ISSN: 3100-945X (versión digital)

CASAPX

CALIDAD DEL AIRE CAMBIO CLIMÁTICO Y SALUD PÚBLICA



LIBRO DE MEMORIAS 2025

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

COMPILADORES
Maria Victoria Toro
Diana Marcela Marín
Juan Felipe Franco

Universidad Pontificia Bolivariana
Vigilada Mineducación

© Varios autores
© Editorial Universidad Pontificia Bolivariana
Vigilada Mineducación

Memorias del Congreso Colombiano y Conferencia Internacional de Calidad de Aire, Cambio Climático y Salud Pública

ISSN: 3100-945X
Décima edición, mayo de 2025
Periodicidad: Bianual

Universidad Pontificia Bolivariana
Arzobispo de Medellín y Gran Canciller UPB: Mons. Ricardo Tobón Restrepo
Rector General: Padre Diego Marulanda Díaz
Vicerrector Académico: Álvaro Gómez Fernández
Decano Escuela de Ingeniería: Roberto Carlos Hincapié Reyes
Decano Escuela de Ciencias de la Salud: Marco Antonio Gonález Agudelo
Coordinación Editorial UPB: Lisa María Colorado Rodríguez
Producción: Ana Milena Gómez Correa

Hill Consulting
Dirección General: Juan Felipe Franco
Corrección de estilo: Lina Marcela Puerta
Diagramación: Natalia Franco
Imagen de portada: Cortesía Bureau de Medellín y Medellín Travel

Dirección Editorial:
Editorial Universidad Pontificia Bolivariana, 2025
Correo electrónico: editorial@upb.edu.co
www.upb.edu.co
Telefax: (57)(4) 354 4565
A.A. 56006 - Medellín - Colombia

Los trabajos técnicos que hacen parte de este libro fueron sometidos a un proceso de evaluación por parte del Comité Científico del CASAP X. Esta revisión sugirió a los autores ajustes de forma y contenido, promoviendo una mejor calidad en los documentos. Los trabajos completos publicados en este libro han sido reproducidos fielmente a partir de las versiones finales de los textos compartidas por los autores, sin alteraciones ni modificaciones. Los editores se reservan los derechos relacionados con la publicación y distribución de este libro. Cualquier solicitud de reproducción debe tener autorización de los editores.

COMITÉ CIENTÍFICO

CARLOS MARIO GONZÁLEZ
Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales

DAYANA AGUDELO
Universidad del Norte

FRANCISCO JOSÉ MOLINA
Universidad de Antioquia

FLORENTINO MÁRQUEZ
Universidad Militar Nueva Granada

DIANA MARÍN PINEDA
Universidad Pontificia Bolivariana

ISABEL DÍAZ FORERO
Corantioquia

JUAN GABRIEL PIÑEROS
Universidad de Antioquia

JUAN FELIPE FRANCO
Hill

JULIÁN FELIPE SEGURA
Universidad EAN

JOHN RAMIRO AGUDELO
Universidad de Antioquia

JORGE PACHÓN
Universidad de la Salle

LAURA ANDREA RODRÍGUEZ
Universidad Industrial de Santander

LUIS BELALCÁZAR CERÓN
Universidad Nacional de Colombia

LUISA GÓMEZ PELÁEZ
Universidad de Antioquia

MARILUZ BETANCUR
Universidad Pontificia Bolivariana

MÓNICA ESPINOSA
Hill

MIRYAM GÓMEZ MARÍN
Politécnico Colombiano
Jaime Isaza Cadavid

MIGUEL QUIRAMA
Jardín Botánico de Bogotá

MARIA VICTORIA TORO
Universidad Pontificia Bolivariana

NÉSTOR Y. ROJAS
Universidad Nacional de Colombia

OMAR RAMÍREZ HERNÁNDEZ
Universidad Militar Nueva Granada

RICARDO MORALES
Universidad de los Andes

YRIS OLAYA
Universidad Nacional de Colombia

AGRADECIMIENTOS





































































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, industriales 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 décima versión (CASAP X) se desarrolló en mayo de 2025 en la ciudad de Medellín, Colombia. Los propósitos que se tenían con esta versión incluían:

- Servir como punto de encuentro presencial para fortalecer redes de colaboración en contaminación atmosférica, cambio climático y salud pública de Colombia y la región.
- Abordar discusiones sobre el deterioro de la calidad del aire como un factor crítico en la región por sus impactos en la salud pública y calidad de vida de la población, y promover una visión integrada entre causas y soluciones de la contaminación local y global.
- Celebrar la consolidación de la comunidad CASAP a través estas diez versiones de la Conferencia.

La audiencia y la agenda del CASAP X mostraron que cada vez es mayor el involucramiento de otros actores en la gestión de la calidad del aire y que empieza a abordarse más sinérgicamente la interacción entre contaminación atmosférica y cambio climático. El número y la calidad de los trabajos técnicos presentados demuestra además que aún tenemos elementos por entender mejor, y que las nuevas herramientas tecnológicas ofrecen diversas opciones para estudiar el problema y proponer soluciones.

El CASAP tiene el potencial para avanzar hacia una plataforma colaborativa más regional que genere sinergias con otras redes de investigación y de conocimiento de la región, con el objetivo de apoyar la toma de decisiones basada en la evidencia. La comunidad CASAP seguirá promoviendo su diversificación para contar con las visiones desde la academia, el gobierno, el sector privado, la cooperación internacional y la sociedad civil.

En nombre del Comité Promotor del CASAP X expresamos nuestro agradecimiento a todos los conferencistas, 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. Asimismo, a todos los aliados académicos y comerciales un reconocimiento especial.

CONTENIDO

01 GESTIÓN INTEGRAL DE LA CALIDAD DEL AIRE LOCAL Y REGIONAL, E INTERACCIÓN ENTRE CONTAMINACIÓN LOCAL Y CAMBIO CLIMÁTICO, Y PAPEL DE LOS SUPERCONTAMINANTES

VALIDACIÓN DE LA HUELLA DE CARBONO DEL POLITÉCNICO COLOMBIANO 2
Jaime Isaza Cadavid, Dora Luz Yepes Palacio, Jaime Isaza Cadavid, Miriam Gómez Marín

ACTUALIZACIÓN DEL INVENTARIO DE EMISIONES ATMOSFÉRICAS DE LA CIUDAD DE MANIZALES - AÑO BASE 2022 6
Caren Xiomara Guzmán España, Erika Marcela Trejos, Carlos Mario González Duque, Jorge Julián Vélez Upegui, Mauricio Velasco Garcia.

EVOLUCIÓN HISTÓRICA DE LA CONTAMINACIÓN DEL AIRE EN MANIZALES 12
Angel David Gálvez Serna, Caren Xiomara Guzmán España, Carlos Mario González Duque, Jorge Julián Vélez Upegui, Mauricio Velasco Garcia.

INFLUENCIA DEL TRÁFICO DE EMBARCACIONES MENORES Y MAYORES DEL RÍO MAGDALENA SOBRE LA CALIDAD DEL AIRE DE BARRANQUILLA 18
Carlos Diaz Uribe, William Vallejo Lozada, John Gabriel Vargas Correa.

ESTRATEGIAS DE MONITOREO PARA LA MEDICIÓN DE EMISIONES DE METANO EN COLOMBIA: FORTALECIMIENTO DE CAPACIDADES LOCALES 23
Luis Alberto Morales, Angela Vargas Burbano, Rodrigo Jimenez Pizarro, Andres Ardila Ardila.

ESCENARIOS DE TRANSICIÓN ENERGÉTICA EN COLOMBIA: CARACTERIZACIÓN ACTUAL Y A 2.050 28
Camilo Imbacuan-Pazos, Fabian Moreno Camacho, Marco Andrés Guevara-Luna, Luis Carlos Belalcazar

COMPARACIÓN Y REVISIÓN CRÍTICA DEL INVENTARIO DE EMISIONES ANTROPOGÉNICAS DE METANO DE COLOMBIA – FUENTES FALTANTES Y SUBESTIMADAS 36
Andres V. Ardila, Angela C. Vargas-Burbano, Luis A. Morales-Rincon, Rodrigo Jimenez

DESCRIPCIÓN DE UNA BARRERA ARBÓREA COMO ESTRATEGIA PARA MEJORAR LA CALIDAD DEL AIRE EN ENTORNOS URBANOS 42
Laura Julieth Monroy Rodriguez, Miguel Quirama Aguilar, Luisa Fernanda Lozano Benavides, Omar Ramírez Hernandez, Carlos Vicente Rey Guerra.

