoridades ambientales una vez verifiquen la queja de la población emiten el Auto para exigir a la industria el PRIO de tal manera que sus procesos cumplen los limites establecidos para las concentraciones máximas en el aire de gases o mezcla de gases.

MÉTODOS

Diagnóstico del Problema de Olores Ofensivos
Como primera medida en el diseño de un pro-

1 Universidad Pontificia Bolivariana, victoria.toro@upb.edu.co
2 Corporacion Autónoma Regional del Centro de Antioquia CORANTIOQUIA, idiaz@corantioquia.gov.co
3 Universidad Pontificia Bolivariana, fredy.garciam@upb.edu.co
4 Universidad Pontificia Bolivariana, daniel.escobarc@upb.edu.co

grama es conocer el problema de contaminación por olores ofensivos, para lo cual se realizaron las siguientes actividades:

Estimación de emisiones con factores de emisión para los procesos identificados en campo: el cálculo de la cantidad de unidades de olor europeas OUE se utilizan los valores de la Tabla 1, junto con la actividad del proceso se obtienen los valores de unidades de olor emitidas por unidad de área de la fuente emisora.

Tabla 1 Factores de Emisión de procesos.

Granja	Fuente de Emisión	Constante de factor de emisión de olor	Unidades
Planta de sacrificio	Entrega y cargue de animales	0.0365	OU_E/s*animal
	Área de desangre	0.28	OU_E/s*animal
	Zona de sacrificio	0.28	OU_E/s*animal
	Procesamiento de vísceras	0.3	OU_E/s*animal
Rendering	Unidad de calentamiento	0.00275	OU_E/ m2*Kg/h
PTAR	Rejillas entradas	65	OU_E/h
	Contenedor de solidos removidos	65	OU_E/h
	Sedimentador primario	5.5	OU_E/h
	Secado de lodos	1.75	OU_E/h
Avícola	Galpón Pollo de engorde	0.66	OU_E/s*ave
Porcícola	Parideras	51.23	OU_E/s*animal
	Gestantes	35.53	OU_E/s*animal
	Padrones	38.79	OU_E/s*animal
	Precebo	1.32	OU_E/s*animal
	Cebo	2.2	OU_E/s*animal
	Tanque estercolero	279.7	OU_E/s*animal

Fuente: Convenio MADS UPB 072 de 2012.

Los resultados de las emisiones son alimentados al modelo de dispersión de olor para cada una de las fuentes identificadas en el municipio de Amagá, de tal manera que se pueda establecer las zonas de mayor impacto de estas emisiones.

Mediciones de gases H2S y NH3 con dispositivos pasivos (Passam AG, 2022): se instalaron 85 dispositivos los cuales absorben los gases H2S y NH3 por un periodo de 18 días continuos en el área de influencia del territorio de Amagá (Figu-

ra 1). Las fechas de instalación de los dispositivos pasivos fue los días 6, 7 y 9 de diciembre del 2021 y se retiraron antes de finalizar el año 2021. En análisis es reportado por el laboratorio Passam en Suiza (Passam AG, 2022).

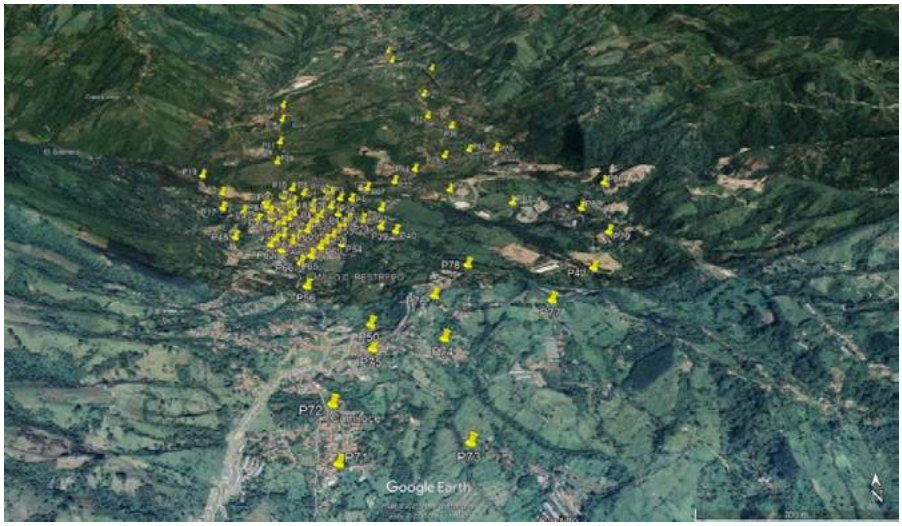


Figura 1 Localización de dispositivos pasivos.
Fuente: elaboración propia.

Monitoreo de olores por olfatometría de campo: siguiendo la norma técnica colombiana NTC6049 medición de impacto de olor mediante inspección en campo se define el área de estudio teniendo en cuenta la dirección del viento y la población afectada. En el método de la pluma se trazan 6 líneas perpendiculares a las fuentes emisoras, en las cuales se ubican 5 panelistas separados de forma equidistante. Utilizando un olfatómetro de campo (Nassal Ranger), evalúan cada 10 segundos la percepción, el carácter (a que huele) y la intensidad del olor, obteniendo la frecuencia de impacto de los olores reconocibles para un periodo de 5 dias. La actividad se repite en dos temporadas una seca y la otra con lluvias (ICONTEC, 2022). La Figura 2, muestra la configuración de los panelistas en las líneas y usando el olfatómetro en una línea de inspección.

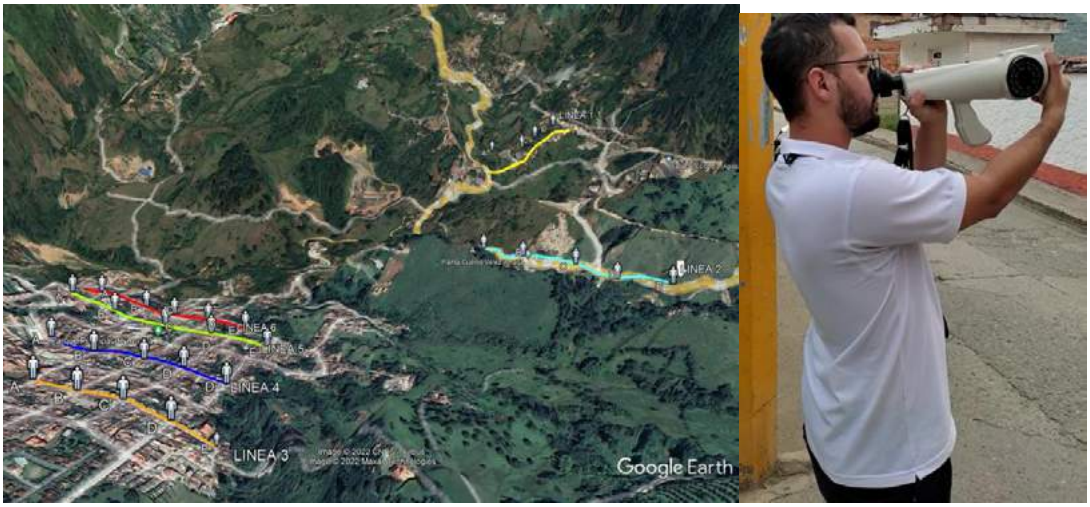


Figura 2 Ilustración de la ubicación de los panelistas y foto en un punto de medición.

Modelización de la dispersión de olores: para esta actividad se configura el modelo AERMOD (versión de escritorio www.trinityconsultants.com/). El dominio de trabajo se define con una malla de 100x150 celdas de 30 metros de amplitud. Los archivos meteorológicos son extractados al período comprendido entre el 1 de enero y el 30 de diciembre de 2021, estableciendo de esta manera el período de un año de datos meteorológicos, adquiridos de la empresa METEOSIM (METEOSIM, 2022).

Los archivos planos contienen información como velocidad y magnitud del viento, cobertura de nubes, radiación solar, precipitación, entre otros. Los archivos planos son posteriormente convertidos a archivos binarios para poder ingresarlos al modelo de dispersión AERMOD.

Construcción participativa del programa

El programa de reducción de olores ofensivos y mejoramiento de la calidad del aire para el Municipio de Amagá hace parte del Plan + Aire Puro de CORANTIOQUIA el cual tiene los siguientes lineamientos:

- I. CONTROL DE FUENTES DE EMISIÓN: Acciones para control y reducción de emisiones en los sectores productivos y de transporte, en el cual se incluye el impacto del olor
- II. FORTALECIMIENTO INSTITUCIONAL: Medidas direccionadas al desarrollo de capacidades en las instituciones para el control de las emisiones
- III. GESTIÓN DE RECUSOS FINANCIEROS: Medidas enfocadas a la búsqueda de convenios intersectoriales
- IV. PLANES Y ORGANIZACION DEL TERRITORIO: Inclusión de la variable ambiental en los POT
- V. COOPERACIÓN INTERINSTITUCIONAL: Unión de instituciones para la construcción de un ambiente sano
- EJE TRANSVERSAL: Medidas relacionadas la comunicación y capacitación a la comunidad

Por lo tanto, para el programa se diseñan medidas que cumplan con las líneas definidas y logren la meta de tener un ambiente sano en el municipio mediante la construcción participativa del programa aplicando la metodología de café del mundo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Inventario de Emisiones de Fuentes Generadoras de Olores

En la zona de estudio se encuentran asentadas industrias de los sectores de alimentos, cerámicos y agroindustriales, que emiten gases y partículas al aire. Para estas se realiza la estimación de las emisiones usando factores de emisión desarrollados en varios estudios especialmente en Europa para mezcla de olores en unidades de olor ofensivo (OUE por unidad de producción). Con base en estos resultados se pudo determinar que la empresa de redenring generaría la mayor cantidad de emisión al ambiente con un valor de 248.2 OUE/(s*m²), seguida de la empresa de curtiembre con 226.9 OUE/(s*m²) y la granja avícola con 196.68 OUE/(s*m²), que resalta debido a la cantidad de galpones en funcionamiento (22 unidades). En cuanto a la emisión de H2S, se pudo determinar que todas las industrias aportarían emisiones bajas de este compuesto, siendo la empresa de curtiembres la que generaría la mayor cantidad, con 0.11 g/s*m2. Si bien estas concentraciones de emisión son bajas, se debe tener en cuenta que son las generadas cada segundo y que, además, el H2S puede ser percibido a concentraciones muy pequeñas. Por otro lado, la emisión de NH3 mostró un comportamiento con concentraciones imperceptibles, aunque existe incertidumbre por la falta de factores de emisión en la literatura.

Monitoreo de gases

Para el análisis de la calidad del aire se usaron dispositivos pasivos siguiendo la norma EN 13528/2004: Calidad del Aire Ambiente, Captadores Difusivos Para la Determinación de las Concentraciones de Gases y Vapores y la Resolución 1541 de 2013 que establece niveles de regulación de la calidad del aire del H2S y NH3 para un tiempo de exposición de 24 horas y 1 hora, En las Figu-

ra 3 se puede determinar que para el periodo de exposición de 24 horas del H2S, en ninguno de los puntos instalados se excedió el máximo permisible establecido en la Resolución 1541 de 2013. Se muestra además un mapa de calor (Figura 4) de que muestra las zonas donde mayor concentración fue medida por los sensores. Igual comportamiento se notó en los periodos de una hora y para el contaminante NH3.

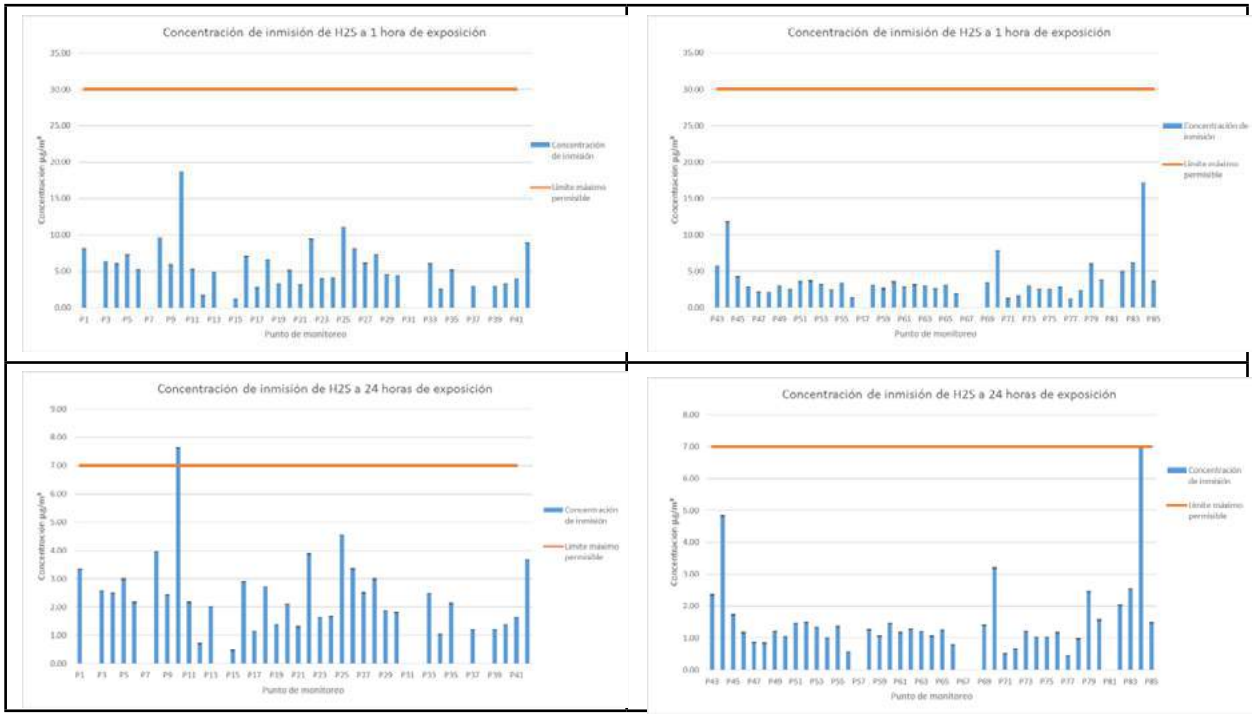


Figura 3 Distribución de las concentraciones de H2S para exposición 1 y 24 horas.

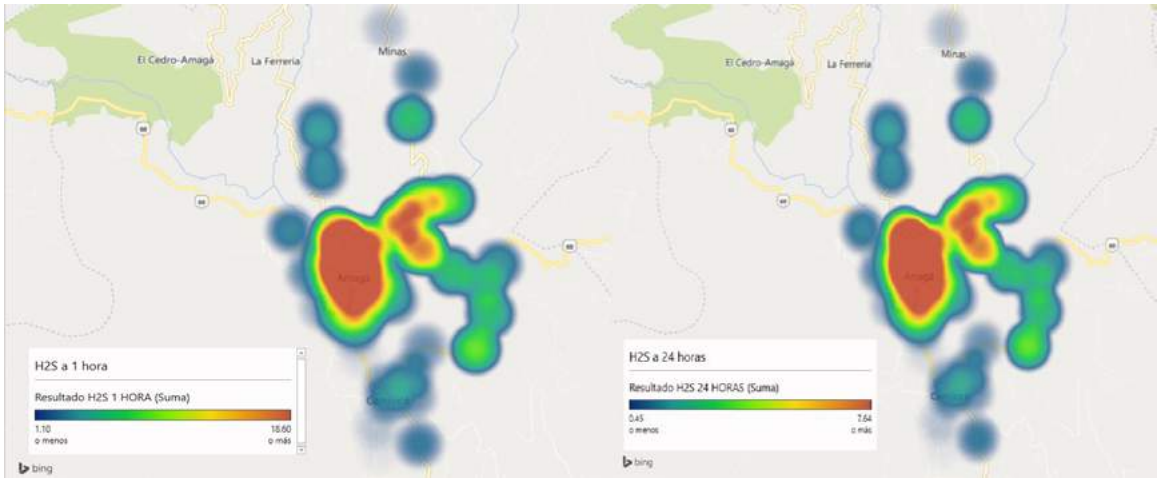


Figura 4 Mapa de calor de las concentraciones de H2S para exposición 1 y 24 horas.
Fuente: (elaboracion propia).

Olfatometria de campo

Durante el mes de diciembre de 2021 y el mes de febrero de 2022 se realizó la campaña de monitoreo de olfatometría de campo dentro del municipio y en las zonas aledañas donde se registran las quejas de la población. En el monitoreo se registran durante 5 días los valores horarios percibidos por los panelistas quienes determinan la molestia, para así obtener un perfil de 24 horas. Los panelistas se ubican en 6 líneas perpendiculares al flujo del viento tal como se muestra en la Figura 5, para lo cual registran los parámetros frecuencia, intensidad, tono hedónico y carácter.



Figura 5 Olfatometria de campo.

El olor a humo se presentó con mucha frecuencia sobre las líneas 1 y 2, ocupando el segundo lugar, lo que quiere decir que, en el momento de hacer la evaluación, fue el menos frecuente que el olor a podrido.

La evaluación de la intensidad mostró que los olores en la zona de evaluación se percibían con mucha fuerza, ya que varias veces se llegó a los valores 30 y 60 D/T. Esto se pudo demostrar igualmente en los porcentajes de evaluación. La intensidad de los caracteres podrido y humo se encontraron por encima del valor de referencia de la normatividad internacional (15 D/T) (Brancher, Griffiths, Franco, & Melo, 2016) en las líneas 1 y 2. En las líneas 3, 4, 5 y 6 se encontraron con más bajas intensidades y en menor frecuencia. El tono hedónico es una medida del agrado o desagrado que los panelistas encontraron frente a los diferentes olores, en la evaluación de estos, se halló que, para ellos los olores de procesos antropogénico-productivos fueron en algunas ocasiones desagradables como podrido y humo.

Modelización de la dispersión de olor

Se evaluaron las zonas donde la concentración de inmisión de cada una de las plumas de dispersión provenientes de las industrias obtuvo valores por encima del límite máximo permisible respectivo para cada sector en particular. Esto se hizo con el fin de determinar aquellas zonas de especial interés sobre las cuales el impacto por los olores ofensivos podría generar molestias persistentes sobre la comunidad. De este modo, en la se muestra en la Figura 6 el conjunto de áreas de dispersión donde concentración de inmisión de la mezcla de gases generadores de olor fue la máxi-

ma y por encima del límite máximo permisible.

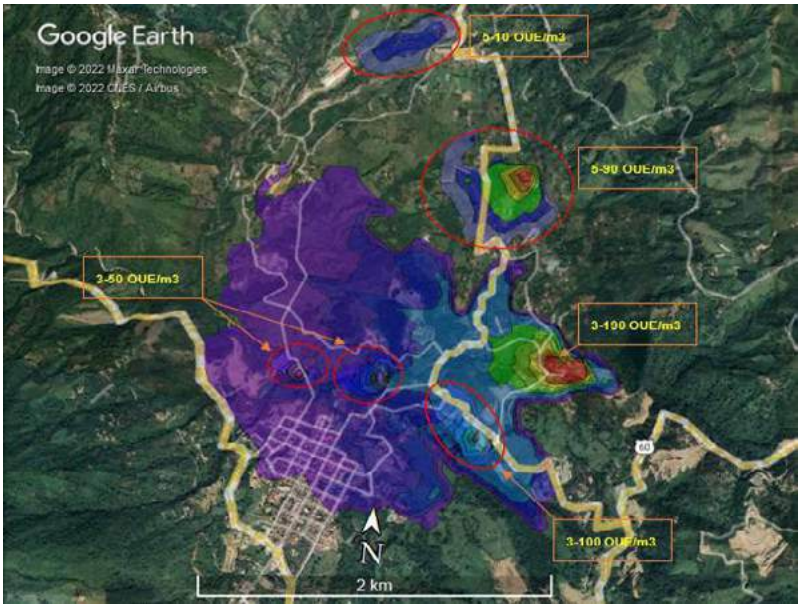


Figura 6 resultados aplicación modelo AERMOD.

De acuerdo con los resultados obtenidos en las mediciones de gases H2S y NH3 se identifican altas concentraciones que son asociadas a la percepción de olor especialmente en las zonas cercanas a las industrias de curtido de pieles y producción de alimentos para animales (redering). Zonas ubicadas hacia el Norte del Municipio. No se descarta además la influencia de la PTAR en la zona Suroeste que también mostró altas concentraciones de H2S y efectos en olores. Los valores medidos de gases no superan el valor límite de la resolución 1541 de 2013. En cuanto a la olfatometría de campo se nota que las horas de mayor impacto del olor es en la noche identificando el carácter a podrido. Las épocas en las que se midieron con cambios de meteorología mostraron que en los meses de mayor velocidad del viento se diluyen los olores. Adicionalmente se encontró como segundo olor molesto el carácter humo que se identificó en la mayor parte de la zona urbana en las líneas 3 y 4 especialmente. Los análisis de la dispersión de contaminantes muestran ozonas de alto impacto de los olores superando los límites establecidos por la resolución 1541 de 2013, por lo tanto, se justifica el diseño del programa para disminuir los olores y gases contaminantes en el municipio de Amagá.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El programa para la reducción de olores ofensivos es un componente del Plan + Aire Puro de CORANTIOQUIA que a su vez cumple con lo estipulado en la política nacional de calidad del Aire y la estrategia nacional para reducir las concentraciones de material particulado. Por lo tanto, tienen toda la implicación política en pro de gestionar acciones para la reducción del impacto del olor.

AGRADECIMIENTOS

Especial agradecimiento a CORANTIOQUIA por confiar el diseño de este programa y a las autoridades locales como la alcaldía de Amagá, a los miembros de la mesa de calidad del aire y a la comunidad en general que participo en el desarrollo de este convenio.

REFERENCIAS

Brancher, M., Griffiths, K., Franco, D., & Melo, L. (2016). A review of odour impact criteria in selected countries around the. Chemosphere, 1531-1570.

ICONTEC. (2022). ICONTEC. Obtenido de NORMA TECNICA COLOMBAINA NTC 6049-1-2014:

https://tienda.icontec.org/gp-medicion-de-impacto-de-olor-mediante-inspeccion-en-campo- medicion-de-la-frecuencia-del-impacto-de-olores-reconocibles-medicion-de-malla-ntc6049-1- 2014.html

MADS. (abril de 2022). Documentos y Normativas. Obtenido de Minambiente: https://www.minambiente.gov.co/documento-normativa/resolucion-1541-de-2013/

METEOSIM. (2022). METEO SIM. Obtenido de https://meteosim.com/

Passam AG. (enero de 2022). Passive Samplers for Air Quality Monitoring. Obtenido de Laboratory for environmental analysis and air pollution: https://www.passam.ch/

CÁLCULO DE HUELLA DE CARBONO DEL SECTOR INDUSTRIAL Y PORTUARIO DEL DISTRITO DE BARRANQUILLA

[1]Margarita Castillo Ramírez, [2]Martha Mendoza Hernández, [3]Dilson Goethe Flórez, [4]David Blanco Álvarez.

Palabras clave:

Huella de Carbono; factores de emisión; cambio climático; GEI; actividad industrial; actividad portuaria.

RESUMEN GRÁFICO



Fuente: (EPA Barranquilla Verde,2022).

INTRODUCCIÓN

El Establecimiento Público Ambiental Barranquilla Verde como autoridad ambiental urbana, realizo el informe del Calculo de huella de carbono del sector industrial y portuario del distrito de Barranquilla, contemplando los lineamientos establecidos por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, el cual dio a conocer la *Guía para la elaboración de inventarios de emisiones atmosféricas*. Esta guía es la base para generar inventarios de emisiones de contaminantes criterio, GEI, sustancias agotadoras de la capa de ozono (SAO) y sustancias tóxicas, según las fuentes móviles y fuentes fijas. Además, promueve la determinación de la huella de carbono del sector industrial y portuario, la cual es fundamental y sirve de insumo para la elaboración del inventario de GEI. Bajo este marco legal, el Distrito de Barranquilla elabora el Plan de Adaptación y Mitigación al Cambio Climático en el cual se están adelantando acciones para desarrollar el Inventario de GEI. Dentro de este plan, la determinación de la huella de carbono del sector industrial y portuario es fundamental y sirve de insumo para la elaboración del inventario de GEI, debido a la amplitud del sector y en concordancia con los objetivos del proyecto de lograr una trazabilidad de la información a lo largo del tiempo.

1 Establecimiento Publico Ambiental Barranquilla Verde, margarita.castillo@barranquillaverde.gov.co

2 Establecimiento Publico Ambiental Barranquilla Verde, mmendoza9309@gmail.com

3 Establecimiento Publico Ambiental Barranquilla Verde, goethedilson@hotmail.com

4Establecimiento Publico Ambiental Barranquilla Verde, davidalejandro2882@hotmail.com

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la elaboración del cálculo se elaboró una metodología propia con adaptación al protocolo de gases efecto invernadero. Para este efecto se retomaron elementos de los siguientes documentos: *Estándar corporativo de contabilidad y reporte* (edición revisada) del Worl Resource Institut - WRI y el World Busine Council for Sustainable Development WBCSD; La *Guía para la elaboración de inventarios de emisiones atmosféricas* del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible; así como las directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.



Ilustración 1. Metodología adoptada para el Cálculo de la huella de carbono del Sector Industrial y Portuario del DEIP Barranquilla. Fuente: Establecimiento Publico Ambiental, Barranquilla Verde, (2022).

2.1. Identificación y cálculo de las emisiones: Teniendo en cuenta lo anterior, esta etapa se abordó en dos fases; una primera que involucró el reconocimiento del contexto operacional de las organizaciones participantes, así como la definición de los límites físicos y geográficos, para ello se realizaron visitas de reconocimiento *in situ*. Una segunda fase involucró una entrevista con preguntas abiertas y cerradas, estructurada bajo lineamientos extraídos del *Protocolo de gases efecto invernadero*. El análisis del contexto operacional permitió: generalidades de las organizaciones participantes; límites organizacionales y físicos del inventario corporativo de las organizaciones participantes; año base de reporte del inventario corporativo y fuentes de emisiones estacionarias y fugitivas de procesos generadas en las organizaciones.

2.2. Elección Y Ajuste De Factores De Emisión: El factor de emisión permite estimar emisiones de GEI a partir de los datos de actividades disponibles (como toneladas de combustible consumido, toneladas de producto producido) y las emisiones totales de GEI. Estos de acuerdo con las directrices del IPCC 2006 están clasificado de acuerdo en 3 niveles de complejidad metodológica: Nivel 1, Nivel 2 y Nivel 3.

2.3. Cálculo De Las Emisiones de GEI:

De acuerdo con las directrices del IPCC, 2006, en el Volumen 2: Energía, Capítulo 2: Combustión Estacionaria, las emisiones de cada gas de efecto invernadero de fuentes estacionarias en este estudio se calculan multiplicando el consumo de combustible por el factor de emisión de Nivel 2. No obstante, para calcular el total de emisiones por gas de la categoría de fuente, se suman las emisiones calculadas en la Ecuación 1 (Ver abajo) del Capítulo 2: Combustión estacionaria para todos los combustibles identificados por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático- IPCC, Versión 2006.

ECUACIÓN 2.2
TOTAL DE EMISIONES POR GAS DE EFECTO INVERNADERO

$$Emisiones_{GEI} = \sum_{combustibles} Emisiones_{GEI,combustible}$$

Ecuación 1: Método para el cálculo del total de las emisiones de las fuentes estacionarias. Fuente: IPCC 2006.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Resultados/ subsectores sector industrial: La huella de carbono del sector industrial y portuario del Distrito Especial Industrial y Portuario de Barranquilla, de acuerdo con los alcances durante el 2021 se estima que 177.487,463 Toneladas de CO_2 equivalente se generaron dentro de estos dos sectores. En este sentido, es posible afirmar que el sector industrial y portuario del DEIP de Barranquilla debe seguir preparándose para enfrentar los retos y consecuencias del cambio climático sobre sus actividades empresariales. Ver gráfico 1.

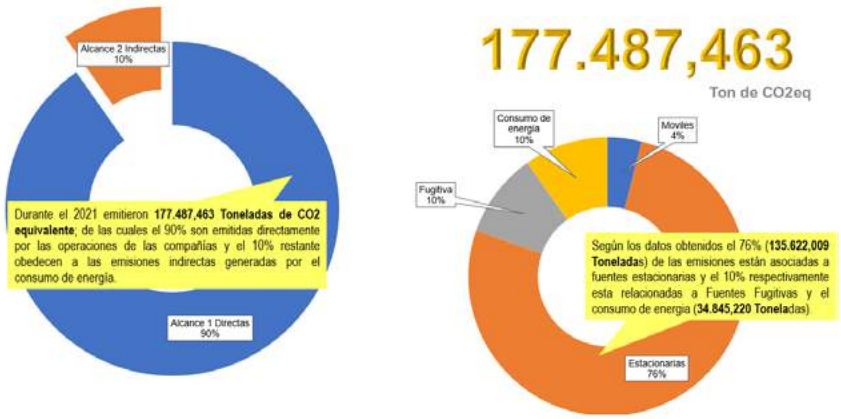


Gráfico 1. Fuentes De emisión Del Sector Industrial y Portuario del DEIP de Barranquilla Fuente: (EPA Barranquilla Verde, 2022).

Para el sector Industrial durante el 2021, el 65% de las emisiones fueron liberadas a la atmósfera por fuentes estacionarias por el uso de combustibles fósiles; en su mayoría GASOLINA, DIESEL y GAS GLP. El consumo de estos combustibles emitió cerca de 54.155,178 Toneladas de CO2 equivalente. A diferencia de las emisiones móviles, las cuales representan cerca del 1% con un aporte de 875,137 Toneladas. En lo correspondiente a las emisiones fugitivas, se liberaron 12.813,799 Toneladas correspondientes al uso de agente refrigerantes y de extinción de fuego. En lo que respecta a las emisiones Indirectas, las compañías de los diferentes sectores aportaron cerca de 14.938,97959 Toneladas, es decir un 18% del total de la huella de carbono del sector Industrial. Ver gráfico 2.

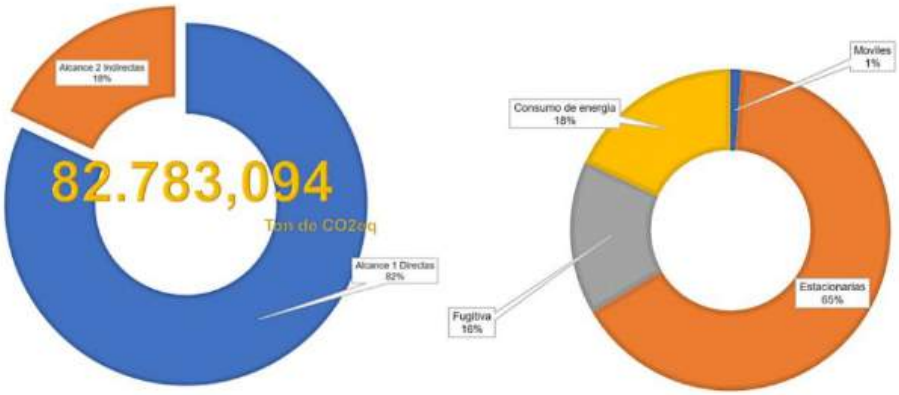


Gráfico 2. Fuentes De emisión Del Sector Industrial del DEIP de Barranquilla Fuente: (EPA Barranquilla Verde, 2022).

En lo correspondiente a las emisiones generadas por el sector portuario, según los datos obtenidos durante el 2021 se liberaron a la atmósfera 94.704,369 Toneladas de CO2 equivalente, de estos cerca del 97% de las emisiones de GEI son de tipo directa, es decir 92.296,774 Toneladas son generadas por las actividades propias de las compañías participantes y el otro 3% restante, es decir 2.407,5956 Toneladas corresponden a las emisiones indirectas generadas por el consumo de energía eléctrica proveniente del Sistema Nacional Interconectado. Ver gráfico 3.



Gráfico 3. Fuentes De emisión Del Sector Portuario del DEIP de Barranquilla
Fuente: (EPA Barranquilla Verde, 2022).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Para la implementación de políticas de acción que contribuyan a la disminución de la Huella de Carbono para la ciudad de Barranquilla, se debe implementar las siguientes estrategias ambientales: conservación de la biodiversidad y la recuperación de áreas sin cobertura boscosa a través de manejo forestal comunitario; generación de electricidad conectada a la red a partir de parques solares o sistemas aislados en plantas productivas; fijación de CO2 a partir de Biotecnología (Algas); conservación de la biodiversidad y la recuperación de mangales a través de un manejo forestal comunitario para venta de bonos de carbono en el complejo turístico Ciénega Mallorquín; y finalmente, transferencia de tecnología y conocimiento para la conversión energética del parque automotor en el transporte de mercancías del sector industrial y portuario.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimientos a la Alcaldía de Barranquilla, Establecimiento Publico Ambiental Barranquilla Verde y a las industrias y puertos que tuvieron la disposición para la realización del proyecto.

REFERENCIAS

Barranquilla, A. d. (2020). Localidades. Obtenido de https://www.barranquilla.gov.co/descubre/conoce-a- barranquilla/territorio

Barranquilla, S. D. (2019). Análisis de Situación de Salud con el Modelo de los Determinantes Sociales de Salud 2019. Obtenido de https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/VS/ED/PSP/asis-distrito- barranquilla-2019.pdf

C40. (2 de 05 de 2022). ¿Obtenido de https://www.c40knowledgehub.org/s/article/Global-Covenant-of-Mayors- for-Climate-and-Energy-GCoM?language=en_US

C4O CITES. (30 de 04 de 2022). Obtenido de https://www.c40.org/cities/ CDP . (30 de Abril de 2022). Obtenido de https://www.cdp.net/en/info/staff

CIOH. (2019). Ocenografía Operacional . Obtenido de Climatología de los principales puertos del Caribe Colombiano. Barranquilla: https://www.cioh.org.co/meteorologia/Climatologia/ResumenBarranquilla4.php#:~:text=Temperatura

Clean Air Institute, I. d.-I. (2021). Elementos del Plan de Gestión Integral de la. Barranquilla Verde-Universidad del Norte, Atlántico, Barranquilla.

CLIMATE-DATA.ORG. (2022). CLIMATE-DATA.ORG. Obtenido de https://es.climate-data.org/america-del- sur/colombia/atlantico/barranquilla-3539/

GHG PROTOCOL. (2005). Protocolo de Gases de Efecto Invernadero - Estandar Corporativo de Contabilidad y Reporte. Obtenido de https://ghgprotocol.org/sites/default/files/standards/protocolo_spanish.pdf

Greenhouse gas protocol . (2007). Global Warming Potentials .

GREENHOUSE GAS PROTOCOL. (29 de 04 de 2022). Protocolo Global para Inventarios de Emisión de Gases de Efecto Invernadero a Escala Comunitaria. Obtenido de https://ghgprotocol.org/sites/default/files/standards_supporting/GHGP_GPC%20%28Spanish%29.pdf

GREENHOUSE GAS PROTOCOL. (29 de 04 de 2022). Protocolo Global para Inventarios de Emisión de Gases de Efecto Invernadero a Escala Comunitaria. Obtenido de https://ghgprotocol.org/sites/default/files/standards_supporting/GHGP_GPC%20%28Spanish%29.pdf

Grupo Intergubernamental de Expertos en Cambio Climatico. . (2006). Volumen 3: ENERGIA, Capitulo 3: Combustion Movil y uso del productos.

Grupo Intergumernamental de Experto sobre Cambio Climatico . (2006). Capítulo 7: Emisiones de los sustitutos fluorados para las sustancias que agotan la capa de ozono.

IDEAM. (2017). Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Obtenido de Atlas climatológico de Colombia.

Naciones Unidas. (30 de 04 de 2022). Obtenido de https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/2015/09/la-asamblea-general-adopta-la-agenda- 2030-para-el-desarrollo-sostenible/

Otero, A. (2012). El puerto de Barranquilla: Retos y Recomendaciones . revista de economía del caribe n°. 10, 126,159. Obtenido de http://www.scielo.org.co/pdf/ecoca/n10/n10a05.pdf

Otzen, T. &. (2017). Técnicas de Muestreo sobre una Población a Estudio. International Journal of Morphology. doi:http://dx.doi.org/10.4067/S0717-95022017000100037

INFLUENCIA DE ESPECIES ARBÓREAS DOMINANTES EN UN BOSQUE URBANO EN LOS ANDES TROPICALES SOBRE LA REGULACIÓN Y REDISTRIBUCIÓN DE LA PRECIPITACIÓN

Karina Lazcarro[1*], Brenda Guzmán[1], Kimberly Góez[1] , Santiago Vásquez[1]

Palabras clave:
Árboles urbanos; rasgos funcionales; infraestructura verde; interceptación; cambio climático

INTRODUCCIÓN

La población urbana en las grandes ciudades en el norte de los Andes está creciendo exponencialmente con múltiples impactos en los usos y coberturas de los suelos, modificando su capacidad de regulación hidrológica, y aumentando la vulnerabilidad de las áreas urbanas y sus residentes a diferentes peligros, especialmente a los fenómenos meteorológicos extremos asociados con el cambio climático. Las predicciones del IPPC para los Andes tropicales indican un aumento en la frecuencia e intensidad de la precipitación, por lo que la gestión del territorio, a través de herramientas como la infraestructura verde en las ciudades, es fundamental para la adaptabilidad a la variación climática. Los bosques urbanos proporcionan múltiples servicios ecosistémicos a la comunidad, y más aún en el contexto de cambio climático actual, ayudando a mitigar el estrés por calor, reduciendo el efecto de isla y regulando las aguas de escorrentía a través de la interceptación del dosel y la absorción y retención de agua en el suelo, determinantes para regular los flujos urbanos de agua; con implicaciones en la economía y la infraestructura de las ciudades. Sin embargo, la redistribución y la regulación de la precipitación por parte de árboles urbanos es muy poco evaluada, y menos aún cuando se relaciona con rasgos funcionales en paisajes montañosos como la cordillera de los Andes.

MÉTODOS

En este estudio, evaluamos la influencia que tienen 12 individuos de 4 especies de árboles dominantes en un bosque urbano ubicado en la cordillera central de Colombia, 2 especies nativas *Lafoensia acuminata y Tabebuia Rosea* y 2 especies exóticas *Mangifera indica* y *Spathodea campanulata,* sobre los flujos de partición de la precipitación (P): precipitación interna (Pi), escorrentía cortical (Ec) e Interceptación (I), en 6 semanas monitoreadas. Para determinar los flujos de partición de la precipitación, cada árbol se instrumenta mediante collarines que cubren el diámetro del tronco y permiten la cuantificación del agua que llega al suelo como escorrentía cortical. La precipitación interna se determina mediante la instalación de dos pluviómetros debajo de la copa de cada árbol, y dos pluviómetros a campo abierto para determinar la precipitación (**Fig. 1**). Además, evaluamos 4 rasgos funcionales que tienen influencia sobre la interceptación y regulación de la precipitación (Área de la copa, Altura de la copa, diámetro y ángulo de la rama principal) que permitan observar como una configuración característica de rasgos estructurales puede influir en los flujos de agua que llegan al suelo, y ayudar a determinar características que permitan la regulación y redistribución de la precipitación. Para el análisis de los datos realizamos análisis estadísticos descriptivos para observar la naturaleza de los datos. Luego realizamos un aná-

1 lazcarrokarina@gmail.com

1 Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia, hábitat y sostenibilidad

lisis por medio de correlaciones, para determinar las relaciones que se presentan entre las características funcionales de cada individuo y los flujos de partición de la precipitación.