ANÁLISIS DE LA CALIDAD DEL AIRE EN SUDAMÉRICA: TENDENCIAS Y VARIABILIDAD ESTACIONAL EN GRANDES CIUDADES (2013-2023) 45
Yuri Alexandra González Castillo, Nicolás Malagón Rubio, Alejandro Casallas Garcia, Luis Carlos Belalcázar Cerón, Ellie Anne Lopez-Barrera.

ASSESSING BLACK CARBON EMISSIONS IN LATIN AMERICAN COUNTRIES: TRENDS, IMPACTS, AND POLICY IMPLICATIONS 49
Amanda Ribeiro, Otávio Sobrinho, Taciana Albuquerque

UNA REVISIÓN DE LAS EMISIONES DE AMONIACO EN COLOMBIA Y LATINOAMÉRICA, PRINCIPALES VACÍOS IDENTIFICADOS 55
Saul Martínez Molina, Néstor Y. Rojas, Diego D. Pardo

IMPACTO DE LOS PROCESOS DE MEZCLA VERTICAL EN LA CAPA LÍMITE ATMOSFÉRICA NOCTURNA SOBRE LAS CONCENTRACIONES DE OZONO EN UN VALLE TROPICAL TOPOGRÁFICAMENTE COMPLEJO Y ALTAMENTE URBANIZADO 60
Guiller Alexis Ayala-Parra, Manuel Zuluaga, Ana Zuleima Orrego, Mauricio Ramírez Arias

PAPILA: A HIGH-RESOLUTION INVENTORY OF ATMOSPHERIC EMISSIONS IN LATIN AMERICA 64
Nicolas Alamos Correa, Nicolas Huneeus, Mariel Opazo, Claire Granier, Enrique Puliafito, Mauricio Osses, Néstor Rojas, Paula Castesana, Agustin Garcia, Jorge Pachon, Laura Dawidowski

LAS HUERTAS URBANAS COMO MEDIDA POTENCIAL DE MITIGACIÓN DE CAMBIO CLIMÁTICO 68
Rosalina González Forero, Esteban Melo González, Erika González Ruiz

USO DE DRONES E INTELIGENCIA ARTIFICIAL PARA LA IDENTIFICACIÓN CENSAL DE CHIMENEAS Y LA ACTUALIZACIÓN DE INVENTARIOS DE EMISIÓN POR FUENTES FIJAS 73
Pablo Gutiérrez-Espada, German Rueda-Saa, Enrique A.Torres,Fabio A.Gonzalez, Rodrigo Jiménez

MONITOREANDO LA VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DEL OZONO TROPOSFÉRICO Y SUS PRECURSORES (NO2, CO Y HCHO) USANDO IMÁGENES DE SERIE TEMPORAL SENTINEL-5P BASADAS EN GOOGLE EARTH ENGINE: CASO EN PERÚ, 2019-2024 79
Gonzalo Níkolas Martell Rosado Ruiz

IMPACTO DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN LA FORMACIÓN DE NUBES MIXTAS EN EL NOROESTE DEL AMAZONAS 92
Luis A. Ladino, Sebastián Mendoza-Téllez, Alison Ruiz, Jaime Barrera, Harry Alvarez, Omar Ramírez, Lizeth Russy-Velandia, Juan Vitar, Javier Miranda, Violeta Mugica, Diana Meza, Graciela B. Raga, Giovanni Carabali, Miguel Robles, Irma Rosas, Belem González, Francisco Berrellez, Fernando Millán y Salvador Reynoso-Cruces.

COMPOSICIÓN QUÍMICA DEL AGUA LLUVIA EN DOS MUNICIPIOS DE LA SABANA DE BOGOTÁ 96
Valeria Rodríguez Tuta, Oscar Javier Bernal López, Omar Ramírez

DISEÑO DE CIRCUITO ELECTRÓNICO E IMPLEMENTACIÓN DE UN SISTEMA IOT PARA LA MEDICIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE (PM2.5 Y PM10) EN BOGOTÁ, INTEGRANDO SENSORES DE BAJO COSTO Y VALIDACIÓN CON ESTACIÓN CERTIFICADA (EPA) UNIVERSIDAD DISTRITAL. 101
Kevin Vivas, Ricardo Gómez

MEDICIONES CONTINUAS DE MONOXIDO DE CARBONO (CO), DIOXIDO DE CARBONO (CO2) Y METANO (CH4) EN UNA CIUDAD DEL DESIERTO DE ATACAMA. 108
Rafael N. Liñán-Abanto, P. Arnott, G. Paredes-Miranda, D. Salcedo, Omar Ramos-Pérez, Carlos Zavaleta-Caballero, Rosa M. Liñán-Abanto, Orlando Mariaca-Alave; G. Carabali, Jose Ordoñez-Miranda

02 MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AIRE Y CAMBIO CLIMÁTICO, APLICACIÓN DE BIG DATA E INTELIGENCIA ARTIFICIAL

ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO DE LA CAPA LÍMITE PLANETARIA EN LA ZONA DE MINERÍA DE CARBÓN A CIELO ABIERTO DEL DEPARTAMENTO DEL CESAR 116
José Luis Rodríguez Castilla, José Franklyn Ruiz Murcia, Alex Andrés Murillo Villamizar, Ronny Javier López Hernández, Luis Carlos Angulo Argote.

MODELO DE PREDICCIÓN SEMANAL DE PM EN BOGOTÁ EMPLEANDO REDES NEURONALES 119
Oscar Arnulfo Fajardo Montaña, Luis Miguel Ortiz Bohorquez, Jose Nicolás Valbuena Godoy

CUANTIFICANDO LA POTENCIAL REDUCCIÓN EN MORTALIDAD ASOCIADA A LA REDUCCIÓN DE LOS INCENDIOS ASOCIADOS A LA DEFORESTACIÓN EN COLOMBIA Y EL NORTE DE SURAMÉRICA 129
Ricardo Morales Betancourt, Diego Roberto Rojas, Fernando García-Menendez

PERFILES DIARIOS DE TRÁFICO EN CONTEXTOS URBANOS, INDUSTRIALES Y AGROINDUSTRIALES EN TRES CIUDADES INTERANDINAS 132
Angela Vargas Burbano, Luis David López Buitrago, Pablo Gutiérrez Espada, Sonia Cecilia Mangones, German Rueda Saa, Rodrigo Jimenez.

PREDICCIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE MATERIAL PARTICULADO EN LA CIUDAD DE SANTIAGO DE CALI APLICANDO TÉCNICAS DE INTELIGENCIA ARTIFICAL 138
Hiran Jeison Flórez Pinzón, Juan Pablo Silva Vinasco

MODELO COMPUTACIONAL DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL PARA LA PREDICCIÓN DE EXACERBACIONES DE ASMA, EN POBLACIONES EXPUESTAS A CONDICIONES DE CALIDAD DEL AIRE DESFAVORABLES. 141
Yesid Orlando Ramírez Castaño, Juan Diego Lemos Duque, Mauricio Andrés Correa Ochoao

IMPACTO EN LA CALIDAD DEL AIRE DE BOGOTÁ POR EL EVENTO INTENSIVO DE INCENDIOS FORESTALES DEL PRIMER TRIMESTRE DE 2024: UN ESTUDIO CON EL MODELO CALPUFF. 148
Diego Roberto Rojas Neisa, Edison Yesid Ortiz Duran, Karen Ballesteros González, Daniela García Aguirre

IDENTIFICANDO INCENDIOS EN CHILE POR MEDIO DEL AGRUPAMIENTO DIFUSO ESPACIO TEMPORAL (FUSTA) 153
Katherine Muñoz-Padilla, Héctor Jorquera González

COMPARISON OF DEEP LEARNING MODELS' PERFORMANCE FOR 24-HOUR FORECAST OF PARTICULATE MATTER USING ERA5 METEOROLOGICAL DATA 159
Angie Natali Zambrano Ovalle, Erick Giovani Sperandio Nascimento, Felipe D. Cunha, Boris René Galvis Remolina, Taciana Toledo de Almeida Albuquerque.

HACIA UNA MOVILIDAD SOSTENIBLE: MODELACIÓN Y ANÁLISIS DE EMISIONES DEL TRANSPORTE TERRESTRE, MARÍTIMO Y AÉREO EN CHILE (2015-2050) 163
Mauricio Osses, David Bevilacqua, Marcos Pereira, Benjamín Jimenez, Tomás Nuñez, Federico Santa María.

PREDICCIÓN DEL OZONO TROPOSFÉRICO EN BOGOTÁ: UN ENFOQUE DE APRENDIZAJE AUTOMÁTICO 167
Diana García, Daniela Bustos, Alejandro Casallas, Néstor Rojas, Ellie Anne Lopez-Barrera

ANÁLISIS DE EMISIONES DE ALTA RESOLUCIÓN ESPACIAL EN CARRETERAS, PUERTOS Y AEROPUERTOS EN CHILE (2015-2050) 176
David Bevilacqua Donoso, Mauricio Osses Alvarado, Marcos Pereira

STOCKS DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS DE UN VALLE INTERANDINO EN COLOMBIA: IMPLICACIONES PARA LA MITIGACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO 179
Andrea Hoyos Sanclemente, Germán Rueda Saa

ANÁLISIS DE LA VALIDEZ DEL EMPLEO DE INFORMACIÓN METEOROLÓGICA EN MODELOS DE DISPERSIÓN DE CALIDAD DE AIRE 187
Juan Alejandro Carmona, Edgar Alejandro Vélez, David Arboleda Gonzales, Carlos Mario Sepulveda, Esteban Echeverri.

03 EXPOSICIÓN PERSONAL Y EFECTOS EN LA SALUD ASOCIADOS A LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA Y AL CAMBIO CLIMÁTICO

NIVELES DE BPA Y BPF EN PM2.5 DE LA ATMÓSFERA DE LA CIUDAD DE MÉXICO 195
José Gustavo Ronderos-Lara, Fernando Millán-Vázquez, Mario Alfonso Murillo-Tovar, Hugo A. Saldarriaga-Noreña, Brenda L. Valle-Hernández, Violeta Mugica-Álvarez.

ESTUDIO DE LA COHORTE MEDELLÍN, EXPOSICIÓN A PM2.5 Y EVENTOS CARDIOVASCULARES Y RESPIRATORIOS, 2009-2022. 199
Juan Gabriel Piñeros Jiménez, Hugo Grisales Romero, Emmanuel Nieto López, Nora Adriana Montealegre, Fernan Alonso Villa, Difariney González, Eliana Martínez Herrera, Jaime Alberto Gallo, Carolina Betancur Figueroa, Sindy Yurany Álvarez, Carolina Agudelo, Verónica Lopera, Ana Zuleima Orrego, Angela Lucia Molina.

ASOCIACIÓN DE LA EXPOSICIÓN A CONTAMINACIÓN DEL AIRE (PM2,5) Y VARIABILIDAD EN LA FUNCIÓN PULMONAR: CASO COHORTE MEDELLÍN 203
Carolina Betancur Figueroa, Juan Gabriel Piñeros, Jaime Alberto Gallo, Blanca Rosmary Mendoza, Sol Angie Romero, Eliana Martínez.

NITRO HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS EN PARTÍCULAS FINAS DE LA ZONA METROPOLITANA DEL VALLE DE TOLUCA 206
Montes Gorgua Yatziry, Neria Hernández Alma Angélica, Valle Hernández Brenda Liz, Millán Vázquez Fernando, Miguel Torres Rodríguez, Mugica Álvarez Violeta.

COMPORTAMIENTO DE CONCENTRACIONES DE MATERIAL PARTICULADO EN LA BARRERA ARBÓREA DEL JARDÍN BOTÁNICO DE BOGOTÁ 210
Miguel Quirama Aguilar, Laura Julieth Monroy Rodríguez.

DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE RESPECTO A LA PRESENCIA DE SUSTANCIAS DE INTERÉS EN EL EN EL CAMPUS AGUAS CLARAS DE LA UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS, VILLAVICENCIO 216
Diego Andrey Cortés Naranjo, María Alejandra Pulido Gallego, Juan José García Velásquez

RELACIÓN ENTRE LA EXPOSICIÓN AMBIENTAL A MATERIAL PARTICULADO FINO Y LA CONDICIÓN FÍSICA EN ADULTOS DEL ESTUDIO DE LA COHORTE MEDELLÍN, 2022-2023 226
Duván Alexis Gómez Castro, Ana Liseth Herrera Gómez, Carolina Betancur Figueroa, Juan Gabriel Piñeros Jiménez, Jaime Alberto Gallo Villegas.

EVALUACIÓN DE BENEFICIOS EN SALUD POR MEJORAS EN LA CALIDAD DEL AIRE EN BARRANQUILLA - COLOMBIA 230
Agudelo-Castañeda Dayana, Rojas Rueda David, Castillo Sanith, Castillo Margarita, Mendoza Martha, Juan José Castillo Lugo.

ASSESSMENT OF THE IMPORTANCE OF INCLUDING METEOROLOGICAL VARIABLES IN MODELS FOR PREDICTING HOSPITALIZATION DUE TO RESPIRATORY DISEASES 233
Gregori de A. Moreira, Alexandre Cacheffo, Andrés M. Vélez-Pereira, Antônio A. Gomes, Dirk Thielen, Ediclê de S. F. Duarte, Eduardo Landulfo, Ezequiel Z. Ledesma, Fábio J. da S. Lopes, Henrique Aveiro, Jonatan João da Silva, Juan Pallota, Juan L. Guerrero-Rascado, Laura S. Pelicer, Luiz G. E. Souza, Maria F. Torres, Maria J. T. Costa, Marlon M. C. Puig, Mary Puche, Náiade Rodrigues Rosa, Paloma C. González, Samara Carbone, Thiago Paulon Diaz.

CAIPORA PROJECT: USING DEEP LEARNING TO UNDERSTAND THE RELATIONSHIP BETWEEN CLIMATE AND HUMAN HEALTH 235
Gregori de A. Moreira, Alexandre Cacheffo, Andrés M. Vélez-Pereira, Antônio A. Gomes, Dirk Thielen, Ediclê de S. F. Duarte, Eduardo Landulfo, Ezequiel Z. Ledesma, Fábio J. da S. Lopes, Henrique Aveiro, Jonatan João da Silva, Juan Pallota, Juan L. Guerrero-Rascado, Laura S. Pelicer, Luiz G. E. Souza, Maria F. Torres, Maria J. T. Costa, Marlon M. C. Puig, Mary Puche, Náiade Rodrigues Rosa, Paloma C. González, Samara Carbone, Thiago Paulon Diaz.

CONTAMINACIÓN DEL AIRE RELACIONADA AL TRÁFICO (TRAP): REVISIÓN DE ALCANCE SOBRE SUS EFECTOS EN SALUD EN LATINOAMÉRICA. 237
Duván Stiven Suárez-Moreno, Juan Gabriel Piñeros-Jiménez

ESPORAS FÚNGICAS ALERGÉNICAS EN EL AIRE DE SANTA MARTA, CARIBE COLOMBIANO 241
Damaris A. Jimenez-Uribe, Rosa Acevedo-Barrios, Carolina Rubiano-Labrador

EXPOSICIÓN A LARGO PLAZO DEL PM2.5 Y NO2 SOBRE LAS EXACERBACIONES DE LA ENFERMEDAD PULMONAR OBSTRUCTIVA CRÓNICA, EN MEDELLÍN 247
Astrid Berena Herrera, María Patricia Arbeláez, Horacio Riojas-Rodriguez, Néstor Rojas Y., Claudia Diaz Bossa, Laura Andrea Rodríguez-Villamizar.