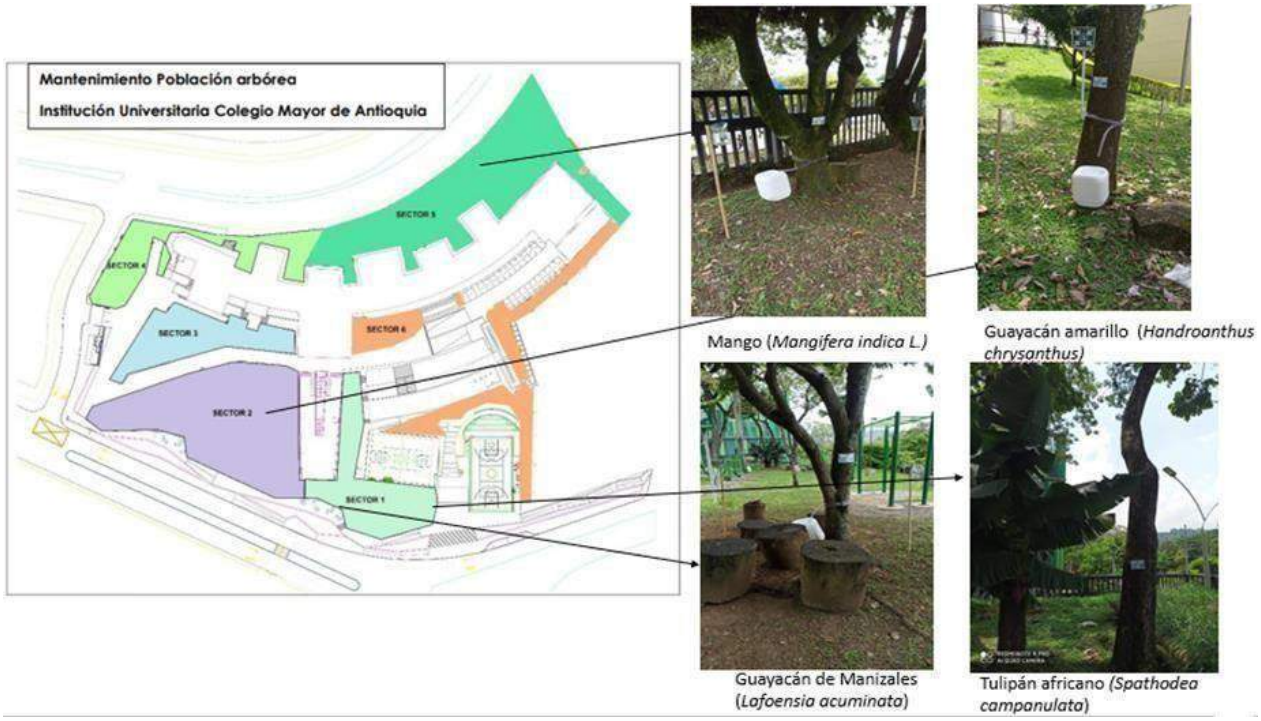
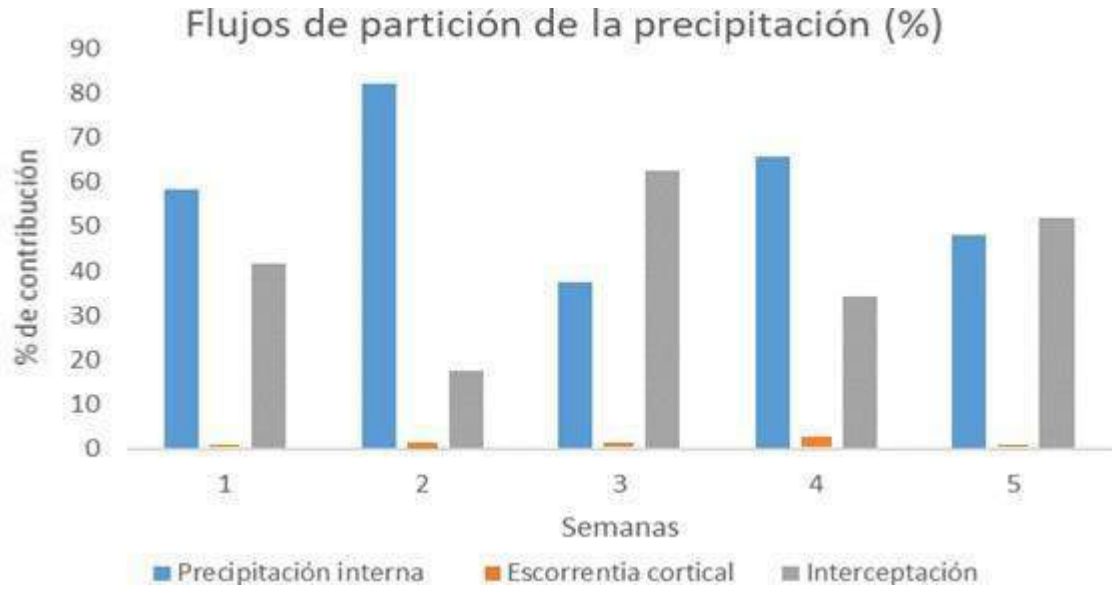


Figura 1. Sitio de estudio y montaje experimental para la medición de los flujos de partición de la precipitación y la regulación hidrológica en un bosque urbano en los andes tropicales.

RESULTADOS

La precipitación semanal promedio fue de 79,29 mm/semana, con un rango de 0,00 mm/semana a 128,08 mm/semana. Como era de esperar, la escorrentía cortical media fue baja con respecto a la precipitación total entrante, oscilando entre el 0,02 % y 0,15 %. La especie que mostró los mayores valores en este flujo fue *Spathodea campanulata (0,15%),* seguida de *Lafoensia acuminata (0,13%), Manguifera Indica (0,10%)* y *Tabebuia rosea (0,025%).* Para los flujos de precipitación interna los mayores aportes de agua al suelo se dan en la especie *Spathodea campanulata* (86,15%), seguida de *Lafoensia acuminata* (80,13%), *Tabebuia rosea (68,29%) y Manguifera Indica* (64,2%). Con respecto a los porcentajes en la capacidad de interceptación en los árboles urbanos evaluados, las especies *Manguifera Indica* (35,57%) y *Tabebuia rosea (31,68%),* mostraron la mayor capacidad para regular y distribuir la precipitación (**Fig. 2**).

A



B

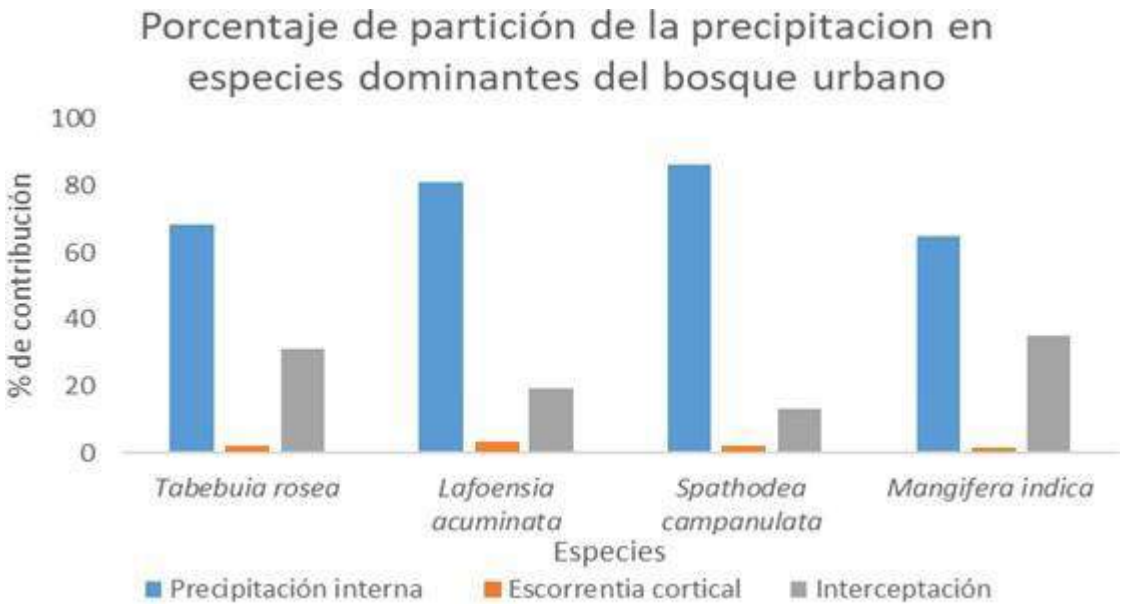


Figura 2. Porcentajes de Flujos de partición de la precipitación en A semanas medidas B cada especie evaluada.

IMPLICACIONES

Manguifera Indica y Tabebuia rosea mostraron una configuración particular de rasgos funcionales con mayores valores en el área de la copa y altura de la copa, características funcionales que influyen en la prestación de servicios ecosistémicos a escala de paisaje, determinante para la regulación y la redistribución de la precipitación en entornos urbanos. Estos resultados pueden ayudar a guiar la selección de especies de árboles

urbanos, y en el diseño de iniciativas para la gestión de la infraestructura verde como regulador de las aguas pluviales, con potencial implicación en la mitigación de episodios de inundación, que son más frecuentes en el contexto de variabilidad climática actual y con mayores implicaciones en zonas montañosas donde la geomorfología aumenta la intensidad y fuerza de las aguas de escorrentía.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia por la financiación del proyecto de investigación a través de la convocatoria interna.

ANÁLISIS DE LA VARIABILIDAD ESTACIONAL, INTERANUAL Y TENDENCIA DEL OZONO (O_3) Y SUSPRECURSORES, ASÍ COMO LA DINÁMICA OXIDATIVA DE LA ATMÓSFERA EN BOGOTÁ ENTRE 2010 Y 2020

Jenny Fernanda Baquero Rojas[1], Néstor Y. Rojas Roa [2]

Palabras clave:

Ozono; química atmosférica; contaminación local y regional.

INTRODUCCIÓN

La calidad del aire es un factor determinante en el índice de calidad de vida, los contaminantes atmosféricos primarios (CO, NO, NO_2, NO_X, SO_2, PM_{10}, $PM_{2.5}$) y secundarios (O_3) son analizados de acuerdo con su impacto en la salud o afectación en el ambiente a escala global y regional (Rojas, 2018). A escala global, por sus efectos en el calentamiento global y a escala regional, por sus efectos sobre la vegetación, y afectación a la salud humana. El O_3 como contaminante secundario se forma a partir reacciones que involucran compuestos orgánicos volátiles (COV) y óxidos de nitrógeno (NO_X) en presencia de luz solar (Seinfeld et al., 2006), que son emitidos por fuentes antropogénicas y biogénicas; la exposición al O_3 ha sido asociada con diversos efectos adversos para la salud, como la exacerbación del asma y la disminución de la función pulmonar (Drechsler-Parks, 1995), daña la vegetación y reduce la capacidad de los ecosistemas de absorber CO_2. Es también un gas de efecto invernadero (GEI) y contribuye al calentamiento global (WMO, 2021). De lo anterior, el propósito de este trabajo consistió en analizar la variabilidad estacional, interanual y la tendencia del ozono (O_3) y sus precursores (NO, NO_2, NO_X), así comosu relación entre las variables meteorológicas, en la última década, y a partir de ello explicar el comportamiento de la dinámica oxidativa de la atmósfera de Bogotá.

MÉTODOS

La interpretación de los factores que inciden en los componentes temporales fue analizada a partir de herramientas estadísticas y con el filtro Kolmogorov Zurbenko, el cual se eligió de acuerdo con el rechazo de la hipótesis nula (H_0) de Prueba de Dickey y Fuller y la estacionalidad de la serie de tiempo con la función *monthplot* del programa estadístico R. Luego se realizó la descomposición de la serie de tiempo del O_3 con cuatro métodos (descomposición por promedios móviles (MA), descomposición mediante Loess (STL), modelo aditivo generalizado (GAM) y filtro Kolmogorov – Zurbenco (KZ)) con la finalidad de comprar los residuales, cuyo criterio de selección esta dado por la función de autocorrelación (ACF) y de autocorrelación parcial (pACF), con valores por debajo de 0.2 (Calderón S, 2020), por consiguiente, el orden de elegibilidad es: Filtro KZ, STL, GAM y, MA.

El comportamiento del O_3, sus precursores respecto a los parámetros meteorológicos, se analizó con el coeficiente de Pearson y Análisis de Componentes Principales (PCA). Finalmente, la dinámica oxidativa de la atmósfera se explicó a través de la relación J_1/K_3, con un diagrama de dispersión por cada estación del mes de enero y abril de O_3, NO, NO_2 en función de NO_X, y la regresión lineal entre O_X en función de NO_X, donde los supuestos de normalidad, homocedasticidad e independencia se midieron con las pruebas de

1 Universidad Nacional de Colombia, jebaqueror@unal.edu.co

2 Universidad Nacional de Colombia, nyrojasr@unal.edu.co

Shapiro-Wilk, Breusch-Pagan y de Durbin-Watson respectivamente.

RESULTADOS

La tendencia de las concentraciones del O_3, y sus precursores (NO, NO_2 y NO_X) del 2010 al 2020, fue variable. Estadísticamente para el O_3 no hay una tendencia monótona para todo el periodo analizado, dado que estas son crecientes y decrecientes en periodos cortos como del 2010 al 2017 que decrece y del2018 al 2020 aumenta. En cuanto a NO y NO_2 en Guaymaral, CDAR, Puente Aranda y Tunal, estuvo marcado por la disminución. Estacionalmente, de acuerdo con el comportamiento la ZCIT mostró que lasconcentraciones de los óxidos de nitrógeno fueron superiores a la media durante el periodo húmedo (S- O-N), mientras que las concentraciones de O_3 estuvieron por encima de la media durante el periodo seco(D-E-F), debido al aumento de la actividad fotoquímica. No obstante, estacionalmente el O_3 no se ve influenciado por el fenómeno El Niño. Por otra parte, con las concentraciones medias diarias de los contaminantes y parámetros meteorológicos, determinó que la temperatura (73%), velocidad del viento (71%), humedad relativa (70%) y radiación solar (65%) tienen incidencia en el O_3. Respecto a la tasa de fotólisis de NO_2 (J_1) y su asociación con tasa de reacción de NO con O_3 (K_3), la media es de 9.85 ppbv. Finalmente, las contribuciones regionales aportan concentraciones de fondo de O_3 de 28.2, 22.8, 22.3 y

18.6 ppbv en enero para la estación Guaymaral, CDAR, Puente Aranda y Tunal respectivamente, Guaymaral, que tuvo la concentración de fondo más alta, aunque no es periférica se encuentra a las afueras de la ciudad, información que concuerda con lo reportado por (Agudelo D et al., 2014; Notario etal., 2012).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La RMCAB ha hecho su mejor esfuerzo para la medición de los contaminantes criterio y variables meteorológicas, sin embargo, la estación Usaquén que históricamente ha tenido las mayores concentraciones de O_3 de la ciudad y el porcentaje de datos de los óxidos de nitrógeno es del 2%, y no miden radiación solar. De la estación Guaymaral no se mide CO. Así mismo, respecto a los COV, sería importante medir y hacer públicos sus datos, ya que, para desarrollar estrategias de reducción del ozono,es importante saber si la producción de O_3 está limitada por COV o NO_X. Por otra parte, el análisis que se presentó corresponde a estaciones de monitoreo urbanas y suburbanas, en estudios se identificó que el O_3 tiene altas concentraciones en la periferia de las ciudades, y por ende mayor impacto en los cultivos. La recomendación es tener puntos de monitoreo en dichos lugares.

Los resultados presentados podrían utilizarse como una aproximación en la modelización meteorológica y fotoquímica para evaluar el comportamiento oxidativo en Bogotá, donde se hace necesario crear estrategias de minimización de contaminantes primarios, por lo que este documento puede ser insumo en el entendimiento de la relación inversa entre los óxidos de nitrógeno y el ozono. Por otra parte, los resultados podrían ser interesantes para comparar otros sitios ubicados en el trópico o con características similares a los de la ciudad.

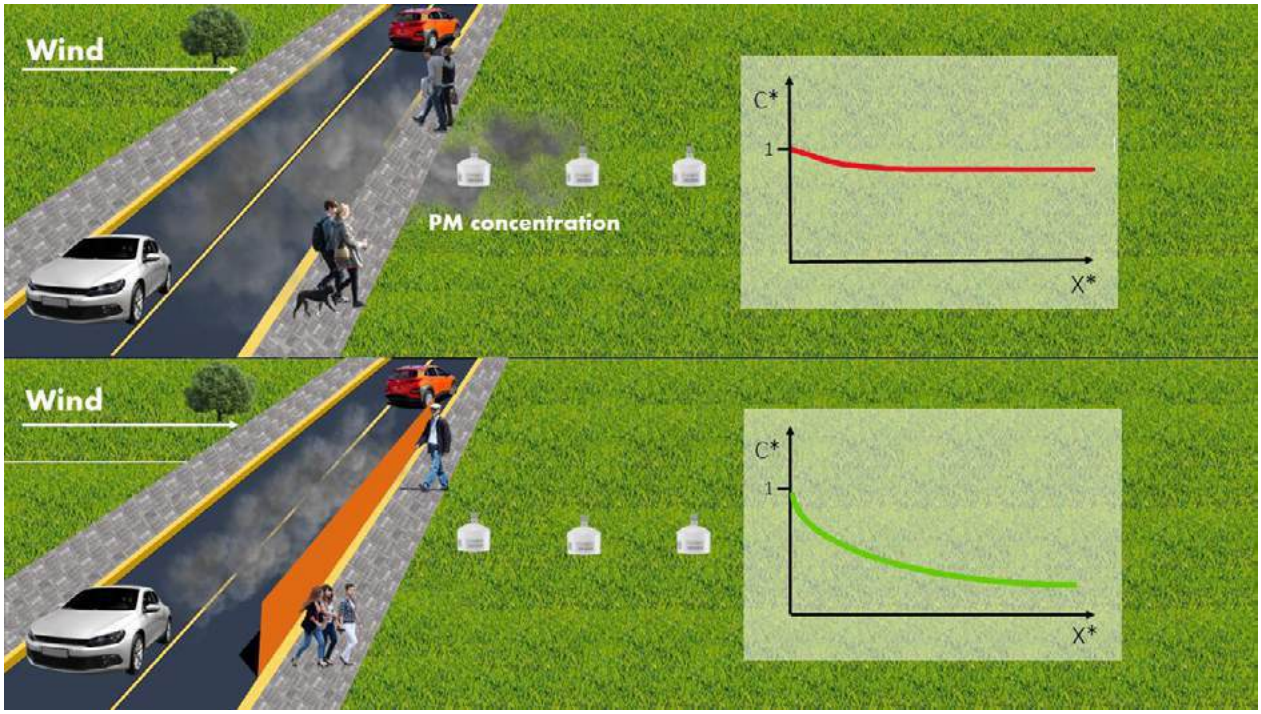
USO DE UNA RED DE SENSORES DE BAJO COSTO PARA MONITOREAR LA CALIDAD DEL AIRE ALREDEDOR DE VÍAS CON ALTO FLUJO VEHICULAR

José Ignacio Huertas Cardozo[1], PhD, jhuertas@tec.mx Moisés Alejandro Leyva Sanjuan[1]

Palabras clave:

PM2,5; barreras sólidas; sensores de bajo costo; dispersión de contaminantes; contaminantes criterio.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

En Latinoamérica la planeación urbana prioriza las necesidades de los vehículos. Uno de los perjuicios más significativos que trae consigo el sector transporte es la contaminación del aire, pues representa la fuente de emisiones contaminantes de mayor crecimiento (UNEP, 2018). Dentro de los contaminantes criterio, el material particulado (PM) es el contaminante asociado a la mayor cantidad de muertes y enfermedades pulmonares (D.L. Robinson, 2020). Adicionalmente, su principal fuente de emisión en centros urbanos son los vehículos (Huertas et al., 2021).

En algunas ciudades los contaminantes criterio se miden continuamente por redes de monitoreo ambiental operadas por el Estado, utilizando métodos federales de equivalencia (*FEM*[1]). No obstante, el alto costo de los equipos y su complejidad de operación limitan el tamaño de las redes de monitoreo en una ciudad. Sin embargo,

1 BEng, a00820498@tec.mx Mariana Colchado Bermejo, a00827256@tec.mx

1 Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Escuela de Ingeniería y Ciencias Monterrey, Nuevo León, México

recientemente han aparecido en el mercado sensores con bajo costo que entregan mediciones acertadas cuando se ajustan acorde a *FEM.*

A raíz de los problemas descritos, ha crecido el interés por generar estrategias que disminuyan la exposición humana a contaminantes aéreos en centros urbanos. Una de las soluciones encontradas en la literatura es la implementación de barreras sólidas al costado de la vía como medio de dispersión pasiva[2] de contaminantes. Se estima que las barreras favorecen la dispersión de contaminantes a favor del viento en el orden del 70%, dependiendo de la estabilidad atmosférica en la zona y factores de diseño de la barrera, como su altura, distancia a la vía y geometría. Sin embargo, hasta el momento no se identifican estudios que validen experimentalmente y por largos periodos estos resultados.

El objetivo de este proyecto es medir la concentración de PM alrededor de una vía con alto flujo vehicular antes y después de la implementación de una barrera sólida con altura equivalente al 15% del ancho de vía y un perfil de cuarto de elipse. Para validar su implementación como herramienta pasiva de dispersión de contaminantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se lleva a cabo una campaña de medición de PM2,5 y PM10 a un costado de la carretera Monterrey –

Saltillo en Nuevo León, México[3]. La campaña consta de tres etapas, cada una con duración de un mes:

Marzo 2023: Concentración actual de los contaminantes, sin implementar barrera.

Abril 2023: Concentración de contaminantes posterior a la colocación de una barrera sólida de dos metros de altura, colocada a diez metros respecto al borde de la vía.

Mayo 2023: Concentración de los contaminantes después de recubrir la barrera sólida con pintura fotocatalítica.

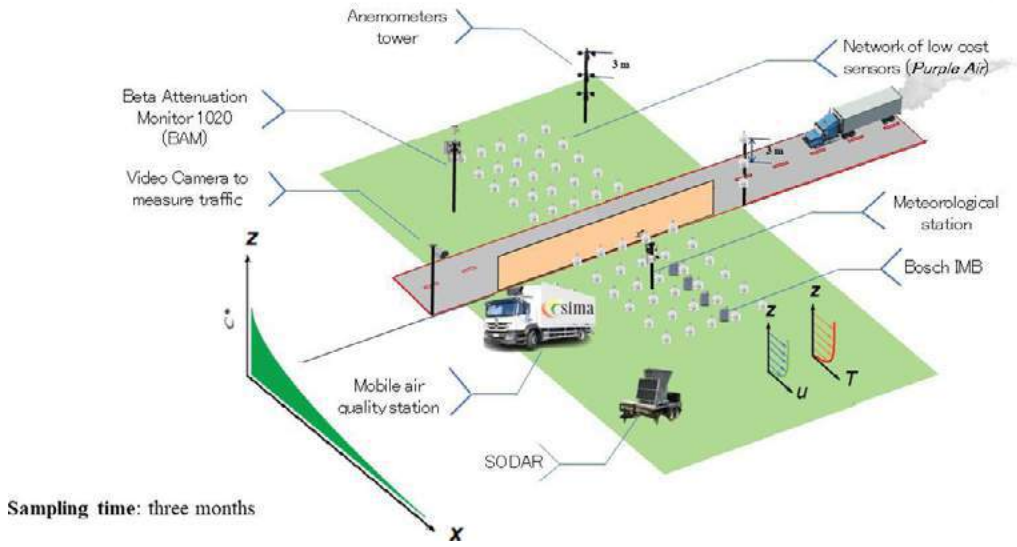


Figura 1. Diseño experimental de la campaña de medición.
Fuente: Elaboración propia.

[1] Por las siglas en inglés de *Federal Equivalent Method.*
[2] Sin necesidad de suministro de energía eléctrica.
[3] Coordenadas: 25.680451, -100.452293

Red de monitoreo de material particulado

Se utilizan 30 sensores de bajo costo[4] que miden concentración de material particulado en µg/m^3 con frecuencia de muestreo de dos minutos. Estos sensores se instalaron en 6 filas de sensores colocadas a diferentes distancias respecto a la vía, cada fila con 5 sensores. La división vertical y horizontal entre cada sensor es de cinco metros.

Adicionalmente, se emplean dos monitores para contaminantes criterio, desarrollados por *Bosch GmbH.* Los datos entregados por los sensores *Purple Air* y los sensores *Bosch* serán ajustados acorde a las mediciones de una Unidad de Monitoreo Ambiental instalada *in situ*, la cual utiliza métodos aprobados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, U.S. Environmental Protection Agency) para la medición de contaminantes criterio.

Tabla 1. Equipo empleado en la red de monitoreo.

Instrumento	Descripción	Cantidad actual de equipos
PA-II-SD	Sensor de bajo costo para PM2,5 y PM10	30
Bosch IMB	Estación de monitoreo de contaminantes criterio. Medición de PM1, PM2,5, PM10, NO2, SO2, CO, O3, RH, Temperatura, Presión atmosférica.	2
Unidad de Monitoreo Ambiental (UMA)	Estación móvil para contaminantes criterio, operada por el Sistema Integral de Monitoreo Ambiental de Nuevo León	1
-Thermoscientific 5014i	Monitor continuo de partículas ambientales	1
-Thermoscientific 49i	Analizador de ozono	1
-Thermoscientific 43i	Analizador de SO2	1
-Thermoscientific 42i	Analizador de NOx	1
-Thermoscientific 48i	Sensor CO	1

Monitoreo de condiciones atmosféricas

Se utiliza una estación meteorológica[5] al centro de la red de monitoreo para obtener datos de condiciones atmosféricas cada 15 minutos. La estación meteorológica envía datos mediante radio a un *gateway*[6] que finalmente redirige los datos vía ethernet al servidor *Weatherlink.com.* Las variables de interés son velocidad y dirección del viento, presión atmosférica, temperatura, humedad relativa y radiación solar.

Conteo de tráfico y estimación de emisiones

Se utiliza una cámara de video[7] para grabar el flujo vehicular frente a la red de monitoreo. La cámara se ubica a un costado de la vía y graba durante las 24 horas del día el flujo vehicular de 8 carriles (4 en dirección oriente y 4 en dirección poniente). Los videos se comprimen utilizando el codec H.265+ y se respaldan en un disco duro, para posteriormente ser procesados utilizando un programa en desarrollo, basado en YOLOv7, que permita contar vehículos, clasificarlos en dos categorías[8] y calcular su velocidad promedio. Esta información se utilizará para estimar las emisiones empleando el modelo MOVES (Motor Vehicle Emission Simulator) de la EPA.

[4] PurpleAir II-SD. Disponible en https://www2.purpleair.com/products/purpleair-pa-ii?-variant=40067691774049



Figura 2. Metodología para estimación de emisiones vehiculares.
Fuente: Elaboración propia.

Curvas características de la dispersión de contaminantes

La información de velocidad y dirección de viento, junto con la estimación de emisiones generadas por vehículos se utilizará para generar una curva característica para cada uno de los escenarios a evaluar[9], aislando la influencia de las condiciones atmosféricas y el tráfico en un tiempo dado. Para ello, la concentración de contaminantes se expresa en función de una concentración adimensional C*:

$$C^* = \frac{C\,v}{E/A}$$

Donde:

C^*: $Concentración\ adimensional\ de\ PM$
C: $Concentración\ medida\ de\ PM\ (kg/m^3)$
V = Velocidad de viento (m/s)
$E = Emisión\ (kg/s)$
$A = Área\ de\ la\ vía\ (m^2)$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Red de monitoreo de material particulado

Actualmente se realizan mediciones preliminares de concentración de material particulado previo a la instalación de la barrera. Sin embargo, las mediciones previas al 10 de febrero del 2023 no incorporaban el respaldo de los videos de tráfico, por lo que los datos de concentración no se pueden adimensionalizar. No obstante, la *Figura 3* muestra a manera de ejemplo los datos obtenidos experimentalmente a partir del 26 de octubre del 2022.

[5] Davis Vantage Pro2. Disponible en https://www.davisinstruments.com/pages/vantage-pro2

[6] WeatherLink Live. Disponible en https://www.davisinstruments.com/pages/weatherlink-live

[7] Hikvision DS 2CD2T43G0 I8

[8] Categoría 1: vehículos ligeros. Categoría 2: vehículos pesados.

[9] Escenario 1. Sin barrera. Escenario 2. Con barrera.
Escenario 3. Con barrera recubierta con pintura fotocatalítica.

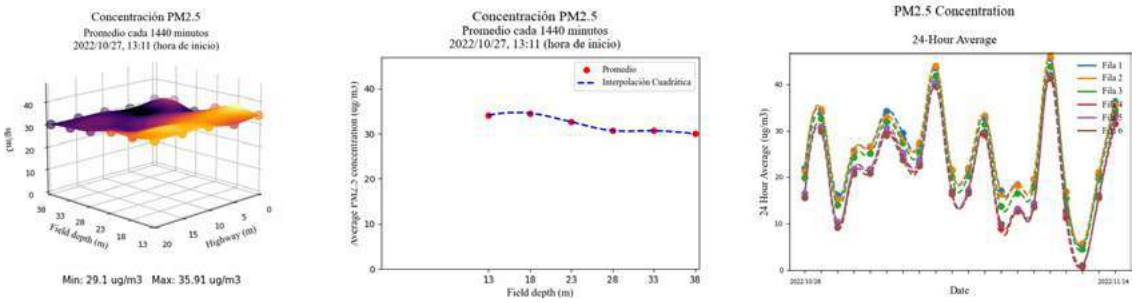


Figura 3. Resultados obtenidos por la red de monitoreo.
Fuente: Elaboración propia.

También se han comparado las concentraciones de PM medidas por la red de sensores de bajo costo y el *FEM,* mostrando que los datos medidos se encuentran en el mismo orden de magnitud.

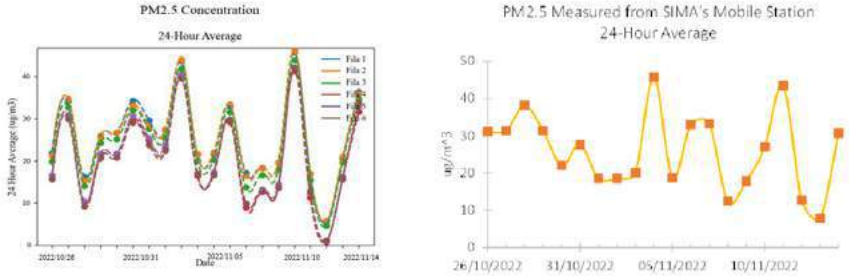


Figura 4. Comparación entre mediciones sensores de bajo costo y FEM. Fuente: Elaboración propia.

Monitoreo de condiciones atmosféricas

Se generó una rosa de vientos con los datos obtenidos entre el 26 de octubre del 2022 y el 16 de noviembre del 2022. La *Figura 5* muestra que para dicho intervalo, la dirección del viento se mantuvo paralela a la vía, lo cual provoca que los datos deban descartarse, pues se busca evaluar la concentración de PM cuando el viento corre *hacia* la red de sensores. Esta tendencia cambió a partir de enero del 2023, cuando un análisis rápido de los datos nos permitió ver que aproximadamente el 40% de los datos pueden ser utilizados para el análisis, de ahí la importancia de muestrear durante largos periodos. Estos datos aún no han sido graficados.

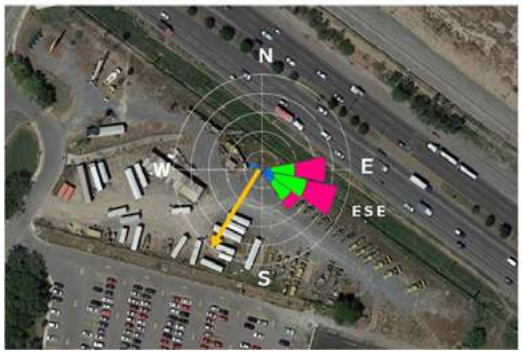


Figura 5. Rosa de vientos en la campaña de medición.
Fuente: Elaboración propia.

Conteo de tráfico y estimación de emisiones

El 10 de febrero del 2023 se instaló una cámara para el monitoreo del tráfico frente a la red de sensores, la cámara toma videos de 24 horas al costado de la vía para el posterior procesamiento de los datos.

Actualmente se trabaja el *labelling* o etiquetado para entrenar al programa de categorización de tráfico. Se estima que el programa será funcional para finales de marzo 2023.



Figura 6. Proceso de etiquetado/labelling con videos tomados de la campaña de medición.
Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este proyecto cuenta con apoyo de entidades públicas, privadas y gubernamentales, con interés en mejorar la calidad del aire para habitantes de centros urbanos.

El municipio donde se encuentra la red de monitoreo destaca por la actividad industrial, sobre todo de la industria pedrera. Por lo que, los resultados obtenidos no solo permiten evaluar la implementación de barreras, sino que también permitirán conocer la dinámica de dispersión de contaminantes en la región y descubrir si la concentración de contaminantes se relaciona directamente con el tráfico de la zona, o si por el contrario, los contaminantes de fondo pueden atribuirse a otra fuente, como la industria.

Adicionalmente, compartir con Municipio los resultados obtenidos por sensores de menor costo al de los métodos de equivalencia, servirá para conocer hasta qué punto los sensores de bajo costo pueden ser empleados en una ciudad, con el objetivo de abarcar más espacio y descubrir posibles islas de calor para los contaminantes.

Además, la cooperación estrecha con MADISA, empresa propietaria del predio donde se instala la red de monitoreo, y el Sistema Integral de Monitoreo Ambiental de Nuevo León, permite que el Estado tenga mediciones de contaminantes en un punto con gran afluencia vehicular.

Finalmente, este proyecto forma parte de una colaboración con la Universidad de California Riverside (UC Riverside), fortaleciendo la comunicación entre profesores y estudiantes de México, Colombia y Estados Unidos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos inmensamente a las siguientes empresas, instituciones públicas, privadas y educativas, pues su apoyo es sustancial para la realización del proyecto en marcha.

- Bosch GmbH
- Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, CONACYT
- Grupo MADISA (Máquinas Diésel S.A. de C.V.) Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey
- RELIEVE: Red Latinoamericana de Investigación en Energía y Vehículos
- Secretaría de Movilidad y Sostenibilidad del Municipio de Santa Catarina
- Sistema Integral de Monitoreo Ambiental de Nuevo León
- University of California, Riverside.

REFERENCIAS

El sector transporte siente el peso del cambio climático y prepara su transformación. (2018). Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/reportajes/el-sector-transporte-siente-el-peso-del-cambio-climatico-y-prepara

Huertas, J. I., Aguirre, J. E., Lopez Mejia, O. D., & Lopez, C. H. (2021). Design of Road-Side Barriers to Mitigate Air Pollution near Roads. *Applied Sciences*, *11*(5), 2391. https://doi.org/https://doi.org/10.3390/app11052391

Robinson, D. L. (2020). Accurate, Low Cost PM2.5 Measurements Demonstrate the Large Spatial Variation in Wood Smoke Pollution in Regional Australia and Improve Modeling and Estimates of Health Costs. Atmosphere, 11(8), 856.

EVALUACIÓN DE LA HUELLA DE CARBONO EN LA PRODUCCIÓN DE BIOCOMBUSTIBLES A PARTIR DE ACEITE DE PALMA Y ACEITE DE PALMISTE UTILIZADOS EN TURBINAS DE AVIONES DE LA FUERZA AÉREA COLOMBIANA PARA GENERAR ESTRATEGIAS DE MITIGACIÓN DE LOS GASES DE EFECTO INVERNADERO GEI

Luz Adriana Suárez[1], Carlos Andrés Piar[2], Juan Manuel Pedraza[3], William Evelio Rodriguez[4]

Palabras clave:

Huella de carbono; energía sostenible; aviación sostenible.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

Los efectos del cambio climático son consecuencia de la mala gestión de los recursos naturales. En el último siglo, la generación de energía se ha basado en el uso de recursos como el carbón y el petróleo, lo cual ha aumentado la concentración de gases de efecto invernadero GEI. Gracias a los avances científicos se han desarrollado biocombustibles de origen vegetal a partir de palma

1 Universidad ECCI, adrisuarezsu@gmail.com, suarez.luz@ecci.edu.co

2 Universidad ECCI, carlosa.piari@ecci.edu.co

3 Universidad ECCI, juanm.pedrazac@ecci.edu.co

4 Universidad ECCI, willirodel@gmail.com

africana, caña de azúcar, Jatropha entre otras. El proyecto realizado por la Fuerza Aérea Colombiana y la Universidad ECCI investiga el uso del 5% biocombustibles a partir de aceite de palma mezclados con Jet Fuel A1 en turbinas J69, con el fin de desarrollar estrategias para disminuir los GEI. En consecuencia, se estudiará su viabilidad a nivel ambiental para así cambiar combustibles fósiles por biocombustibles en el sector aéreo, el cual demanda estudios para implementar combustibles limpios.

En la actualidad se están realizando mezclas de queroseno con biocombustibles para el sector de la aviación. En estas mezclas es importante tener en cuenta la viscosidad, el punto de congelamiento, el punto de fusión, el punto de ebullición y la miscibilidad (Jenkins, Munro, Nash, & Chuck, 2013) Para determinar la sostenibilidad del proyecto se establecieron tres etapas (cultivo, extracción y producción), utilizando análisis de ciclo de vida con metodología ReCiPe midpoint, para determinar el impacto ambiental al usar combustibles a partir de aceite de palma.

El ACV es una herramienta que abarca todos los procesos de un producto, desde la extracción hasta su disposición, este se basa en la norma 14040, la cual define los lineamientos para su uso. Se utilizó ACV, encontrando un alto valor en las categorías de impacto uso del agua, eutrofización del agua y acidez (Vidal, Quintero, & Herrera, 2017)(Faleh et al., 2018). En otras investigaciones, utilizando la base de datos de Ecoinvent se encontró que el uso del biodiesel disminuye las emisiones en un 85% (Buitrago Tello, 2014)"desde su cuna hasta la tumba". Este estudio presenta el ACV para la producción de gasolina, diésel, biodiesel y bioetanol en Colombia, empleando el software de uso libre OpenLCA. Para el inventario de emisiones del ACV se empleó la base de datos Ecoinvent V 2.2 y diferentes referencias bibliográficas. Como métodos de análisis de impacto se empleó el método Potencial de Calentamiento Global IPCC2007 y el método Demanda de Energía Acumulada, para cuantificar las emisiones de Gases de Efecto Invernadero GEI (expresados como kgCO2 equivalente/ MJ. A la par se ha estudiado la producción de biodiesel encontrándose que uno de los mayores impactos está en el uso de fertilizantes para la etapa de cultivos (Siregar, Tambunan, Irwanto, Wirawan, & Araki, 2015)

MATERIALES Y MÉTODOS

Para realizar el análisis de ciclo de vida se seleccionaron los procesos de cultivo, extracción y producción, para la obtención de biocombustibles a partir de aceite de palma. Para la información se buscó contacto con las empresas relacionadas con cada proceso. Se usó la norma GTC 274 la cual establece los principios para la medición de huella de carbono con enfoque de análisis de ciclo de vida en el sector de los biocombustibles. Para el análisis de la información se usó el software Scimapro®.

2.1 Definición del objetivo y alcance de la huella de Carbono

Se evaluarán las etapas del proceso de la producción de biodiesel desde su obtención hasta su producción (cultivo, extracción y producción).

2.2 Análisis del Inventario

Para el cálculo de la huella de carbono se analizaron los diferentes flujos de entrada y salida en las etapas de cultivo, extracción y producción. Se disgregaron los datos para poder ingresar la información al Scimapro®.

2.3 Evaluación del Impacto

Se utilizó la metodología ReCiPe midpoint y el software Scimapro®.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La afectación al ecosistema por el uso de biocombustibles se mide en categorías de impacto, las cuales se categorizan en tres grandes áreas asociadas no solo al impacto ambiental sino también a la salud y al costo económico.

3.1 Ecotoxicidad Terrestre

En la etapa de ecotoxicidad terrestre, el proce-

so de producción presenta el impacto más alto, por cada kg de biodiesel producido se genera 1,36 kg 1,4 DCB debido a que el tipo de catalizadores utilizados como el NaOH y el KOH tienen un impacto en el agua al igual que el etanol. Estudios han encontrado que el proceso de transesterificación tiene un impacto en las categorías de ecotoxicidad con un valor de 1,00 × 106 kg 1,4-DB por 1 tonelada de biodiesel producido(Edberg, Hua, Mubarak, & Kansedo, 2022). Por lo tanto, también esta área requiere estudio debido a que se han desarrollado catalizadores a partir de residuos de fruto de palma, entre otras que se pueden tener menos impacto a nivel ambiental que los catalizadores convencionales ver Figura 1.

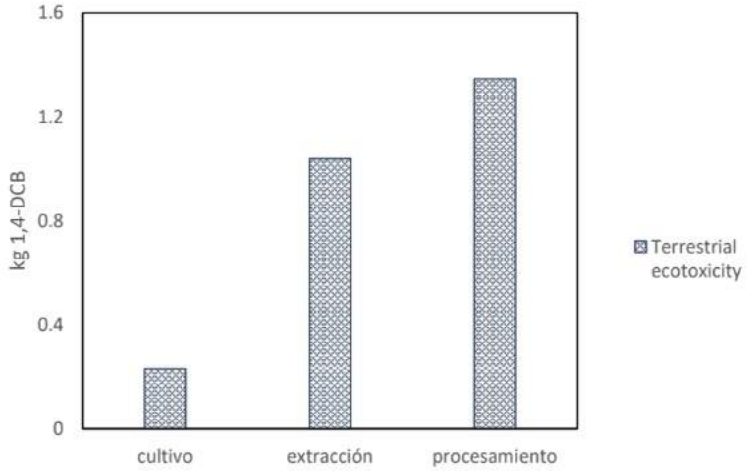


Figura 1 Ecotoxicidad Terrestre.

3.2 Cambio Climático

Se aprecia que por cada kilogramo producido de aceite de palma en el cultivo se produce 0,09 kg CO_2, ya que en este proceso se fija el CO_2 ver Figura 2. En la parte de producción aumenta, ya que en el proceso de desfrutamiento se generan gases de efecto invernadero como el CH_4, para esta etapa se generan 0,3 kg CO_2. En la transesterificación puede aumentar debido a la utilización de maquinaria con combustibles fósiles y al consumo energético.

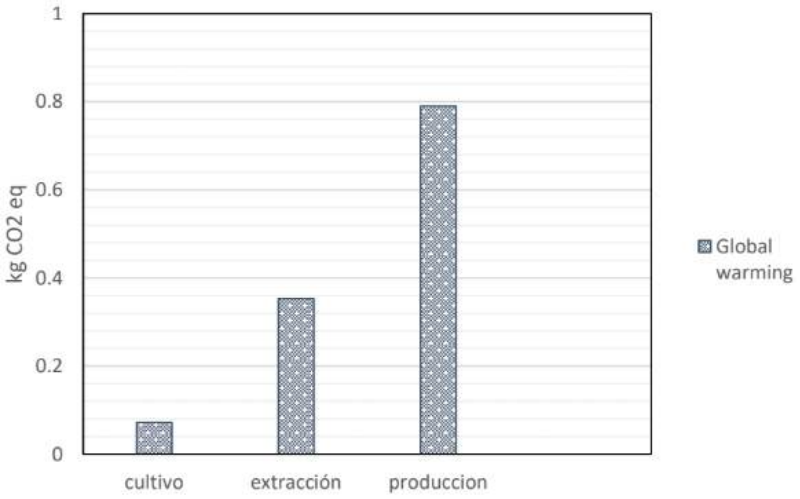


Figura 2 Cambio climático.

3.3 Uso de la tierra

El uso de la tierra hace referencia a la ocupación o transformación de la tierra. La ocupación es alta en la etapa de producción, ya que en esta etapa se cambia el uso del suelo ver Figura 3.

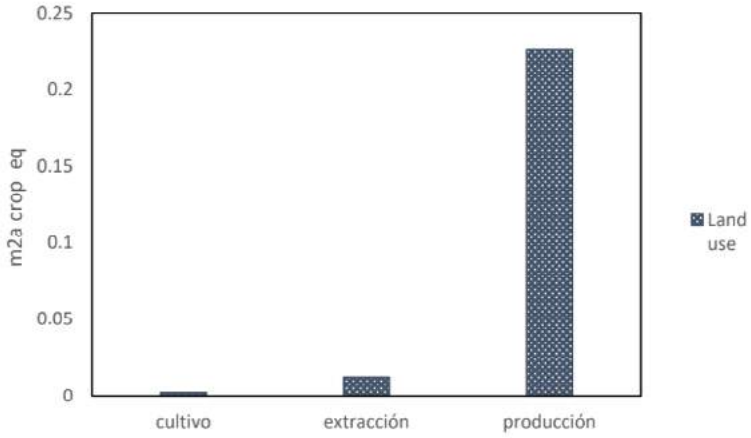


Figura 3 Uso de la tierra.

Los combustibles a partir de materia vegetal, han tenido un crecimiento exponencial, debido a que reduce los gases de efecto invernadero y mitiga los impactos del cambio climático como la perdida de la calidad del aire, daño a los ecosistemas y problemas en la salud. A pesar que los combustibles de origen fósil, disminuyen los gases de efecto invernadero, su producción requiere cantidades de energía considerable, además de fertilizantes químicos que pueden tener un efecto en el agua y el suelo. Los biocombustibles son utilizados mediante mezclas con combustibles fósiles, esto se han utilizado en el transporte terrestre. El sector aéreo tiene un 10% en la matriz de transporte, a pesar de ser pequeña su participación puede tener efectos negativos por el uso de combustibles fósiles, por lo tanto, el estudio con ACV, permitió conocer los impactos de cada etapa para así abordar de manera estratégica cada impacto ya que se pretende utilizar de biocombustibles en aeronaves de la Fuerza Aérea Colombia, y a su vez estudiar el impacto de los combustibles utilizados en las pruebas de CAMAN en Madrid Cundinamarca.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados obtenidos permiten tener un panorama más amplio de los efectos ambientales de la producción de biocombustible a partir de aceite de palma. A pesar que es una tecnología sostenible, tiene un efecto en el aire debido a las emisiones generadas de CH_4 en la etapa de extracción, consume altas cantidades de agua además de contaminarla en todas las etapas. Por lo tanto, estos resultados permiten plantear y desarrollar proyectos que mitiguen los efectos negativos de su producción con el fin de que sea una tecnología sostenible. Es relevante para el país, ya que, por su vocación agrícola, puede ser un ente referente para la producción de energía de fuente vegetal. Igualmente es importante para el gobierno, ya que dentro de sus ejes de desarrollo está la implementación de energías renovables.

AGRADECIMIENTOS

Se da un agradecimiento al Ministerio de Ciencia y Tecnología, el cual fue desarrollado en el marco del contrato N° 728 de 2020, convocatoria

852 de 2019 de MINCIENCIAS, el cual fue financiado con recursos provenientes del PATRIMONIO AUTÓNOMO FONDO NACIONAL DE FINANCIAMIENTO PARA LA CIENCIA, LA TECNOLOGÍA Y LA INNOVACIÓN FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS."

REFERENCIAS

Buitrago Tello, R. (2014). *Evaluación de los efectos ambientales de la gasolina, diesel, biodiesel y etanol carburante en Colombia por medio del análisis de ciclo de vida*. 132. Retrieved from http://www.bdigital.unal.edu.co/50031/1/02300580.2014.pdf

Edberg, A., Hua, Y., Mubarak, N. M., & Kansedo, J. (2022). Life cycle assessment of biodiesel production by using impregnated magnetic biochar derived from waste palm kernel shell. *Environmental Research*, *214*(P4), 114149. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114149

Faleh, N., Khila, Z., Wahada, Z., Pons, M. N., Houas, A., & Hajjaji, N. (2018). Exergo-environmental life cycle assessment of biodiesel production from mutton tallow transesterification. *Renewable Energy*, *127*, 74–83. https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.04.046

Jenkins, R. W., Munro, M., Nash, S., & Chuck, C. J. (2013). Potential renewable oxygenated biofuels for the aviation and road transport sectors. *Fuel*, *103*, 593–599. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.08.019

Siregar, K., Tambunan, A. H., Irwanto, A. K., Wirawan, S. S., & Araki, T. (2015). A Comparison of Life Cycle Assessment on Oil Palm (Elaeis guineensis Jacq.) and Physic Nut (Jatropha curcas Linn.) as Feedstock for Biodiesel Production in Indonesia. *Energy Procedia*, *65*, 170–179. https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.01.054

Vidal, A. I., Quintero, J. C., & Herrera, I. (2017). Análisis de ciclo de vida de la producción de biodiesel a partir de aceite vegetal usado. *Dyna*, *84*(201), 155–162. https://doi.org/10.15446/dyna.v84n201.54469

APROXIMACIÓN A LA PROYECCIÓN DE EMISIONES POR EL TRANSPORTE TERRESTRE POR CARRETERA EN COLOMBIA

Julieth V. Alfonso A.[1], Mauricio Osses[2], Sonia Mangones[3], Néstor Rojas[4]

Palabras clave:

Contaminación por fuentes móviles; análisis de escenarios; metas; proyecciones.

INTRODUCCIÓN

Diversos factores amenazan la sostenibilidad de las sociedades, entre estos la calidad del aire, la conservación del medio ambiente, y la calidad de vida y la salud pública de sus habitantes. La calidad del aire se ve deteriorada, entre otras cosas, por las emisiones generadas en el desarrollo de las diversas actividades de la sociedad, en especial la producción de energía y el transporte, que depende fuertemente de la quema de combustibles fósiles. Particularmente en Colombia para el 2019, el 81% del transporte de carga y el 73% del transporte de pasajeros se realizaron mediante el transporte por carretera (Ministerio de Transporte, 2019). Así, resulta necesario analizar las emisiones de contaminantes atmosféricos producidas por el sistema de transporte y los posibles escenarios de crecimiento de dichas emisiones.

Actualmente existe un interés global por revertir la crisis climática y determinar las acciones que se deben priorizar para su mitigación. Es así como las proyecciones de emisiones se constituyen en una herramienta esencial para los tomadores de decisiones. Esta investigación se enfoca en la estimación de las emisiones nacionales de carbono negro, contaminantes atmosféricos y gases de efecto invernadero (GEI) generadas por el transporte terrestre por carretera para el período 2020-2050.

MÉTODOS

El método para estimar las emisiones generadas por el transporte terrestre por carretera en el período 2020-2050 se compone de seis etapas consecutivas, así:

El parque automotor nacional se proyecta a partir de variables sociodemográficas como el PIB y la población, considerando dos aproximaciones conceptuales: comportamiento tendencial y enfoque sugerido desde los principios teóricos de la planificación del transporte sostenible.

Se estiman los factores de actividad como el promedio de los kilómetros recorridos anualmente por un vehículo según tipología vehicular y combustible a partir de datos de portales web de ventas vehiculares y registros de lectura de odómetros de las revisiones técnico mecánicas vehiculares. La actividad anual se estima como el promedio ponderado a partir de un análisis de clústeres a nivel departamental (Alfonso, 2022). De otra parte, se estiman los factores de emisión por tipología vehicular, combustible y estándar EURO como el promedio ponderado de los factores estimados por departamento a partir de COPERT.

Con el parque automotor proyectado con el comportamiento tendencial, los factores de emisión y de actividad ponderados a nivel nacional se estiman las emisiones de contaminantes at-

1 Universidad Nacional de Colombia, jalfonsoa@unal.edu.co

2 Universidad Técnica Federico Santa María, mauricio.osses@usm.cl

3 Universidad Nacional de Colombia, scmangonesm@unal.edu.co

4 Universidad Nacional de Colombia, nyrojasr@unal.edu.co

mosféricos generados por el transporte carretero para el escenario Business As Usual (BAU) para el período 2020-2050 con cortes temporales cada cinco años.

Se definen los escenarios de reducción de emisiones con base en estudios de ascenso tecnológico en el país y recomendaciones de panel de expertos.

Se estiman las emisiones en los escenarios de reducción para el mismo período y cortes temporales utilizados en el escenario BAU.

Finalmente, se analizan las emisiones obtenidas en los diferentes escenarios, cortes temporales y se evalúa el cumplimiento de las metas de reducción de contaminantes, con base en los compromisos internacionales asumidos por Colombia.

RESULTADOS

El escenario modelado con crecimiento tendencial arroja que el parque automotor a 2050 alcanzará un total de 34.039.241 vehículos, con tasas de motorización de 300 y 550 vehículos por cada mil habitantes respectivamente para los años 2027 y 2050. Por otro lado, considerando el análisis del crecimiento de la tasa de motorización, basado en los principios de planeación de transporte sostenible, el parque automotor a 2050 llegaría a ser de 18.466.527 vehículos, con una tasa de motorización promedio de 300 vehículos por cada mil habitantes a partir del año 2039. Así, la tasa de motorización se satura en el 2027 para el comportamiento tendencial y hacia el 2039 si se considera el enfoque de transporte sostenible.

Se estructuran tres escenarios de reducción de emisiones que varían respecto al escenario BAU en el enfoque de crecimiento del parque automotor y la penetración de tecnologías limpias, como se presentan en la siguiente tabla:

Tabla 1. Distribución tecnológica a 2050 en los escenarios de reducción de emisiones.*

Buses**	Vehículos ligeros particulares	Motos	Taxis	Tractocamiones	Volquetas y Camiones grandes	Camiones pequeños
Escenario A: Penetración tecnológica baja (misma distribución tecnológica actual) y crecimiento parque automotor con enfoque de transporte sostenible						
1.09% GNV 0.008% eléctrico 0.005% diésel eléctrico	0,86% GNV 0,017% eléctrico 0,04% Gasolina eléctrico	0,058% eléctrico	7,05% GNV 0,026% eléctrico	0,014% eléctrico	0,002% eléctrico	--
Escenario B: Penetración tecnológica mediana (Steer, 2020) y crecimiento parque automotor con enfoque de transporte sostenible						
Ley de movilidad eléctrica (Ley 1964 de 2019). Desde el 2035, el 100% de los buses nuevos serán eléctricos	20,5% híbridos 10% eléctricos 9% GNV 4% hidrógeno	8% eléctrico	19,5% eléctricos 10,5% híbridos	70,5% diésel 19,5% eléctrico 10% hidrógeno	63,5% eléctrico 30% hidrógeno 6,5% diésel	63,5% eléctrico 30% hidrógeno 6,5% gasolina
	Escenario C: Penetración tecnológica alta y crecimiento parque automotor con enfoque de transporte sostenible					

Buses**	Vehículos ligeros particulares	Motos	Taxis	Tractocamiones	Volquetas y Camiones grandes	Camiones pequeños
Ley de movilidad eléctrica (Ley 1964 de 2019). Desde el 2035, el 100% de los buses nuevos serán eléctricos	70% eléctricos 20,5% híbridos 4% hidrógeno	90% eléctrico	80% eléctrico 10,5% híbrido 4% hidrógeno	60% hidrógeno 20% eléctrico 5,1% GNV	63,5% eléctrico 30% hidrógeno 4,7% GNV	63,5% eléctrico 30% hidrógeno 4,7% GNV

*Los porcentajes no mostrados en la tabla corresponden al uso de combustibles fósiles.

**La ley estipula el ascenso tecnológico a vehículos eléctricos o de cero emisiones para el sistema de transporte masivo, sin embargo, en este proyecto se asume que esta estrategia se replica para todos los buses.

Fuente. Elaboración propia.

En el escenario BAU, para el año 2050 las emisiones serían de 137 ton de BC, 166.112 ton de CO, 85.668.826 ton de CO_2, 8.975 ton de NO_2, 431 ton de $PM_{2,5}$ y 5.654 ton de SO_2. La Figura 1 compara las emisiones estimadas en los cuatro escenarios. Los porcentajes se calculan como el cociente entre la emisión estimada en cada escenario y la emisión calculada en el BAU. Se estima que el escenario A resulta en una disminución de 38%; si se le apuesta a una penetración media de tecnologías limpias (escenario B) las emisiones se reducen un 53%, si se tiene un ascenso tecnológico fuerte por las tecnologías limpias (escenario C) las emisiones se reducen un 80% respecto a la línea base (BAU).

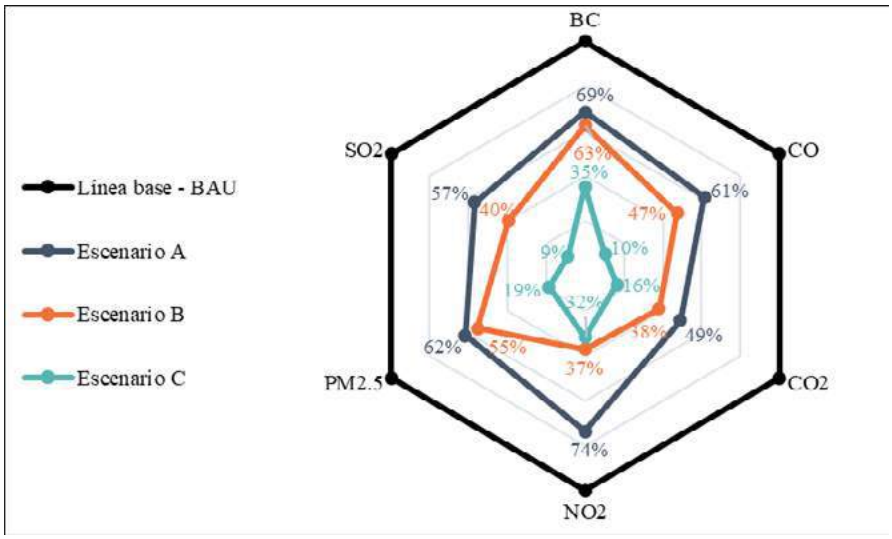


Figura 1. Comparación de emisiones en los escenarios a 2050.
Fuente. Elaboración propia.

El gobierno establece en la NDC las metas de reducción de carbono negro y de GEI. Nuestro análisis encuentra que en los escenarios BAU y en los escenarios A y B no se cumplen satisfactoriamente las metas. Sin embargo, con el escenario C se cumple la meta de reducción de carbono negro en un 40% a 2030, y se acerca a las metas de reducción de GEI a 2030 en un 50% y de un 90% a 2050 (carbono neutralidad).

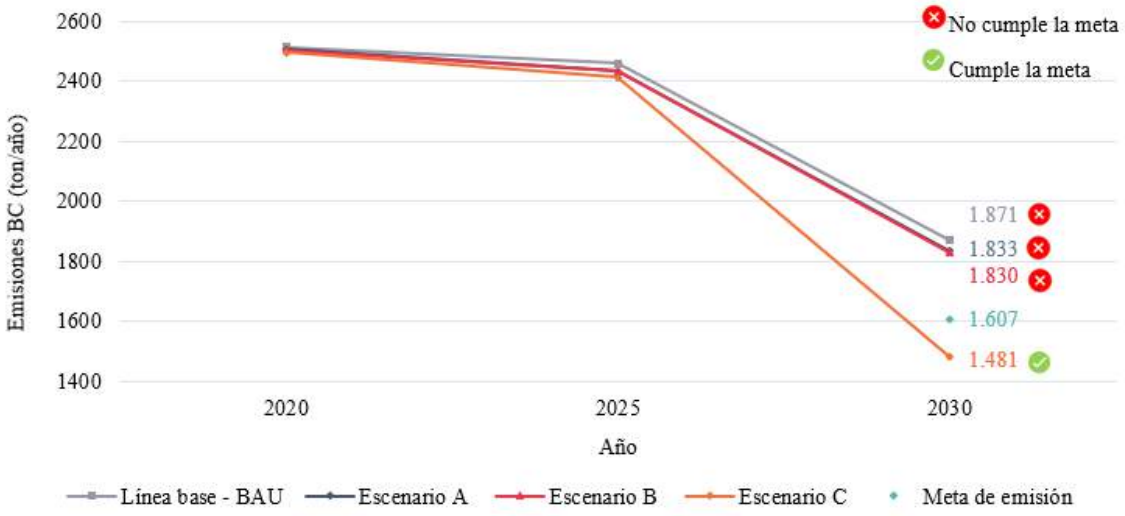


Figura 2. Meta de reducción de carbono negro y escenarios de reducción de emisiones.
Fuente. Elaboración propia

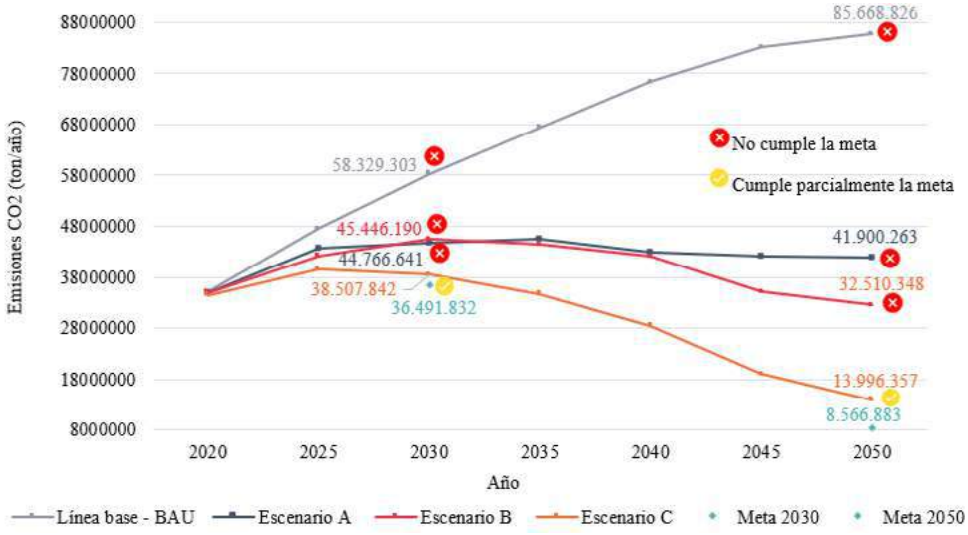


Figura 3. Metas de reducción de GEI y escenarios de reducción de emisiones.
Fuente. Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La mejor estrategia para la reducción de emisiones del transporte terrestre por carretera es fomentar una alta penetración de tecnologías cero emisiones (hidrógeno, eléctrico enchufable, eléctrico con batería), en un parque automotor con crecimiento limitado debido a una saturación de la tasa de motorización.

La meta de reducción de carbono negro en un 40% a 2030 se cumple, y la reducción de GEI a 2030 en un 50% y de un 90% a 2050 se alcanza parcialmente con un escenario de alta penetración de tecnologías limpias en un parque automotor que crece lentamente (escenario C), por esto es importante que la política pública propicie un entorno favorable para el crecimiento de los vehículos con tecnologías limpias en el país y las estrategias paralelas para desincentivar el uso del vehículo privado. Esfuerzos de política pública más tímidos, como los considerados en los escenarios A y B, llevarían a un incumplimiento de los compromisos nacionales e internacionales.

Es importante que se establezcan las metas de reducción de emisiones por sector ya que, al realizar una aproximación a la reducción de emisiones que competen al transporte terrestre por carretera, se identifica una disparidad entre lo que debería reducirse para cumplir los compromisos de la NDC y la reducción que se espera alcanzar con el cumplimiento de las NAMAs. Pues en nuestro estudio se identifica que para cumplir lo pactado en la NDC a 2030 la reducción de emisiones del sector transporte terrestre por carretera debería ser de 21.837.471 ton $CO_{2\text{-eq}}$, en tanto con las NAMAs vigentes de este sector se espera alcanzar una reducción de 6.000.000 ton $CO_{2\text{-eq}}$ (Correa-Laguna et al., 2021).

REFERENCIAS

Alfonso, J. (2022). Emisiones de contaminantes atmosféricos por el transporte terrestre por carretera en Colombia. [Tesis de maestría no publicada, , Universidad Nacional de Colombia].

Correa-Laguna, J. D., Pelgrims, M., Espinosa Valderrama, M., & Morales, R. (2021). Colombia's GHG emissions reduction scenario: Complete representation of the energy and non-energy sectors in LEAP. Energies, 14, 7078. https://doi.org/10.3390/en14217078

Ministerio de Transporte. (2019). Transporte en cifras. https://www.mintransporte.gov.co/publicaciones/9443/transporte-en-cifras/

Steer. (2020). Realizar un estudio que permita identificar las clases de vehículos y modalidades de transporte susceptibles de realizar el ascenso tecnológico hacia tecnologías de cero y bajas emisiones a nivel nacional. https://www1.upme.gov.co/DemandayEficiencia/Documents/Resumen_Ascenso_tecnologico.pdf

MODELADO Y SIMULACIÓN DE UNA BIORREFINERÍA PARA LA PRODUCCIÓN COMBINADA DE EPÓXIDOS, PRODUCTOS ALIMENTICIOS Y ENERGÍA A PARTIR DE AJONJOLÍ: EVALUACIÓN ECONÓMICA Y AMBIENTAL

Juan M. Gonzalez Martinez[1*], Karina A. Ojeda Delgado[2], Eduardo Sánchez Tuirán[2]

Palabras clave:
Sesame; LCA; biorrefinería.

RESUMEN

El ajonjolí o sésamo (*sesamin indicum L*) es una semilla oleaginosa cultivada en regiones tropicales de Asia, África y Suramérica. Gracias a su adaptabilidad a suelos pobres y temperaturas relativamente altas, su alto contenido de aceite (aproximadamente 60%) y sus propiedades antioxidantes, el ajonjolí puede ser un producto valioso para la producción industrial de leche vegetal, cosméticos, productos farmacéuticos, plásticos y combustibles. En este trabajo proponemos un enfoque de superestructura para una biorrefinería que produzca aceite de ajonjolí epoxidado, biodiesel, aceite de ajonjolí comestible y un sustituto de leche vegetal. Las rutas de producción fueron simuladas en Aspen plus® y Aspen Hysys® y se compararon en términos de impactos ambientales, a través de un análisis de ciclo de vida, y consideraciones técnico-económicas mediante la cuantificación del flujo de caja neto y el índice anualizado de costos. Tanto el análisis económico como el ambiental muestran que todas las rutas tecnológicas son factibles de implementar. Sin embargo, la producción de leche vegetal y aceite de ajonjolí presenta los mejores resultados en términos de un retorno de inversión más rápido y menores impactos ambientales.

INTRODUCCIÓN

El concepto de biorrefinería, según el cual biomasa se convierte en biocombustibles y en una amplia gama de productos químicos comercializables, emulando una refinería de petróleo, se presenta como una alternativa para modificar nuestra economía dependiente de los combustibles fósiles en una basada en la sustentabilidad (Cherubini, 2010). Las semillas oleaginosas son útiles como materia prima en biorrefinerías gracias a las múltiples modificaciones que se pueden realizar a sus aceites, para obtener productos de valor agregado mediante reacciones de química orgánica, como hidroxilación, epoxidación, carboxilación, hidrogenación, oxidación, etc (Wai et al., 2019).

La jatropha, la palma, el coco y el ricino, entre otros aceites vegetales, se han estudiado como materias primas para las biorrefinerías (Bouaid et al., 2017; Naik et al., 2018; Niño-Villalobos et al., 2020). En este trabajo presentamos las semillas de ajonjolí como una materia prima factible para la producción en biorrefinería debido a su alto contenido de aceite (aproximadamente 60%) y la adaptabilidad del cultivo de ajonjolí a suelos pobres y a temperaturas relativamente altas. Planteamos una superestructura para evaluar cuatro alternativas tecnológicas en una biorrefinería integrada de ajonjolí. Dos alternativas puramente químicas en las que el aceite de ajonjolí se transformó en ésteres metílicos de ácidos grasos, FAME (R1), y en resina epoxídica (R2), utilizando medios catalíticos; y, para evitar la competencia con la producción de alimentos, dos alternativas para consumo humano, la producción de aceite de cocina (R3) y de leche vegetal (R4). En todos los casos se utilizó la biomasa sobrante para producir calor.

1 Universidad de la Salle, 111711, Bogotá, Colombia

2 Universidad de Cartagena, 130015, Colombia

*E-mail: juanmgonzale@unisalle.edu.co

R1 y R2 fueron simulados en el software Aspen Hysys®, considerando información reportada sobre las condiciones de las reacciones de epoxidación y esterificación. R3 y R4 fueron simulados en Aspen Plus® ya que sus operaciones unitarias consistían principalmente en procesos de manejo de sólidos no disponibles en Aspen Hysys®. Se realizó una comparación entre alternativas tecnológicas en términos de indicadores económicos y ambientales. Se utilizó la herramienta de evaluación económica de Aspen para cuantificar los costos operativos y de inversión, y a partir de los datos obtenidos se cuantificó el flujo neto de caja y el índice anualizado de costos. Además, se realizó un análisis de ciclo de vida en el software SimaPro® para estimar las cargas ambientales atribuibles a cada alternativa productiva.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Superestructura

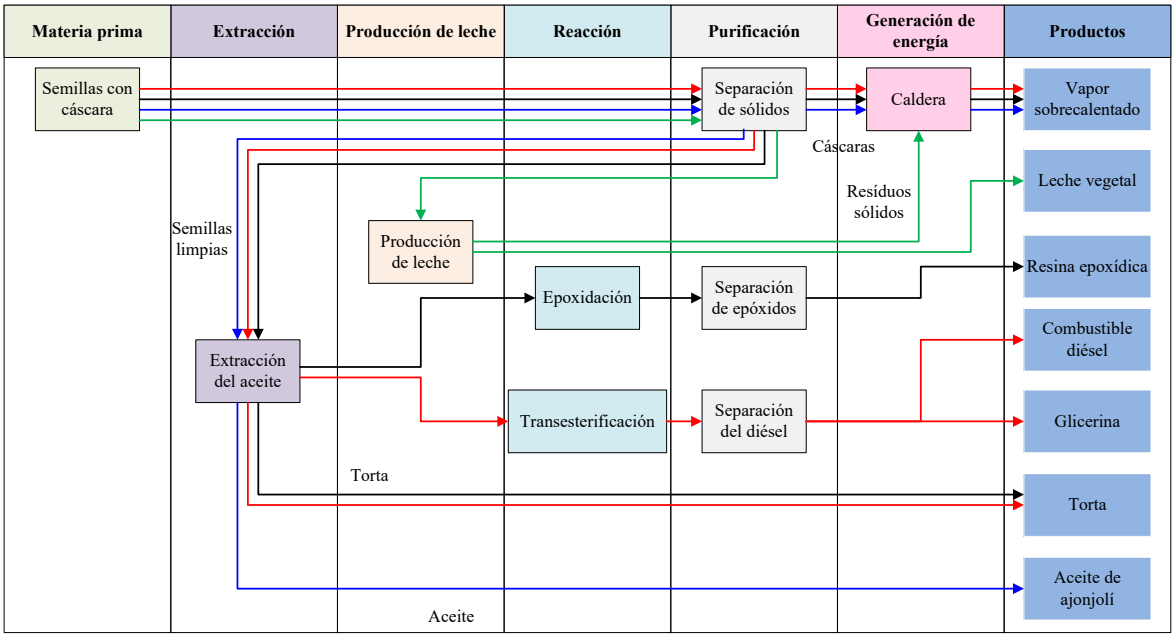


Figura 1. Planteamiento de rutas de aprovechamiento basado en superestructuras. FAME (R1), resina epoxídica (R2), aceite comestible (R3) y de leche vegetal (R4).

La Figura 1 muestra las operaciones unitarias propuestas para una biorrefinería de aceite de ajonjolí. Una primera operación consiste en el pretratamiento y almacenamiento de materias primas. Etapas de extracción y producción de leche donde las semillas de ajonjolí se prensan en frío para producir aceite o se convierten en una suspensión acuosa (o leche vegetal). Una etapa de reacción donde el aceite de ajonjolí se convierte en una resina epóxidica utilizada en la producción de plásticos o en biodiésel, FAME, a través de su transesterificación. Una etapa de purificación en la que se llevan a cabo los principales procesos de separación. Aquí, las semillas de ajonjolí crudas se descascaran y las corrientes de reacción de epoxidación y transesterificación se separan para purificar los productos principales y para recircular reactivos. Finalmente, un paso de producción de energía donde se quema la biomasa sobrante para generar calor. Las rutas de aprovechamientos fueron simuladas en los software Aspen Hysys (R1 y R2) y Aspen Plus (R3 y R4)

2.2. Análisis económico

La viabilidad económica de las rutas de producción propuestas se estimó utilizando el índice de costo anualizado, C_A, (Ecuación 1). Cuantificado a partir costo de producción anual (C) y un retorno razonable (I_{min}) de la inversión de capital original (C_{CTI}). Adicionalmente, se calculó el flujo de caja neto, NCF, a partir de la diferencia entre el ingreso anual, AI, y los costos anuales de producción, Ecuación 2. El ingreso anual se estimó a partir del flujo de producción determinado por simulación (kg/h) y el precio de mercado de cada producto (USD/kg). (Seader et al., 2009).

$$C_A = C + i_{min}(C_{TCI}) \quad (1)$$

$$NCF = AI - C \quad (2)$$

2.3. Análisis de ciclo de vida

El objetivo de un LCA para la biorrefinería de ajonjolí planteada consiste en cuantificar, con fines comparativos, los impactos ambientales causados por los cuatro escenarios de producción propuestos. La unidad funcional seleccionada fue la producción de 1 kg del producto principal en cada escenario: FAME (R1), resina epoxídica (R2). aceite de ajonjolí (R3) y leche vegetal (R4). El LCA se implementó en el software SimaPro 9.3.0.3 siguiendo un enfoque de la cuna a la puerta (cradle-to-gate), incluyendo etapas para el pretratamiento de las materias primas, producción y separación.Se utilizó la base de datos Ecoinvent v3.6 para cuantificar los impactos ambientales de las materias primas. Información sobre balances de materia y energía para cada unidad de operación se obtuvo mediante simulación en el software Aspen Plus y Aspen Hysys. La información de conversión del reactor para la epoxidación y transesterificación de aceite de ajonjolí se obtuvo de reportes. Los impactos ambientales se cuantificaron en el software SimaPro 9.3.0.3, utilizando el método ReCiPe 2016 Endpoint (H) v1.06. (PRé Sustainability B.V., 2022).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Análisis económico

La Figura 2 muestra las inversiones de capital, los costos operativos, el flujo de caja neto y el índice de costo anual para las alternativas tecnológicas de ajonjolí. De acuerdo con los resultados, todas las rutas de producción son económicamente viables. Además, la producción de aceite de ajonjolí (R3) y leche vegetal (R4) son las mejores opciones económicas, ya que tienen mayores flujos de caja y menores costos anuales. Sin embargo, esto no significa necesariamente que solo se deban implementar las rutas R3 y R4. Las rutas de producción de FAME (R1) y de aceite de ajonjolí epoxidado (R2) no son tan rentables como R3 y R4, pero son más fáciles de vender, porque las leches vegetales y el aceite de ajonjolí todavía tienen un mercado muy específico. Por lo tanto, para la futura implementación de una biorrefinería de ajonjolí, en cuanto a los aspectos económicos, se deben considerar todas las rutas tecnológicas.

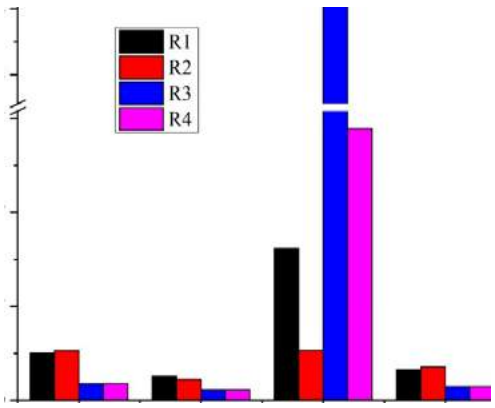


Figura 2. Análisis económico de rutas tecnológicas para el aprovechamiento de ajonjolí.

3.1 Análisis de ciclo de vida

El análisis del ciclo de vida de las rutas tecnológicas R1-R4 utilizando categorías de impactos del método ReCiPe 2016 Endpoint (H) v1.06, Figura 3, indica que estos procesos de producción impactan principalmente la salud humana. En concreto, se observan mayores impactos ambientales relacionados con el efecto del calentamiento global en la salud humana y la formación de material particulado fino. Esto se debe principalmente al uso de gas natural en la producción de electricidad y calor.

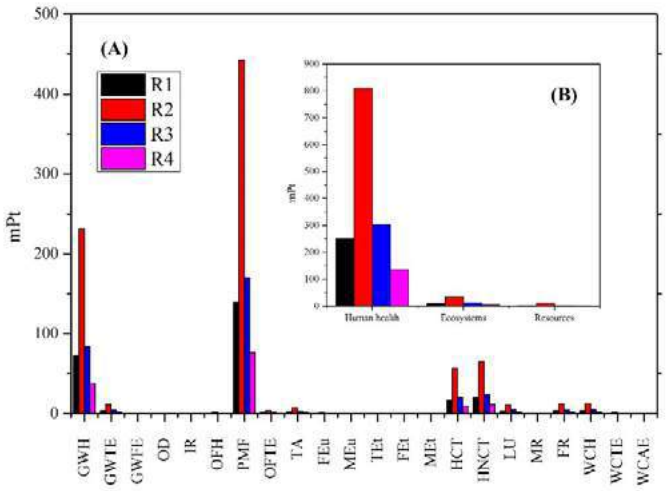


Figura 3. LCA a rutas tecnológicas para el aprovechamiento de ajonjolí, utilizando software SimaPro® software, las bases de datos Ecoinvent® and Agri- footprint y el método ReCiPe 2016 Endpoint (H) v1.06.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El presente trabajo, al incluir un análisis de ciclo de vida, tiene en cuenta indicadores ambientales para determinar la viabilidad de una biorefinería. Se cuantificó, en términos de emisiones, el efecto de los procesos productivos planteados en los ecosistemas, en la salud humana y en la disponibilidad de recursos naturales. Por tanto, se ejemplarizan herramientas que pueden utilizar empresas y/o entidades públicas para la toma de decisiones respecto a la viabilidad ambiental de un proyecto. Además, al plantearse el reemplazo de materias primas de origen fósil por la biomasa generada en el cultivo de ajonjolí, para la producción de químicos y la generación de energía, se aporta al desarrollo de propuestas para mitigar el cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

Juan M. González agradece al Ministerio de Tecnología e Innovación de Colombia, Minciencias, la financiación de una beca posdoctoral en la Universidad de Cartagena, a través del contrato UC-OPS-153-2022 (V.Inv).

Los autores agradecen a la Universidad de La Salle por brindar acceso al software Aspen Plus®, Aspen Hysys® y SimaPro®.

REFERENCIAS

Aydar, E., Tutuncu, S., & Azcelik, B. (2020). Plant-based milk substitutes: Bioactive compounds, bioavailability studies, and health effect. *Journal of Functional Foods*, *70*. https://doi.org/10.1016/j.jff.2020.103975

Bouaid, A., Acherki, H., García, A., Martinez, M., & Aracil, J. (2017). Enzymatic butanolysis of

coconut oil. Biorefinery approach. *Fuel*, *209*, 141–149. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.07.040

Cherubini, F. (2010). The biorefinery concept: Using biomass instead of oil for producing energy and chemicals. *Energy Conversion and Management*, *51*(7), 1412–1421. https://doi.org/10.1016/j.enconman.2010.01.015

Dehonor-Márquez, E., Nieto-Alarcón, J. F., Vigueras-Santiago, E., & Hernández-Lopéz, S. (2018). Effective and Fast Epoxidation Reaction of Linseed Oil Using 50 wt% Hydrogen Peroxyde. *American Journal of Chemistry*, *8*(5), 99–106. https://doi.org/10.5923/j.chemistry.20180805.01

Elkhaleefa, A., & Shigidi, I. (2015). Optimization of Sesame Oil Extraction Process Conditions. *Advances in Chemical Engineering and Science*, *05*(03), 305–310. https://doi.org/10.4236/aces.2015.53031

ICONTEC. (2007). NORMA TECNICA COLOMBIA NTC-ISO14040. Gestión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de refencia. In *Icontec* (Vol. 2, Issue 571). http://files.control-ambiental5.webnode.com.co/200000127-a0991a28c5/NTC-ISO14040-2007 Analisis_CicloVida.pdf

Naik, S. N., Saxena, D. K., Dole, B. R., & Khare, S. K. (2018). Potential and perspective of castor biorefinery. In *Waste Biorefinery: Potential and Perspectives* (pp. 623–656). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63992-9.00021-5

Niño-Villalobos, A., Puello-Yarce, J., González-Delgado, Á. D., Ojeda, K. A., & Sánchez-Tuirán, E. (2020). Biodiesel and Hydrogen Production in a Combined Palm and Jatropha Biomass Biorefinery: Simulation, Techno-Economic, and Environmental Evaluation. *ACS Omega*, *5*(13), 7074–7084. https://doi.org/10.1021/acsomega.9b03049

Nwosu-Obieogu, K., & Kalu, U. C. (2020). In Situ Epoxidation of Sesame Seed Oil for Synthesis of a Bio-based Resin. *European Journal of Sustainable Development Research*, *4*(3). https://doi.org/10.29333/ejosdr/7830

PRé Sustainability B.V. (2022). *SimaPro*. https://simapro.com/

Saydut, A., Duz, M. Z., Kaya, C., Kafadar, A. B., & Hamamci, C. (2008). Transesterified sesame (Sesamum indicum L.) seed oil as a biodiesel fuel. *Bioresource Technology*, *99*(14), 6656–6660. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.11.063

Seader, W., Seader, J. D., Lewin, D., & Widagdo, S. (2009). *Product and process design principles - synthesis, analysis and evaluation*.

Wai, P. T., Jiang, P., Shen, Y., Zhang, P., Gu, Q., & Leng, Y. (2019). Catalytic developments in the epoxidation of vegetable oils and the analysis methods of epoxidized products. In *RSC Advances* (Vol. 9, Issue 65, pp. 38119–38136). Royal Society of Chemistry. https://doi.org/10.1039/c9ra05943a

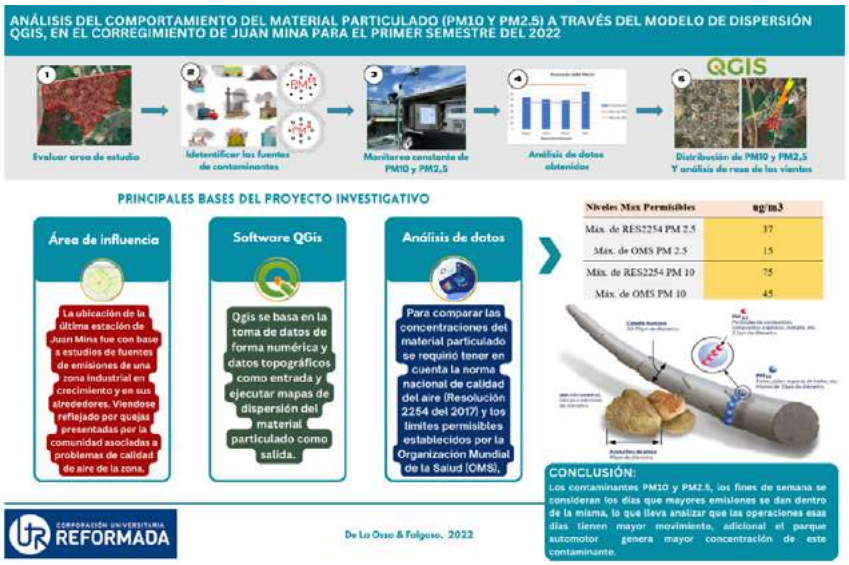
ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO DEL MATERIAL PARTICULADO (PM_{10} Y $PM_{2.5}$) A TRAVÉS DEL MODELO DE DISPERSIÓN QGIS, EN EL CORREGIMIENTO DE JUAN MINA PARA EL PRIMER SEMESTRE DEL 2022

Fiorella Andrea Folgoso Carrascal[1], Manuel Alejandro de la Ossa Suarez[2], Margarita Castillo Ramírez[3], Martha Mendoza Hernández[4], Sofia Sulbaran Siado[5]

Palabras clave:

Material particulado; contaminación del aire; Qgis; monitoreo; calidad de aire.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire se ha convertido en una problemática de carácter mundial, por ello diferentes investigaciones buscan la relación que tiene con salud de las personas. No obstante, existen diversas fuentes generadoras de la contaminación en el aire como lo son los vehículos automotrices, fuentes fijas como chimeneas o ductos, los cuales generan contaminantes como es el PM_{10} y $PM_{2.5}$ partículas capaces de penetrar en los pulmones y torrentes sanguíneos causando impactos cardiovasculares, cerebrovasculares y respiratorios. (ONU, 2022). Barranquilla está expuesta a la contaminación del por el material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$, es así como el análisis del comportamiento de estos permite analizar como la distribución puede afectar a los habitantes de la ciudad.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área De Estudio: Juan mina que es uno de los corregimientos de la ciudad de Barranquilla, se encuentra ubicado entre los cerros de Aguaviva, Pan de azúcar, Pital, Tubara y Guáimara a 10 km de la bahía sabanilla unida con el complejo de humedales de la banda izquierda del Rio Magdalena. Este corregimiento se encuentra conectado con Barranquilla por la carrera 38, denominada a

1 Corporación Universitaria Reformada, fiorella.folgoso@unireformada.edu.co

2 Corporación Universitaria Reformada, manuel.delaossa@unireformada.edu.co

3 Corporación Universitaria Reformada, m.castillo@unireformada.edu.co

4 Corporación Universitaria Reformada, m.mendoza@unireformada.edu.co

5 Corporación Universitaria Reformada, s.sulbaran@unireformada.edu.co

partir de allí como carretera del algodón hasta el municipio de Tubará (Lastra, s.f)

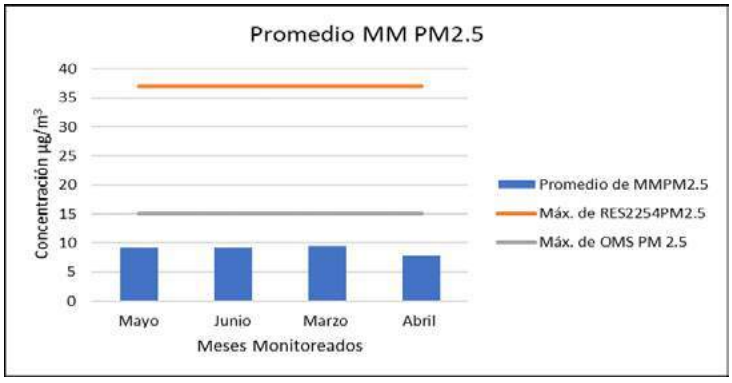
2.2. Equipos Utilizados: El equipo usado en la estación de Juan Mina es el APM-2, este utiliza el método de nefelometría utilizando la luz dispersa por partículas diminutas para determinar las concentraciones de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en el ambiente, resaltando que es de forma continua y directa. Consta de un sistema con una entrada de impactador para fraccionar las partículas y otro impactador virtual para dividir la corriente de aire en dos corrientes individuales para la determinación alternada y cuasi-simultanea de las fracciones de material particulado suspendido, PM_{10} y $PM_{2.5}$. (COMDE-DERENDA, 2022). La estación de Juan Mina realiza un monitoreo de los contaminantes criterios PM_{10} y $PM_{2.5}$ las veinticuatro horas del día de los siete días de la semana.