AEROBACTERIAS AISLADAS DE UN SISTEMA AGRÍCOLA REGADO CON AGUAS RESIDUALES EN HIDALGO, MÉXICO 253
Cervantes, G.S., Martínez, L., Salinas, E., Ladino, L.A., López -Vidal, Y., Bobadilla del Valle, M., Lüneberg, K., Siebe, C., Jaramillo, A. y Rosas-Pérez, I.

ASOCIACIÓN ENTRE CONTAMINACIÓN DEL AIRE Y PERFIL MOLECULAR DEL CÁNCER DE PULMÓN DE CÉLULAS NO PEQUEÑAS EN UNA POBLACIÓN HISPANA 259
Olga Lucía Sarmiento, Beatriz Wills, Nicolás Duque, Mateo Tamayo, Astrid Berena Herrera, Baldovino- Chiquillo, María Paula Uchima, Andrés Felipe Bejarano, Erick Cantor, Andrés Felipe Cardona.

CARACTERIZACIÓN DE LA EXPOSICIÓN POR FUENTES DE CONTAMINACIÓN DEL AIRE EN EL MUNICIPIO DE YUMBO: UN ENFOQUE DESDE LA METODOLOGIA MINSALUD (2018) 262
Nubia Madeleine Bastidas, Marleni Marín-Ocampo, Germán Rueda-Saa

EL IMPACTO DEL DISEÑO URBANO EN LA CALIDAD DEL AIRE DE UNA VÍA PRINCIPAL: EL CORREDOR DE LA SÉPTIMA EN BOGOTÁ 267
Daniela Mendez Molano, Diego Roberto Rojas, Jesus Efrén Martín, Luis Angel Guzman, Ricardo Morales Betancourt

DISEÑO DE UN INSTRUMENTO PARA LA SELECCIÓN DE ALTERNATIVAS MÁS COSTO EFICIENTES PARA LA REDUCCIÓN DE EMISIONES DE GASES EFECTO INVERNADERO EN EMPRESAS DEL SECTOR HIDROCARBUROS 272
Leidy Marcela Molina, Felipe Andrés Noreña

DESARROLLO DE UN SISTEMA PARA LA MEDICIÓN DEL DEPÓSITO DE PARTÍCULAS ULTRAFINAS Y CARBONO NEGRO EN EL TRACTO RESPIRATORIO 277
Angela Viviana Moreno Sánchez, Ricardo Morales Betancourt, Boris Rene Galvis

EVALUACIÓN TEMPORAL DE LAS CONCENTRACIONES DE PM2.5 EN ZONAS COSTERAS. CASO ESPECIFICO, TURBO Y ARBOLETES 283
Ayda Luz Mercado F., Vladimir G. Toro, Sandra María Echeverri García., Jaume Piera Fernández

REVISIÓN DE ALCANCE DE LOS IMPACTOS EN LA SALUD HUMANA POR LA EXPOSICIÓN A LARGO PLAZO MICROORGANISMOS AÉREOS EN CONTEXTOS EXTRAMURALES 287
Vanesa Rivillas Saldarriaga, Juan Gabriel Piñeros Jiménez

DISPARIDADES EN LA EXPOSICIÓN A PM SEGÚN EL ÍNDICE DE POBREZA MULTIDIMENSIONAL EN LA CIUDAD DE MEDELLÍN, 2019 293
Emmanuel Nieto López, Francisco Javier Aguirre, Santiago Mejía Ososrio, Juan Gabriel Piñeros Jiménez

04 CALIDAD DEL AIRE URBANO POR MATERIAL PARTICULADO – FUENTES, TRANSPORTE TRANSFRONTERIZO, CARACTERIZACIÓN, MODELIZACIÓN

ESTUDIO DE LA PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS EN EL AIRE DEL MUNICIPIO DE RIONEGRO- ANTIOQUIA 299
James Londoño Valencia, Maria Isabel Ríos Pulgarín, Luz Mariana Botero Flórez

IMPACTO DE LA CONTAMINACIÓN DEL AIRE Y LA TEMPERATURA MÁXIMA EN LA MORTALIDAD RESPIRATORIA EN 11 CIUDADES COLOMBIANAS (2010-2019) 306
D. Jimena Roncancio B, Daniel Sarmiento, Laura Viviana Cabezas, Héctor Adolfo Rueda, Cristian Andrés Villamil.

EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DE LA FORMA Y DENSIDAD DEL ARBOLADO URBANO EN LA CONCENTRACIÓN DE PM10: PRÁCTICAS DE UNA CLASE DE SIG APLICADO 317
Mayerling Sanabria Buitrago

FRACCIÓN CARBONOSA EN PM DE SEIS CIUDADES DE AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE: VARIACIONES ESTACIONALES, FUENTES Y CONTRIBUCIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO SECUNDARIO 323
Laura Dawidowski, Julián Gelman Constantin, Miriam Gómez-Marín, Jorge Herrera Murillo, Thiago Nogueira, Salvador Blanco Jiménez, Valeria Díaz-Suárez, Facundo Baraldo Victorica, Pablo Lichtig, Melisa Díaz Resquin, Minor Vargas-Rojas, Julio Murillo-Hernández, James Alberto Vergara Correa, Maria de Fatima Andrade, Djacinto Monteiro dos Santos, Javier Flores Maldonado, Francisca Aldape, Luis Felipe Abreu, y Manousos Ioannis Manousakas.

RADIOCESIO EN EL AMBIENTE E IMPLICACIONES DE CORTE AMBIENTAL: DETECCIÓN EN HONGOS ECTOMICORRÍCICOS 330
Andri Binet-Álvarez, Omar Perdomo, José Ferreira

CAPACIDAD DE CAPTACIÓN DE PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS EN LA SUPERFICIE FOLIAR DE CUATRO ESPECIES DE ÁRBOLES EN LA CDMX Y SU EFECTO EN EL CONTENIDO DE CLOROFILA 333
Martínez Reyes Claudia Adriana, Mugica Álvarez Violeta, Hernández Castillo Oscar, Peralta Morales Laura Melissa, Castillo Ortiz Cynthia Verónica, Valle Hernández Brenda Liz, Gutiérrez Arzaluz Mirella.

VENTILACIÓN Y TRANSPORTE DE CONTAMINANTES DEL AIRE EN CUENCAS ATMOSFÉRICAS EN ZONAS TROPICALES 339
Juan Camilo Cely Garzón, Rodrigo Jimenez, Carlos Mario González Duque

DESEMPEÑO DEL MÉTODO DE HOLZWORTH PARA LA ESTIMACIÓN DE LA ALTURA DE LA CAPA DE MEZCLA EN BOGOTÁ 346
Jhon Fredy Marín Ruiz, Rodrigo Jimenez

CARACTERIZACIÓN DEL AEROBIOMA URBANO PRESENTE EN EL PM DURANTE EL 2022- 2023 EN EL VALLE DE ABURRÁ 351
Simón Villegas-Velásquez, Juan Pablo Hernández-Ortiz

ADECUACIÓN, CALIBRACIÓN E INTERCOMPARACIÓN DE NEFELÓMETROS -MUESTREADORES PARA LA MEDICIÓN DE MATERIAL PARTICULADO DESAGREGADO POR TAMAÑO DE PARTÍCULA 359
Lina M. Puerta-Guiral, Diego A. Cardenas-Ordoñez, Elizabeth Leon-Velasquez, Jaime Alberto Barrera García, Rodrigo Jimenez.