2.3. Análisis De Datos: Para el análisis de datos se realiza las verificaciones de formatos y la aplicación de las diferentes banderas e invalidaciones, se procede a llevar cabo el análisis de los datos por medio de estadística en Excel, este nos proporciona estadística de tal forma ser asertivos con los resultados reales que se quieren obtener. Por otro lado se utilizara la herramienta Qgis que es diseñada bajo el modelo matemático Gaussiano donde los datos de interés son climatológicos como la dirección, velocidad del viento y coordenadas donde se desea o está implementada la fuente de emisión y su respectivo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

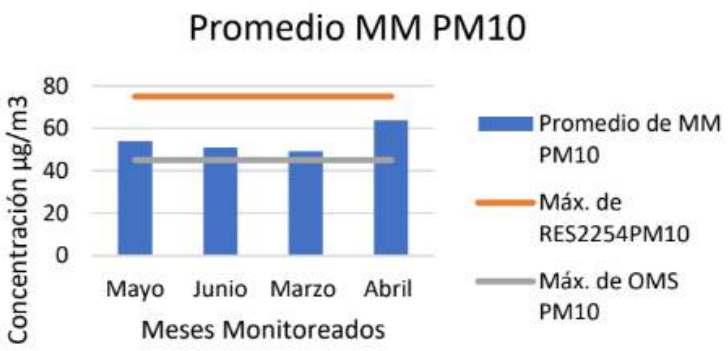
Para las comparar las concentraciones del material particulado se requirió tener en cuenta la norma nacional de calidad del aire (Resolución 2254 del 2017) y los límites permisibles establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS), para poder analizar el comportamiento horario, diario y mensual del material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) en el corregimiento de Juan Mina, para ello se tuvo en cuenta los datos de la estación de monitoreo de calidad de Juan Mina.

3.1 Concentración PM 2.5.: para este contaminante el mes de marzo obtuvo la mayor concentración dada con 9.40 µg/m³, cumpliendo con la normatividad colombiana de la resolución 2254 y también con los estándares máximos de la OMS para $PM_{2.5}$.



Gráfica 1. Concentración Mensual de $PM_{2.5}$ Fuente: (Autores, 2022).

3.2. Concentración PM 10.: para este contaminante el mes de abril obtuvo la mayor concentración dada con 63.788 µg/m³, cumpliendo todos los meses con la normatividad colombiana de la resolución 2254, sin embargo, no cumple con los estándares máximos de la OMS para $PM_{10.}$



Gráfica 2. Concentración Mensual de PM_{10}. Fuente: (Autores, 2022).

3.3. Análisis mediante el modelo de dispersión QGis el comportamiento del PM_{10} Y $PM_{2.5}$ en el primer semestre del 2022 en el corregimiento de Juan Mina.

Para el análisis de la concentración y modelo de dispersión por medio del software Qgis es importante analizar la dirección de los vientos, por lo que nos indica de la distribución de la partícula.

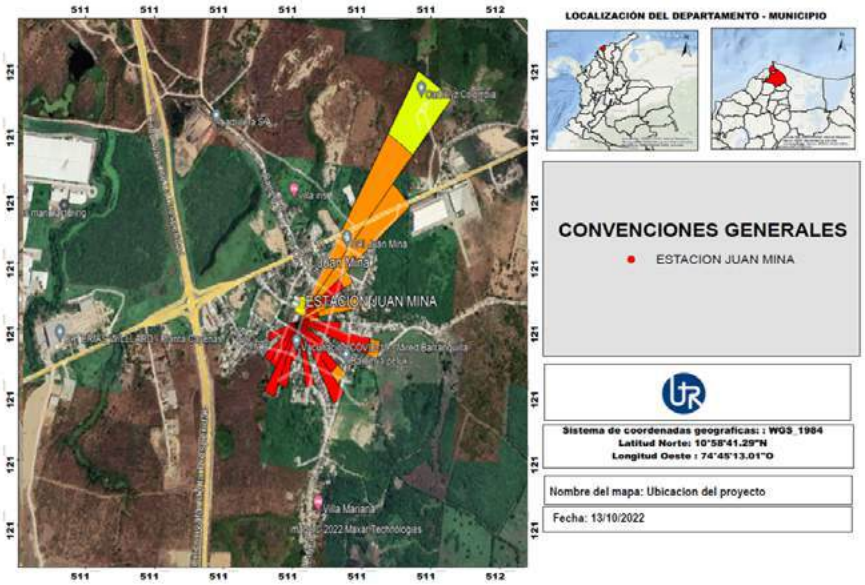


Ilustración 1. Rosa de los vientos para la estación de monitoreo Juan Mina. Fuente: (Autores, 2022).

Esta rosa de los vientos permitió analizar que la dirección del viento va en sentido Norte-Este con velocidades que van desde 2.10 m/s a 3.60 m/s. En base a las concentraciones analizadas se llevaron a analizar en forma de distribución espacial, dando que estas tienen un desplazamiento hacia el Noreste, lo cual coincide con lo estipulado en la rosa de los vientos, evidenciada en las anteriores ilustraciones.

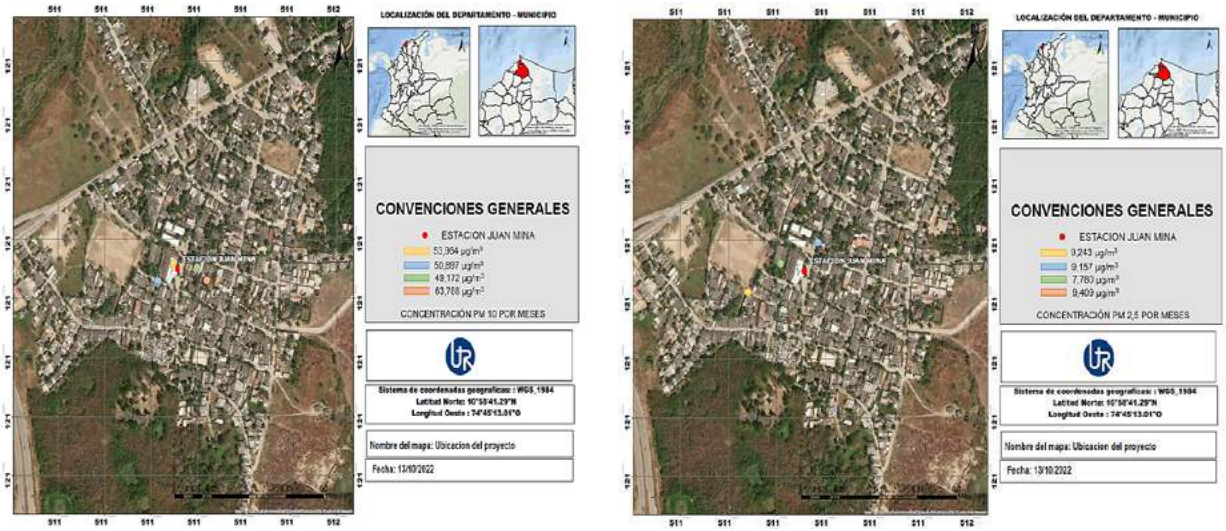


Ilustración 2. Distribución de la concentración de PM10 y PM2.5 Fuente: (Autores, 2022).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados obtenidos nos permiten proponer estrategias y recomendaciones para el progreso y mejora de la calidad de aire en el área de estudio, en este caso, el corregimiento de Juan Mina, son:

Intervención automovilística, Disponer de señalizaciones para la reducción de velocidad en la vía principal con el propósito de regular las velocidades habituales de los vehículos, no obstante, instalando reductores de velocidad se podría obtener unos mejores resultados. Aspersión con agua, estrategia de bajo costo, teniendo presente que un plan de riego ayuda a la disminución de los contaminantes en especial en época seca. Y no obstante la vegetación urbana tras ser de bajo costo es siempre bien recibida por la sociedad debido a los beneficios que trae consigo, principalmente sabiendo que son captadores de contaminantes, agregando que según (Srbinovska, Andova, Krkolev, & Celeska, 2021) encontramos que la plantación de árboles disminuye en promedio un 25% de $PM_{2.5}$ y aprox. 37% de PM_{10} en comparación con las áreas aledañas sin vegetación urbana, y agregando valor estético donde se implemente.

REFERENCIAS

Barranquilla, A. d. (14 de septiembre de 2022). *Vive la noticia*. Obtenido de https://www.barranquilla.gov.co/secretaria-general-del-distrito/barranquilla-estrena-cuarta-estacion-de-monitoreo-para-medir-y-analizar-la-calidad-del-aire

BarranquillaVerde. (22 de Junio de 2020). *Barranquilla Verde, declara estado de prevención por calidad de aire en el DEIP Barranquilla.* Obtenido de EPA: https://barranquillaverde.gov.co/noticias-detalle/epa-barranquilla-verde-declara-estado-de-prevencion-por-calidad-de-aire-en-el-deip-barranquilla#

Celis, J., Morales, J. ,., Zaror, C., & Carvacho, O. (2007). *Contaminación del aire atmosférico por material particulado en una ciudad intermedia: El caso de Chillán (Chile). .* Obtenido de Informacion Tecnologica, 18(3), 49–58.: https://doi.org/10.4067/s0718-07642007000300007

Cepeda, A. (30 de Septiembre de 2021). *¿Cuál es la calidad del aire que se respira en Barranquilla?* Obtenido de contexto : https://contextomedia.com/cual-es-la-calidad-del-aire-que-se-respira-en-barranquilla/#:~:text=En%20la%20atm%C3%B3sfera%20de%20la,y%20llegar%20al%20torrente%20sangu%C3%ADneo%2C

COMDE-DERENDA. (2022). *COMDE-DERENDA*. Obtenido de Air Pollution Monitor APM-2:

https://www.comde-derenda.com/en/products/apm-2/

Hernandez, J. (23 de Agosto de 2021). *Minsalud comprometido con la calidad del aire.* Obtenido de MINISTERIO DE SALUD Y PROTECCION SOCIAL : https://www.minsalud.gov.co/Paginas/Minsalud-comprometido-con-la-calidad-del-aire-.aspx

IDEAM. (s.f.). *CALIDAD DEL AIRE.* Obtenido de MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE : http://www.ideam.gov.co/web/contaminacion-y-calidad-ambiental/calidad-del-aire

Lastra, F. H. (s.f de s.f de s.f). *AMBIENTE, IDENTIDAD Y DESARROLLO:Percepciones locales sobre las transformaciones ambientales en el Corregimiento de Juan Mina.* Obtenido de https://biblioteca.utb.edu.co/notas/tesis/0064389.pdf

ONU. (4 de Abril de 2022). *El 99% de la población mundial respira aire contaminado.* Obtenido de Noticias ONU Mirada global Historias humanas: https://news.un.org/es/story/2022/04/1506592

FORMULACIÓN Y EVALUACIÓN DE MEDIDAS DE REDUCCIÓN DE EMISIONES EN EL SECTOR LADRILLERO DEL VALLE DE ABURRÁ

María Victoria Toro Gómez[1], Oscar Fabián Arcos Jiménez[2], Ramiro Giraldo Salinas[3]

Palabras clave:
Inventario de emisiones; calidad del aire; fuentes fijas; contaminantes criterio.

RESUMEN

En el estudio se ha generado una propuesta de medidas de reducción de emisiones en las fuentes fijas puntuales del sector ladrillero en el Valle de Aburrá, evaluando su impacto ambiental y su efecto en la calidad del aire de la región objeto de estudio. Se ha partido del inventario de emisiones de la región y se lo ha proyectado a 2025, año en el que se espera que dichas medidas sean implementadas.

INTRODUCCIÓN

La Universidad Pontificia Bolivariana, el Área Metropolitana del Valle de Aburrá AMVA y La Corporación Autónoma Regional para el Centro de Antioquia -Corantioquia-, a través del convenio 625 de 2021, desarrollaron la evaluación del impacto en la reducción de las emisiones atmosféricas al aplicar restricciones en fuentes fijas puntuales para diferentes contaminantes, además de conocer el impacto en calidad del aire aplicando el Sistema de Modelización Atmosférica –SMA-.

El SMA provee información de calidad del aire para dar respuesta a solicitudes propias de las autoridades ambientales y de las comunidades del Valle de Aburrá, estima niveles de contaminación atmosférica en múltiples escenarios y si se requiere, hace pronósticos de calidad del aire para diferentes contaminantes criterio.

El Plan + Aire Puro en la jurisdicción de Corantioquia y el Plan Integral de Gestión de la Calidad del Aire en el Valle de Aburrá, requieren avanzar en la formulación y evaluación de medidas de reducción de emisiones dirigidas al sector ladrillero; en esta tarea, el Grupo de Investigaciones Ambientales GIA participó, ejecutando modelizaciones de varios escenarios de reducción de emisiones analizando el impacto en la calidad del aire, de tal manera que orientan la toma de decisiones para avanzar hacia el mejoramiento del recurso aire en el Valle de Aburrá.

MATERIALES Y MÉTODOS

Partiendo del Inventario de Emisiones en Fuentes Fijas del Área Metropolitana del Valle de Aburrá, año base 2018 (AMVA-UPB, 2020), el cual fue ajustado de acuerdo con el Diagnóstico energético y ambiental realizado en 15 ladrilleras asentadas en el Valle de Aburrá *(Área Metropolitana del Valle de Aburrá; Corantioquia; Universidad de Antioquia, 2019),* se desarrolló la línea base de emisiones que representa el escenario sin cambios o BAU (Business as usual), el cual se proyectó al año 2025 con el fin de evaluar ahí las medidas de reducción propuestas para el sector ladrillero de la región.

Se evaluaron tres medidas de reducción para el sector ladrillero del Valle de Aburrá, estas son:

- M1: Establecimiento de un índice de referencia del consumo de combustible por tipo de tecnología.
- M2: Aprovechamiento del 100% de los gases en hornos Túnel.
- M3: Reconversión de hornos tipo Pampa.

De esta forma, una vez identificadas las fuen-

1 Universidad Pontificia Bolivariana, victoria.toro@upb.edu.co

2 Universidad Pontificia Bolivariana, oscarfabian.arcos@upb.edu.co

2 Universidad Pontificia Bolivariana, jrgs@une.net.co

tes de emisión pertenecientes al sector ladrillero en la región del Valle de Aburrá, se procedió a estimar las emisiones de distintos contaminantes criterio antes y después de implementadas las medidas, calculando así el potencial de reducción que este sector puede alcanzar. Finalmente, se realizó la evaluación del impacto sobre la calidad del aire utilizando el modelo de dispersión Breeze Aermod.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

M1: Establecimiento de un índice de referencia del consumo de combustible por tipo de tecnología

Se estimó el consumo de combustible y la producción total en cada empresa ladrillera con el fin de encontrar su índice de consumo energético respecto a la cantidad de producto (MJ/Ton de ladrillo). Una vez estimado dicho índice, éste se compara con el estándar propuesto en estudios previos (1.4 MJ/Ton ladrillo) *(Área Metropolitana del Valle de Aburrá; Corantioquia; Universidad de Antioquia, 2019)* y se calcula el potencial de reducción en el consumo energético de cada establecimiento, lo cual implica una disminución en el consumo de combustible y, por consiguiente, de emisiones.

Los resultados se aprecian en la Tabla 1. La columna que muestra números negativos indica que existe un potencial de reducción en el consumo energético, pues el índice de la empresa es mayor a 1.4 MJ/Ton ladrillo, en caso contrario, la empresa estaría mostrando una mayor eficiencia al estándar y no entraría en la Medida 1.

Tabla 1. Potencial de reducción en el consumo energético.

Empresa	Tipo de horno	Producción [Ton ladrillo/h]	Consumo [Ton carbón Eq/h]	Índice [kg combustible/ Ton ladrillo]	Índice [MJ/kg ladrillo]	Potencial de reducción [MJ/kg ladrillo]	% Reducción
Empresa 1	HOFFMAN	8.76	0.35	40.42	1.03	0.37	NA
Empresa 2	TÚNEL	7.45	0.72	96.07	2.44	-1.04	42.65
Empresa 3	TÚNEL	6.22	0.52	84.43	2.15	-0.75	34.74
Empresa 4	TÚNEL	4.50	0.34	75.29	1.91	-0.51	26.82
Empresa 5	TÚNEL	2.42	0.78	322.18	8.19	-6.79	82.90
Empresa 18	TÚNEL	9.93	0.56	56.17	1.43	-0.03	1.90
Empresa 6	VAGÓN	1.60	0.78	488.05	12.40	-11.00	88.71
Empresa 7	HOFFMAN	4.01	0.32	78.88	2.00	-0.60	30.15
Empresa 8	TÚNEL	9.16	0.98	106.60	2.71	-1.31	48.31
Empresa 9	HOFFMAN	7.29	0.63	87.06	2.21	-0.81	36.71
Empresa 10	VAGÓN	0.33	0.12	360.02	9.15	-7.75	84.70
Empresa 11	TÚNEL	3.37	0.40	119.06	3.03	-1.63	53.72
Empresa 12	TÚNEL	2.50	0.19	76.59	1.95	-0.55	28.06
Empresa 13	TÚNEL	5.66	0.38	67.25	1.71	-0.31	18.07

Empresa 14	VAGÓN	1.05	0.26	242.92	6.17	-4.77	77.32
Empresa 15	VAGÓN	1.83	0.15	80.60	2.05	-0.65	31.64
Empresa 16	TÚNEL	1.50	0.08	55.33	1.41	-0.01	0.42
Empresa 17	TÚNEL	3.63	0.41	113.53	2.88	-1.48	51.47
Empresa 21	TÚNEL	7.72	0.54	70.50	1.79	-0.39	21.85
Empresa 22	TÚNEL	0.12	0.01	49.00	1.24	0.16	NA

Fuente: (AMVA-UPB-CORANTIOQUIA, 2022).

Finalmente, se calcularon las emisiones totales de diferentes contaminantes criterio (MP, SO_2, $PM_{2.5}$, PM_{10} y NOx) para cada empresa, partiendo de la línea base ajustada del inventario de emisiones de fuentes fijas del Valle de Aburrá. La implementación de la medida M1 lograría reducciones en conjunto para todas las empresas entre el 38% y el 43% para los contaminantes considerados. No obstante, se requiere un análisis más profundo de cada caso particular, pues algunas empresas tienen un potencial de reducción de su consumo de energía superior al 80% y otras por debajo del 2% (ver Tabla 2).

Tabla 2. Potencial de reducción de emisiones de contaminantes criterio por empresa en 2025, aplicando la medida M1.

EMPRESA	MP Ton/año	MP M1 Ton/año	SO_2 Ton/año	SO_2 M1 Ton/año	$PM_{2.5}$ Ton/año	$PM_{2.5}$ M1 Ton/año	PM_{10} Ton/año	PM_{10} M1 Ton/año	NOx Ton/año	NOx M1 Ton/año
Empresa 2	66.51	38.14	39.03	22.38	34.30	19.67	52.40	30.05	19.64	11.26
Empresa 14	5.68	1.29	2.34	0.53	1.70	0.38	2.73	0.62	1.00	0.23
Empresa 15	15.41	10.54	9.51	6.50	6.90	4.71	11.10	7.59	4.04	2.76
Empresa 6	36.78	4.15	16.92	1.91	17.40	1.96	25.60	2.89	9.80	1.11
Empresa 16	11.61	6.73	7.78	4.51	5.64	3.27	9.08	5.27	3.31	1.92
Empresa 11	28.81	13.33	17.49	8.09	12.68	5.87	20.40	9.44	7.43	3.44
Empresa 3	59.29	38.69	32.53	21.23	28.10	18.34	43.12	28.14	16.12	10.52
Empresa 4	44.60	32.64	30.31	22.18	18.48	13.52	29.78	21.79	13.64	9.98
Empresa 17	40.34	19.58	29.40	14.27	16.02	7.77	25.83	12.54	13.64	6.62
Empresa 9	62.29	39.42	37.81	23.93	27.41	17.35	44.11	27.92	16.07	10.17
Empresa 5	39.64	6.78	21.07	3.60	17.21	2.94	26.79	4.58	9.94	1.70
Empresa 10	4.29	0.66	1.09	0.17	5.35	0.82	3.62	0.55	1.59	0.24
Empresa 21	66.02	51.59	40.07	31.32	29.05	22.70	46.75	36.54	17.03	13.31
Empresa 18	41.22	40.44	28.77	28.22	0.00	0.00	37.36	36.65	15.03	14.74
Empresa 7	35.63	24.89	20.90	14.60	16.48	11.51	25.90	18.09	9.56	6.67
Empresa 8	83.08	42.94	47.87	24.75	40.15	20.75	62.07	32.08	23.14	11.96
Empresa 13	48.41	39.66	29.39	24.08	21.31	17.46	34.28	28.09	12.49	10.23
Empresa 12	46.65	33.56	19.39	13.95	0.03	0.02	0.03	0.02	23.30	16.76
TOTAL	**736.28**	**445.05**	**431.67**	**266.22**	**298.19**	**169.06**	**500.95**	**302.84**	**216.75**	**133.63**

Fuente: (AMVA-UPB-CORANTIOQUIA, 2022).

M2: Aprovechamiento del 100% de los gases en los hornos Túnel

La medida busca aprovechar el potencial energético que tienen los hornos tipo túnel para que sus gases sean utilizados en el proceso de secado, haciendo innecesario el uso de combustibles en los secaderos, reduciendo así las emisiones de este proceso en las ladrilleras.

La aplicación de la medida M2, en la cual los secaderos de las empresas con horno túnel dejan de ser una fuente de emisión por combustión, permite reducciones en cada uno de los contaminantes criterio analizados. Estas disminuciones varían entre el 6% para el caso del SO2 y el 63% para el caso del CO. Se encontró que, dependiendo del tipo de combustible utilizado en los secaderos de cada empresa, el impacto de la medida será diferente para cada contaminante (Tabla 3 y Tabla 4).

Tabla 3. Emisiones antes de aplicar la medida M2 (Ton/año).

EMPRESA	CO	VOC	MP	PM_{10}	$PM_{2.5}$	SO_2	NOx
Empresa 2	34.5	1.4	66.5	52.4	34.3	39	19.6
Empresa 11	11.7	0.8	28.8	20.4	12.7	17.5	7.4
Empresa 3	28.1	1.9	59.3	43.1	28.1	32.5	16.1
Empresa 4	127.9	7.2	44.6	29.8	18.5	30.3	13.6
Empresa 17	182.7	10.1	40.3	25.8	16	29.4	13.6
Empresa 5	16.8	1.5	39.6	26.8	17.2	21.1	9.9
Empresa 18	26.7	1.8	66	46.8	29.1	40.1	17
Empresa 8	39.6	2.2	83.1	62.1	40.1	47.9	23.1
Empresa 13	19.6	1.3	48.4	34.3	21.3	29.4	12.5
Empresa 22	1.7	0.2	3.2	1.1	2.4	0.7	0.4
Empresa 12	0	0.3	46.6	0	0	19.4	23.3
TOTAL	**489.3**	**28.8**	**526.5**	**342.5**	**219.8**	**307.3**	**156.8**

Fuente: (AMVA-UPB-CORANTIOQUIA, 2022).

Tabla 4. Emisiones después de aplicar la medida M2 (Ton/año).

EMPRESA	CO	VOC	MP	PM_{10}	$PM_{2.5}$	SO_2	NOx
Empresa 2	25.8	0.8	57.7	45.1	28	38.7	16.4
Empresa 11	11.7	0.3	26.1	20.4	12.7	17.5	7.4
Empresa 3	21.5	0.6	48.1	37.7	23.4	32.3	13.7
Empresa 4	15.6	0.5	34.8	27.2	16.9	23.4	9.9
Empresa 17	12.6	0.4	28.1	22	13.7	18.9	8
Empresa 5	14	0.4	31.3	24.4	15.2	21	8.9
Empresa 18	26.7	0.8	59.8	46.8	29.1	40.1	17
Empresa 8	31.7	1	70.9	55.5	34.5	47.5	20.2
Empresa 13	19.6	0.6	43.8	34.3	21.3	29.4	12.5
Empresa 22	1.7	0.2	3	1	2.4	0.7	0.4
Empresa 12	0	0	44.6	0	0	19.4	23.3
TOTAL	**180.7**	**5.6**	**448.2**	**314.4**	**197.1**	**288.7**	**137.8**

Fuente: (AMVA-UPB-CORANTIOQUIA, 2022).

M3: Reconversión de hornos tipo Pampa

Se seleccionaron las empresas que cuentan con un horno Pampa en sus procesos. De esta forma, se planteó la posibilidad de realizar una reconversión por un tipo de horno similar (intermitente), pero con una eficiencia mayor. La medida M3 contempla un escenario en la que las empresas que cuentan con esta clase de hornos, los reemplazan por hornos tipo Colmena. Según estudios de referencia, estos últimos tienen un índice de consumo (kg combustible/Ton arcilla) 34% menor que los primeros, lo cual implica una reducción en las emisiones de diferentes contaminantes (Tabla 5 y Tabla 6).

Tabla 5. Emisiones antes de aplicar la medida M3 (Ton/año).

EMPRESA	CO	VOC	MP	PM_{10}	$PM_{2.5}$	SO_2	NOx
Empresa 20	0.12	0.01	0.14	0.10	0.09	0.01	0.04
Empresa 23	1.90	0.21	1.11	1.01	2.71	0.80	0.44
Empresa 24	1.81	0.20	1.05	0.96	2.58	0.76	0.42
Empresa 25	1.59	0.18	0.92	0.84	2.26	0.66	0.37
Empresa 26	0.04	0.00	0.02	0.02	0.05	0.02	0.01
Empresa 27	0.78	0.07	0.55	0.49	0.92	0.22	0.22
Empresa 28	0.80	0.09	0.46	0.42	1.14	0.33	0.18
TOTAL	**7.03**	**0.78**	**4.25**	**3.85**	**9.75**	**2.80**	**1.68**

Fuente: (AMVA-UPB-CORANTIOQUIA, 2022)

Tabla 6. Emisiones después de aplicar la medida M3 (Ton/año).

EMPRESA	CO	VOC	MP	PM_{10}	$PM_{2.5}$	SO_2	NOx
Empresa 20	0.08	0.01	0.09	0.07	0.06	0.00	0.03
Empresa 23	1.26	0.14	0.73	0.67	1.79	0.53	0.29
Empresa 24	1.20	0.13	0.70	0.64	1.71	0.50	0.28
Empresa 25	1.05	0.12	0.61	0.56	1.49	0.44	0.24
Empresa 26	0.02	0.00	0.01	0.01	0.03	0.01	0.01
Empresa 27	0.51	0.05	0.36	0.33	0.60	0.15	0.14
Empresa 28	0.53	0.06	0.31	0.28	0.75	0.22	0.12
TOTAL	**4.64**	**0.51**	**2.81**	**2.54**	**6.44**	**1.85**	**1.11**

Fuente: (AMVA-UPB-CORANTIOQUIA, 2022).

Impacto en la calidad del aire

En cuanto a calidad del aire, la medida M1, para los contaminantes $PM_{2.5}$, NOx y SO_2 logró un porcentaje de reducción en la concentración anual (diaria en el caso del dióxido de azufre) del 2.14%, 1.21% y 11.94% respectivamente, con respecto a los puntos máximos de las dispersiones en la línea base. Por su parte, la medida M2 presentó un porcentaje de reducción del 0.19%, 0.3%, 8.49% para los mismos contaminantes respectivamente.

Finalmente, la medida M3 para los contaminantes $PM_{2.5}$, NOx y SO_2 presentó un porcentaje de reducción del 27.67%, 0.3%y 1.69% respectivamente, con respecto a los puntos máximos de las dispersiones en la línea base (Ver Figura 1 a Figura 6).



Figura 1. Dispersión de $PM_{2.5}$ en la línea base.
Fuente: (AMVA-UPB-CORANTIOQUIA, 2022).

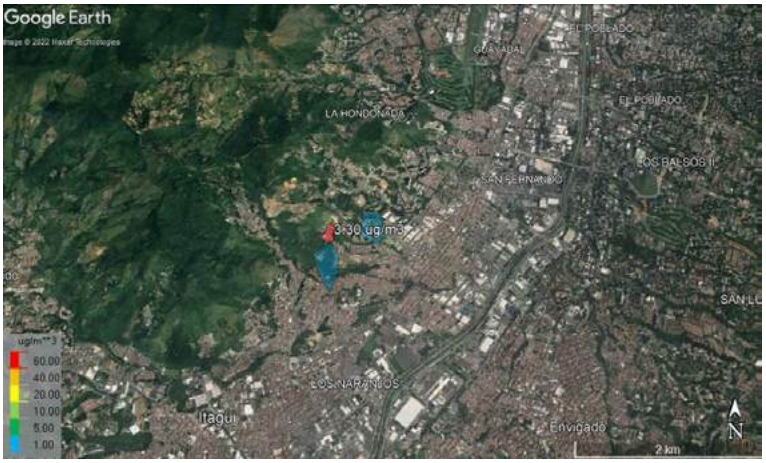


Figura 2. Dispersión de NOx en la línea base.
Fuente: (AMVA-UPB-CORANTIOQUIA, 2022)



Figura 3. Dispersión de SO_2 en la línea base. 22/02/2018.
Fuente: (AMVA-UPB-CORANTIOQUIA, 2022).

Medida	Dispersión
M1	
M2	
M3	

Figura 4. Dispersión de PM2.5 después de la aplicación de las medidas.
Fuente: (AMVA-UPB-CORANTIOQUIA, 2022).

Medida	Dispersión
M1	
M2	
M3	

Figura 5. Dispersión de NOx después de la aplicación de las medidas.
Fuente: (AMVA-UPB-CORANTIOQUIA, 2022).

Medida	Dispersión
M1	
M2	
M3	

Figura 6. Dispersión de SO2 después de la aplicación de las medidas – Simulación para 22/02/2018. Fuente: (AMVA-UPB-CORANTIOQUIA, 2022).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Corantioquia, como autoridades ambientales de la región del Valle de Aburrá, cuentan con un diagnóstico del sector ladrillero y con una evaluación técnica de posibles medidas de reducción de emisiones a implementar en el mediano plazo, lo cual les permite tomar decisiones tendientes a mejorar la calidad del aire del territorio, colaborando con el cumplimiento de las metas trazadas en los Planes ya mencionados.

Finalmente, la articulación entre las autoridades ambientales y la academia ha sido clave para la consolidación de políticas públicas eficientes y de gran impacto en la región, buscando siempre el bienestar de sus habitantes a través de un ambiente sano y un aire más limpio.

AGRADECIMIENTOS

A las autoridades ambientales AMVA y CORANTIOQUIA por la confianza en el desarrollo de este tipo de estudios que le permiten a la universidad crecer y transferir el conocimiento a diferentes públicos.

REFERENCIAS

AMVA-UPB-CORANTIOQUIA. (2022). *INFORME FORMULACIÓN Y EVALUACIÓN DE MEDIDAS DE REDUCCIÓN DE EMISIONES EN EL SECTOR LADRILLERO DEL VALLE DE ABURRÁ*.

AMVA-UPB. (2020). *INFORME UNIFICADO DE LOS INVENTARIOS DE EMISIONES EN FUENTES FIJAS DEL ÁREA METROPOLITANA DEL VALLE DE ABURRÁ (AMVA) Y CORAN-TIOQUIA AÑO BASE 2018*.

Área Metropolitana del Valle de Aburrá; Corantioquia; Universidad de Antioquia. (2019). *Diagnóstico energético y ambiental - Plan de Acción proceso térmico (horno-secador) en 15 ladrilleras del Valle de Aburrá. Convenio Marco Acta de Ejecución 13 del CIMA 056 de 2016 y Convenio 040-COV1906-214*.

IMPLEMENTACIÓN DE UNA RED DE MONITOREO DE PM 2,5 EN UN SECTOR DE LA CIUDAD DE QUITO

Karina Pazmiño, Carlos Ulloa , Karol Gonzalez, Nicol Salazar.

Palabras clave:
Material particulado PM 2,5; calidad del aire; índice de calidad del aire; contaminación.

INTRODUCCIÓN

Según la Organización Mundial De La Salud (OMS) en 2016, la deficiente calidad del aire es responsable de 1 de cada 10 muertes a nivel mundial, y calcula que alrededor de 7 millones de personas mueren anualmente por enfermedades que tienen como causalidad a la contaminación del aire. A nivel mundial, uno de los contaminantes criterios que sobrepasa frecuentemente los límites máximos permisibles es el Material Particulado menor a 2,5 micras de diámetro (PM 2,5) y debido a que son partículas respirables, se consideran como uno de los principales causantes de enfermedades respiratorias (Quijano et al., 2015), que además por su tamaño menor a 2,5 micras tienen la capacidad de penetrar y mantenerse en las zonas más profundas de los pulmones (Riojas Rodríguez, Soares da Silva, et al., 2016), y sus efectos podrían incluir muertes prematuras derivadas de enfermedades como cardiopatía isquémica, accidentes cerebro vasculares, cancer pulmonar, enfermedad pulmonar obstructive crónica, infecciones respiratorias (Cohen et al. 2005).

La ciudad de Quito cuenta con una red de 9 estaciones de monitoreo de la calidad del aire que están ubicadas grandes distancias entre sí y que deben cubrir una extensión de 372,4 Km^2. El sector sur de la Ciudad cuenta solamente con dos estaciones de monitoreo: Guamaní y El Camal, las mismas que deben cubrir a 14 parroquias urbanas, una de ellas, la parroquia de Chillogallo. Esta fue escogida en el presente trabajo para colocar una pequeña red de monitoreo en 7 instituciones educativas que tuvieron la disposición de formar parte temporalmente de esta Sistema de monitoreo.

El monitoreo de PM 2,5 fue realizado durante los meses de septiembre a diciembre del 2022 y al final del periodo los resultados de cada institución fueron socializado con los estudiantes de bachillerato y los resultados fueron

MATERIALES Y MÉTODOS

Los sensores utilizadados en la presente investigación son de marca Sensirion Modelo: SEK-SEN5X.

La instalación de los sensores se realizó priorizando la cobertura sobre las calles aledañas con mayor afluencia de transporte, y el requisito indispensable para su instalación fue la apertura que ofrezca la institución educativa para mantener el equipo y facilitar la instalación eléctrica a más de la conexión wifi, ya que los datos que se van obteniendo del monitoreo atmosférico son cargados de manera automática en la plataforma virtual Aire Ciudadano, en la que se puede escoger la frecuencia del registro de datos para su posterior análisis.

Cabe indicar que no todas las instituciones educativas visitadas accedieron a la propuesta de instalación del sensor.

Para el análisis de los datos se realizaron estadísticos descriptivos, media, mediana, desviación estándar.

Al final de la investigación se realizó una encuesta sobre: “La percepción de calidad del aire

que respiran a los estudiantes" que recibieron la socialización de resultados. Esta se realizó en formularios de Google y se lograron obtener 202 respuestas. Este proceso es complejo debido a que no todos los estudiantes disponen de teléfono móvil o datos de internet para su conexión.

2.1 *Sensores utilizados y ubicación*



Figura 1. Localización de los sensores de monitoreo de PM de bajo costo instaladas.

Tabla 1. Coordenadas de los sensores instalados.

Puntos de monitoreo (Colegios)	Ubicación	Latitud	Longitud
EC_QUITO_ColegioJN_6d4bdc	Luis Francisco López	-0.275507	-78.553712
EC_QUITO_UEJUANPABLOII_6d5620	Carlos Freile S29 - 114	-0.277437	-78.554833
EC_QUITO_AAMPETRA_165968	Matilde Álvarez 1, Quito	-0.281218	-78.559378
EC_QUITO_JULIOTOBARD_6d5984	Carlos Rodríguez Sn Av. El Transito	-0.286305	-78.564961
EC_QUITO_ISTPET_6d537c	Av. Matilde Álvarez	-0.281902	-78.555362
EC_QUITO_UERAFAELBUCHELI_6d50b8	Av. Rumichaca	-0.284242	-78.549984
EC_QUITO_AcademiaIturralde_6d56c4	Puente de Chillogallo	-0.279982	-78.551486

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se muestran los gráficos del análisis realizado para dos instituciones educativas que mostraron mayores niveles de contaminación durante los cuatro meses de monitoreo, que son la Unidad Educativa Jesús de Nazareth y la Academia Militar Miguel Iturralde.

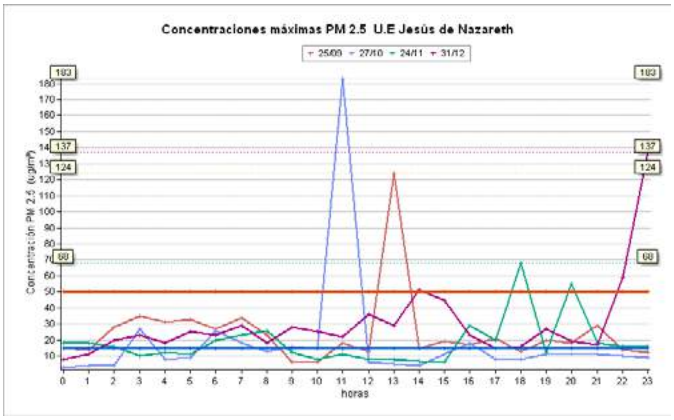


Figura 2. Comportamiento del monitoreo de PM 2,5 septiembre -diciembre 2022. U.E. Jesús de Nazareth.

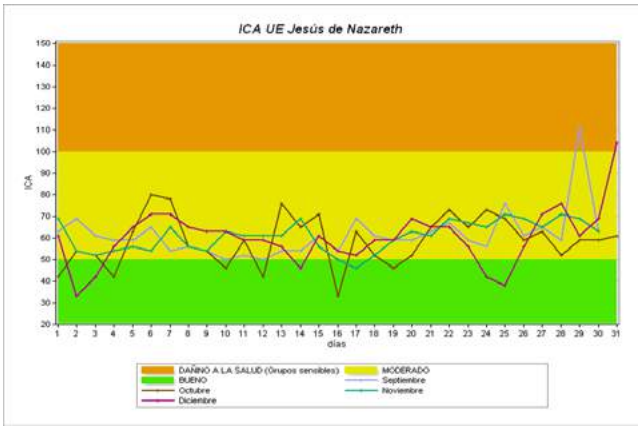


Figura 3. Índice de calidad de aire PM 2,5 septiembre- diciembre 2022. U.E. Jesús de Nazareth.

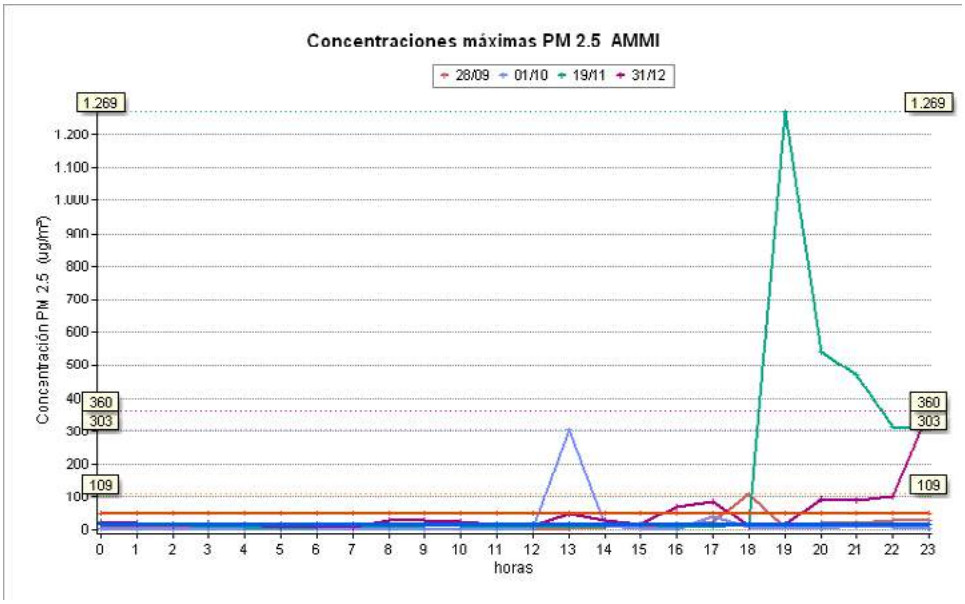


Figura 4. Comportamiento del monitoreo de PM 2,5 septiembre- diciembre 2022. A.M. Miguel Iturralde.