IMPACTO DEL POLVO DEL SAHARA EN LOS NIVELES DE CONCENTRACIÓN DE PM Y PM EN GUADALUPE Y MARTINICA DURANTE JUNIO DE 2020: UTILIZANDO BASE DE DATOS EN TIEMPO REAL AQICN Y GMAO 364
Andri Binet-Álvarez, Dante Castillo Ogando

EFECTO DEL TRÁFICO VEHÍCULAR EN LA CALIDAD DEL AIRE EN PEREIRA 369
Juan Pablo Ospina Zapata, Jessica Patricia Salazar Vásquez, Brayan Stiwen Escobar Hidalgo

ANÁLISIS DE LA SERIE TEMPORAL DIARIA DE LA PROFUNDIDAD ÓPTICA DE AEROSOLES (AOD) EN ARICA, CHILE (2022 – 2024) 376
Odón Sánchez Ccoyllo, Yaritza Chira Prieto, Michael Germán Camacho, Paloma Cecilia Ormeño Rivas, Maria Paz Peña Delgado, Diego André Peralta Saenz.

METODOLOGÍA DE ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE CONTAMINANTES CRITERIO Y CARBONO NEGRO, ASOCIADAS A INCENDIOS Y QUEMAS A CIELO ABIERTO EN BOGOTÁ; CASO DE ESTUDIO 2018-2024 379
Edison Y. Ortiz D., Diego Roberto Rojas Neisa, Andrea Corzo

CARACTERIZACIÓN DE EVENTOS EXTREMOS DE AEROSOLES Y SUS IMPLICACIONES PARA LA GENERACIÓN DE ENERGÍA FOTOVOLTAICA: UN CASO DE ESTUDIO EN EL SUROESTE DE ESTADOS UNIDOS 385
Juliana Mejia Sepulveda, Edgardo Sepulveda Araya, Patrick Bunn, Sylvia Sullivan

ANÁLISIS DE LA RELACIÓN ENTRE EL AUMENTO GENERALIZADO DE CONCENTRACIONES DE MATERIAL PARTICULADO EN LA JURISDICCIÓN DE LA CAR - CUNDINAMARCA Y EL INGRESO DE POLVO SAHARIANO Y EMISIONES DE INCENDIOS DE LA AMAZONÍA DURANTE EL SEGUNDO SEMESTRE DE 2024 389
Grupo de Calidad del Aire de la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca

IMPACT OF WILDFIRES AND METEOROLOGICAL CONDITIONS ON PM POLLUTION IN A BRAZILIAN MINING CITY 396
Ana Luz Damasceno Gonçalves Silva, Amanda Ribeiro, Taciana Toledo Albuquerque

CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DEL AEROSOL ATMOSFÉRICO EN EL NOROESTE DEL AMAZONAS 404
Harry Alvarez-Ospina, Luis A. Ladino, Salvador Reynoso-Cruces, Sebastián Mendoza-Téllez, Javier Miranda, Jaime Barrera, Omar Ramírez, Lizeth Russy-Velandia, Juan Vitar, Violeta Múgica, Fernando Millán y Miguel Robles.

CARACTERIZACIÓN MORFOLÓGICA DEL BLACK CARBON MEDIANTE MICROSCOPÍA ELECTRÓNICA DE TRANSMISIÓN - TEM PARA EL AJUSTE DE LA SECCIÓN TRANSVERSAL DE ABSORCIÓN DE MASA (MAC) EN ENTORNOS URBANOS: CASO DE ESTUDIO VALLE DE ABURRÁ 407
Diego Alejandro Grajales-González, Julio Eduardo Cañón-Barriga, Miriam Gómez-Marín

USO DE SISTEMAS GLOBALES DE MEDICIÓN PARA MONITOREAR LA INFLUENCIA DE LA QUEMA DE COBERTURA VEGETAL EN LAS CONCENTRACIONES DE PM EN EL VALLE DE ABURRÁ 414
María Paula Velásquez-García, Yuri Alexandra González Castillo, Sara Grisales Vargas, Mauricio Ramírez Arias, Miriam Gómez Marín, Luis Carlos Belalcázar Cerón, Víctor Hugo Gutiérrez Vélez

IMPACTO DE LA COMPOSICIÓN QUÍMICA DE AEROSOLES EN LA FORMACIÓN DE NUBES FRÍAS EN MICROCLIMAS PRESENTES EN LA CIUDAD DE MÉXICO 418
Sebastián Mendoza-Téllez, Bingbing Wang, Jiyu Gao, Alison Ruiz, Graciela B. Raga, Emma Negrete, Harry Alvarez, Javier Miranda, Karla Valdés, David Ramirez, Jan Alexis Cedillo, Irma Rosas, Leticia Martinez, Eva Salinas, Fernanda Córdoba, Montserrat Silva, Angélica Pérez y Luis A. Ladino

FORTALECIMIENTO DE LA MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE EN EL VALLE DE ABURRÁ: AVANCES DESDE EL PROYECTO SIATA 422
Daniel Espinosa Ospina, Kevin Santiago Hernández Uribe, Duvan Ariel Nieves, Paola Andrea Montoya Lopera, Thalia Alejandra Montejo Barato, Manuel Zuluaga, Ana Zuleima Orrego, Mauricio Ramírez Arias

ESPECIACIÓN DE AEROSOLES CARBONÁCEOS PRIMARIOS Y SECUNDARIOS EN EL VALLE DE ABURRÁ A PARTIR DEL SISTEMA ACOPLADO ETALÓMETRO-TCA 427
Paola Andrea Montoya Lopera, Camilo Chalán, Alejandro Marín, Ana Zuleima Orrego, Mauricio Ramirez

ESTIMACIÓN DE LA COLUMNA DE AEROSOLES EN EL OCCIDENTE COLOMBIANO CON UNA RESOLUCIÓN ESPACIAL DE 500 M 430
Katherine Rueda Uribe, Álvaro Cáceres, Ivan Lizarazo, Rodrigo Jiménez, German Rueda Saa

INDICADOR DEL IMPACTO DE QUEMA DE BIOMASA EN LA CALIDAD DEL AIRE DE BOGOTÁ D.C. 437
Karen Ballesteros-González, Edison Yesid Ortiz Duran , Andrea Corzo Álvarez

CARACTERIZACIÓN DE ESPECIES QUÍMICAS CONSTITUYENTES DEL PM2.5 SECUNDARIO EN EL VALLE DE ABURRÁ 442
Alejandro Marín Sánchez, Gloria Estela Ramírez Casas, Ana Zuleima Orrego Guarín, Mauricio Ramírez Arias

ZONIFICACION AMBIENTAL URBANA A PARTIR DE CRITERIOS DE CALIDAD DE AIRE Y RUIDO AMBIENTAL 448
Edgar Alejandro Vélez Jaramillo Esteban Echeverri Restrepo, Juan Alejandro Carmona Gómez, Carlos Mario Sepúlveda, David Arboleda Gonzales.

RESULTADOS DE PRUEBAS MULTIVEHICULO EN PTI, ACUERDO CITA -CAR, SISTEMA ESTANDARIZADO DESARROLLADO POR CITA (INTERNATIONAL MOTOR VEHICLE INSPECTION COMMITTEE), CON FOCO EN EMISIONES EN CUNDINAMARCA. 453
Rodrigo Rozo López, Daisy Thomas, Matthew Berry, Agustín Zamudio

RETENCIÓN SUPERFICIAL DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS EN ESPECIES VEGETALES: CASO DE ESTUDIO EN MEDELLÍN 459
Santiago A. Franco, Luisa M. Gómez, David Aguiar, Mauricio A. Correa

PM_{10}, NO_2 AND AIR TEMPERTURE ARE RELATED TO THE OCCURRENCE OF RESPIRATORY DISEASES IN THE CITY OF SÃO PAULO, BRAZIL 464
Samara Carbone, Alexandre Cacheffo, Luís Guilherme E. e Silva, Kallita Cruz de Santana, Jonatan Silva, Fabio J. S. Lopes, Thiago Paulon Diaz, Eduardo Landulfo, Izabel da Silva Andrade, Marlon Puig, Henrique Aveiro, Laura Silva Pelicer and Gregori de Arruda Moreira.

ESTUDIO EXPLORATORIO DE MATERIAL PARTICULADO EN UN COMEDOR COMUNITARIO QUE EMPLEA BIOMASA PARA LA COCCIÓN DE ALIMENTOS 467
Ana Lasso, Diego Andrés Ramírez Escue

PRIMEROS HALLAZGOS DE LA DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA DE MICROORGANISMOS AÉREOS CULTIVABLES EN EL NOROESTE DEL AMAZONAS 473
Lizeth Russy-Velandia, Omar Ramírez, María Camila Patiño-Ramírez, Sebastián Mendoza-Téllez, Jaime Barrera, Juan Vitar, Camilo Alvarado, Harry Álvarez, Luis A. Ladino.

EL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS A LARGA DISTANCIA AUMENTA LA CONCENTRACIÓN DE COMPONENTES PELIGROSOS DE PM EN EL NORTE DE SURAMÉRICA 478
Maria P. Velásquez-García, K. Santiago Hernández, James A. Vergara-Correa, Richard J. Pope, Miriam Gómez-Marín, y Angela M. Rendón.

ANÁLISIS GEOESPACIAL DEL EFECTO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS APORTADOS POR LA RED DE ESPACIOS VERDES EN LA CONTAMINACIÓN POR MATERIAL PARTICULADO EN LOS CENTROS URBANOS. 484
Mayerling Sanabria Buitrago, Mariana Gutierrez León, Iris Gabriela Sinisterra

ESTIMACIÓN DE BENEFICIOS AMBIENTALES POR LA REDUCCIÓN DE EMISIONES EN FUENTES MÓVILES FUERA DE CARRETERA EN BOGOTÁ 491
Luis Adolfo Gonzalez Páez, Jorge Eduardo Pachón Quinche

AVANCES EN LA CARACTERIZACIÓN MULTI-TECNICA DE MATERIAL PARTICULADO EN COLOMBIA 494
Jorge E. Pachon, Daniela Bustos, Néstor Y. Rojas, José F. Duque, Boris Galvis, Elena Montilla

ESTIMACIÓN DEL APORTE DE LA QUEMA RESIDENCIAL DE BIOMASA AL MP. UN NUEVO CAMINO DESDE LAS HERRAMIENTAS ESTADISTICAS 498
Estuardo Norambuena Carolina, Jorquera González Hector

EVALUACIÓN DE LA CITOTOXICIDAD Y GENOTOXICIDAD EN CÉLULAS V79 Y HACAT ASOCIADO A LA EXPOSICIÓN A NANOPARTÍCULAS DE CARBÓN 504
Grethel León Mejía, Alvaro Miranda-Guevara, Julian Rodríguez Tapia, Wilner Martínez-Lopez, Ornella Fiorillo Moreno, Fredy Jose Torres, Maria Fernanda Palma, Leonardo Pacheco-Londoño, Antonio Acosta-Hoyos

ADVANCING AIR QUALITY INSIGHTS: ANALYSIS OF BLACK CARBON EMISSION TRENDS AND SOURCE-SPECIFIC DYNAMICS IN A CENTRAL-EUROPEAN CITY 509
Asta Gregorič, Matic Ivančič, Irena J. Brecelj, Balint Alfoldy, Janja Vaupotič, Griša Močnik, Luka Drinovec, Janja Turšič, Martin Rigler.

EVOLUCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA POR VEHÍCULOS LIVIANOS Y MOTOCICLETAS EN BOGOTÁ: ANÁLISIS QUINQUENAL 512
Michell Tatiana Taborda Quitian, Heidi Marcela Suarez Robayo ,Oscar Arnulfo Fajardo Montaña

CONTAMINACIÓN POR PM EN SUDAMÉRICA: CONTRIBUCIÓN DE LOS INCENDIOS FORESTALES DE LA AMAZONIA 520
Hasbleidy Tatiana Medina Gonzalez, Alejandro Casallas, Luis Carlos Belalcazar, Ellie Anne Lopez-Barrera

EVALUACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE LA MASA Y EL NÚMERO DE PARTÍCULAS EN VEHÍCULOS DE CARGA EN EL MARCO DEL PROGRAMA DISTINTIVO AMBIENTAL VEHÍCULAR (DAV) EN EL VALLE DE ABURRÁ 526
John Ramíro Agudelo Santamaría, Andrés Felipe Agudelo Santamaría, Edwin Alexander García Chavarría, Edgard David Pereira Rocha, Alejandro Mesa Mesa, Juan José Henao Penagos.

05 TECNOLOGÍAS DE CONTROL DE EMISIONES Y REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN LOCAL Y GLOBAL

REVISIÓN DE LOS FACTORES DE EMISIÓN DE LAS MOTOCICLETAS EN COLOMBIA: COMPARACIÓN ENTRE FUENTES DE INFORMACIÓN, LIMITACIONES Y RECOMENDACIONES 536
Mónica Espinosa, Alejandro Piracoca, Juan Felipe Franco

CORREDORES VERDES, ESTRATEGÍA PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA: EVALUACIÓN DE LA TOLERANCIA EN TRES ESPECIES EN LA CIUDAD DE MEDELLÍN, COLOMBIA. 542
Juliana Zuluaga Gómez, Mauricio Andrés Correa Ochoa, David Aguiar Gil, Luisa María Gómez Pelaez

DISPOSITIVOS DE BAJO COSTO PARA EL MONITOREO AMBIENTAL DE MATERIAL PARTICULADO: EVALUACIÓN DE CAMPO E INTERCOMPARACIÓN 548
Natali Ladino Quintero, Omar Ramirez

APROXIMACIÓN A UNA PRODUCCIÓN MÁS LIMPIA DEL PROCESO DE CURTIDO DE PIELES Y POSIBLE REINGENIERÍA DE LAS AFECTACIONES A LOS CICLOS BIOGEOQUÍMICOS 552
Juliana Andrea Rojas Acuña, Jorge Carrillo Velasquez

CONTROL DE LA RESUSPENCIÓN DE MATERIAL PARTICULADO MEDIANTE LA APLICACIÓN DE ACEITE VEGETAL EN VÍAS 558
Felipe Andrés Noreña Calvo

ECOSISTEMAS URBANOS SALUDABLES: LAS BACTERIAS FILOSFÉRICAS COMO CLAVE PARA UN AIRE LIMPIO. 565
Luisa María Múnera Porras, Nancy Johanna Pino Rodríguez, David Aguiar Gil, Mauricio A. Correa Ochoa, Juan Aicardo Segura Caro, Sara Ramírez Restrepo, Miguel O. Pérez Navarro.

06 GOBERNANZA DE LA CALIDAD DEL AIRE Y MARCOS DE POLÍTICA PÚBLICA NACIONAL E INTERNACIONAL

MONITOREO COMUNITARIO Y GOBERNANZA DE LA CALIDAD DEL AIRE EN UBATÉ 572
Mónica Espinosa, Juan David Rincón, Rafael Rincón, Alejandro Piracoca, Juan Felipe Franco

CIENCIA, ESTADO Y OPERADORES: MAPEO DE LA COMUNIDAD INVOLUCRADA EN EMISIONES DE METANO, Y SU MEDICIÓN Y MITIGACIÓN EN COLOMBIA 577
Angela Vargas Burbano, Rodrigo Jimenez, Andres Ardila Ardila, Luis Alberto Morales

METODOLOGÍA PARA EL DESARROLLO DE UN SISTEMA DE VIGILANCIA EN SALUD AMBIENTAL 586
Nora A Montealegre H, Juan Gabriel Piñeros, J, Fernán A Villa G, Alfonso H. Marín, Hugo Grisales Romero, Emmanuel Nieto L, Angela L Molina Ch, Ana Zueleima Orrego G.

PROPUESTA DE ACTUALIZACIÓN DE LA NORMA DE EMISIONES EN EL SECTOR CARBÓN DE COLOMBIA 591
María Elena Huertas, Karen Blanco, Julián Torres, Mariana Villegas

CARACTERIZACIÓN DEL ESCENARIO DE RIESGO POR CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA PARA SU INCLUSIÓN EN LOS PLANES MUNICIPALES DE GESTIÓN DEL RIESGO DE DESASTRES (PMGRD) EN EL VALLE DE ABURRÁ, COLOMBIA 600
Ana Zuleima Orrego Guarín, Eliana Molina Vásquez

ABORDANDO LA MOVILIDAD URBANA SOSTENIBLE Y SALUD DESDE LA FORMACIÓN MÉDICA 604
Laura A. Rodriguez-Villamizar, Carolina Rivero Rubio, Wilman D. Salguedo Oliveros, Víctor Herrera, José L. Rodríguez Hernández.