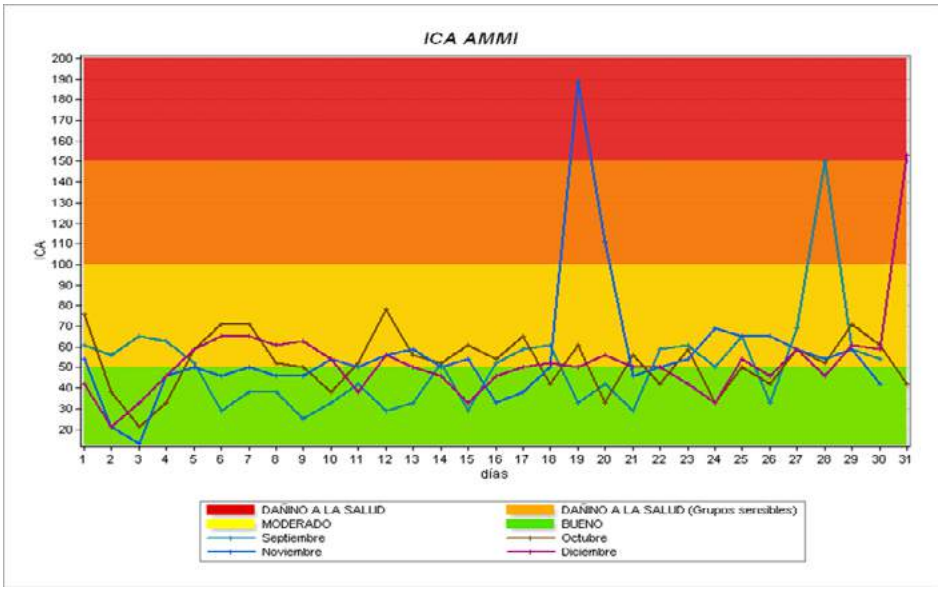


Figura 5. Índice de calidad de aire PM 2,5 Sep-Dic 2022. A.M.Miguel Iturralde.

De las siete instituciones que formaron parte de la red de monitoreo de PM 2,5 La Academia Miguel Iturralde presenta en un 50% de datos que sobrepasan la norma establecida por la OMS de 15 ug/m3 seguido de la U.E. "Jesús de Nazareth" que presentó un 40% de datos que sobrepasan la norma.

En el desarrollo de esta investigación también se consultó a los estudiantes sobre la percepción de la calidad de aire que respiran y un 74,8% contestó que el aire que respira tiene de aceptable a moderada calidad. Además a un 61,2% de los estudiantes les preocupa mucho la calidad del aire, consecuentemente un 76% contestan que les interesaría que se implementen programas educativos que traten la contaminación del aire en sus instituciones educativas

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El objetivo de este trabajo es llegar a crear una cultura de exigencia del derecho a respirar aire puro mediante la visualización de los problemas de salud que acarrea la mala calidad del aire. Creemos que el trabajo en los niños y adolescentes generará expectativas sobre la necesidad de monitorear el aire que respiramos al mismo tiempo que fortalecemos la divulgación de ciencia ciudadana.

AGRADECIMIENTOS

Al colectivo Nuevos Aires que nos permitió utilizar su plataforma de Ciencia Ciudadana y de esta manera disponer a tiempo real datos para la investigación realizada

REFERENCIAS

Cohen A.J., Anderson H.R., Ostro B., Pandey K.D., Krzyzanowski M., Künzli N., Gutschmidt K., Pope III C.A., Romieu I., Samet J.M. y Smith K. (2005). The global burden of disease due to outdoor air pollution. J. Toxicol. Env. Heal A. 68 (13-14), 1301-1307. DOI: 10.1080/15287390590936166

Riojas Rodríguez, H., Soares da Silva, A., Texcalac Sangrador, J., & Moreno Banda, G. (2016). Air pollution management and control in Latin America and the Caribbean: implicationes for climate change. Revista Panamericana de Salud Pública, 40(3), 150– 159. Recuperado de http://iris.paho.org/xmlui/bitstream/handle/123456789/31229/v40n3a2_150- 59.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Quijano Parra, A., Parra Hernandez, M., & Hernandez Hernandez, M. (2015). Composición del material particulado-PM 2.5 del aire de Cu-

cuta-Colombia: cuantificación de hidrocarburos aromáticos policíclicos. https://www.academia.edu/70958620/Composici%C3%B3n_del_material_particulado_PM_ 2_5_del_aire_de_Cucuta_Colombia_Cuantificaci%C3%B3n_de_Hidrocarburos_Aromatico s_Policiclicos

MEDICIONES DE PM 2,5 UTILIZANDO SENSORES DE BAJO COSTO COLOCADOS ALREDEDOR DE DOS ESTACIONES DE MONITOREO CONTINUO EN LA CIUDAD DE QUITO

Carlos Ulloa[1,2] , Edison Veintimilla[1], Danilo Guerrero[1]

Palabras clave:

Sensores de bajo costo; Red de Monitoreo; material particulado; estaciones de monitoreo.

INTRODUCCIÓN

Los índices de calidad de aire a nivel mundial, presentan al material particulado de tamaño menor o igual a 2,5 micras como el más prevalente contaminante y que ademas, sobrepasa los límites máximos permisibles impuestos en los diferentes países, y de los valores máximos recomendados por la OMS.

Las partículas que corresponden a PM2,5 son "100 % respirables ya que viajan profundamente en los pulmones, penetrando en el aparato respiratorio y depositándose en los alvéolos pulmonares, incluso pueden llegar al torrente sanguíneo" (Linares y Díaz, 2008) y provocar diferentes enfermedades del Sistema respiratorio, circulatorio, y enfermedades sistémicas como la diabetes.

Existe a nivel mundial una creciente tendencia para usar sensores de bajo costo que midan la concentración de contaminantes atmosféricos, entre ellos el PM 2,5. También, cada día se hacen más vigentes las organizaciones y programas de ciencia ciudadana que tienen el objetivo de que los ciudadanos se empoderen de los problemas ambientales que aquejan a su comunidad para exigir y proponer soluciones. Sin embargo, una pregunta recurrente que puede aflorar es: ¿Cuán confiable son los sensores de bajo costo comparados con las medidas obtenidas por los equipos de estaciones automáticas?

En este sentido, este trabajo tiene la intención de comparar las mediciones realizadas con sensores de bajo costo ubicados alrededor de estaciones de la Red de Monitoreo Atmosférico del Municipio de Quito RENMAQ y dos estaciones de esta red, utilizando como un parámetro estadístico el error cuadrático encontrado entre las estaciones y los sensores ubicados alrededor de estas.

El material particulado se encuentra formado en su mayoría por componentes inorgánicos como el sulfato y nitrato de amonio. Tomando en cuenta los componentes orgánicos encontramos gran número de compuestos los cuales irían desde moléculas pequeñas hasta sustancias poliméricas con 11 una masa molecular grande que pueden estar en estado sólido y líquido. Entre los componentes que predominan están los nitratos orgánicos como peroxiacetilnitratos, alquilados y varios polímeros que son el resultado de procesos fotoquímicos naturales. En fracciones pequeñas pero que representan una mayor peligrosidad se encuentran compuestos que son liberados de forma directa como los n-alcanos, hidrocarburos aromáticos, plaguicidas (Borrás García, 2013).

MATERIALES Y MÉTODOS

Para esta investigación, se utilizaron 8 sensores de bajo costo de marca Sensirion modelo SPS30, los mismos que fueron colocados alrededor de dos estaciones de monitoreo, una ubicada en el sector sur de la ciudad "El Camal" y otra ubicada en una de las parroquias periféricas "Tumbaco". Alrededor de cada estación se colocaron 4 sensores que no tuvieron un patrón de ubicación debido a que, se debe contar con el apoyo de la comunidad para utilización de energía eléctrica y red wifi, por lo que, no todas las personas están

1 Universidad Politécnica Salesiana

2 Gricam, Grupo de Investigación de Ciencias Ambientales

dispuestas a aceptar en sus casas la instalación de los sensores.

Para el monitoreo del PM2,5 y la obtención de datos, se utilizó un hardware con el que trabajan este tipo de equipos es Arduino que tiene entre sus características capturar señales del medio. Poseen una certificación Mcerts implementada para monitores de partículas ambientales indicativos cuyos analizadores de monitoreo de polvo se pueden operar de dos maneras para mediciones cualitativas y para mediciones cuantitativas. (CSA/Group, 2020). También se utilizó la aplicación CanAirIO para realizar la programación de los equipos los mismos que reflejan la información tomada en una plataforma digital que es el servidor influxdb en la cual encontramos los datos de PM2,5 de las zonas escogidas.

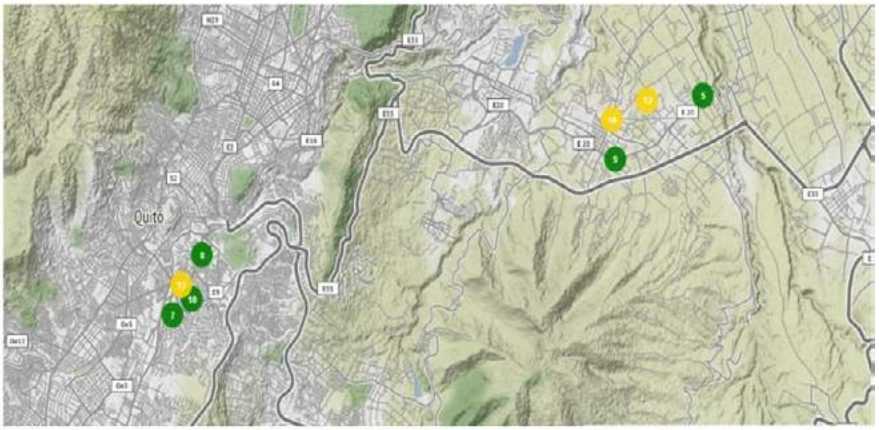


Figura 1. Puntos de monitoreo en la ciudad de Quito alrededor de dos estaciones continuas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para el mes de diciembre del año 2020, se obtuvo el siguiente comportamiento gráfico entre las medidas de los sensores y la estación fija “El Camal”.

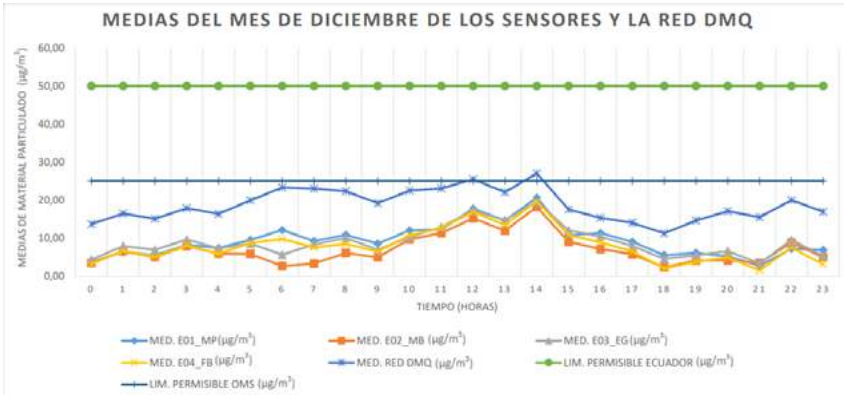


Figura 2. Comparación entre los 4 sensores ubicados alrededor de la estación de monitoreo continuo “El Camal”.

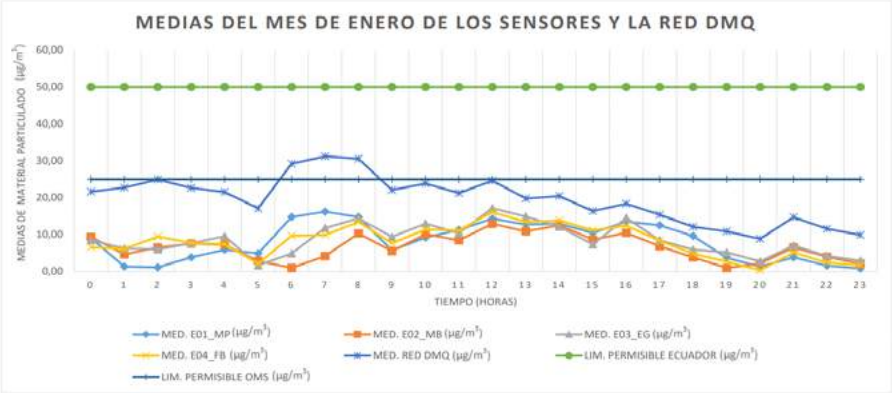


Figura 3. Comparación entre los 4 sensores ubicados alrededor de la estación de monitoreo continuo “Tumbaco”.

Se evaluaron los datos obtenidos por la red de monitoreo de la Ciudad de Quito con respecto a los sensores utilizados mediante modelos estadísticos como ANOVA y la Prueba de Tukey. Para ambos sectores analizados no se encontraron diferencias significativas entre los sensores de bajo costo, pero si una diferencia por defecto entre los sensores y las estaciones fijas. Después del análisis de datos se logró determinar que existe una relación entre el error comparado entre sensores y estaciones, con la humedad y temperatura.

Al igual que en el presente estudio, (Roncancio, 2019) observa el comportamiento de sensores de bajo costo frente a tres estaciones de referencia en la ciudad de Bogotá, y encuentra diferencias entre los valores arrojados por los sensores y las estaciones de referencia. Según (Dextre Evangelista, 2016) el comportamiento de PM2,5 en el sector de San Juan de Lurigancho Lima-Perú Chiclayo presenta una relación inversa con la temperatura ambiental y la humedad relativa, no obstante, en este trabajo se ve una relación inversa con la humedad y directa con la temperatura. Por esto, se recomienda seguir realizando investigaciones que permitan determinar el nivel de confianza del uso de sensores de bajo costo frente a las estaciones de referencia generalmente implementadas por los municipios.

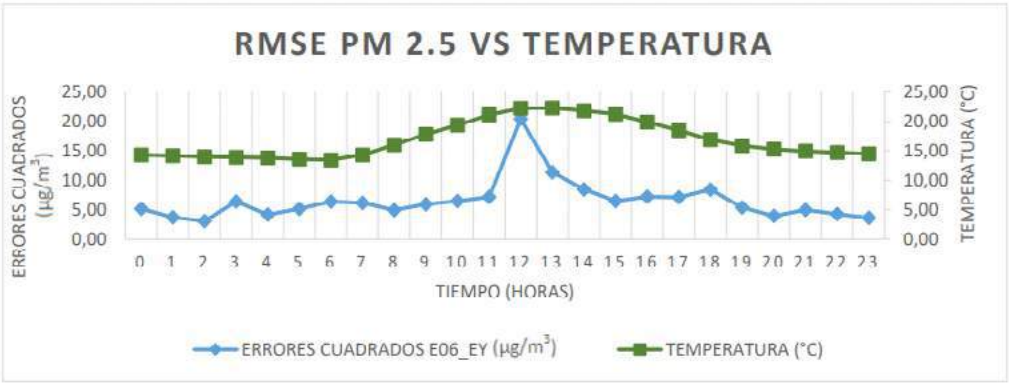


Figura 4. Comparación del error medio cuadrático obtenido entre las estaciones y sensores, versus la Temperatura.

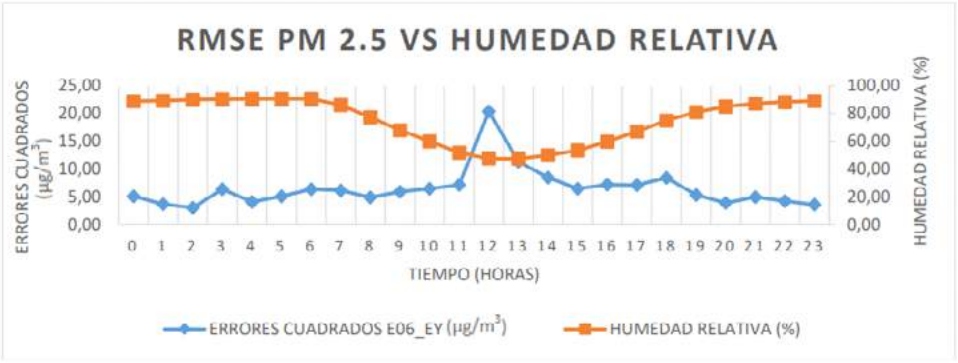


Figura 5. Comparación del error medio cuadrático obtenido entre las estaciones y sensores, versus la Humedad Relativa.

En general la tendencia encontrada es que a mayor temperatura y menor humedad relativa existe mayor error registrado entre las estaciones y los sensores de bajo costo

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El uso de sensores de bajo costo es una posibilidad real que deben plantearse los municipios u otras entidades que no dispongan de dinero para la compra de estaciones fijas de monitoreo para determinar la calidad del aire. Las comparaciones entre sensores y estaciones fijas de monitoreo entregan información, que aparte de fortalecer la investigación en instituciones educativas, permite conocer cuales son los factores que afectan a las mediciones. El uso de sensores de bajo costo por tanto, es una alternativa viable para empoderar a los ciudadanos en la exigencia de políticas públicas orientadas a mejorar la calidad del aire.

REFERENCIAS

Dextre Evangelista, E. (2016). Comportamiento de las variables meteorológicas y su relación con la calidad de aire por material particulado PM2.5, San Juan de Lurigancho – 2016. Universidad César Vallejo, 113.

Linares Gil, C., y Díaz Jimenéz, J. (2008). ¿Qué son las PM2,5 y cómo afectan a nuestra salud? | Ecologistas en Acción. Septiembre. https://www.ecologistasenaccion.org/17842/que-sonlas-pm25-y-como-afectan-a-nuestra-salud.

Roncancio, L. X. (2019). Evaluación Del Desempeño De Sensores De Bajo Costo Como Complemento Para El Monitoreo De La Calidad Del Aire De Bogotá Y Como Herramienta Para La Determinación Del Grado De Exposición De Una Población Caso De Estudio. 190.

Barry A. Franklin, R. B. (2015). Air pollution and Cardiovascular Disease. *Current Problems in Cardiology, 207-238.* https://doi.org/10.1016/j.cpcardiol.2015.01.003

Caro, S. T., Henríquez, P., & Osses, M. (2016). Análisis de variables significativas para la generación de un inventario de emisiones de fuentes móviles y su proyección. *Ingeniare*, *24*, 32–39. https://doi.org/10.4067/S0718-33052016000500005

IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCILLERÍA, & FMAM. (2016). *Inventario Nacional y Departamental de Gases Efecto Invernadero - Colombia. Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático.* http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023634/INGEI.pdf

Morawska, L., Thai, P. K., Liu, X., Asumadu-Sakyi, A., Ayoko, G., Bartonova, A., Bedini, A., Chai, F., Christensen, B., Dunbabin, M., Gao, J., Hagler, G. S. W., Jayaratne, R., Kumar, P., Lau, A. K. H., Louie, P. K. K., Mazaheri, M., Ning, Z., Motta, N., … Williams, R. (2018). Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: How far have they gone? *Environment International*, *116*(February), 286–299.

https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.018

Senev, A., Van Loon, E., Lerut, E., Callemeyn, J., Coemans, M., Van Sandt, V., Kuypers, D., Emonds, M. P., & Naesens, M. (2021). Risk factors, histopathological features, and graft outcome of transplant glomerulopathy in the absence of donor-specific HLA antibodies. *Kidney International*, *100*(2), 401–414. https://doi.org/10.1016/j.kint.2021.01.029

INFLUENCIA DE LAS CONDICIONES METEOROLÓGICAS SOBRE EL TRANSPORTE Y CONCENTRACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO PM_{10} Y $PM_{2,5}$ EN LA ZONA CARBONÍFERA DEL CESAR

Angie Lizeth Pérez Rueda[1], Angela María Rendón Pérez[2]

Palabras clave:
Contaminación atmosférica; material particulado; variables meteorológicas; minería; transporte atmosférico.

INTRODUCCIÓN

Según la organización mundial de la salud (OMS), la contaminación atmosférica se consolida como la mayor amenaza ambiental para la salud humana, generando 7 millones de muertes prematuras por año asociadas a enfermedades respiratorias. Una débil legislación en el ámbito ambiental, social y territorial ha ocasionado deficiencias en el seguimiento y control de las empresas mineras en Colombia. Lo anterior ha desencadenado en problemas socio-ambientales relacionados con el uso indiscriminado y la contaminación de recursos naturales, persistencia de la pobreza, y un deterioro creciente en la salud de comunidades aledañas a los centros mineros del país (CEPAL, 2014). En Colombia, la explotación de carbón ha contribuido entre el 1,3% y 1,5% al PIB nacional en los últimos años (Parra et al, 2021),destacando que durante el primer trimestre del año 2019 el Cesar produjo el 64% del total nacional de carbón (Agencia Nacional de Minería, 2019). Sin embargo, la obtención de este mineral en el Cesar corresponde en gran medida a una explotación a cielo abierto, que se relaciona directamente con la generación de material particulado consecuencia de actividades como las voladuras, la remoción de capa vegetal y el uso de maquinaria pesada para el transporte del mineral y material inerte (Liu, 2020).

Aunque la Zona Carbonífera del Cesar (ZCC) cuenta con una red de monitoreo de calidad del aire y con estudios de dispersión del material particulado (MP), se resalta que son estudios e información actualizados hasta el año 2016 . Además, dado que estudios recientes (Covaes y Pozza, 2020; Gao et al, 2021) han mostrado la influencia de variables meteorológicas como la temperatura, humedad relativa, precipitación y velocidad y dirección del viento, sobre el transporte y concentración del material particulado, resulta importante estudiar la relación entre la dinámica de estas variables meteorológicas y el comportamiento del material particulado para la región, usando nueva información disponible y herramientas de análisis de datos meteorológicos y de calidad del aire. En este sentido, se resalta que en la ZCC se requiere de más información sobre la influencia de las condiciones meteorológicas en la variabilidad espacial y temporal de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos, con el objetivo de avanzar en análisis de impactos sobre los ecosistemas y la salud, así como en el desarrollo de lineamientos efectivos de control de la contaminación en la zona.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Región de estudio

La zona carbonífera del Cesar (ZCC) se encuentra localizada en el centro del departamento, entre los 9,3° y 9,9° norte y los -73,6° y -73,2° oeste, con una elevación promedio entre los 40 y los 150 msnm. La zona de explotación minera está conformada por los municipios de El Paso, La Jagua de Ibirico, Chiriguaná y Becerril, los cuales tienen una superficie de 3.902 km^2 y una población estimada de 56.500 habitantes, que según el plan

1 Universidad de Antioquia, angie.perez1@udea.edu.co

2 Universidad de Antioquia, angela.rendon@udea.edu.co

de desarrollo de El Paso, el 70% de la población de este municipio pertenece a la comunidad afrodescendiente (DANE, 2018).

2.2 Recopilación de la información

La información utilizada como insumo es de carácter público y fue obtenida en el subsistema de información SISAIRE (IDEAM, 2018). Las mediciones provienen del Sistema Especial de Vigilancia de Calidad del Aire de la zona carbonífera del Cesar (SEVCA_ZCC), que actualmente cuenta con 14 estaciones de monitoreo en superficie y es operado por la corporación autónoma regional del departamento, Corpocesar.

La información recopilada corresponde al periodo comprendido entre enero de 2018 y junio de 2022 y agrupa mediciones de PM_{10} y $PM_{2,5}$, así como de humedad relativa, temperatura ambiente, radiación solar, presión atmosférica, precipitación y velocidad y dirección del viento. De acuerdo con las especificaciones técnicas de la red de monitoreo, las concentraciones de PM_{10} y $PM_{2,5}$ corresponden a muestras diarias que fueron recolectadas cada tercer día, utilizando equipos TE-Wilbur muestreadores de alto volumen que operaron continuamente por 24 horas. De igual manera, se recopilaron registros horarios de las variables meteorológicas, PM_{10} y $PM_{2,5}$ reportados por equipos automáticos Davis Vantage Pro II y Topas Turnkey, respectivamente.

Se realiza un análisis preliminar de la calidad de la información para identificar datos faltantes y/o atípicos. Además, con el objetivo de realizar una comparación de tendencias y niveles de concentración entre diferentes fuentes de información, se incluye en los análisis información satelital del programa Copérnicus (CAMS y ERA5; https://www.copernicus.eu/en/copernicus-services/atmosphere) e información proveniente de sistemas de monitoreo cercanos.

2.3 Estudio de las dinámicas espaciales y temporales de las variables de interés

Un paso importante en el estudio es la identificación de fuentes de emisión de MP en la zona, a través de la revisión de información secundaria como el inventario de fuentes de emisiones realizado en la Jagua de Ibirico (CORPOCESAR, 2015). Una vez identificadas las fuentes y su ubicación con respecto a los puntos de monitoreo, se estudia la evolución horaria, diaria y mensual de los contaminantes, teniendo en cuenta que solo los promedios que agrupen por lo menos el 75% de los datos en cada periodo se considerarán como datos válidos (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2008). Así mismo, y con el fin de dar confiabilidad a los análisis, se evalúa la existencia de diferencias significativas en las mediciones de material particulado entre las distintas estaciones del SEVCA_ZCC y las diferentes fuentes de información, por medio de la aplicación de métodos estadísticos no paramétricos y prueba de diferencia de medias.

Con el propósito de analizar las dinámicas de las variables meteorológicas en distintas escalas temporales, se obtienen los ciclos diurno y anual de las variables, así como su variabilidad estacionalidad, con el fin de identificar periodos de valores máximos y mínimos e identificar posibles tendencias y sesgos. Adicionalmente, se realizan comparaciones tanto al interior del ciclo anual como del del ciclo diurno, buscando que los resultados permitan analizar las dinámicas temporales de las condiciones meteorológicas en las escalas de interés en la región de estudio.

Se destaca que se incluirán análisis de periodos críticos de contaminación, para ser contrastados con registros de incendios en regiones cercanas o distantes, usando información proveniente de sistemas satelitales como FIRMS de la NASA (https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/), así como la exploración de posibles aportes por cuenta de fenómenos de transporte como los vientos del Sahara. Para el análisis espacial de la concentración del material particulado, se propone construir mapas de concentración en 4 franjas horarias diferentes (00:00h-06:00h, 06:00h-12:00h, 12:00h-18:00h, 18:00h-00:00h), siguiendo una metodología similar a la propuesta por Rodríguez L. (2020). Se resalta que la construcción de los mapas se realizará

con el método que mejor represente el comportamiento de los contaminantes atmosféricos en la zona, de acuerdo con la validación del muestreo y del modelo geoestadístico, para lo cual se va a seguir la metodología propuesta por Ramírez J., et al (2018).

2.4 Exploración de efectos de la variabilidad meteorológica sobre las concentraciones y el transporte de material particulado

Para la exploración de relaciones entre las condiciones meteorológicas y los niveles de material particulado en la ZCC se implementarán herramientas de estadística multivariada como el análisis de componentes principales (PCA) y se calculará el coeficiente de correlación de Pearson. Este análisis se complementará con un modelo de regresión lineal múltiple, un método que ha sido utilizado en investigaciones como la realizada en Medellín por Henao J.J, et al (2021) y en el Sur de India por Manju A., et al (2018), teniendo presente que las variables explicativas corresponden a los factores meteorológicos y la variable respuesta a la concentración de MP. Seguidamente, se explorarán variaciones de las condiciones meteorológicas durante los periodos críticos de contaminación, para analizar tendencias y extraer información de interés a lo largo de los diferentes ciclos y periodos analizados.

Finalmente, se propone explorar la influencia de la meteorología sobre el transporte del MP a escala regional. Para esto se implementará el modelo de análisis de trayectorias HYSPLIT (https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT.php) y se explorarán diferentes ventanas de tiempo para analizar la dispersión de los contaminantes en la región vía el estudio de posibles trayectorias de transporte. En este sentido, se propone un análisis de trayectoria adelantada de masas de aire a 72 h, que se calculará 4 veces al día (0, 6, 12 y 18 h) para 3 alturas sobre el nivel de la superficie.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se destaca que a continuación se presentarán resultados parciales de algunos análisis efectuados, ya que actualmente, las etapas restantes de la investigación se encuentran en desarrollo.

3.2 Análisis espacio-temporal de PM_{10} y $PM_{2,5}$

Aplicando una prueba de diferencia de medias (Tukey) entre los datos diarios reportados por los equipos manuales (m) y las mediciones horarias reportadas por los equipos automáticos (a), se obtiene un valor p >0,05, es decir, no se tienen diferencias significativas entre los dos tipos de reporte en una misma estación. En la figura 1 se observa la evolución temporal de PM_{10} y $PM_{2.5}$ obtenidas de los dos tipos de reporte.

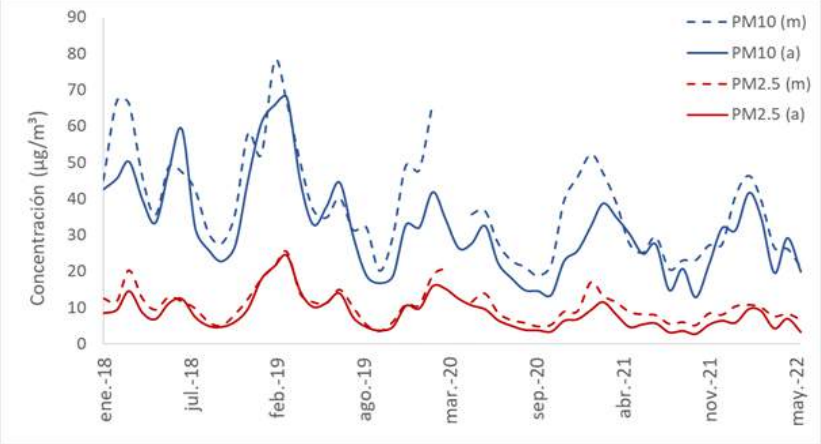


Figura 1. Concentraciones equipos manuales vs. Automáticos.

En la Figura 2 se presentan las medias móviles anuales para las estaciones de monitoreo en superficie (ZM3, ZM13, ZM5, ZM6 y ZM9) junto con los puntos satelitales seleccionados desde CAMS de Copernicus (P1 y P4), utilizando criterios de selección como la distancia y condiciones de topografía similares con respecto a las estaciones del SEVCA_ZCC. De igual manera, se destaca que en tanto en las series de tiempo de PM_{10} como de $PM_{2,5}$ en cada una de las ubicaciones puede notarse que las concentraciones exhiben una tendencia similar entre las estaciones de superficie y las satelitales, así como también en las medias móviles anuales en la mayoría de las estaciones (Figura 2). Sin embargo, resulta pertinente mencionar que se presenta un mejor ajuste entre las mediciones de la variable PM_{10}, con una subestimación alrededor del 5% en los reportes satelitales, mientras que en $PM_{2,5}$ se presenta una sobreestimación de alrededor del 161%.

Con respecto al análisis de la media móvil anual para PM_{10} y $PM_{2,5}$, se destaca que la totalidad de los reportes se encuentran por encima de los límites de la OMS. Sin embargo, durante los últimos años se evidencia una disminución en las concentraciones en la mayoría de los puntos de monitoreo, con un promedio de reducción entre 13 µg/m³ y 5 µg/m³ para PM_{10} y $PM_{2,5}$ respectivamente. Se resalta que en los puntos de ZM_{13} y ZM_9 que a pesar de existir una disminución significativa en los primeros años del periodo de análisis, se nota una tendencia al aumento a partir del año 2021. Con respecto a estos dos puntos, se destaca que son los únicos que no se rigen bajo una tendencia similar en la media móvil anual con respecto a las demás estaciones (incluyendo los puntos satelitales).

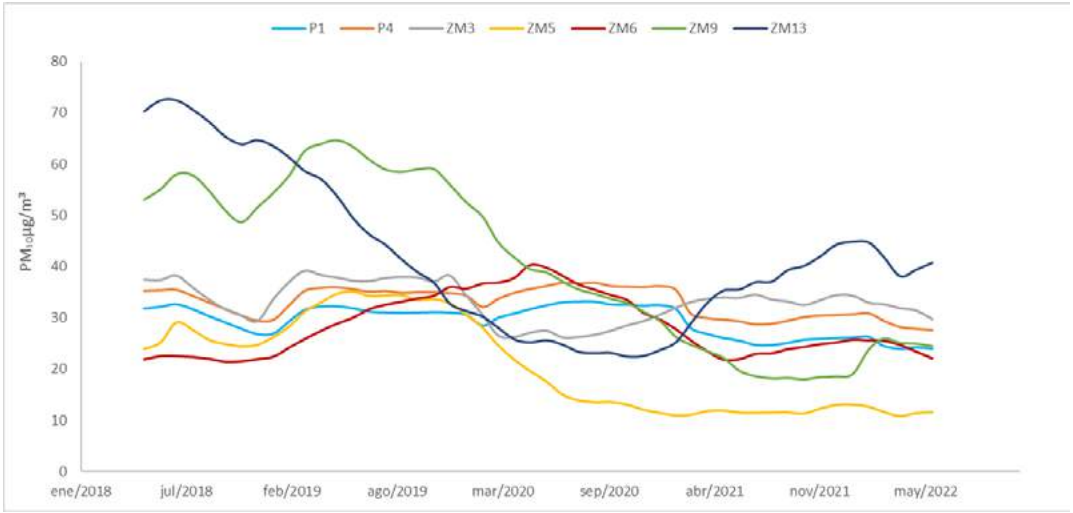


Figura 2. Media móvil anual PM_{10}.

Con el objetivo de construir un panorama que permita analizar la influencia espacial de las condiciones meteorológicas, se presentan las rosas de contaminación totales de PM_{10}, en las que puede verse una marcada contribución desde las minas, con los valores más altos en las estaciones más cercanas y concentraciones que superan los 100 µg/m³ a velocidades del viento que sugieren contribuciones de fuentes lejanas. Este hecho reafirma la importancia de continuar avanzando en este tipo de estudios. La construcción de este tipo de gráficos polares en resolución temporal semestral, permitió identificar como periodos críticos los primeros semestres de los años 2019 y 2020 en la mayoría de las estaciones de monitoreo, incluyendo los puntos de CAMS analizados (P_1 y P_4).

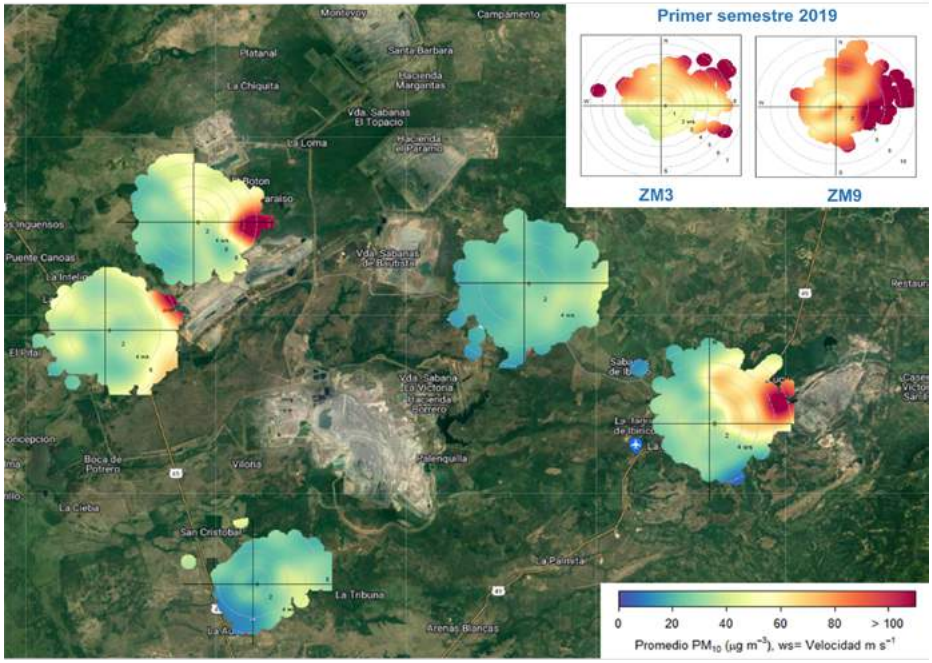


Figura 3. Rosas de contaminación totales PM_{10} (enero 2018-junio 2022).

De acuerdo con estos hallazgos, se ratifica la necesidad de caracterizar más a fondo las condiciones meteorológicas de estos períodos mencionados, en busca de posibles relaciones o causalidades con estas concentraciones más altas de contaminantes. En la actualidad, se están adelantando las actividades de construcción y análisis de los ciclos de las variables meteorológicas en las distintas escalas temporales de interés, con el objetivo de poder caracterizar los periodos y extraer información relevante para la investigación.

3.3 Exploración de efectos de la variabilidad meteorológica sobre las concentraciones y el transporte de material particulado

Para avanzar en el estudio de los impactos de las condiciones meteorológicas sobre la concentración de MP, se realizó el cálculo de la matriz de correlaciones entre las series de tiempo de las variables meteorológicas y del MP, y aunque en los análisis preliminares los coeficientes encontrados son bajos (0.06-0.36), se conoce que los efectos de la humedad, la precipitación y la temperatura en la deposición húmeda y seca de los contaminantes atmosféricos son importantes, por lo que se está avanzando en otros tipos de pruebas estadísticas explorando relaciones entre los datos de meteorología y de MP para completar el análisis de los posibles efectos en la zona de estudio.

En la tabla 1 son presentados los valores absolutos de los máximos coeficientes de correlación encontrados, notando que los parámetros de mayor influencia en la zona son la temperatura, humedad relativa y presión atmosférica, destacando relaciones tanto directas como inversas entre las variables de MP y temperatura, mientras que con respecto a la humedad y a la presión se observa en la mayoría de datos relaciones inversas. En este escenario, se destaca una primera hipótesis de acuerdo con el comportamiento de los datos, ya que se nota que al presentar el MP una mayor correlación con las variables de humedad y presión, las concentraciones tienen a ser más bajas con respecto a periodos de menor correlación. Por otro lado, con los gráficos polares y la correlación de dirección y velocidad del viento con respecto al MP, se sugiere que las operaciones mineras de la zona son una fuente importante de material particulado en la zona adyacente. En este sentido, resulta interesante evaluar el potencial de impacto o posibles efectos en comunidades ubicadas en la mediana y larga escala.

Tabla 1. Coeficientes de correlación.

	Temperatura	Humedad	Presión	Radiación	Dirección viento	Velocidad viento
PM10	0.25	0.36	0.29	0.14	0.24	0.14
PM2.5	0.22	0.24	0.25	0.18	0.17	0.12

3.4 Balance preliminar

La propuesta de investigación está diseñada para estudiar la influencia de las condiciones meteorológicas sobre la evolución del material particulado en la zona carbonífera del Cesar (ZCC). Los resultados preliminares muestran concentraciones generales de 32,60 µg/m³ (IC95%: 32,45-32,74 µg/m³) y 8,73 µg/m³ (8,68-8,77 µg/m³) para PM_{10} y $PM_{2,5}$ respectivamente, destacando que las medias móviles anuales de ambos contaminantes para la totalidad de las estaciones muestran valores por encima de los límites recomendados por la OMS. Actualmente el análisis de los ciclos de las variables meteorológicas se encuentra en desarrollo, sin embargo, de acuerdo con los gráficos polares se evidencian aportes de PM desde las minas. De acuerdo con los avances a le fecha, se han logrado identificar los periodos de mayor contaminación durante los primeros semestres de los años 2019 y 2020, y actualmente se encuentra en desarrollo las actividades de caracterización de los ciclos meteorológicos para generar la discusión de los detalles o implicaciones en estos periodos.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este conocimiento posibilita la implementación de acciones de control efectivas que tiendan a disminuir las concentraciones de contaminantes y que propendan a reducir la ocurrencia de enfermedades respiratorias en la población. Esta propuesta de investigación busca explorar los efectos de variables meteorológicas (temperatura, humedad relativa, radiación solar, presión atmosférica, velocidad y dirección del viento) sobre la evolución espacio-temporal del material particulado en la región, analizar las condiciones de períodos meteorológicos críticos y la trayectoria de los contaminantes, y así lograr direccionar los esfuerzos y recursos (muchas veces limitados) en la mitigación de la contaminación por material particulado PM_{10} y $PM_{2,5}$ en la zona carbonífera del Cesar.

REFERENCIAS

Agencia Nacional de Minería. (2019). Producción de carbón primer trimestre 2019 en el Cesar. https://www.anm.gov.co/?q=el-cesar-produce-el-64-porciento-del-carbon-del-pais#:~:text=El%20Cesar%20produjo%20en%20este,64%25%20de%20la%20producci%C3%B3n%20nacional.

Chen, Z., Chen, D., Zhao, C., Kwan, M. po, Cai, J., Zhuang, Y., Zhao, B., Wang, X., Chen, B., Yang, J., Li, R., He, B., Gao, B., Wang, K., & Xu, B. (2020). Influence of meteorological conditions on PM2.5 concentrations across China: A review of methodology and mechanism. Environment International, 139(July 2019), 105558. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105558

Gao, R., Wang, B., & Huang, S. (2021). Impacts of meteorological conditions on PM2.5and PM10 pollution in Zhengzhou, China. E3S Web of Conferences, 257, 3–7. https://doi.org/10.1051/e3sconf/202125703025

Henao, J.J., Rendón, A.M., Hernandéz K.S., Ramirez-Giraldo, P.A., Robledo, V., Posada-Marín, J.A., Benral, N., Salazar, J.F., & Mejía, J.F. (2021). Differential effects of the COVID-19 Lockdown and regional fire on the air quality of Medellín, Colombia. Atmosphere, 12, 1137. https://doi.org/10.3390/atmos12091137

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2018) Manual de usuario SISAIRE http://www.ideam.gov.co/web/contaminacion-y-calidad-ambiental/sisaire

Manju, A., Kalaiselva, K., Dhananjayan, V., Palanivel, M., Banupriya, G. S., Vidhya, M. H., Panjakumar, K., & Ravichandran, B. (2018). Spatio-seasonal variation in ambient air pollutants and

influence of meteorological factors in Coimbatore, Southern India. Air Quality, Atmosphere and Health 11,1179–1189. https://doi.org/10.1007/s11869-018-0617-x

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (2008). Protocolo para el monitoreo y seguimiento de la calidad del aire. http://www.ideam.gov.co/documents/51310/527391/Protocolo+para+el+Monitoreo+y+seguimiento+de+la+calidad+del+aire.pdf/6b2f53c8-6a8d-4f3d-b210-011a45f3ee88 (Recuperado en 09/03/2022)

Nogarotto, D. C., & Pozza, S. A. (2020). A review of multivariate analysis: is there a relationship between airborne particulate matter and meteorological variables? Environmental Monitoring and Assessment, 192(9). https://doi.org/10.1007/s10661-020-08538-1

Organización de las Naciones Unidas, CEPAL. (2014). Balance económico actualizado de América Latina y el Caribe. https://hdl.handle.net/11362/36701

Parra, P. Y., Arond, E., Strambo, C., & Araújo, J. V. (2021). El ocaso del carbón y la necesidad de una transición justa en Colombia. https://www.sei.org/wp-content/uploads/2021/12/21121-ortiz-arond-reporte-transiciones-justas-la-guajira-y-cesar.pdf

Ramírez-Cando, L. J., Armijos, M., Crespo, M., Pino-Casignia S., & Álvarez-Mendoza C. (2018). Geostatistical modeling of particulate matter (PM10) concentration measurements for validation of a simplified method. Anales Científicos, 79 (1): 81 - 91. http://dx.doi.org/10.21704/ac.v79i1.1143

Rodriguez L. A. (2020). Spatial distribution of the concentrations of PM2.5 and its relationship to cardiopulmonary mortality in Bogotá, Colombia. Semillero de investigación salud ambiental grupo INAM, Universidad Santo Tomás. https://doi.org/10.15332/dt.inv.2020.02553

Rojano, R. E., Manzano, C. A., Toro, R. A., Morales, R. G. E. S., Restrepo, G., & Leiva, M. A. G. (2018). Potential local and regional impacts of particulate matter emitted from one of the world's largest open-pit coal mines. Air Quality, Atmosphere and Health, 11(5), 601–610. https://doi.org/10.1007/s11869-017-0542-4

DESARROLLO Y ANÁLISIS DE UNA BASE DE DATOS METEOROLÓGICOS DEPURADA DEL VALLE GEOGRÁFICO DEL RÍO CAUCA

Andrés Ardila Ardila[1], Felipe Cifuentes[2], Carlos Mario Gonzalez[2], Germán Rueda Saa[3], Rodrigo Jiménez Pizarro[1]

Palabras clave:

Meteorología tropical; Valle geográfico del río Cauca; calidad de los datos; depuración de datos; *Clipping*.