VALORANDO EL AIRE QUE RESPIRAMOS: DISPOSICIÓN A PAGAR POR LA REDUCCIÓN DE LAS EMISIONES DEL TRANSPORTE EN BOGOTÁ 607
Dayron Camilo Bermudez Mendoza, Sonia Cecilia Mangones Matos, Cesar Augusto Ruiz Rojas

ESTADO DE LA POLÍTICA DE ELECTROMOVILIDAD Y RETOS PARA SU MASIFICACIÓN TERRITORIAL EN COLOMBIA 612
Edder Alexander Velandia Durán, Andrés Emiro Díez

MONITOREO PARTICIPATIVO DE LA CALIDAD DEL AIRE DESDE LA CIENCIA CIUDADANA COMO APORTE A LA EDUCACIÓN AMBIENTAL EN EL ORIENTE DE SANTIAGO DE CALI 670
Manuela Mayorga Rojas, María de los Ángeles Amú Moreno, Samuel Escalante Gutiérrez, Juan Sebastián Melo López, Mariana Mera Gutiérrez, Emmanuel Quintero Palma, Juan David Ramírez Ramos, Ana Sofía Uribe Restrepo, Gerson Yarce Franco, Germán Andrés Calberto Sánchez, Diego Armando Burgos Salamanca

OPEN AIR QUALITY DATA: LATIN AMERICA AND CARIBBEAN 621
Colleen Rosales, Chris Hagerbaumer, Viraj Sawant, Jason Marte, Russ Biggs

07 CONTAMINACIÓN POR RUIDO

MODELO DE GESTIÓN INTEGRAL DEL RUIDO DE MEDELLÍN 626
Diana Fernanda Castro Henao, Paula Cristina Guzmán Carazo, Manuel Felipe Arbeláez Otalvaro

MODELACIÓN DE TRÁFICO COMO INSUMO PARA LA ACTUALIZACIÓN DE MAPAS DE RUIDO EN LA CIUDAD DE MANIZALES 636
Carlos Mario González Duque, Caren Xiomara Guzmán España, Jorge Alberto Montoya Gómez, Diego Alexander Escobar García, Jorge Julián Vélez Upegui, Mauricio Velasco Garcia.

INDICADOR PARA LA GESTIÓN DEL RUIDO ASOCIADO AL OCIO NOCTURNO EN EL VALLE DE ABURRÁ 642
Julián Andrés Galeano Márquez, Juan David Berrio Bernal, Diana Catalina Hoyos Giraldo, Mauricio Ramírez Arias

DEFINICIÓN DE IMPACTOS EN EL NIVEL DE PRESIÓN SONORA MEDIANTE MODELACIÓN DE RUIDO Y APLICACIÓN DE CRITERIOS DE IMPACTO POR RUIDO EN PROYECTOS MINEROS E INDUSTRIALES 645
Edgar Alejandro Vélez Jaramillo, Paula Trejos

DETERMINACIÓN DE NIVELES DE RUIDO AMBIENTAL Y ESTIMACIÓN DE LA PERCEPCIÓN GENERADA EN ZONAS PRIORIZADAS DEL ÁREA URBANA DEL MUNICIPIO DE GARZÓN – HUILA. 649
Javier Ernesto Collazos-Gutierrez, Jennifer Katiusca Castro Camacho

PARTICIPACIÓN CIUDADANA EN LA DEFINICIÓN DE CONTROLES DE RUIDO COMO MEDIDA DE MANEJO AMBIENTAL EN OPERACIÓN MINERA EN SALDAÑA (TOLIMA) 658
Paula Trejos, Edgar Alejandro Vélez, Luisa Hernández, Luisa Carmona

08 CONTAMINACIÓN DEL AIRE INTERIOR Y SUS IMPLICACIONES

INFLUENCIA DE LA COCCIÓN DE ALIMENTOS EN LA CALIDAD DE AIRE INTERIOR DE LAS VIVIENDAS. CASO DE ESTUDIO: CIUDAD DE PANAMÁ 671
Alexandra Aparicio, Amsley Medina, Franchesca González, Ángela Vargas

MODELO DE CAJA EN DOS ETAPAS DE LA CALIDAD DEL AIRE INTERIOR PARA LA CONCIENTIZACIÓN SOCIAL 674
Elizabeth Magaña Villegas, Rubí Espinoza Sánchez, José Antonio Martínez de Dios, Jesús Manuel Carrera Velueta

ANÁLISIS DE LA CALIDAD DEL AIRE EN UN SISTEMA PRODUCTIVO AVÍCOLA SEMI INTENSIVO O DE PISO EN COGUA, CUNDINAMARCA 679
Luisa Salinas, Heidi Suarez, Omar Ramirez, Joahnn Palacios, Angela Triviño, Stéphane Godbout

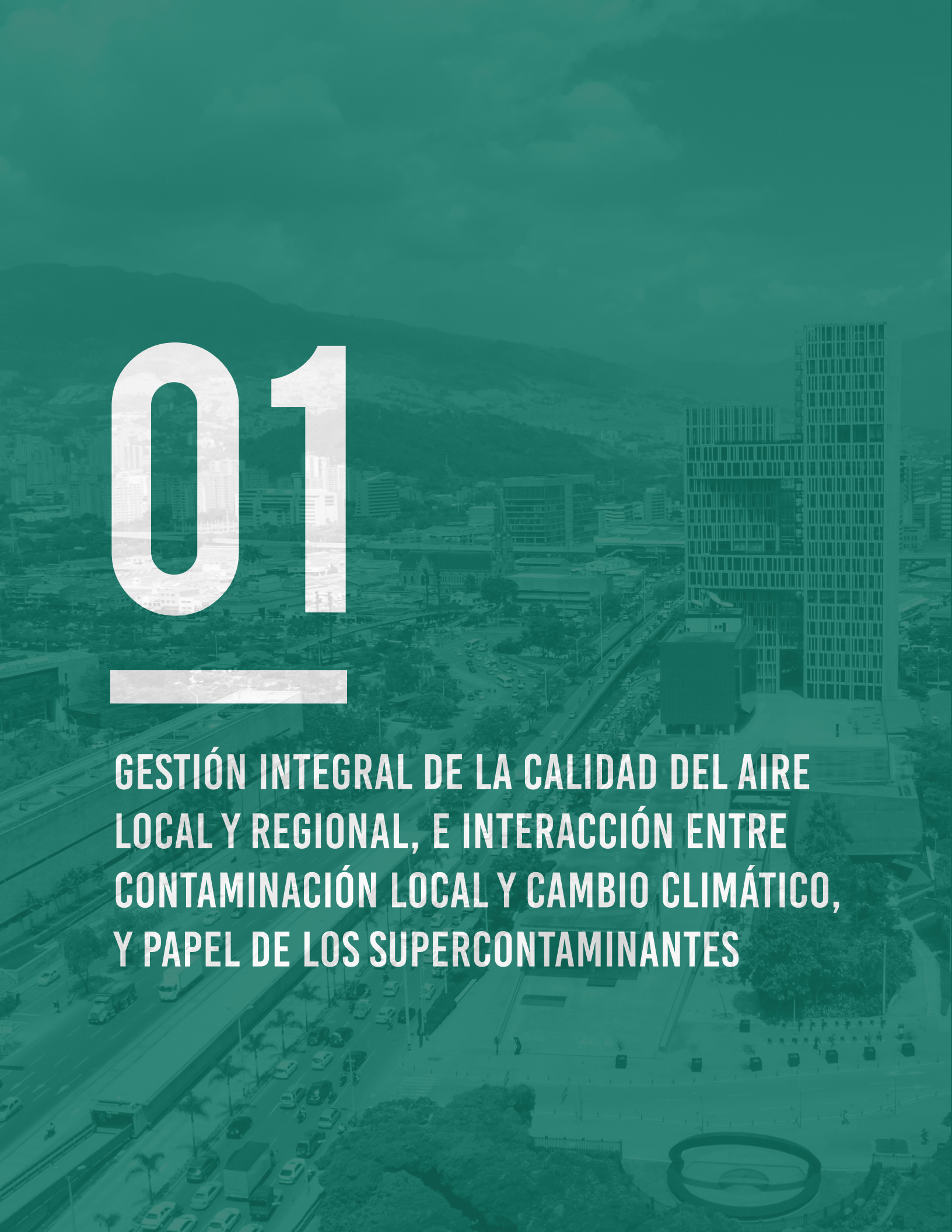
COMPARACIÓN DE LA EFICIENCIA DE RECOLECCIÓN DE MICROORGANISMOS CULTIVABLES DEL AIRE (BIOAEROSOLES) A TRAVÉS DE DOS MÉTODOS CONVENCIONALES DE MUESTREO 688
Laura Stefany Torres Martinez, María Camila Patiño, Omar Ramírez