INTRODUCCIÓN

El monitoreo continuo de variables meteorológicas es de suma importancia para el entendimiento de fenómenos meteorológicos a escala local y regional, así como para comprender el papel de la meteorología en la calidad del aire en una región, y el seguimiento de eventos extremos como las inundaciones. Por lo tanto, los protocolos de aseguramiento y control de calidad de los datos meteorológicos deben garantizar un adecuado funcionamiento de los equipos de monitoreo (US EPA, 2017), que permitan obtener información confiable para propósitos de vigilancia, climatología y simulación. Sin embargo, como parte de los análisis de información meteorológica es frecuente encontrar datos que se consideran atípicos, producidos por fallas en los equipos de medición y asociados diversos problemas, incluidos fallas en el fluido eléctrico y procedimientos de mantenimiento y verificación insuficientes, frecuentemente relacionados con la escasez crónica del recurso humano y técnico necesario en las redes de monitoreo.

En este estudio se realizó el procesamiento y análisis de información meteorológica para el valle geográfico del rio Cauca (VGRC). La base de datos meteorológica consolidada para 24 estaciones meteorológicas priorizadas para el VGRC, se constituyó en la línea base de información para identificar los patrones de circulación atmosféricos predominantes y su posible influencia en el transporte y la dispersión de contaminantes del aire (Resumen 66_4: Patrones de circulación atmosférica en el valle geográfico del río Cauca y su influencia en el transporte de contaminantes atmosféricos). Se presentan los resultados de la implementación de una metodología de depuración y análisis con el propósito de identificar y descartar ciertos fenómenos que pueden alterar la representación de los comportamientos horarios, diarios, mensuales o anuales de cada variable analizada.

MÉTODOS

La depuración de datos meteorológicos se basó en la inspección visual de las series temporales y la aplicación de diferentes criterios estadísticos. La inspección visual permite identificar inicialmente patrones o datos posiblemente atípicos. Como resultado de esta inspección, se aplicaron y ajustaron los rangos establecidos para cada variable según los límites de validación de datos meteorológicos en superficie del IDEAM (IDEAM, 2018, 2019).

Posteriormente se aplicaron diferentes criterios estadísticos de manera diferencial para las 24 estaciones de análisis, con datos en superficie a una resolución horaria o inferior durante el periodo 2010-2020. De igual forma, se incluyó el análisis de las variables obtenidas mediante radiosondeo sobre el aeropuerto Alfonso Bonilla Aragón para el 2018 (Fig. 1 y Tabla 1). Las variables me-

1 Universidad Nacional de Colomba Sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail avardilaar@unal.edu.co, rjimenezp@unal.edu.co

2 Universidad Nacional de Colomba Sede Manizales, Departamento de Ingeniería Química, Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental (GTAIHA), e-mail fcifuentesc@unal.edu.co, cmgonzalezd@unal.edu.co

3 Universidad Nacional de Colomba Sede Palmira, Departamento de Ingeniería, Grupo de Investigación Prospectiva Ambiental, e-mail ghruedas@unal.edu.co

teorológicas analizadas fueron temperatura (T), humedad relativa (RH), radiación solar (GR), presión barométrica (BP), precipitación (PP), velocidad (WS) y dirección del viento (WD). Los criterios aplicados fueron los siguientes:

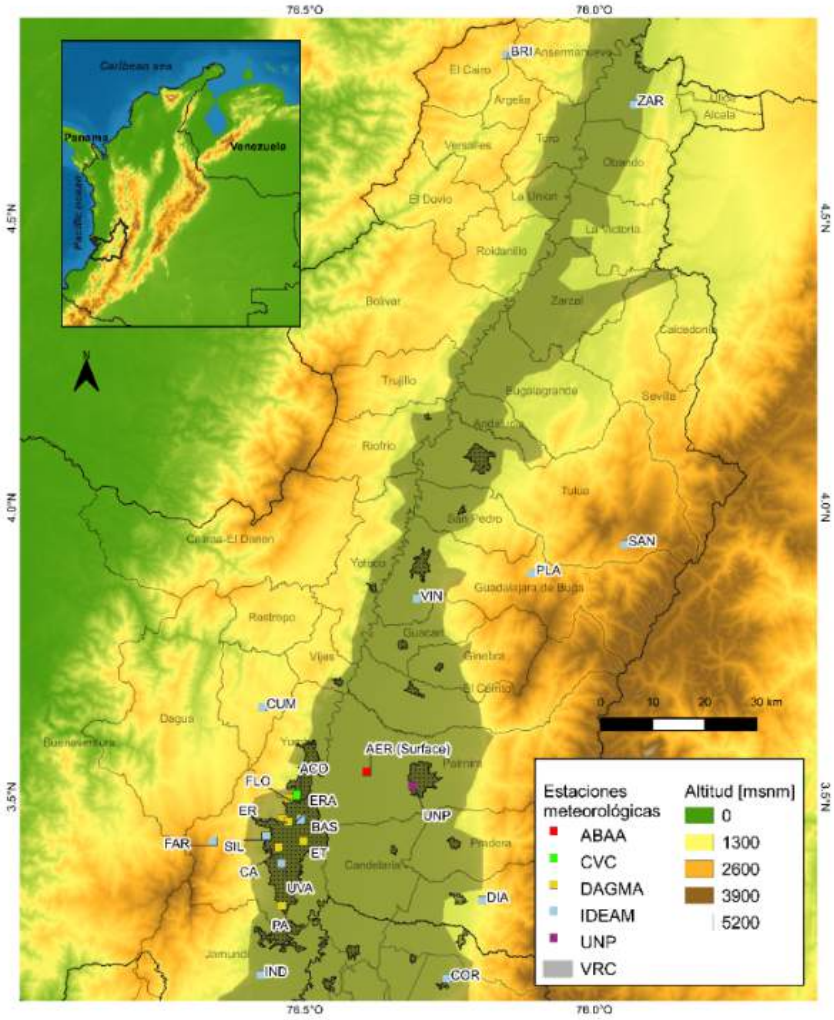


Figura 1. Ubicación de las estaciones meteorológicas sobre el VGRC. ABAA: Aeropuerto Alfonso Bonilla Aragón, CVC: Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, DAGMA: Departamento Administrativo de Gestión del Medio Ambiente de Santiago de Cali, IDEAM: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales y UNP: Universidad Nacional de Colombia sede Palmira (Valle del Cauca).

Tabla 1. Ubicación y variables monitoreadas en las diferentes estaciones de análisis sobre el VGRC.

Acrónimo usado	Nombre de la Estación	Entidad	Latitud	Longitud	Altitud [msnm]	Variables meteorológicas
ACO	Acopi	CVC	3,4963	-76,5070	950	T, RH, BP, WS, WD
AER (superficie)	Aeropuerto Alfonso Bonilla Aragón	ABAA	3,5367	-76,3866	964	T, RH, BP, WS, WD
BAS	Base Aérea Marco Fidel Suarez	DAGMA	3,4545	-76,4997	960	T, RH
BA	Base Aérea Marco Fidel Suarez	IDEAM	3,4545	-76,4997	960	GR
BRI	Las Brisas	IDEAM	4,7756	-76,1443	1.971	T, RH, WS, WD
CA	Cañaveralejo	DAGMA	3,4058	-76,5388	967	T, RH, PP, GR, WS, WD
COR	Corinto	IDEAM	3,1791	-76,2477	1.107	T, RH, BP, PP, WS, WD
CUM	La Cumbre	IDEAM	3,6479	-76,5664	1.628	T, RH, BP, PP, WS, WD
DIA	La Diana	IDEAM	3,3140	-76,1858	1.626	T, RH, BP, PP, WS, WD
ER	La Ermita	DAGMA	3,4554	-76,5309	994	T, RH
ERA	Escuela Republica de Argentina	DAGMA	3,4504	-76,5223	978	T, RH, PP, GR, WS, WD
ET	Estación Transitoria	DAGMA	3,4172	-76,4947	954	T, RH
FAR	Los Farallones	IDEAM	3,4161	-76,6515	2.270	T, RH, BP, PP, WS, WD
FLO	Flora	DAGMA	3,4905	-76,5212	965	T, RH, PP, GR, WS, WD
IND	La Independencia	IDEAM	3,1854	-76,5693	985	T, RH, BP, PP, WS, WD
PLA	EL Placer	IDEAM	3,8789	-76,1006	2.132	T, RH, PP, WS, WD
PA	Pance	DAGMA	3,3053	-76,5325	960	T, RH, PP, GR, WS, WD
SAN	Santa Lucía	IDEAM	3,9291	-75,9406	2.903	T, RH, WS, WD
SIL	Siloé	IDEAM	3,4255	-76,5606	1.238	T, RH, WS, WD
UNP	Universidad Nacional de Colombia sede Palmira	UNAL-P	3,5126	-76,3069	999	T, RH, BP, PP, WS, WD
UV	Universidad del Valle	DAGMA	3,3780	-76,5339	978	T, RH, PP, GR, WS, WD
UVA	Universidad del Vale	IDEAM	3,3780	-76,5339	978	T, RH, PP, BP, WS, WD
VIN	El Vinculo	IDEAM	3,8348	-76,3000	980	T, RH, BP, PP, WS, WD
ZAR	Zaragoza	IDEAM	4,6898	-75,9252	943	T, RH, BP, WS, WD
AER (radiosondeo)	Aeropuerto Alfonso Bonilla Aragón	ABAA/IDEAM	3,5367	-76,3866	964	Variables asociadas a los radiosondeos

Rangos alrededor de la mediana horaria

Este procedimiento se aplicó para las variables temperatura, radiación solar y presión barométrica. Se estableció un rango a partir de la desviación estándar (σ) alrededor de la mediana horaria, identificando datos considerados como válidos si se analiza el conjunto general de los mismos.

Correlaciones lineales

Este procedimiento se aplicó para la humedad relativa. En regiones tropicales la temperatura y humedad relativa se correlacionan inversamente durante el día, por lo tanto, se realizó una correlación lineal bajo el método de mínimos cuadrados, lo cual permite darles un menor peso a los datos más alejados de la correlación, estableciendo así un rango óptimo.

Diagramas de dispersión

Este procedimiento se aplicó para las variables de precipitación, velocidad y dirección del viento. A través de diagramas de dispersión como los histogramas de frecuencias se puede observar donde se agrupan los datos, identificando de esta manera posibles registros atípicos y así verificar su consistencia temporal, es decir, si el fenómeno está aislado temporalmente.

RESULTADOS

Como resultado del proceso de depuración de los 4,71 millones de datos obtenidos inicialmente, el 83,25% fueron considerados como válidos (Tabla 2). Como parte de este proceso se desarrolló una base de datos donde se incluyen tanto los registros originales como los depurados asignando una etiqueta relacionada con la calidad del dato.

Tabla 2. Número de datos resultantes del proceso de depuración para las estaciones y variables monitoreadas sobre el VGRC para el periodo 2010-2020.

Variable	No. de datos sin depurar	No. de datos depurados	Datos depurados [%]
Temperatura	1.044.042	959.602	91,91
Humedad Relativa	1.149.446	898.388	78,16
Presión Barométrica	478.601	399.126	83,39
Radiación solar global	198.966	124.094	62,37
Precipitación	609.853	609.776	99,99
Velocidad y dirección del viento	1.166.460	867.315	74,35
Radiosondeos	64.304	64.127	99,99
Total	4.711.672	3.922.428	83,25

Como parte de la inspección visual de las series temporales y los límites de depuración de datos meteorológicos en superficie del IDEAM, se establecieron unos rangos óptimos de depuración descritos en la Tabla 3. Dentro de los límites establecidos por el IDEAM para la variable de la precipitación, se sugiere descartar los valores que están por encima de los 60 mm/h y 350 mm/día, sin embargo, al realizar un análisis teniendo en cuenta las condiciones particulares del VGRC y la continuidad de las series temporales, se decidió establecer un límite para cada estación a partir del desarrollo de diagramas de dispersión como los histogramas de frecuencias.

Tabla 3. Rangos óptimos para las variables meteorológicas analizadas.

Variable	Rango de depuración
Humedad relativa (HR)	0% <= HR <=100%
Precipitación (PP)	0 mm < PP
Radiación solar global (RG)	0 W/m^2 < RG < 1.300 W/m^2
Presión barométrica (PB)	1.013 hPa < PB < 500 hPa
Temperatura (T)	0 °C <= T < 50 °C
Velocidad (WS) y dirección del viento (WD)	0° < WD < 360°; 0 m/s <= WS

La inspección visual también permitió identificar fenómenos como el "*clipping*" para la radiación solar. El *clipping* es un fenómeno donde la variable digitalizada de sensores cuya salida es análoga, presenta un límite superior artificial, debido a un rango digitalización con un límite análogo superior deficiente. En consecuencia, cuando se supera el límite superior análogo preestablecido en el convertidor análogo a digital del datalogger, este registra el valor máximo de digitalización. Las series temporales resultantes presentan artificialmente un comportamiento tipo meseta que no describe adecuadamente el perfil diurno de la radiación solar (Fig. 2).

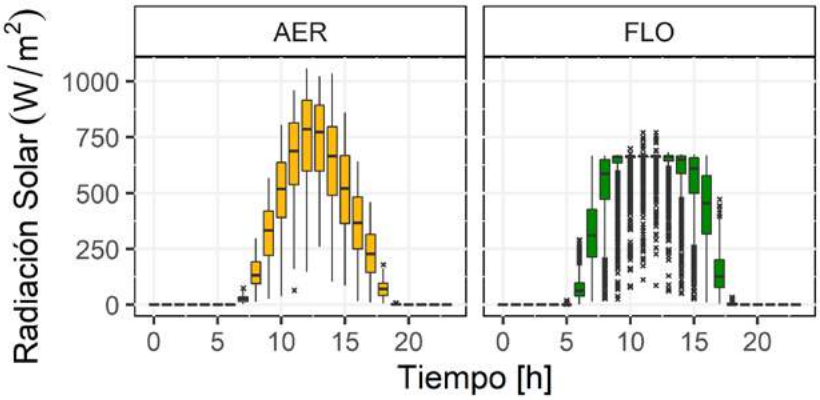


Figura 2. identificación de Clipping para la radiación solar. Primer panel comportamiento esperado para la estación AER. Segundo panel identificación de Clipping en la estación FLO.

Con la aplicación de los criterios estadísticos se identificaron los siguientes datos atípicos: Para la temperatura, a partir de un rango de 4σ alrededor de la mediana horaria, se consideran como atípicas las temperaturas cercanas a 30°C en la madrugada (Fig. 3a). Frente a la humedad relativa (Fig. 3b) se identificó una "nube" de datos por bajo de la correlación lineal (línea roja), esta "nube" fue descartada al establecer un rango de 30% alrededor de la correlación. Para la velocidad del viento (Fig. 3c) inicialmente se observaron velocidades por encima de 10 m/s, las que además son poco probables para la región, por lo tanto, estas velocidades fueron descartadas.

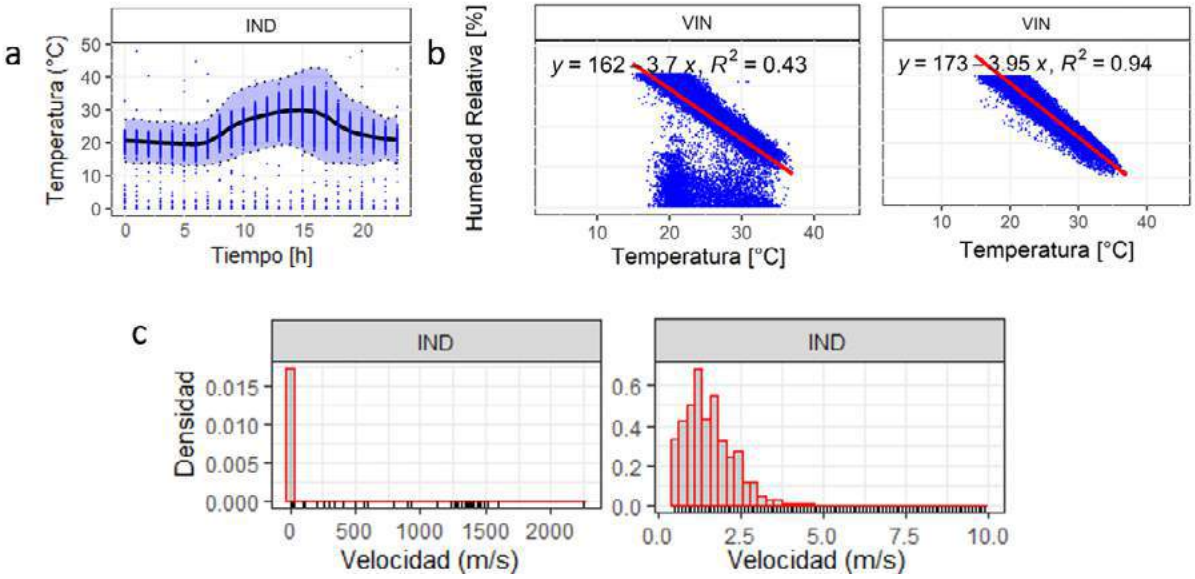


Figura 3. Esquematización del proceso de depuración de datos meteorológicos. a) Aplicación de filtros de mediana con un rango de 4 desviaciones estándar alrededor de la mediana horaria para temperatura en la estación IND. b) Correlación lineal entre la temperatura y la humedad relativa en la estación VIN. c) histogramas aplicados para la velocidad del viento en la estación IND.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Como base para la comprensión de los diferentes fenómenos meteorológicos y su impacto en el comportamiento de los contaminantes del aire, es importante que la información meteorológica medida por las diferentes instituciones sea de calidad, asimismo, que los registros analizados sean consistentes y coherentes con los fenómenos físicos que describe cada variable. Los procedimientos de depuración y análisis llevados a cabo sirven como guía para identificar datos o patrones anómalos en las series temporales de datos meteorológicos, por ejemplo, el *clipping* en la radiación solar. Realizar procedimientos de depuración a las series de datos garantiza un análisis de datos consistente y acertado, teniendo en cuenta las condiciones propias del área de estudio.

El hallazgo y reporte de patrones anómalos es de utilidad para que las diferentes entidades que monitorean variables meteorológicas en el país realicen una revisión, actualización y mejoras continuas en sus planes de aseguramiento y control de calidad en los datos, con el fin de garantizar la idoneidad y representatividad de esta información.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, CVC, a través del Convenio interadministrativo 036-2021 "*Convenio CVC-UNAL para contribuir a la gestión y planificación del recurso aire en los municipios de Palmira y Yumbo en el Valle del Cauca, mediante la actualización de inventarios, la modelación de material particulado y la elaboración del plan de prevención, control y atención de episodios por contaminación del aire*". También agradecemos al IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales) y DAGMA (Departamento Administrativo de Gestión de Medio Ambiente de Santiago de Cali) por los datos proporcionados.

REFERENCIAS

IDEAM. (2018). Metodología de la operación estadística variables meteorológicas. *Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales*, 113. http://www.ideam.gov.co/documents/11769/72085840/Documento+-metodologico+variables+meteorologicas.pdf/8a71a9b4-7dd7-4af4-b98e-9b1eda3b8744

IDEAM. (2019). *Manual De Crítica Estadísticas De Monitoreo Y Seguimiento De La Calidad Del Aire (Emsca)*. *02*, 15. http://sgi.ideam.gov.co/documents/412030/72024802/M-GCI-EA-M019+-MANUAL+DE+CRÍTICA+EMSCA.pdf/87cd511a-d9a9-43d0-ab21-4169b770e5e7?version=1.0

US EPA. (2017). *Measurement Quality Objectives and Validation Templates*. *II*(1), 1–54. https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-10/documents/app_d_validation_template_version_03_2017_for_amtic_rev_1.pdf

RStudio Team (2020). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL http://www.rstudio.com/.

Ardila, A.V., Cifuentes, F., Gonzalez, Hernandez-Decker, D., C.M., Rueda-Saa, G., Jimenez, R. (2023).Resumen 66_4: Patrones de circulación atmosférica en el valle geográfico del río Cauca y su influencia en el transporte de contaminantes atmosféricos. CASAP IX.

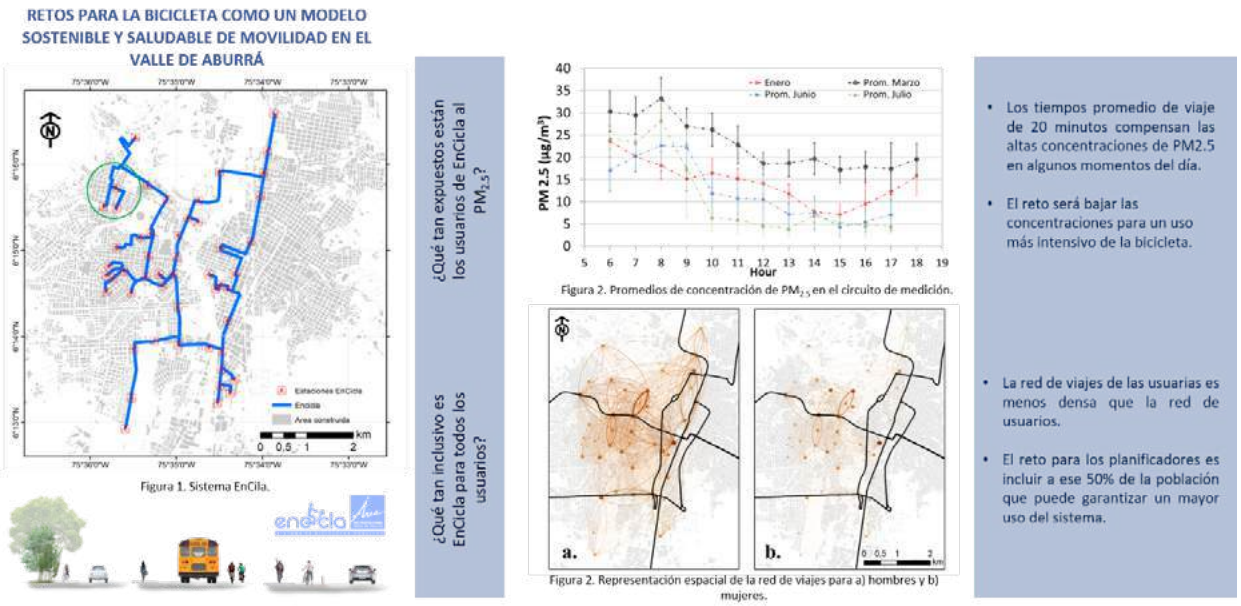
RETOS PARA LA BICICLETA COMO UN MODELO SOSTENIBLE Y SALUDABLE DE MOVILIDAD EN EL VALLE DE ABURRÁ

Alejandro Builes-Jaramillo[1]

Palabras clave:

Transporte sostenible; calidad de vida; Medellín; movilidad limpia; transporte en bicicleta.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

En el Valle de Aburrá se espera que para el año 2030 aproximadamente el 10% de los viajes en la región sean hechos en bicicleta (Area Metropolitana del Valle de Aburrá, 2015). Este plan va en sintonía con el auge de los sistemas públicos de bicicletas alrededor del mundo, los cuales han demostrado que pueden proveer beneficios a los usuarios como viajes más rápidos y económicos además, de los beneficios en materia de salud y bienestar (Buehler et al., 2016; Fishman et al., 2013; Heinen et al., 2010; Mertens et al., 2016) Pero el Valle de Aburrá es una región que, por su localización geográfica y patrones de estabilidad atmosférica, cuenta con dos temporadas críticas de contaminación durante el año (Bedoya & Martinez, 2008; Rendón et al., 2015), lo cual puede representar una amenaza a la salud de los usuarios. Además, el uso de la bicicleta en la región está sujeto a otros factores como la topografía, el acceso a la red de estaciones del sistema y la seguridad en los desplazamientos. Con esta perspectiva como marco de referencia, se presenta una reflexión sobre los restos del uso de la bicicleta con base en dos preguntas que se han abordado desde la investigación del sistema EnCicla en el

1 Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia. Facultad de Arquitectura e Ingeniería.

luis.builes@colmayor.edu.co

Valle de Aburrá (Figura 1): i) ¿qué tan saludable, en términos de exposición al PM2.5 es el sistema EnCicla?, y ii) ¿Qué tan inclusivo es el sistema para todos los usuarios?

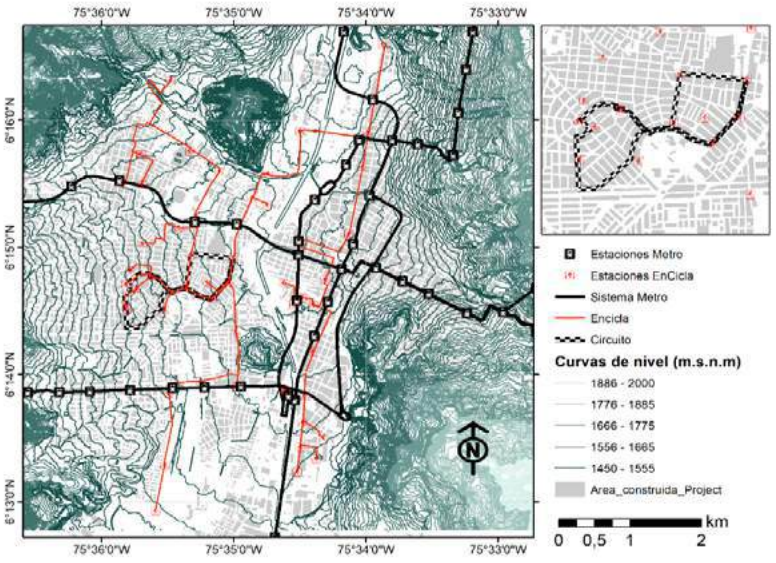


Figura 1. Localización de la red de EnCicla en la ciudad de Medellín.

MATERIALES Y MÉTODOS

Con base en la información de un día típico en el sistema de bicicletas públicas EnCicla se analizó el ciclo diurno, la duración promedio de los viajes y la distribución de otros factores dependiendo del género y la edad de los usuarios (Figura 1). Se midió durante 13 días consecutivos la concentración de $PM_{2.5}$ en un circuito definido dentro de la ciudad de Medellín y con base en estas concentraciones se calculó la exposición diaria promedio de un usuario de acuerdo a la duración promedio de los viajes en la ciudad.

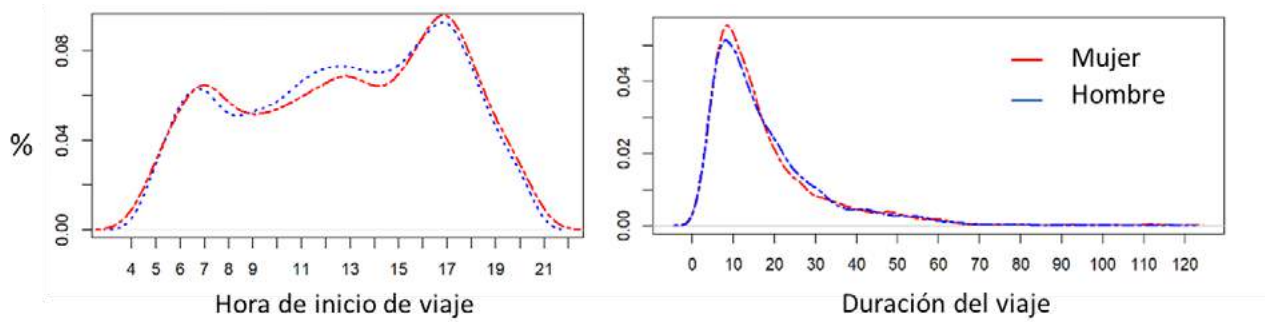


Figura 2. Ciclo diurno de viajes en el sistema EnCicla (izq.) y distribución de la duración de los viajes (der.) en un día típico de uso de EnCicla.

2.1 Exposición de los usuarios

Siguiendo el Manual de factores de exposición de la EPA (EPA, 2011) y el trabajo de (Fajardo & Rojas, 2012), se calculó la dosis diaria promedio potencial (PADD por sus siglas en inglés) de usuarios de bicicletas que viajan dos veces al día (un viaje de ida y vuelta) con una duración promedio de viaje de 20 min (Figura 1d). La PADD se define

en la ecuación 1:

$$PADD = \frac{C \times IR \times ED}{BW} \quad (1)$$

donde *C* es la concentración de $PM_{2.5}$ (µg/m³), *IR* es la tasa de inhalación (m³/d), *ED* es la duración de la exposición (h/d) durante un período de 1 año, y *BW* es el peso corporal (kg) del ciclista. *IR* se asume de acuerdo con el promedio velocidad de viaje durante los protocolos de monitoreo. Tomando valores de la tasa de inhalación recomendados por la Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP), para hombres adultos, *IR* es 1,5 m³/d, y para mujeres adultas es de 1,25 m³/d para un esfuerzo ligero. En el caso de esfuerzo moderado/fuerte, *IR* para hombres adultos es de 3.00 m³/d, y para mujeres adultas es 2.70 m³/d (Fajardo & Rojas, 2012). Para mayor información sobre el protocolo de muestreo se recomienda al lector remitirse Builes-Jaramillo y otros (2020)

2.2 Uso diferenciado del sistema por parte de mujeres

Para analizar la inclusión de las usuarias del sistema se utilizaron herramientas de la teoría de los sistemas complejos (Newman, 2008; Wasserman & Faust, 1994). La densidad del grafo (ρ) representa la fracción de estaciones que están conectadas por viajes con respecto al total de estaciones conectadas; el coeficiente de *clustering* (*C*) representa la probabilidad de que tres estaciones estén unidas por viajes entre ellas; y la asortatividad (*r*) del grafo generado por la red de viajes en el día típico, representa con valores cercanos a 1 que las estaciones con más viajes tienden a conectarse con estaciones también con muchos viajes y si con valores cercanos a -1 que las estaciones con más viajes tienden a conectarse con estaciones con pocos viajes.

$$\rho = \frac{2m}{n(n-1)} \quad (2) \qquad C_i = \frac{E_i}{k_i(k_i-1)} \quad (3)$$

$$r = \frac{\sum_{ij}(A_{ij} - k_i^{out} k_j^{in})}{\sigma_{k^{in}} \sigma_{k^{out}}} \quad (4)$$

Donde *m* es el número de nodos conectados y *n* el número total de nodos en la red, Ei es el número de enlaces que conectan los k_i vecinos del nodo *i*, A_{ij} es la matriz de adyacencias de la red, son los vecinos del nodo *i* que general viajes de entrada y son los vecinos del nodo i que generan viajes de salida y σ es la desviación estándar del grado de entrada y salida de la red. Para más detalles sobre la interpretación de cada una de las métricas empleadas y otras métricas en el contexto de los sistemas de transporte en bicicleta remitirse a Builes-Jaramillo & Lotero (2022).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Exposición a través de PADD

Los ciclos diarios de concentraciones revelan que en la mañana es posible que los valores de $PM_{2.5}$ alcancen hasta 63 µg/m³, que pueden ser considerados nocivos para grupos sensibles o incluso nocivos para todos según el índice de calidad del aire (AQI) definido en la normatividad regional. El tiempo promedio para cada circuito de monitoreo es de 40 min, con una velocidad promedio de 6.7 m/s que vamos a considerar como esfuerzo moderado a fuerte (IR para hombres 3,0 m³/d y para mujeres 2,7 m³/d). Con estas suposiciones el PADD oscila entre 0,13 y 1,18 µg/kg/d para hombres y de 0,14 a 1,27 µg/kg/d para mujeres, demostrando que es altamente dependiente de la temporada ya que se duplica de enero a marzo, y también se puede aumentar en un 30 % si se promedia el $PM_{2.5}$ para las horas de la mañana o de la tarde (Tabla 1).

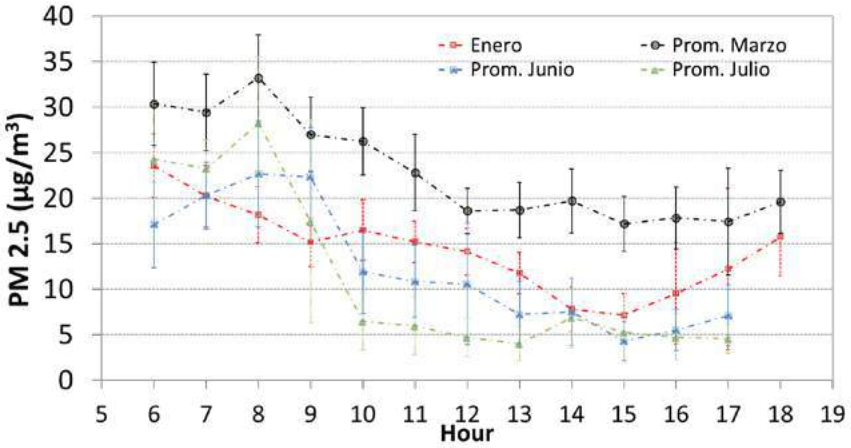


Figura 3. Promedios de concentración de $PM_{2.5}$ en el circuito de medición.

Tabla 1. Concentraciones de $PM_{2.5}$ y PADD de los usuarios de EnCicla.

Fecha	Concentración promedio $PM_{2.5}$ (µg/m³)	Desviación estándar $PM_{2.5}$ (µg/m³)	PADD mujeres adultas (µg/kg d)	PADD hombres adultos (µg/kg d)
24/01/2018	14.4	3.59	0.55	0.51
17/03/2018	21.98	3.25	0.84	0.78
27/03/2018	24.76	4.29	0.95	0.88
28/03/2018	33.26	4.32	1.27	1.18
18/06/2018	8.69	3.04	0.33	0.31
20/06/2018	16.43	4.30	0.63	0.58
21/06/2018	10.51	4.03	0.40	0.37
22/06/2018 (a.m.)	17.43	4.70	0.67	0.62
22/06/2018 (p.m.)	5.79	3.35	0.22	0.21
25/06/2018 (a.m.)	9.87	3.12	0.38	0.35
25/06/2018 (p.m.)	3.77	2.55	0.14	0.13
28/06/2018	18.93	6.52	0.73	0.67
3/07/2018	28.23	8.45	1.08	1.00
4/07/2018	15.77	5.02	0.60	0.56
5/07/2018	9.61	3.21	0.37	0.34

3.2 Métricas de la red de EnCicla

EnCicla tiene casi un 80% de densidad y un coeficiente de clustering de 0,78, lo que indica que la red está bien conectada, los usuarios realizan viajes entre casi todas las estaciones, y que la probabilidad de conectar tres estaciones es alta. Sin embargo, cuando se analizan las redes por género, existen diferencias interesantes en cómo se usa el sistema en Medellín, comenzando por el porcentaje de uso (casi 80/20 para hombres/mujeres), vemos una reducción distintiva en la densidad y el coeficiente de clustering, lo que significa que la red de las ciclistas es más dispersa y, en consecuencia, muestra que las usuarias no usan muchas estaciones diferentes y no realizan muchos viajes utilizando el sistema público de

bicicletas compartidas. Estos resultados también están presentes cuando se ven espacialmente en la representación de la red que se muestra en la Figura 4 (panel a para usuarios y b para usuarias).

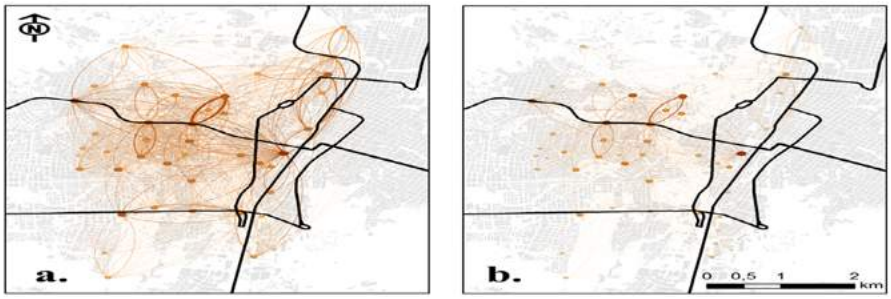


Figura 4. Representación espacial de la red de viajes para a) hombres y b) mujeres.

Table 3. Métricas de las redes por usuario de EnCicla.

	Pares OD	Densidad de grafo (ρ)	Coeficiente de clustering (*C*)	Coeficiente de asortatividad (*r*)
Todos los usuarios	10370	0.76	0.78	0.0121
Mujeres	2309	0.36	0.49	0.0170
Hombres	8061	0.72	0.75	-0.0041

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados presentados muestran de forma clara dos implicaciones de la calidad del aire y el diseño de los sistemas de ciclo rutas para los entes gubernamentales que buscan fomentar el uso de la bicicleta como un sistema masivo de transporte por sus beneficios en términos de economía, salud y disminución de la contaminación que son: i) en la medida que las concentraciones de contaminantes en las ciudades sigan en aumento llegará un umbral en el que el uso constante de la bicicleta se convierta en un problema para la salud publica por la alta exposición a la contaminación de sus usuarios; ii) el diseño de los sistemas de bicicletas deben ser pensados para todos los usuarios, particularmente para aquellos que se puedan sentir más vulnerables por el uso del sistema y por ende no aprovechar completamente las ventajas que da un sistema público y gratuito.

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece a todos los participantes en los proyectos de investigación de los que se construyó esta reflexión para la divulgación, estudiantes, profesores e investigadores de diversas Facultades en la Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia e Investigadores de otras instituciones.

REFERENCIAS

Area Metropolitana del Valle de Aburrá. (2015). *Plan Maestro Metropolitano de la Bicicleta del Valle de Aburrá (PMB2030)*.

Bedoya, J., & Martinez, E. (2008). Calidad del Aire en el Valle de Aburrá. Antioquia Colombia. *Revista Dina*, *158*, 7–15. http://www.scielo.org.co/pdf/dyna/v76n158/a01v76n158.pdf

Buehler, R., Götschi, T., & Winters, M. (2016). Moving Toward Active Transportation: How Policies Can Encourage Walking and Bicycling. In *Active Living Research* (Issue January 2016).

Builes-Jaramillo, A., Gómez-Bedoya, J., Lopera-Uribe, S., & Fajardo-Castaño, V. (2020). Hotspots, daily cycles and average daily dose of PM2.5 in a cycling route in medellin. *Revista Facultad de*

Ingenieria, *96*, 87–99. https://doi.org/10.17533/udea.redin.20191153

Builes-Jaramillo, A., & Lotero, L. (2022). Spatial-temporal network analysis of the public bicycle sharing system in. *Journal of Transport Geography*, *105*(October), 103460. https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2022.103460

EPA. (2011). *Exposure Factors Handbook. The United States Environmental Protection Agency. Washington, DC* (Issue September). https://doi.org/EPA/600/R-090/052F

Fajardo, O. A., & Rojas, N. Y. (2012). Particulate matter exposure of bicycle path users in a high-altitude city. *Atmospheric Environment*, *46*, 675–679. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.09.047

Fishman, E., Washington, S., & Haworth, N. (2013). Bike Share: A Syntheses of Literature. *Transport Reviews*, *33*(2), 148–165. https://doi.org/10.1080/01441647.2013.790255

Heinen, E., van Wee, B., & Maat, K. (2010). Commuting by bicycle: An overview of the literature. *Transport Reviews*, *30*(1), 59–96. https://doi.org/10.1080/01441640903187001

Mertens, L., Van Cauwenberg, J., Ghekiere, A., De Bourdeaudhuij, I., Deforche, B., Van de Weghe, N., & Van Dyck, D. (2016). Differences in environmental preferences towards cycling for transport among adults: a latent class analysis. *BMC Public Health*, *16*(1), 782. https://doi.org/10.1186/s12889-016-3471-5

Newman, M. (2008). *Networks* (Second). Oxford University Press.

Rendón, A. M., Salazar, J. F., Palacio, C. a., & Wirth, V. (2015). Temperature inversion breakup with impacts on air quality in urban valleys influenced by topographic shading. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, *54*(2), 302–321. https://doi.org/10.1175/JAMC-D-14-0111.1

Wasserman, S., & Faust, K. (1994). *Social Network Analysis: Methods and Applications*. Cambridge University Press.

EVALUACIÓN COMPARATIVA AMBIENTAL DE VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE BIOMASA RESIDUAL POR GASIFICACIÓN Y DIGESTIÓN ANAERÓBICA, SEGÚN EL CONTEXTO DE APLICACIÓN INDUSTRIAL Y RURAL

Angie Natalia Fuentes Ochoa[1], Oscar A. Fajardo[2], Heidy Marcela Suarez[3]

Palabras clave:
Bioenergía; impacto ambiental; desempeño ambiental; factibilidad; selección tecnológica.

RESUMEN

La biomasa, como fuente de energía renovable, favorece la transición a modelos de economía circular y reduce la dependencia de combustibles fósiles, sin embargo, su uso implica impactos ambientales que, dependiendo de la vía de conversión energética y el contexto de aplicación, pueden aumentar o reducir su significancia y clase. Es por esto que, se tiene como objetivo evaluar comparativamente el desempeño ambiental de la gasificación (GA) y la digestión anaeróbica (DA) según el contexto de aplicación rural (CR) e industrial (CI), para así diseñar una herramienta de selección tecnológica. Se realizó una Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) según la metodología EPM aplicada a ambas tecnologías en el CR y el CI, desde la recolección de biomasa hasta el tratamiento del gas producto. Se obtuvo que, el uso de DA en el CR genera menos impactos ambientales negativos significativos y más impactos ambientales positivos significativos y muy significativos, además su uso a pequeña escala trae más beneficios ambientales, sociales y económicos en contraste con la GA. Adicionalmente, se analizó que, la GA en el CI genera menos impactos ambientales negativos significativos y más impactos ambientales negativos poco significativos que la DA, además su aplicación a pequeña escala y usando residuos agrícolas, representa mayores retos ambientales, logísticos y económicos. Mediante el software Micmac, se estableció que la capacidad económica, el tipo de biomasa, la ubicación geográfica, el control ingenieril y la capacidad logística, son criterios influyentes y poco dependientes, por lo que se usaron para conformar la ruta de selección basada en un modelo de puntuación.

INTRODUCCIÓN

El cambio climático y el creciente impacto negativo que está teniendo el calentamiento global en el planeta (Selvaraj et al., 2022; Paglialunga et al., 2022) producto de la presión antrópica en los recursos naturales e implementación del modelo de economía lineal, ha replanteado los patrones de producción, consumo de recursos y gestión de residuos (Jensen et al., 2020), generando la necesidad de transición al modelo de economía circular, para ello es clave intervenir el sector energético (Li et al., 2022), el cual emite una gran cantidad de Gases de Efecto Invernadero (GEI) a la atmósfera (Lehtveer & Fridahl, 2020), asimismo se debe vincular a este sector los procesos de gestión de residuos con un enfoque de sostenibilidad. Este es el caso de la valorización energética de biomasa residual, la cual es una forma de aprovechamiento en donde se obtiene bioenergía, además de gestionar sosteniblemente los residuos (Ragazzi et al., 2017). Por ende se categoriza como fuente de energía renovable (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2019) considerada de tipo carbono neutro (U.S. Energy Information Administration, 2021; Chowdhury, 2021) (CHP sin embargo esto es válido cuando la biomasa se obtiene de prácticas sostenibles (AECOM & Fichtner Consulting Engineers, 2021) ya que, por ejemplo, se ha estudiado que los biocombustibles deriva-

1 Universidad Central, afuenteso@ucentral.edu.co
2 Universidad Central, ofajardom@ucentral.edu.co
3 Universidad Central, afuenteso@ucentral.edu.co

dos de residuos agrícolas no son neutros en carbono al contemplar las descargas de óxido nitroso procedentes de los fertilizantes petroquímicos (Ammanagi et al., 2021). Una de las limitaciones implementar tecnologías de valorización energética de biomasa residual es la selección de la vía de conversión, la cual debe estar guía por diversos parámetros para garantizar mayor rendimiento operativo y menor impacto ambiental. Es por ello que el presente estudio busca evaluar comparativa y teóricamente, la eficiencia y el desempeño ambiental de tecnologías de aprovechamiento de biomasa residual como lo son la gasificación (GA) y la digestión anaeróbica (DA), para seleccionar la opción más eficiente según el contexto industrial y rural de implementación. Además, brinda una herramienta de selección de tecnologías de aprovechamiento energético considerando criterios que, según la revisión de información, influyen en la eficiencia y en el impacto ambiental.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Tabla 1 presenta a continuación la metodología y herramientas implementadas para el cumplimiento del objetivo general del trabajo.

Tabla 1. Metodología y herramientas de acuerdo con los objetivos específicos del trabajo.

Actividades	Método	Resultado
• Realizar una revisión bibliográfica teórica de los principios de funcionamiento de cada tecnología. • Seleccionar la bibliografía de estudios realizados que posean datos cuantitativos y cualitativos al aplicar gasificación y biometanización en cada contexto (Reportes de investigación, artículos de revistas indexadas, entre otros documentos). A demás, se extrajo información de la experiencia del Jardín Botánico de Bogotá al implementar GA y DA en sus instalaciones. • Revisar teóricamente los aspectos ambientales, técnicos y algunos económicos que contempla cada tecnología. • Realizar la evaluación ambiental inicial y de impacto ambiental en cada tipo de tecnología. • Comparar, con los resultados estandarizados, el impacto ambiental de cada tecnología.	Matriz bibliográfica en Excel que filtra la información obtenida de diferentes bases de datos. Metodología Arboleda para la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA)	Análisis comparativo del impacto ambiental obtenido en los diferentes casos de estudio.
• Identificar, de la revisión sistemática y la EIA, los criterios que influyen en la ecoeficiencia y factibilidad de implementación tecnológica. • Implementar un modelo de puntuación y selección de acuerdo a los criterios identificados.	Software Micmac Excel	Herramienta de selección en donde un usuario califica el cumplimiento de unos parámetros para que el modelo de puntuación indique cuál tecnología es la más recomendada.

Fuente: (Autor, 2022).

2.1 Evaluación de Impacto Ambiental

La metodología para crear las matrices comparativas de EIA por cada tecnología en los dos contextos, está representado en la Figura 1, en estas se relacionaron las actividades por proceso, el componente del medio alterado, los aspectos e impactos ambientales y el cálculo de la calificación ambiental o significancia de importancia ambiental según la metodología Arboleda o EPM.



Figura 1. Proceso para la EIA de acuerdo a cada tecnología en cada contexto de aplicación.
Fuente: (Autor, 2022).

2.2 Elaboración de la ruta de selección tecnológica

La Figura 2 presenta el proceso utilizado para la elaboración de la ruta de selección tecnológica.

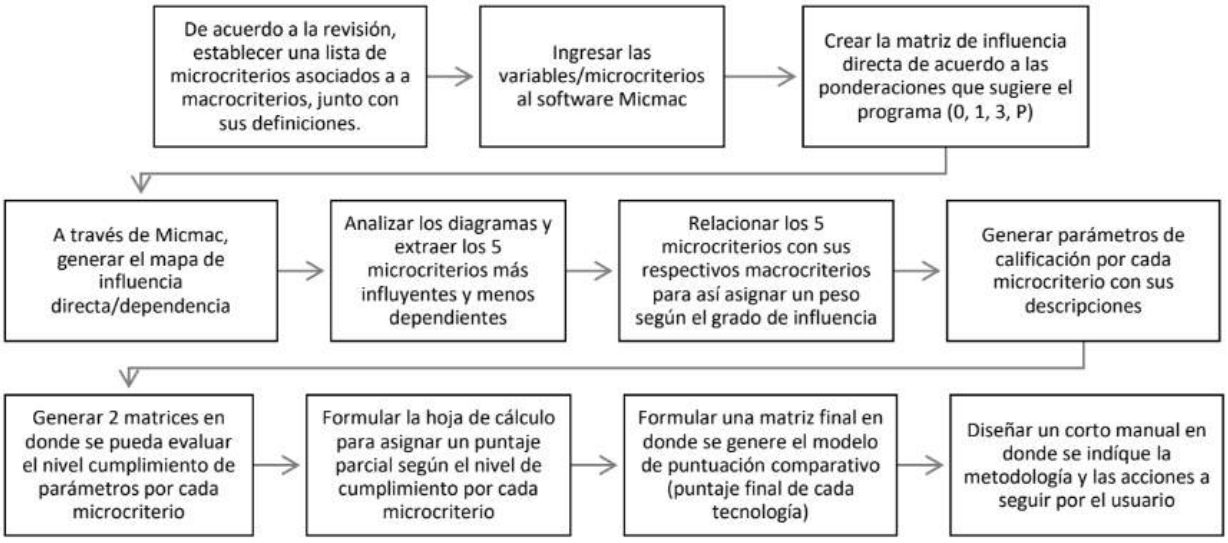


Figura 2. Proceso de elaboración de la ruta de selección tecnológica.
Fuente: (Autor, 2022).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En ambas tecnologías, las macroactividades de pretratamiento de biomasa y operación de los equipos son las que más aspectos ambientales involucran. Se obtuvo que, el uso de DA en el CR genera menos impactos ambientales negativos significativos y más impactos ambientales positivos significativos y muy significativos, en contraste con la GA, algo respaldado por autores como Aberilla et al. (2019) quienes concluyen que la DA es la opción ambientalmente más sostenible a pequeña escala. En cuanto a la GA, esta genera menos impactos ambientales negativos significativos y más impactos ambientales negativos poco significativos que la DA en el CI (Figura 3), principalmente porque en el CI la biomasa residual posee menos contenido de humedad y un alto contenido lignocelulósico que favorece la producción del syngas (Pandey et al., 2022) reduciendo la cantidad de recursos para el pretratamiento de biomasa, la generación de residuos como alquitranes y la reducción de emisiones. Esto se respaldaría por Prestipino et al. (2016) que concluyó que en aplicaciones industriales, sistemas que usan GA favorecen la producción de energía sostenible, además, (Asadullah, 2014 y (Díaz & Pacheco, 2020) taking as a frame of reference the sustainable development goals (SDG, han concluido que la GA de biomasa a pequeña escala representa retos logísticos, desventajas técnico-económicas y por tanto menor eficiencia en el proceso.

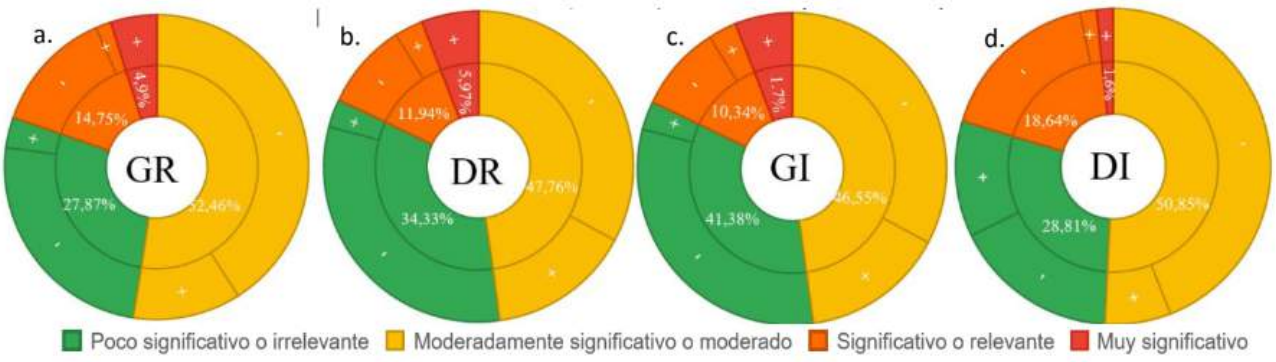


Figura 3. Proporción de impactos en el CR por la GA (a) y la DA (b) y la proporción en el CI por la GA (c) y la DA (d), según importancia ambiental y clase.

De acuerdo a la Figura 4, se destaca que, según la EIA, no hay impactos negativos muy significativos. Por otro lado, se analiza que la DA en el CR (DR) tiene menor porcentaje de impactos negativos significativos, a diferencia de la DA en el CI (DI), en contra parte se observa que la GA en el CI (GI) tiene menor proporción de impactos del mismo nivel de importancia ambiental en contraste con la GA en el CR (GR), la cual tiene el casi el doble de porcentaje. Adicionalmente, el porcentaje de impactos negativos poco significativos en la GI supera el valor de la GR, no obstante, la diferencia entre estos no es tan marcada como ocurre con el valor de la DI, el cual es duplicado por el porcentaje que se obtuvo en la DR, en dicho nivel de importancia ambiental.

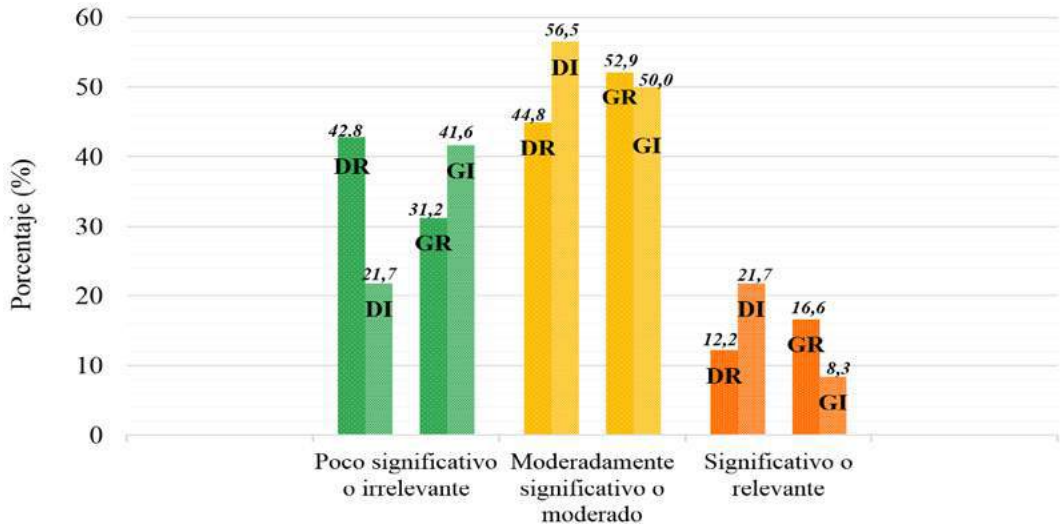


Figura 4. Proporción de impactos ambientales negativos según tecnología, contexto de aplicación e importancia ambiental (%).

Por otro lado, a través del software Micmac, se estableció que la capacidad económica, el tipo de biomasa, la ubicación geográfica, el control ingenieril y la capacidad logística son los criterios con mayor influencia y menor dependencia, por lo que se usaron para conformar la ruta de selección basada en un modelo de puntuación. Los resultados generados por esta herramienta reflejan una recomendación al usuario de la tecnología más factible a implementar en términos generales de sostenibilidad, por lo tanto, pueden existir criterios de factibilidad más específicos de acuerdo con requisitos internos de la empresa y/o comunidad, los cuales deben tenerse en cuenta para ejecutar el proyecto.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Uno de los retos actuales de los territorios para implementar políticas de economía circular, es la apropiación de las tecnologías para el aprovechamiento energético de los residuos agrícolas e industriales. Si bien, en Colombia se reconoce el papel de estas tecnologías para la economía circular y la transición energética, se necesita no solo su actualización tecnológica (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2019) sino también unas bases investigativas para direccionar la selección de las tecnologías de acuerdo al contexto para maximizar el rendimiento operativo, aumentar la vida útil de los equipos y reducir el impacto ambiental por su uso. Es por eso que este trabajo podría contribuir a la disminución de la barrera de implementación debido a la falta de investigación sobre estas tecnologías, todo esto al reunir información sobre las variables operativas que influyen en el proceso de obtención de biocombustibles junto con los aspectos e impactos ambientales según las condiciones operativas y el contexto de aplicación. Estos resultados son relevantes tanto para el sector público como el privado, por un lado brindan una perspectiva más clara sobre el uso de la biomasa residual y su potencial para satisfacer la demanda energética en el contexto rural e industrial y por otro lado proporcionan unos criterios base para lograr el menor impacto ambiental negativo asociado a su implementación.

REFERENCIAS

Aberilla, J. M., Gallego-Schmid, A., & Azapagic, A. (2019). Environmental sustainability of small-scale biomass power technologies for agricultural communities in developing countries.

Renewable Energy, *141*, 493–506. https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.04.036

AECOM, & Fichtner Consulting Engineers. (2021). *Advanced Gasification Technologies – Review and Benchmarking Review of current status of advanced gasification technologies*. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/1023792/agt-benchmarking-task-2-report.pdf

Ammanagi, A., Satapute, P., Adhoni, S. A., Adhikari, S. S., Gupta, S. K., & Mulla, S. I. (2021). Biomass Conversion and Green Chemistry. *Catalysis for Clean Energy and Environmental Sustainability*, 803–822. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65017-9_25

Asadullah, M. (2014). Barriers of commercial power generation using biomass gasification gas: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *29*, 201–215. https://doi.org/10.1016/J.RSER.2013.08.074

Chowdhury, T. H. (2021). Technical-economical analysis of anaerobic digestion process to produce clean energy. *Energy Reports*, *7*, 247–253. https://doi.org/10.1016/J.EGYR.2020.12.024

Díaz González, C. A., & Pacheco Sandoval, L. (2020). Sustainability aspects of biomass gasification systems for small power generation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *134*, 110180. https://doi.org/10.1016/J.RSER.2020.110180

Jensen, P. D., Purnell, P., & Velenturf, A. P. M. (2020). Highlighting the need to embed circular economy in low carbon infrastructure decommissioning: The case of offshore wind. *Sustainable Production and Consumption*, *24*, 266–280. https://doi.org/10.1016/J.SPC.2020.07.012

Lehtveer, M., & Fridahl, M. (2020). Managing variable renewables with biomass in the European electricity system: Emission targets and investment preferences. *Energy*, *213*, 118786. https://doi.org/10.1016/J.ENERGY.2020.118786

Li, L., Lin, J., Wu, N., Xie, S., Meng, C., Zheng, Y., Wang, X., & Zhao, Y. (2022). Review and outlook on the international renewable energy development. *Energy and Built Environment*, *3*(2), 139–157. https://doi.org/10.1016/J.ENBENV.2020.12.002

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2019). *Estrategia nacional de economía circular : Cierre de ciclos de materiales, innovación tecnológica, colaboración y nuevos modelos de negocio* (1st ed.).

Paglialunga, E., Coveri, A., & Zanfei, A. (2022). Climate change and within-country inequality: New evidence from a global perspective. *World Development*, *159*, 106030. https://doi.org/10.1016/J.WORLDDEV.2022.106030

Pandey, P. H., Ukarde, T. M., Mahale, J. S., Vasishta, A., & Pawar, H. S. (2022). Syngas production via biomass gasification. *Biomass, Biofuels, Biochemicals: Biochemicals and Materials Production from Sustainable Biomass Resources*, 211–261. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824419-7.00019-4

Prestipino, M., Palomba, V., Vasta, S., Freni, A., & Galvagno, A. (2016). A Simulation Tool to Evaluate the Feasibility of a gasification-I.C.E. System to Produce Heat and Power for Industrial Applications. *Energy Procedia*, *101*, 1256–1263. https://doi.org/10.1016/J.EGYPRO.2016.11.141

Ragazzi, M., Maniscalco, M., Torretta, V., Ferronato, N., & Rada, E. C. (2017). Anaerobic digestion as sustainable source of energy: A dynamic approach for improving the recovery of organic waste. *Energy Procedia*, *119*, 602–614. https://doi.org/10.1016/J.EGYPRO.2017.07.086

Selvaraj, J. J., Guerrero, D., Cifuentes-Ossa, M. A., & Guzmán Alvis, Á. I. (2022). The economic vulnerability of fishing households to climate change in the south Pacific region of Colombia. *Heliyon*, *8*(5), e09425. https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2022.E09425

U.S. Energy Information Administration (EIA). (2021). *Biomass and the environment - U.S. Energy Information Administration (EIA)*. https://www.eia.gov/energyexplained/biomass/biomass-and-the-environment.php

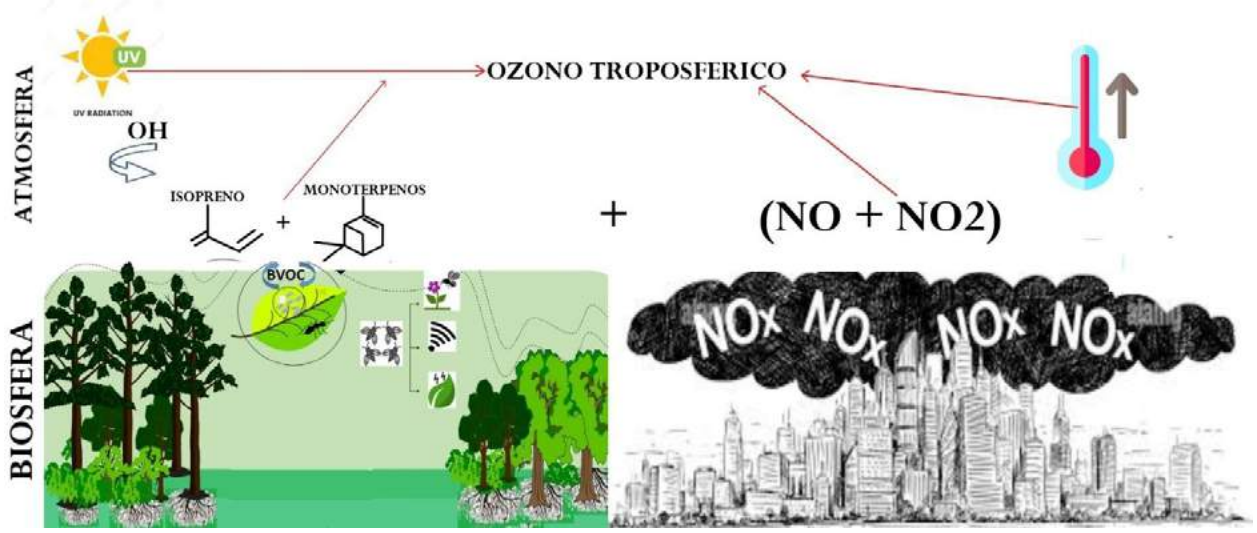
LOS COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES BIOGÉNICOS (COVBS) COMO PRECURSORES DE O3 TROPOSFÉRICO EN UNA ATMÓSFERA URBANA. CASOS DE ESTUDIO EN EL MUNDO Y EL FUTURO DE BOGOTÁ

León Alejandro Ortega Erazo[1], Oscar Arnulfo Fajardo Montaña[2]

Palabras clave:

Compuestos orgánicos biogénicos; ozono; bosque urbano; smog fotoquímico.

RESUMEN GRÁFICO



Fuente: Autores

INTRODUCCIÓN

Los compuestos orgánicos volátiles de origen biogénico (COVB) emitidos por la vegetación juegan un papel importante en la composición química y características físicas de la atmósfera debido a la alta reactividad que pueden llegar a presentar la mayoría de estas sustancias cuando interactúan con aquellas que se encuentran en mayor proporción en la atmósfera (Bolaño, Thomas, 2010). Uno de los efectos más evidentes producidos por los compuestos orgánicos volátiles corresponde a la formación de ozono troposférico, contribuyendo de esta forma a aumentar los niveles de contaminación fotoquímica (Peñuelas y Llusià, 2002). Esta situación ha despertado el interés por realizar estudios que describan el comportamiento bioquímico de las emisiones biogénicas, analizando los principales compuestos producidos por la vegetación y su influencia en la química de la atmósfera. Esto es particularmente relevante en un escenario de compensación de emisiones de gases de efecto invernadero-GEI por medio de aumento de cobertura vegetal en zonas urbanas.

El Ozono (O3) es formado en la atmósfera a partir de compuestos precursores por lo que es considerado como un contaminante secundario, y posee una dinámica muy compleja en la que están involucradas otras especies químicas (Carter, 1994). Entre éstas, se encuentran (COVB) y los

1 Universidad Central, lortegae@ucentral.edu.co

2 Universidad Central, ofajardom@ucentral.edu.co

óxidos de nitrógeno-NOx, que actúan como precursores a partir de reacciones fotoquímicas (Finlayson-Pitts y Pitts, 1999). De este modo, los COV son considerados como uno de los contaminantes principales en la dinámica de ozono y que podrían contribuir a su acumulación en regiones con alto contenido de árboles urbanos (Suthee Janyasuthiwong, 2022).

La desaceleración económica causada por la pandemia de COVID-19 en 2020 condujo a un "experimento natural de control de la contaminación del aire" con la reducción extrema de las emisiones antropogénicas que hizo evidente un aumento significativo de las concentraciones de ozono en casi todas las ciudades del mundo (Zhang, 2020; EEA, 2020; EIA de EE. UU, 2020). ¿Cómo entonces, si las emisiones de NOx fueron marcadamente reducidas, pudo desenvolverse en un aumento de Ozono? Este trabajo busca dilucidar los mecanismos de formación de este peligroso contaminante secundario ante escenarios de aumentos de coberturas vegetales y prospectos de eliminación de vehículos de combustión interna en las zonas urbanas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Metodología

El presente trabajo se abordó en una sistematización de la literatura científica publicada en la relación existente entre compuestos orgánicos volátiles biogenicos (COVB) (isopreno y monoterpenos) y los óxidos de nitrógeno (NOx). Para la correcta elaboración de esta sistematización se ejecutó la directriz PRISMA (Moher D, Liberati A, Tetzlaff J, Altman DG; Prisma Group. Preferred reporting items for systematic reviews, 2021)

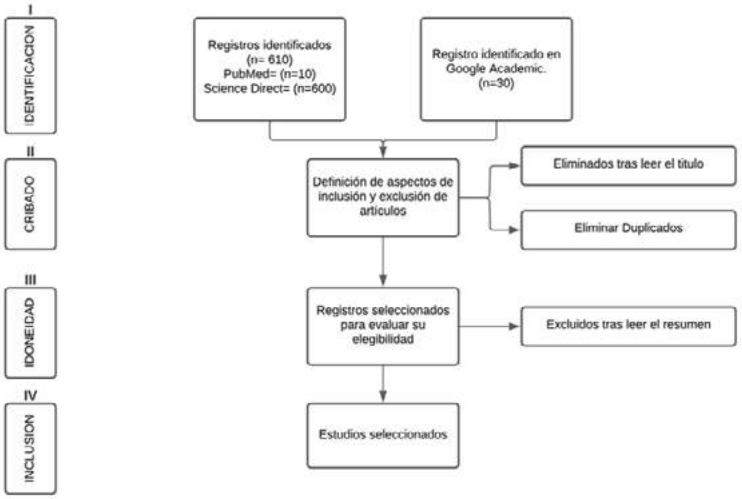


Figura 1: Flujo de procesos para una búsqueda sistemática.

La revisión sistemática se basó en el uso de las bases de datos ScienceDirect y PubMed. Se seleccionaron documentos cuya fecha de publicación estuviera entre los años 2015-2022 enfocados en avances en la compresión de la interacción COVB y otros compuestos químicos atmosféricos para la generación de ozono troposférico, investigaciones en zonas urbanas con una problemática drástica de ozono troposférico, Investigación bien sea de isopreno, Monoterpenos o ambos y que abordaran Políticas de gestión para el ozono troposférico. Se excluyen los estudios enfocados en una sola especie de árbol o vegetación, los estudios basados en emisiones de NOx de una fuente diferente a la combustión y documentos que estudiaban el impacto de la calidad del aire en un contexto económico de las organizaciones sociales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Formación de Ozono

Para comprender en su totalidad el impacto que tiene el ozono superficial en la química de la atmosfera, se analizó los procesos de formación, emisión, interacción e impacto de sus principales precursores formativos como lo son los compuestos orgánicos volátiles (COVs) que en este estudio en particular se analizaron los compuestos que emite la vegetación conocidos como compuestos orgánicos volátiles biogenicos (COVB) junto con los óxidos de nitrógeno (NOx) que son emitidos principalmente por procesos de quema de combustibles fósiles (gasolina y diésel).

Formación, Emisión e Interacción de los COVB.

La formación de estos compuestos a nivel vegetal se produce en las hojas altas y medias de la mayoría de los arboles presentes alrededor del globo. (Peñuelas, 2010) sin embargo su funcionamiento exacto o misión por la que son emitidos no está del todo claro. (Guenther, Alex, 2021) pero se manejan tres hipótesis centrales que son la piedra angular de los estudios de la biosfera (Faiola, Celia, 2021). Estas son 1) la comunicación entre plantas, 2) llamado de polinizadores y por último protección ante estrés tanto biótico como abiótico. (Taylor, Jane E.).

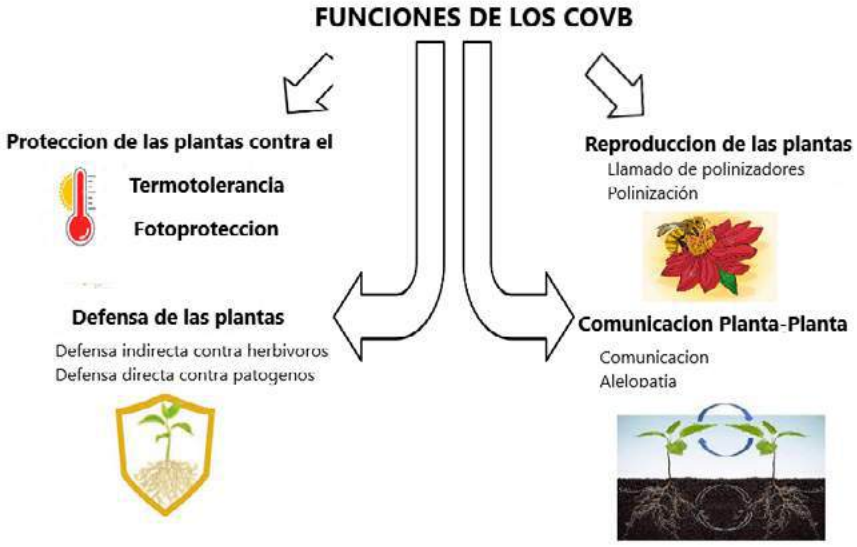


Figura 2. Función de los COVB en las plantas.
Fuente: (Joseph, Peñuelas., 2010).

Los COVB y el O3 troposférico como problema en las urbes del mundo.

Para conocer el potencial de formación de ozono a nivel superficial de una determinada región del mundo, se necesitan dos ingredientes los cuales son 1. Los niveles o concentración de Óxidos de Nitrógeno (NOx) y 2). La concentración de los COVs. (Aquí cabe aclarar que el origen de estos COVs es de vital importancia y en este estudio nos enfocamos solamente a los COVs de origen natural o biogenico principalmente los compuestos llamados isopreno y monoterpenos.)

A continuación, se representan la cantidad en Teragramos (Tg) de los principales precursores en la contaminación fotoquímica, Estos son los NOx emitidos por los procesos de combustión vehicular y el COVB más abundante llamado isopreno.

Las ciudades analizadas en este apartado son Los Ángeles EE. UU y Beijing China, estas dos urbes sufren la mayor contaminación por ozono troposférico a nivel mundial. Con la ayuda del compilador llamado “Emissions of atmospheric

Compounds and Compilation of Ancillary Data" o ECCAD se logro ilustrar las cantidades emitidas de estos precursores en la atmosfera de estas urbes analizando principalmente el año 2020 donde sucedió la pandemia.(Gu et al., 2021; Guenther et al., 2012).

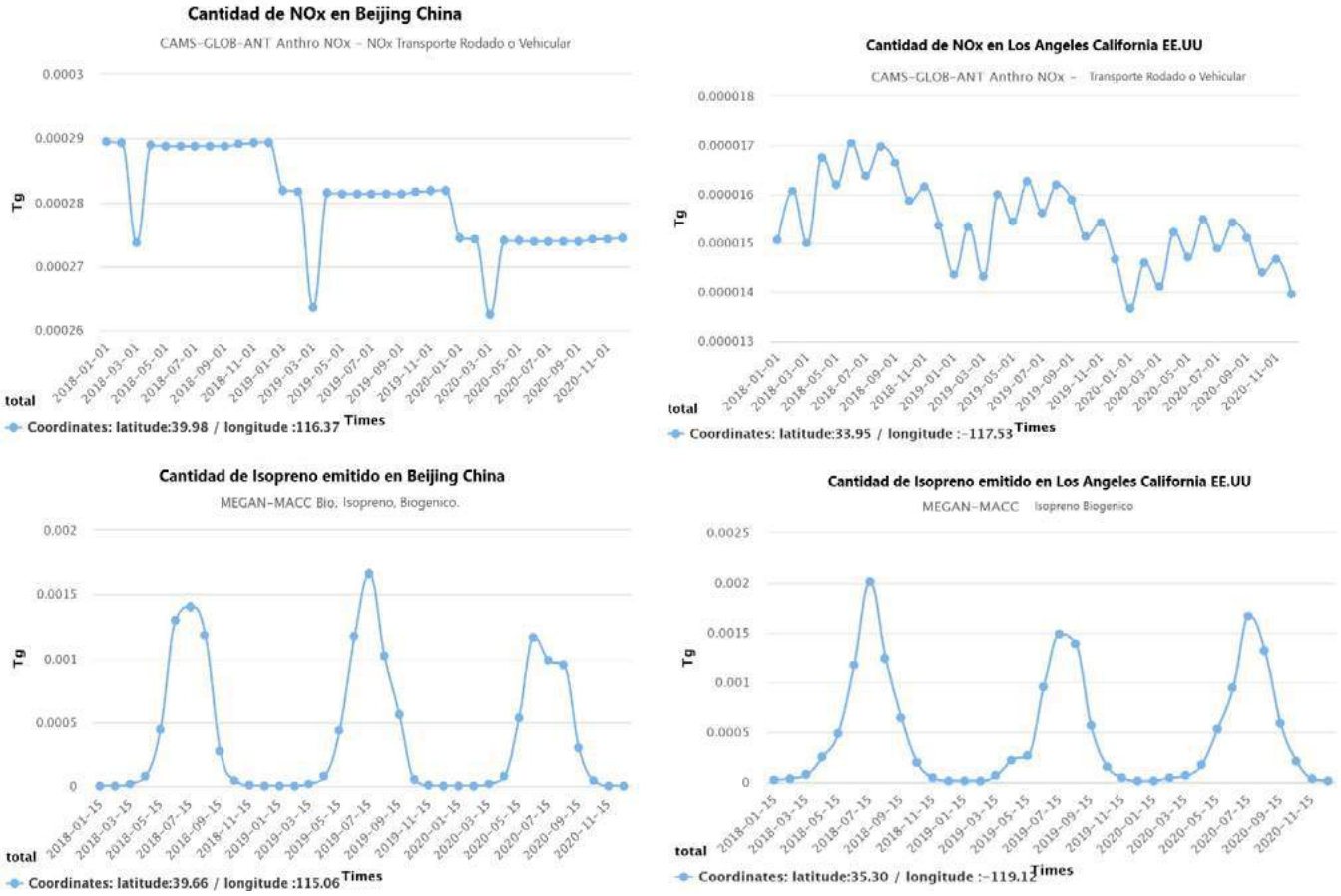


Figura 3. Cantidad de NOx e Isopreno en Los Ángeles y Beijing entre (2018-2020). Fuente: (ECCAD, Alex Guenther., 2021).

Los Ángeles California Estados Unidos.

La ciudad de los Ángeles en california se eligió para este estudio debido a que es la ciudad según la (EPA, 2021) más afectada por contaminación fotoquímicas de Norteamérica. En la figura 3 se observan en primera medida la cantidad de NOx antropogénicos emitidos por el parque automotor en la ciudad de Los Ángeles, en esta grafica se pueden apreciar como al pasar los años los niveles de este contaminante disminuyen en proporciones significativas lo que da a entender que las políticas para reducir los óxidos de nitrógeno producto de la combustión incompleta de hidrocarburos funcionan y dan resultados visibles. (Liu & Shi, 2021). Como recordaremos el segundo ingrediente de esta relación química en la atmosfera para crear Ozono a nivel superficial son los Compuestos Orgánicos Volátiles Biogénicos que para este caso en particular y esta ciudad especifica se toma el COVB mas abundante que emiten las plantas que es el isopreno. (Chang et al., 2021). En la figura 3 se observa que este compuesto tiene un ciclo de emisión bimodal es decir se emite todo el año, pero sube y baja su cantidad depen-

diendo de factores tanto bióticos como abióticos. La relación de estos dos precursores es muy diferente en cantidad ya que los NOx presentan una media de 15 toneladas por año mientras que isopreno presenta una media de 1500 toneladas solamente en la ciudad de Los Ángeles California. (Yáñez-Serrano et al., 2020).

La Pandemia del Covid-19 y la producción de ozono troposférico en California.

Como se puede observar en el recuadro rojo de la figura 3 en el 2020 la emisión de NOx en la ciudad de los Ángeles presento sus registros mas bajos, esto influenciado por los confinamientos provocados por la pandemia del COVID-19. (Campbell et al., 2021). Sin embargo, la emisión de isopreno a lo largo de todo el año fue en creciente principalmente en los meses del verano de los Estados Unidos. Estos eventos análogos los cuales dicta el sentido común debieron bajar los niveles de ozono troposférico hicieron justamente lo contrario y este contaminante aumento en gran parte del año 2020.(Xu et al., 2023). Esta naturaleza cambiante entre precursores es lo que hace que la formación de ozono troposférico sea tan difícil de modelar.

Beijing China.

Beijing en China fue elegida para este estudio debido a su rápido crecimiento que ha tenido a nivel industrial desde inicios del siglo XXI, El gigante asiático también conocido como la fabrica del mundo logro posicionarse como una de las potencias económicas principales en los últimos 20 años llevando su crecimiento económico como insignia de progreso. (Wang et al., 2017). Sin embargo, este acelerado crecimiento implica un gasto aumentado en recursos naturales y por lo tanto en emisiones contaminantes como los NOx. (Yang et al., 2021). La mayoría de los NOx producidos en china son producto de procesos industriales a gran escala donde se usa carbón y petróleo como fuente principal de energía, el uso y posterior emisión de NOx se ve reflejado en la figura 3 donde comparado con otra gran urbe como es Los Ángeles en Estados Unidos, la cantidad de este contaminante es significativamente más alta duplicando este dato la mayor parte de los años analizados. (Gu et al., 2021). En contraposición el isopreno que es el COVB analizado y también es el compuesto biogénico mas emitido en esta región del mundo tiene resultados de emisión muy similares a los de California en EE. UU, describiendo el mismo patrón bimodal causado principalmente por el cambio de estaciones de invierno y verano. Hasta el momento China tiene una política estricta de contaminación atmosférica para disminuir sus niveles de NOx y de ozono troposférico desde el año 2008 creando una dependencia especifica de monitoreo y control de ozono troposférico a nivel nacional en el 2022.(Li et al., 2022).

La Pandemia del Covid-19 y la producción de ozono troposférico en Beijing China.

Al igual que el resto del mundo China sufrió desde finales del 2019 el ataque de la enfermedad respiratoria que puso en jaque al mundo, y así como el resto del mundo sus políticas de confinamiento y limitaciones del movimiento produjeron un descenso en todos los contaminantes atmosféricos analizados excepto uno el cual es el ozono troposférico. (Zhao et al., 2021). Al igual que el resto de las ciudades mega-industrilaes el aumento del ozono a nivel del suelo se elevo de entre un 8% a un 50% en diferentes regiones de China. (Xu et al., 2023). Sin embargo, como se observa en la figura 3 los niveles de NOx fueron los mas bajos que se reportaban desde 2018.(Campbell et al., 2021). Esto solo nos deja como conclusión que al ser tan dinámica la producción de ozono a nivel del suelo y al enfrentar nuestra especie un evento tan impactante como una pandemia, la química atmosférica puede reaccionar de maneras a las cuales no hemos tomado en cuenta hasta el momento en que suceden.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

En cuanto a políticas públicas y la gestión integral de la calidad de aire estas tienen una impor-

tancia fundamental para las políticas de control de formación de Ozono troposférico, ya que el gobierno actual de la ciudad de Bogotá ejecutar su plan de gestión y control de las emisiones de material particulado esto limitara el oscurecimiento atmosférico que causaba este contaminante y mayor porcentaje de radiación solar entrara a la atmosfera y por ende estos procesos fotocatalíticos ocurrirán en mayor medida y aumentaran la formación del ozono a nivel de superficie el cual es un peligroso contaminante no solo para el ecosistema sino para la salud de la población especialmente personas vulnerables como lo son niños menores y personas de la tercera edad.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Central por su disposición para apoyar este trabajo de revisión aportando las herramientas necesarias para su elaboración.

REFERENCIAS

Borbon, A., Fontaine, H., Veillerot, M., Locoge, N., Galloo, J.C., Guillermo, R., 2001. An investigation into the traffic-related fraction of isoprene at an urban location. Atmos. (https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00170-4)

Atkinson, R., Arey, J., 2003. Gas-phase tropospheric chemistry of biogenic volatile organic compounds. Atmos. (https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00391-1)

Camargo, Y.; Bolaño, T.R.; Álvarez, A. (2010). Emisiones de compuestos orgánicos volátiles de origen biogénico y su contribución a la dinámica atmosférica. (https://revistas.unimagdalena.edu.co/index.php/intropica/article/view/155)

Cárdenas R., P.A. (2012). Desarrollo de un inventario geo-referenciado de emisiones biogénicas para el dominio de modelación meso-escala de Bogotá. Universidad Nacional de Colombia. (https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/10651)

Calfapietra, C., Fares, S., Loreto, F., 2013. Volatile organic compounds from Italian vegetation and their interaction with ozone. (https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.012)

Barkley, M.P., Smedt, I.D., Roozendael, M.V., Kurosu, T.P., Chance, K., Arneth, A., Hagberg, D., Guenther, A., Paulot, F., Marais, E., Mao, J., 2013. Top-down isoprene emissions over tropical South America inferred from SCIAMACHY and OMI formaldehyde columns (https://doi.org/10.1002/jgrd.50552)

Colman L., J.E., (2013). Contaminación ambiental, análisis y mitigación/remoción de material particulado (MP) y compuestos orgánicos volátiles (COVs) y semivolátiles (COSVs). Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Exactas, Departamento de Química. Tesis Doctoral.

Aydin, Y.M.; Yamana, B.; Koca, H.; Dasdemir, O.; Kara, M.; Altiok, H.; Dumanoglu, Y.; Bayrama, A.; Tolunay, D.; Odabasi, M.; Elbir, T. (2014). Biogenic volatile organic compound (BVOC) emissions from forested areas in Turkey: Determination of specific emission rates for thirty-one tree species. Science of the Total Environment 490, 239–253.(https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.132)

Bauwens, M., Stavrakou, T., Müller, J.-F., De Smedt, I., Roozendael, M.V., van der Werf, G.R., Wiedinmyer, C., Kaiser, J.W., Sindelarova, K., Guenther, A., 2016. Nine years of global hydrocarbon emissions based on source inversion of OMI formaldehyde observations (https://doi.org/10.5194/acp-16-10133-2016)

Cuesta, A.; González, C.M.; Velasco, M.; Aristizabal, B. (2018). Distribución espacial de concentraciones de SO2, NOx y O3 en el aire ambiente de Manizales. Manuscrito aceptado en la Revista Internacional de Contaminación Ambiental.

(https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37057103011).

M. Anwar H.KhanaBillie-LouiseSchlicha-Michael E.Jenkin Michael C.Cooke Richard G. Derwent Jessica L.NeudCarl J.Percival Dudley E.Shallcross. (2021) Changes to simulated global atmospheric composition resulting from recent revisions to isoprene oxidation chemistry. (https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117914).

OMS, Organización Mundial de la Salud (2014). Organización Mundial de la Salud Disponible en:

http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/airpollution/es/.

MADS- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sstenible (2017c).Guía para la elaboración de inventarios de emisiones atmosféricas. Bogotá, Colombia.

Le Quéré, C., Jackson, R.B., Jones, M.W. et al. Temporary reduction in daily global CO2 emissions during the COVID-19 forced confinement. (2020) https://doi.org/10.1038/s41558-020-0797-x.

Zhang Y, Ma ZF. Impact of the COVID-19 Pandemic on Mental Health and Quality of Life among Local Residents in Liaoning Province, China: A Cross-Sectional Study. Int J Environ Res Public Health. 2020 Mar 31; 17(7):2381. Doi: 10.3390/ijerph17072381. PMID: 32244498; PMCID: PMC7177660.

Yue, H., He, C., Huang, Q. et al. Stronger policy required to substantially reduce deaths from PM2.5 pollution in China. Nat Commun 11, 1462 (2020). https://doi.org/10.1038/s41467-020-15319-4.

Li Q, Guan X, Wu P, Wang X, Zhou L, Tong Y, Ren R, Leung KSM, Lau EHY, Wong JY, Xing X, Xiang N, Wu Y, Li C, Chen Q, Li D, Liu T, Zhao J, Liu M, Tu W, Chen C, Jin L, Yang R, Wang Q, Zhou S, Wang R. doi: 10.1056/NEJMoa2001316. Epub 2020 Jan 29. PMID: 31995857; PMCID: PMC7121484.

Pierre Sicard, Alessandra De Marco, Evgenios Agathokleous, Zhaozhong Feng, Xiaobin Xu, Elena Paoletti, José Jaime Diéguez Rodriguez, Vicent Calatayud, Amplified ozone pollution in cities during the COVID-19 lockdown,Science of The Total Environment,Volume 735,2020,139542,ISSN 0048- 9697, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139542.

Komalasari, D., Shi, Z. & Harrison, R.M. Optimisation of a Numerical Model to Simulate the Dispersion and Chemical Transformations Within the Oxides of Nitrogen/Ozone System as Traffic Pollution Enters an Urban Greenspace. Earth Syst Environ 5, 927–937 (2021). https://doi.org/10.1007/s41748-021-00262-1.

Fajardo, O. A., Cruz, L. V., Velandia, C. C. y Navas, A. P. (2021). Estimación de las emisiones biogénicas urbanas en Bogotá de compuestos orgánicos volátiles. Caso de estudio especie Eucalyptus globulus Labill. Gestión y Ambiente,(2021) 24(2), 93916. https://doi.org/10.15446/ga.v24n2.93916.

MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AIRE EN LA CIUDAD DE CUENCA – ECUADOR AÑO 2021

Cristian Caguana Romero[1], Claudia Espinoza Molina[2], Kevin Chavez Loja[3]

Palabras clave:

Red monitoreo; calidad del aire; estación automática; pasiva.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

En el contexto global, la Organización Mundial de la Salud (OMS) enmarca a la contaminación atmosférica como un riesgo para la calidad ambiental en ciudades en crecimiento poblacional y de superficie. En sintonía con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (Naciones Unidas, 2021), es necesario conocer los niveles de contaminación atmosférica, a fin de evaluar sus efectos en la salud y para la adopción de políticas y acciones, que

1Empresa Pública de Movilidad EMOV – EP, ccaguana@emov.gob.ec

2Empresa Pública de Movilidad EMOV – EP, cmolina@emov.gob.ec

3Universidad de Cuenca, kevin.chavez@ucuenca.edu.ec

permitan mantener la calidad del aire en el mejor nivel posible. Puesto que, en el contexto local, la principal fuente de emisiones e influencia de contaminantes criterio en la zona urbana del cantón Cuenca, es el tráfico vehicular, de acuerdo al último inventario de emisiones de la ciudad, elaborado con año base 2014 (EMOV - EP, 2016a).

La EMOV – EP desde julio de 2012 enfocada en una buena gestión integral de la calidad del aire en la ciudad, crea una red de monitoreo, la cual en primera instancia opera una estación automática instalada en el Centro Histórico. Esta infraestructura registra en tiempo real los niveles de contaminación atmosférica y los principales parámetros meteorológicos. Dicha información sirve de base para la generación del índice de calidad del aire que se reporta al público. Consecuentemente, desde junio de 2016, opera un sensor automático de material particulado fino (PM2.5), localizado al norte de la ciudad y otro al suroeste del Centro Histórico desde julio 2020, los cuales registran las concentraciones de este contaminante, tanto en la zona de influencia del parque industrial como en la zona sur de la ciudad. Por su parte, la empresa consciente de los avances tecnológicos para el mejoramiento del desempeño en la gestión del aire, a finales de noviembre de 2021, se instalaron seis microsensores (sensores electroquímicos) de tipo indicativos de PM10, PM2.5, PM1, CO, O3, NO2 y SO2 en diferentes puntos de la ciudad. Todas éstas acciones de la empresa han permitido que la Red de Monitoreo cumpla con los requisitos que establece la Legislación Nacional, y se visualice el objetivo de informar el estado ambiental del aire a la ciudadanía con información fiable, mediante métodos y procedimientos reconocidos internacionalmente.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Descripción de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire

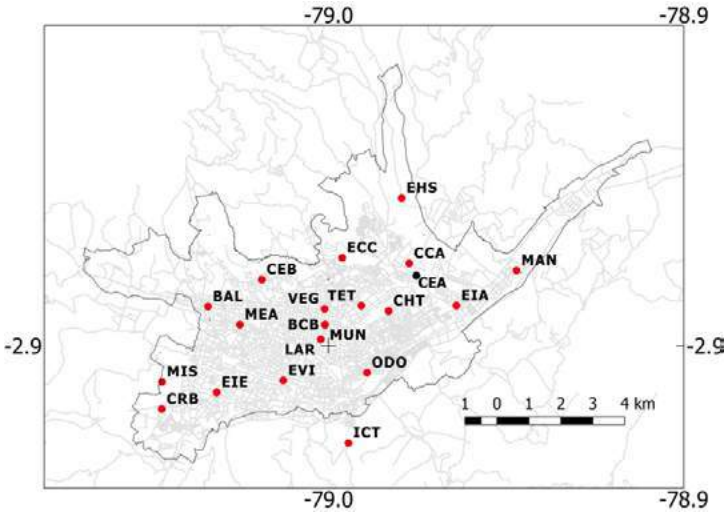


Figura 1. Localización de las estaciones de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Cuenca. Fuente: (Red de Monitoreo de Calidad del Aire, 2020).

2.2 Metodologías de medición y monitoreo de la Red

Tabla 1. Métodos de medición y sensores de la estación automática MUN

Contaminante	Método	Marca/modelo
Monóxido de carbono (CO)	Absorción de radiación infrarroja no dispersiva USEPA Método de referencia EQOA-0992-087	Teledyne. T300

Dióxido de azufre (SO2)	Fluorescencia por radiación ultravioleta USEPA Método de referencia EQSA-0495-100	Teledyne. T100
Dióxido de nitrógeno (NO2)	Desplazamiento de fase atenuada de cavidad USEPA Método de referencia EQNA-0514-212	Teledyne. T500U
Material particulado fino (MP2.5)	Atenuación de rayos beta USEPA Método equivalente EQPM-0308-170	Met One BAM-1020
Ozono (O3)	Absorción de radiación ultravioleta USEPA Método equivalente EQOA-0992-087	Teledyne. T400
Meteorología, estación Vaisala		
Parámetro		**Sensor**
Velocidad y dirección del viento		WMS302
Temperatura del aire. humedad relativa		HMP155
Radiación solar global		CMP3
Precipitación		Young 52203
Presión barométrica		K17474

Fuente: Fuente: (Red de Monitoreo de Calidad del Aire, 2020).

Tabla 2. Método de medición y sensor de la estación automática CCA.

Contaminante	Método	Marca/modelo
Material particulado fino (PM2.5)	Atenuación de rayos beta USEPA Método equivalente EQPM-0308-170	Met One BAM-1020

Tabla 3. Métodos de medición y microsensores para la sub red de sensores Low-cost.

Contaminante	Método	Marca/modelo
Gases Contaminantes CO, NO_2, SO_2, O_3	Electroquímico	Envea
Material particulado fino (PM2.5 y PM10)	Dispersión de rayos beta	Envea

2.3 Metodologías de calibración para la estación automática

Los analizadores fotométricos de gases y analizadores de partículas por atenuación de rayos beta, deben ser sometidos regularmente a pruebas de calibración, con el fin de asegurar mediciones precisas. Los equipos utilizan una función lineal para la interpretación de las muestras de aire, para esto se realiza una comparación en dos puntos comúnmente conocidos como cero y span, que representan un valor muy bajo y otro muy alto del contaminante. Con estos se determina la presencia de un corrimiento o error con respecto a un valor de referencia. En el caso de los analizadores de gases, un dilutor se encarga de proveer una mezcla de aire con alta concentración del contaminante a ser medido. Mientras que, para determinar el segundo punto de la función, un generador de aire cero provee una muestra donde se eliminó el contaminante. Los analizadores de partículas requieren un proceso similar, donde para determinar el valor cero, se coloca un filtro de grano fino en la entrada de la toma de muestra, evitando así que ingresen partículas al equipo. En la calibración del span, se coloca una membrana que provoca una atenuación constante de los rayos beta, simulando un flujo con alta concentración de partículas, permitiendo la comparativa para determinar el error de los valores medidos y reales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Tendencias de las concentraciones medias anuales

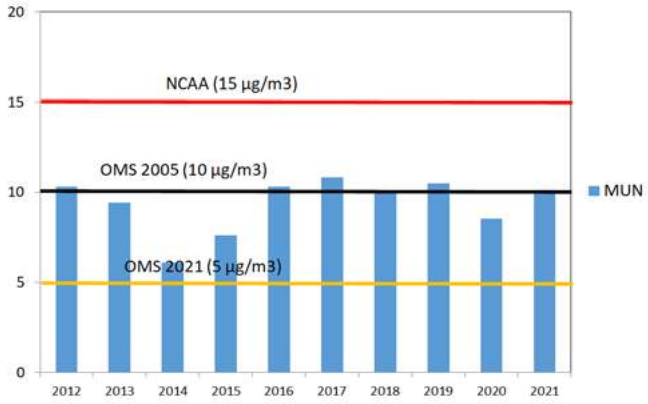


Figura 2. Concentraciones medias anuales de material particulado ($PM_{2.5}$) del periodo 2012 – 2021 (µg/m^3). Estación MUN.

El promedio del año 2021 (10.1 µg/m3) fue mayor al promedio del año 2020 (8.5 µg/m3). El valor del año 2021 es menor a los promedios de 2016 hasta y 2019. Igualmente, el descenso en 2020 se puede atribuir al descenso de emisiones por la restricción del COVID-19.

3.2 Calidad del aire y meteorología

El análisis de los registros de la calidad del aire y de la meteorología, permite entender la influencia de las condiciones atmosféricas en el comportamiento de los contaminantes. Los registros que se presentan a continuación corresponden al periodo del 20 (miércoles) hasta el 24 (domingo) de octubre de 2021.

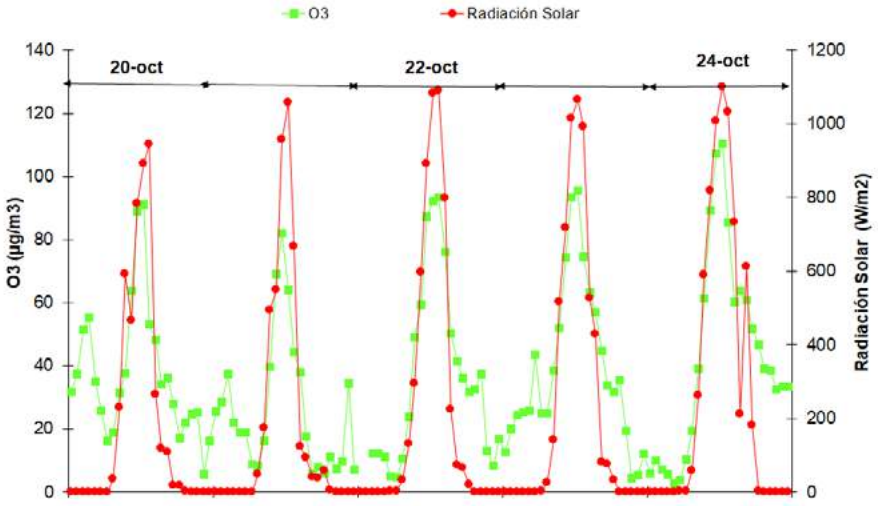


Figura 4. Concentración de O_3 ***(µg/m^3)*** y radiación solar global (W/m^2) horarias para los días 20 hasta 24 de octubre de 2021.

Durante el 24 de octubre, se registraron las concentraciones horarias más altas de O_3 en relación con otros días del año 2021.

3.3 Conclusiones de los resultados obtenidos para la calidad del aire 2021 Cuenca

Tabla 4: Resumen de los principales hallazgos del monitoreo. Año 2021.

Parámetro	Conclusiones
Material particulado PM_{10}	• En la estación del Colegio Carlos Arizaga (CCA, ubicada al norte de la ciudad, a 300 m del parque industrial) se registró una concentración media anual de 30.7 µg/m³. En las estaciones Municipio (MUN) y Escuela Ignacio Escandón (EIE) se registraron concentraciones de 26.6 y 29.8 µg/m³ respectivamente. En las tres estaciones, las concentraciones fueron menores al nivel de la NCAA (50 µg/m³); aunque se superó el reciente valor guía de la OMS 2021 (15 µg/m³). • Durante el año 2021 se registraron 11 superaciones del reciente valor guía de la OMS en 24 horas (45 µg/m3). El 45%, 27% y 27% de estas superaciones se registraron en las estaciones EIE, CCA y MUN respectivamente. • En ninguna de las 3 estaciones que registran PM10, se superó la concentración de la NCAA establecida como promedio en 24 horas (100 µg/m3).
Material particulado $PM_{2.5}$	• Los valores medios anuales de PM2.5 en las estaciones MUN (9.8 µg/m3), CCA (8.3 µg/m3), y EIE (5.7 µg/m3), fueron menores al promedio anual establecido por la NCAA (15 µg/m3), aunque mayores al valor guía 2021 de la OMS (5 µg/m3). • El valor guía 2021 de la OMS (15 µg/m3) para la concentración media en 24 horas de PM2.5 se superó en 40, 8 y 2 días, en las estaciones MUN, CCA y EIE, respectivamente.
Partículas sedimentables	• Todas las concentraciones fueron menores al valor establecido en la NCAA (1.0 mg/cm2 durante 30 días).
Monóxido de Carbono (CO)	• Todos los registros fueron menores a la concentración que establece tanto la NCAA y el valor guía de la OMS para los valores máximos horarios (30 mg/m3) y valores máximos en períodos de 8 horas (10 mg/m3).
Dióxido de azufre (SO_2)	• El valor medio de todas las concentraciones horarias de SO2 fue de 4.1 µg/m3. Este valor es menor al promedio anual establecido por la NCAA (60 µg/m3). • Todos los registros de los promedios en periodos de 24 horas fueron menores a la concentración que establece la NCAA (125 µg/m3) y al valor guía de la OMS (20 µg/m3) • Todos los registros de las concentraciones medias en 10 min fueron menores a la concentración que establece tanto la NCAA y el valor guía de la OMS (500 µg/m3).
Dióxido de nitrógeno (NO_2)	• La concentración media anual registrada por la estación automática MUN (19.1 µg/m3), fue menor a la concentración establecida en la NCAA (40 µg/m3) y al valor guía de la OMS (40 µg/m3). • De las estaciones pasivas, en ninguna se superó la concentración media anual establecida por la NCAA y el valor guía de la OMS (40 µg/m3), • Todas las concentraciones horarias registradas por la estación automática MUN, fueron menores a la concentración que establece tanto la NCAA como la guía de la OMS (200 µg/m3).
Ozono O_3	• No se registró superaciones del valor establecido tanto por la NCAA (100 µg/m3) y la guía de la OMS (100 µg/m3).

3.4 Red de microsensores LOW - COST

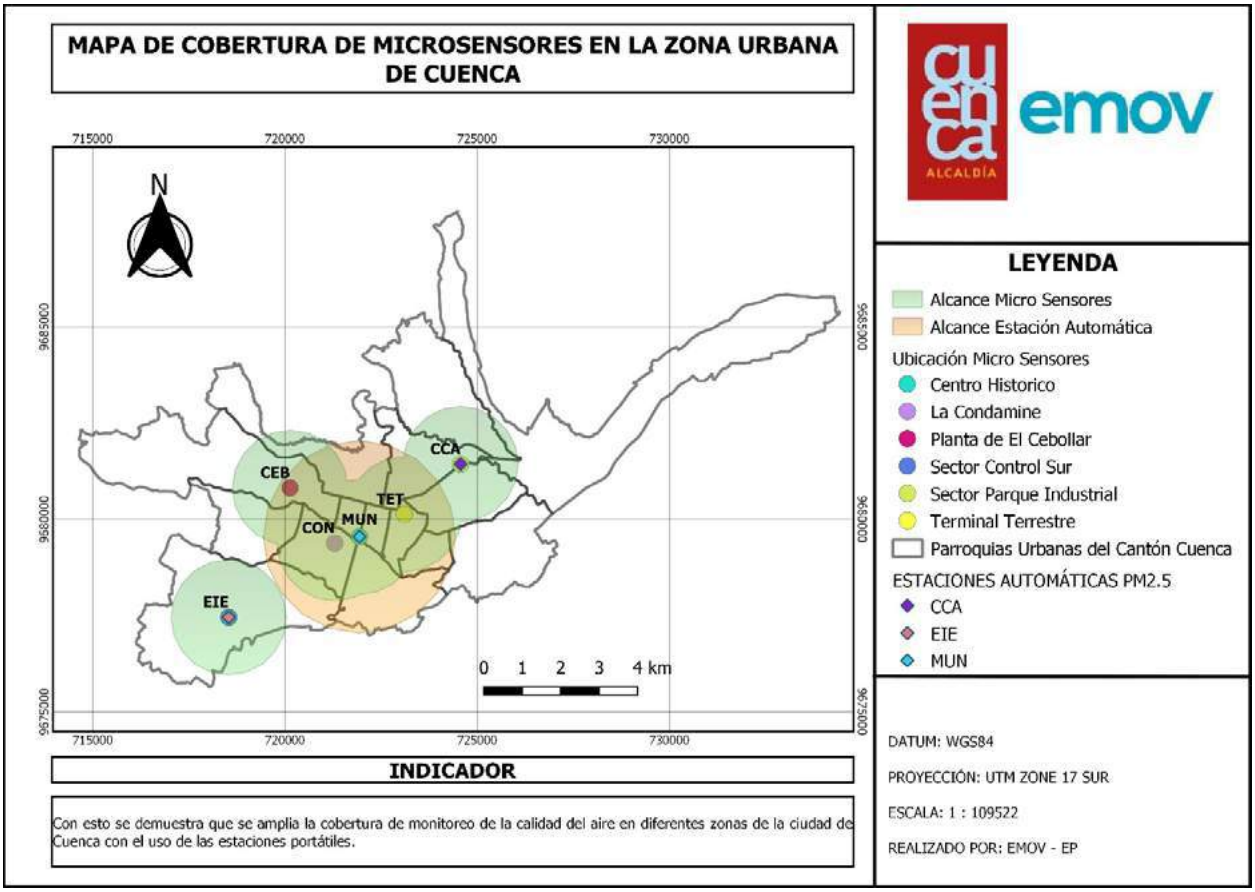


Figura 5. Mapa de ubicación de la red de microsensores y su alcance en la cobertura de monitoreo.

3.4.1 Monitoreo de la Calidad del Aire por sensores Low – Cost

El proyecto se enmarca en la necesidad de medir la calidad del aire en zonas de alto flujo vehicular en la ciudad de Cuenca utilizando microsensores de bajo costo CAIRSENS. Los sensores están integrados a una estación compacta y el monitoreo se realiza en tiempo real. La información es transmitida directamente a los servidores EMOV EP y son de dominio público.

3.4.2 Análisis de los meses de mayor cobertura de datos del año 2022

La figura 6 y 7 muestran el monitoreo para el mes de mayor cobertura de datos para la estación MUN y CCA respectivamente, correspondiente a las concentraciones de PM2.5 tomadas por dos metodologías diferentes tanto un analizador automático (Met One BAM-1020) como un microsensor (Envea).

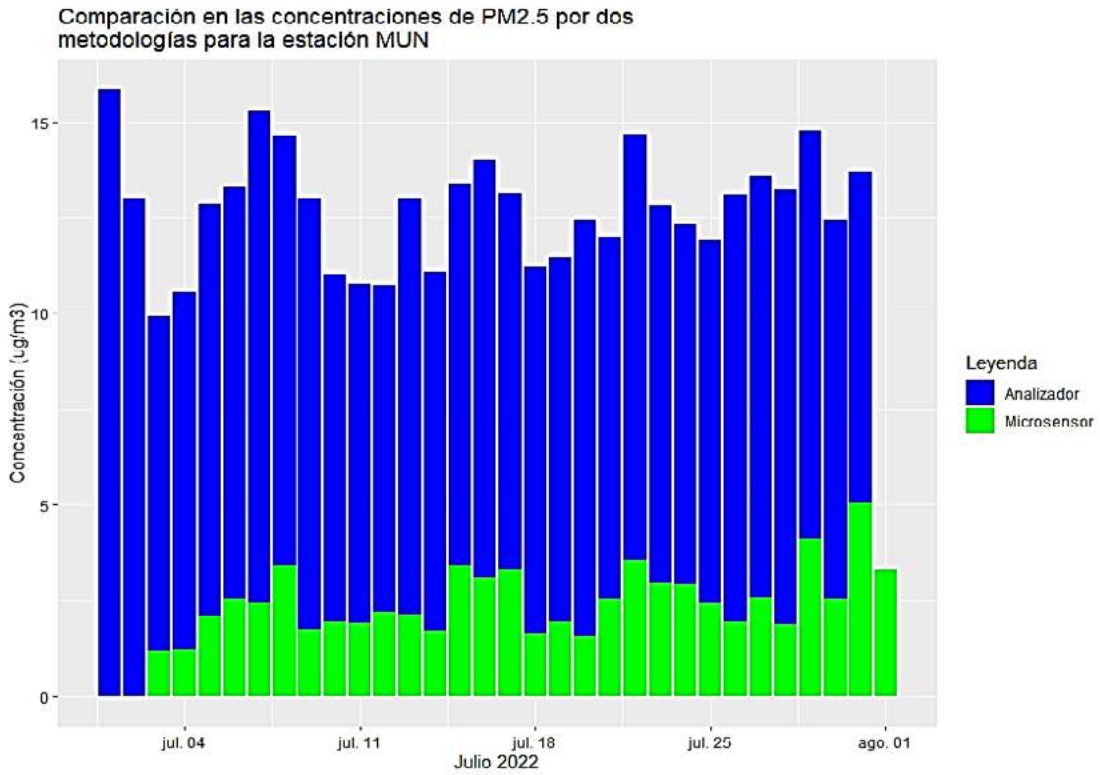


Figura 6. Comparación en las concentraciones de PM2.5 por dos metodologías para la estación MUN.

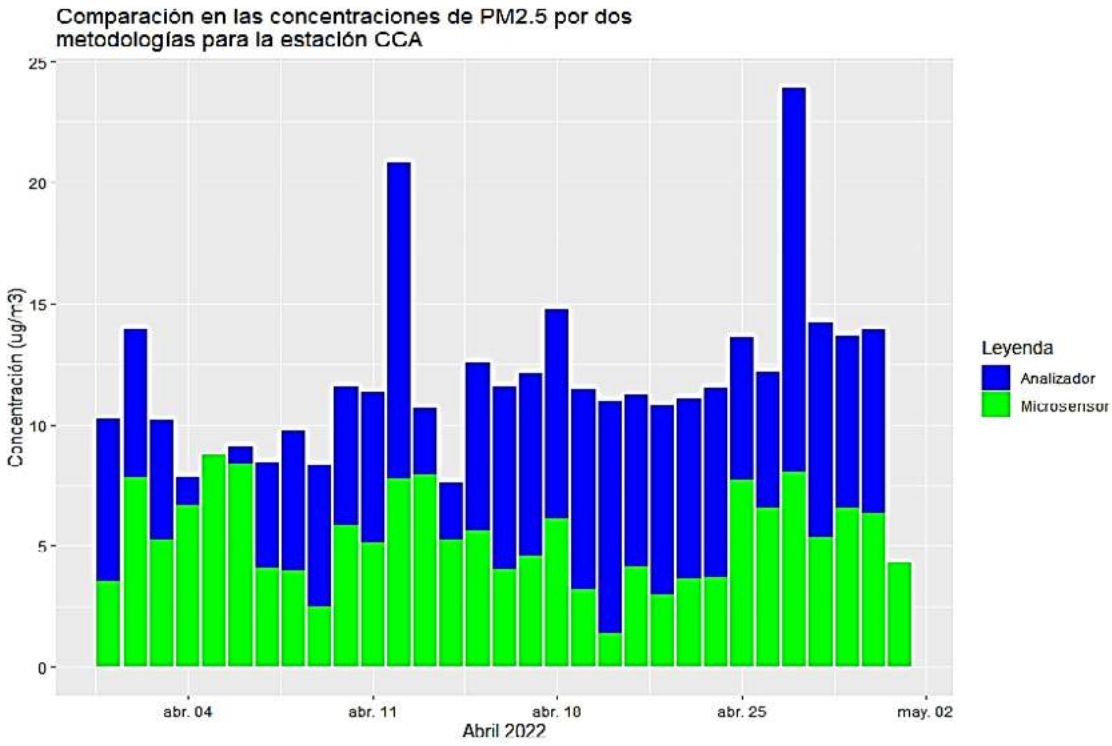


Figura 7. Comparación en las concentraciones de PM2.5 por dos metodologías para la estación CCA.

Al realizar un análisis estadístico sobre la correlación entre ambas metodologías de monitoreo, sobre los promedios diarios para la estación MUN y CCA del mes de julio y abril con mayor cobertura de datos. Este análisis nos arroja un coeficiente de correlación 0.67 y al realizar una prueba de significancia [p], el valor p es 6.591e-05 por lo cual podemos concluir que hay una correlación lineal significativa entre las dos metodologías para la estación MUN.

La información registrada por las nuevas estaciones será incluida en el informe de calidad del aire del año 2022.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Uno de los principales objetivos como red de monitoreo de calidad del aire es: Contar con información confiable para la evaluación de las actividades y políticas de gestión de la calidad del aire en la ciudad de Cuenca, identificar potenciales fuentes de emisión y generar información de acceso público, que pueda ser utilizada con fines de investigación para entender mejor el comportamiento de los contaminantes del aire en el Cantón Cuenca. Cumpliendo con los objetivos, la red de monitoreo informa a la población en general el estado de la calidad del aire minuto a minuto para así generar conciencia de la contaminación ambiental y prevenir enfermedades respiratorias ocasionadas por los contaminantes criterio.

A partir de la información generada es importante la generación de políticas públicas, sin embargo, en la ciudad de Cuenca al no ser unas mediciones muy altas, las autoridades locales no usan en mayor caso la información proporcionada. Gracias a los resultados obtenidos se alimenta información de organismos públicos nacionales como SENPLADES, Ministerio de Ambiente, Ministerio de Educación y Secretaría del Buen Vivir.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimientos a la Alcaldía de Cuenca, al GAD Municipal, a la Empresa Pública EMOV EP liderada por su Gerente General Lcdo. Juan Carlos Aguirre Benalcázar por su apoyo constante al departamento de monitoreo de Calidad del Aire. Gracias al trabajo conjunto con la academia y las empresas públicas municipales, nos ha llevado a trabajar en acciones y estrategias para precautelar la salud de los cuencanos y cuencanas.

REFERENCIAS

EMOV EP. 2020. Informe de calidad del aire Cuenca 2019. Alcaldía de Cuenca. Red de Monitoreo EMOV EP. Cuenca-Ecuador. 113 p.

EMOV EP. 2016a. Inventario de emisiones atmosféricas del Cantón Cuenca 2014. Empresa Pública de Movilidad, Tránsito y Transporte, 86 p.

Naciones Unidas. 2021. Objetivos de Desarrollo Sostenible. https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/

OMS. 2006. Guías de la calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre. Actualización Mundial 2005. Resumen de evaluación de los riesgos. Organización Mundial de la Salud.

HOJA DE RUTA PARA DESCARBONIZAR EL TRANSPORTE DE CARGA EN AMÉRICA LATINA

Helmer Acevedo[1], Samantha Pettigrew[2], Leticia Pineda[3], y Oscar Delgado[4]

Palabras clave:
Descarbonización; transporte de carga; vehículos cero emisiones, gases de efecto invernadero.

INTRODUCCIÓN

El transporte de carga terrestre es el principal modo de transporte en América Latina, y representa más del 70% de la carga transportada en la región[1]. El sector de carga emitió 215,2 MT CO2 (47%) de las 454 MT CO2 emitidas en América Latina por el sector transporte . Este estudio tiene por objetivo presentar una hoja de ruta para que los países de América Latina logren la descarbonización del transporte de carga terrestre de vehículos livianos, medianos y pesados[2].

La región de América Latina y el Caribe se conforma por 33 países y tiene una población aproximada de 650 millones, un 8% de la población mundial [3]. El transporte de carga terrestre constituye más del 70% [4] de la carga transportada en la región y representa alrededor de un 6% del producto interno bruto en los años recientes [5].

Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y de efecto local del transporte de carga impactan negativamente al clima y a la salud de los habitantes. Los vehículos diésel de carga son la principal fuente de emisiones de material particulado (PM) y de óxidos de nitrógeno en el mundo (NOx). En América Latina el consumo de diésel equivale al 38% del consumo total de combustibles. Para el 2019, Colombia y Brasil presentaron un consumo de 133,2 PJ [6], y 2510,0 PJ [7], representando el 38 y 70% del consumo total de combustibles. De igual forma, para el 2019, en la región de América Latina y el Caribe, las emisiones de óxidos de nitrógeno ascendieron a 388.300 toneladas métricas equivalentes de CO2 liderадas por Brasil (182.050 ton CO2_equiv), Argentina (48.350 ton CO2_equiv), México (44.150 ton CO2_equiv) y Colombia (22.860 ton CO2_equiv) [8].

MÉTODOS

Una hoja de ruta para la descarbonización del transporte de carga en América Latina debe considerar los siguientes cinco tipos de políticas:

Metas de ventas de vehículos nuevos cero emisiones – Establecer metas de ventas de vehículos cero emisiones que planteen una visión de largo plazo y estén alineadas con las reducciones necesarias para conseguir la neutralidad de carbono a 2050.

Regulaciones Ambientales y Operacionales – Establecer regulaciones obligatorias por ley y alineadas con las metas establecidas en el punto anterior, para garantizar la transición gradual de las tecnologías de combustión interna. Crear el marco regulatorio necesario para la adopción de tecnologías cero emisiones que incluyen instrumentos como estándares de eficiencia energética y emisiones vehiculares, y normativas asociadas a la electrificación del transporte.

Incentivos fiscales – Establecer incentivos de compra o de utilización de vehículos cero emisiones, para cerrar posibles brechas de costo total de propiedad entre las tecnologías de cero emisiones y las tecnologías actuales.

Infraestructura de recarga – Desarrollar la infraestructura de recarga necesaria para habilitar el despliegue de tecnologías de cero emisiones

1 Researcher, h.acevedo@theicct.org (autor para correspondencia)

1, 2, 3, 4 The International Council on Clean Transportation

a un alcance y línea de tiempo suficientemente ambiciosos para una transición a esta clase de vehículos a largo plazo.

Promoción de la demanda – Establecer requisitos de compra para flotas seleccionadas y condiciones habilitantes para promover la demanda de vehículos cero emisiones.

RESULTADOS

El ICCT ha modelado escenarios sobre la transición a tecnologías de cero emisiones en el sector transporte. La Tabla 1 muestra el porcentaje de ventas de vehículos nuevos de cero emisiones, necesarios para cumplir estas metas, dentro de un escenario ambicioso pero factible para los países de América Latina con el fin de alcanzar las metas del Acuerdo de París.

Tabla 1. Porcentaje de vehículos de carga de cero emisiones por segmento a desplegar para obtener la meta de neutralidad de carbono en 2050, dentro de un escenario ambicioso factible.

Segmento	2022	2025	2030	2040	2050
Medianos[1]	Línea Base (0%)	2%	30%	90%	100%
Pesados[2]		1%	20%	75%	100%

Fuente: ICCT.

1 Los vehículos de carga medianos son aquellos cuyo peso bruto vehicular máximo es hasta 14969 kilogramos, e incluye los vehículos livianos comerciales.

2 Los vehículos de carga pesada son aquellos cuyo peso bruto vehicular es superior a 14969 kilogramos.

Inicialmente, todos los países en la región deben definir una estrategia oficial con el fin de alcanzar la neutralidad de carbono al año 2050 para todos los segmentos de vehículos. Dentro de esta estrategia, deben coexistir estos cinco objetivos los cuales son dependientes entre ellos y se deben abordar de manera coordinada para garantizar su efectividad. Como se ilustra en la Figura 1, la hoja de ruta indica que las acciones claves para conseguir estos objetivos deben cumplirse en esta década.

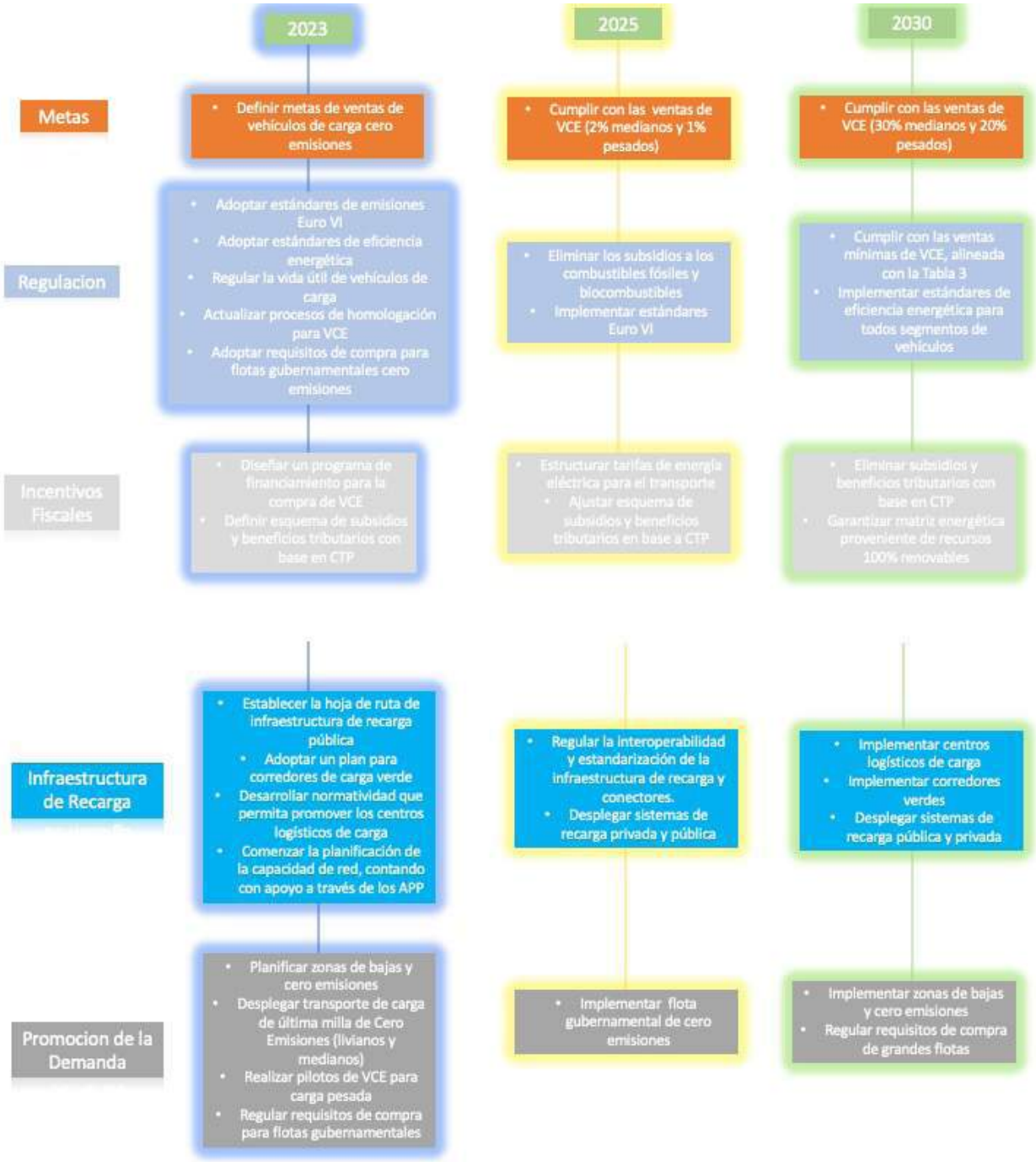


Figura 1. Hoja de Ruta para Descarbonizar el Sector de Transporte de Carga en América Latina.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio propone un conjunto de recomendaciones de política pública y estrategias que se detallan a continuación:

Metas de Ventas de Vehículos Nuevos Cero Emisiones: este objetivo es sin duda alguna el punto de llegada para lograr la descarbonización del transporte de carga. Para el 2025, la venta de vehículos medianos para 2025, 2030, 2040 y 2050 deben estar en un 2%, 30, 90 y 100%, respectivamente. En los mismos años, el 1%, 20%, 75 y 100% para vehículos pesados.

Regulaciones Ambientales, Operacionales y Ventas: lograr las metas de ventas de vehículos de cero emisiones requiere implementar regulaciones en estándares de emisiones, eficiencia energética, vida útil de los vehículos y estándares en general. Un camino hacia la descarbonización del sector de carga es adoptar estándares de emisiones exigentes como Euro VI. En la misma dirección, América Latina requiere adoptar estándares de eficiencia energética y dióxido de carbono armonizados con lo desarrollado internacionalmente. Finalmente, adoptar estandarizaciones para desplegar flota de cero emisiones en el sector de carga y requerimientos de adquisición de vehículos de cero emisiones por parte de los gobiernos, aceleran la transición.

Incentivos Fiscales: América Latina tiene experiencia en incentivos fiscales destinados al transporte en general. América Latina requiere diseñar programas de financiamiento de flota de cero emisiones para los transportadores de carga que les permita acceder a tecnologías limpias ya que el sector es altamente informal con escaso acceso al crédito. Apalancar programas de subsidios con impuestos al carbono son estrategias que los países de la región deben liderar.

Infraestructura de Recarga: los programas de transición hacia la descarbonización de flotas requiere que se disponga de infraestructura de recarga. Los gobiernos deben apoyar la infraestructura necesaria para atender la demanda de los vehículos de carga. Usando estrategias de alianzas público – privadas, coordinando con empresas de servicios públicos, e invirtiendo en zonas apartadas, son medidas que se pueden adoptar para lograr una red suficiente para abastecer energéticamente los vehículos de cero emisiones.

Promoción de la Demanda: Desarrollar estrategias para promocionar demanda de vehículos de cero emisiones a través de regular zonas de bajas y cero emisiones, y requerir flota limpia para los diferentes proyectos de los estados, son medidas que los gobiernos de América Latina pueden tomar para acelerar la transición hacia la descarbonización del sector de transporte de carga.

REFERENCIAS

Barbero, Fiadone, and Millan, “El Transporte Automotor de Cargas en America Latina.”

Vergara, Fenhann, and Santos da Silva, “Carbono Cero America Latina y El Caribe.”

Population, total – Latin America & Caribbean,” The World Bank, consultado el 23 de febrero 2022.

José A. Barbero y Pablo Guerrero, El transporte automotor de carga en América Latina: soporte logístico de la producción y el comercio (BID: Buenos Aires, 2017)

José Barbero, Rodolfo Fiadone, Maria Millán Placci, El transporte automotor de cargas en América Latina. (BID: Buenos Aires, 2020), https://repositorio.uca.edu.ar/handle/123456789/10424

https://www.iea.org/countries/colombia

https://www.iea.org/countries/brazil

https://data.worldbank.org/indicator/EN.ATM.NOXE.KT.CE?end=2017&locations=ZJ&most_recent_year_desc=false&start=2017&view=map



PATROCINADORES Y ALIADOS

Patrocinador Plata

Patrocinador Bronce Leal

Aliados comerciales

Aliados locales

Aliados por la gobernanza de la calidad del aire

Aliados académicos

Comité Promotor CASAP

NOVENO CONGRESO COLOMBIANO Y
CONFERENCIA INTERNACIONAL CALIDAD DE AIRE,
CAMBIO CLIMÁTICO Y SALUD PÚBLICA

LIBRO DE MEMORIAS

2023

CASAP IX
Santa Marta, Colombia

Editado por

Hill