EVALUACIÓN DE CONTAMINANTES DEL AIRE INTERIOR EN UN GALPÓN CON SISTEMA DE PRODUCCIÓN DE HUEVOS DE JAULA, SAN ANTONIO DE TEQUENDAMA (CUNDINAMARCA) 692
Laura Lugo, Heidi Suarez, Omar Ramirez, Joahn Palacios, Angela Triviño, Stéphane Godbout

EMISIONES DE CH, CO, Y NO GENERADAS POR ESTUFAS A GAS NATURAL RESIDENCIAL EN COLOMBIA 697
Thalia Alejandra Montejo, Jesus Efrén Martín, Ricardo Morales Betancourt

CALIDAD DEL AIRE INTERIOR EN INSTITUCIONES EDUCATIVAS Y DE SALUD DEL ÁREA DE SABANA CENTRO 700
Daniel Enrique Upegui Mojica, Katherine Lucía Giraldo Rodríguez, Diana Paola Rivera León, Carolina Botero Gomez, Fabio Rodríguez Morales.





01

GESTIÓN INTEGRAL DE LA CALIDAD DEL AIRE LOCAL Y REGIONAL, E INTERACCIÓN ENTRE CONTAMINACIÓN LOCAL Y CAMBIO CLIMÁTICO, Y PAPEL DE LOS SUPERCONTAMINANTES

VALIDACIÓN DE LA HUELLA DE CARBONO DEL POLITÉCNICO COLOMBIANO JAIME ISAZA CADAVID

Dora Luz Yepes Palacio[1]
[1] Grupo de Higiene y Gestión Ambiental GHYGAM - Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, Medellín, Colombia, dlyepes@elpoli.edu.co

Miriam Gómez Marín[2]
[2] Grupo de Higiene y Gestión Ambiental GHYGAM - Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, Medellín, Colombia, mgomez@elpoli.edu.co

Palabras clave: huella de carbono; emisiones de carbono; gases efecto invernadero; acciones dirigidas; reducción de emisiones.

INTRODUCCIÓN

El Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid PCJIC de Medellín - Colombia consciente de los impactos sobre el clima global y su responsabilidad corporativa, se adhirió a un acuerdo de voluntades con el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible - MADS en el marco de la Estrategia Colombiana de Carbono Neutral, con el objetivo de generar conocimiento confiable basado en la cuantificación de emisiones de Gases Efecto Invernadero -GEI y propiciar acciones climáticas coherentes con la realidad institucional. El PCJIC abordó el cálculo de la huella de carbono - HC corporativa al año base 2018, posteriormente, trabajó la validación de los datos del inventario de GEI bajo criterios de trazabilidad. A partir de información validada se recalculó y actualizó la HC al año 2022. Los resultados evidenciaron diferencias entre la magnitud de las emisiones de carbono, las fuentes de emisión y los tipos de GEI producidos. Estos resultados son la base para la toma de decisiones asertivas enfocadas en la acción climática para contribuir con las metas nacionales y regionales.

MÉTODOS

El cálculo de la HC corporativa al año base 2018 se determinó siguiendo los lineamientos del Estándar corporativo de contabilidad y reporte de emisiones de carbono -GHG Protocol (World Business Council for Sustentibles Development, World Reseources Institute, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales., 2001) y bajo las orientaciones del MADS. Para validar la estimación, se verificó la existencia, distribución y características de cada una de las fuentes de GEI, mediante trabajo de campo; se revisó la información documentada del inventario; se abordó la verificación de los limites organizacionales y operacionales (alcance 1: emisiones directas-fuentes fijas, fuentes móviles y fuentes fugitivas; Alcance 2: emisiones indirectas -energía eléctrica adquirida y finalmente, Alcance 3: emisiones indirectas, transporte de colaboradores, bienes adquiridos); se validaron los datos de actividad asociados a cada fuente verificada; se definieron

criterios de trazabilidad y se aplicaron al recálculo y actualización al año 2022. El recálculo de las emisiones bajo los criterios establecidos se desarrolló a partir de una herramienta ofimática recomendada por el MADS. Se calcularon las emisiones directas e indirectas para los seis GEI que determina el Protocolo de Kioto CO_2 (dióxido de carbono), CH_4 (metano), SF_6 Hexafluoruro de azufre, HFC, N_2O (óxido nitroso) y PFCs (Perfluorocarbonos). Para actualizar la HC al año 2022, la herramienta de cálculo fue actualizada bajo la metodología planteada por la norma estándar de gestión ISO 14064-1: 2020 (Comite Tecnico CTN 216- UNE Normalizacion Española, 2021) y bajo las sugerencias del GHG Protocol, a partir del cual se contemplaron los límites operacionales recomendados (6 categorías). Finalmente se realizó un análisis comparativo de emisiones entre 2018 y 2022. Cabe aclarar que tanto la Norma ISO 14064-1 como el GHG Protocol son estándares para medir las emisiones de GEI, sin embargo, hay diferencias importantes entre ambos, el primer método es certificable y exige la cuantificación de todas las emisiones directas e indirectas, mientras que el segundo se enfoca en la autogestión organizacional y no obliga a medir emisiones indirectas no controladas por la empresa. No obstante, el PCJIC bajo su compromiso de proyectar acciones climáticas asertivas, cuantificó emisiones indirectas para imprimirle mayor integridad a la estimación de la huella de carbono.

RESULTADOS

En la Tabla 1 se relacionan los resultados de los GEI generados en la primera estimación de la HC (ejercicio de aprendizaje) y los datos validados al año base 2018. Se evidencia que el gas metano (CH_4) es el GEI que se genera en mayor proporción, proveniente de emisiones indirectas, seguidamente las emisiones de CO_2 provenientes principalmente de fuentes móviles asociadas al desplazamiento de colaboradores.

Para el año 2022 la HC estimada fue de 470,89 tCO_2eq, notándose una disminución atribuible a las acciones dirigidas de reducción ejecutadas después de 2018, tales como, cambio de luminarias a LED, mejoramiento del programa de separación en la fuente de residuos e instalación de sistemas de iluminación fotovoltaicos. En este contexto, tomando los datos validados del inventario, las mayores reducciones se presentaron en las emisiones indirectas de energía adquirida, equivalente al 19%. En los demás alcances, los GEI aumentaron levemente.

En la Figura 1 se ilustra comparativo entre la HC estimada mediante el ejercicio de aprendizaje y con datos validados, y también con la actualización del indicador para 2022, observándose las emisiones directas propias (alcance 1), las derivadas de energía adquirida (alcance 2) y las emisiones indirectas no controladas por el PCJIC (alcance 3), estas últimas representaron los mayores aumentos.

Tabla 1. Huella de carbono PCJIC por alcances 2018-2022

Alcances	Fuentes	2018 validado tCO2eq	2022 tCO2eq
1	Fuente móvil	4,93	6,36
	Fuente fija	4,26	3,46
	Emisiones fugitivas	21,08	23,93
2	Energía adquirida	110,26	89,31
3	Transporte	34,38	86,42
	Productos usados por la organización	305,07	261,4

Elaboración propia.

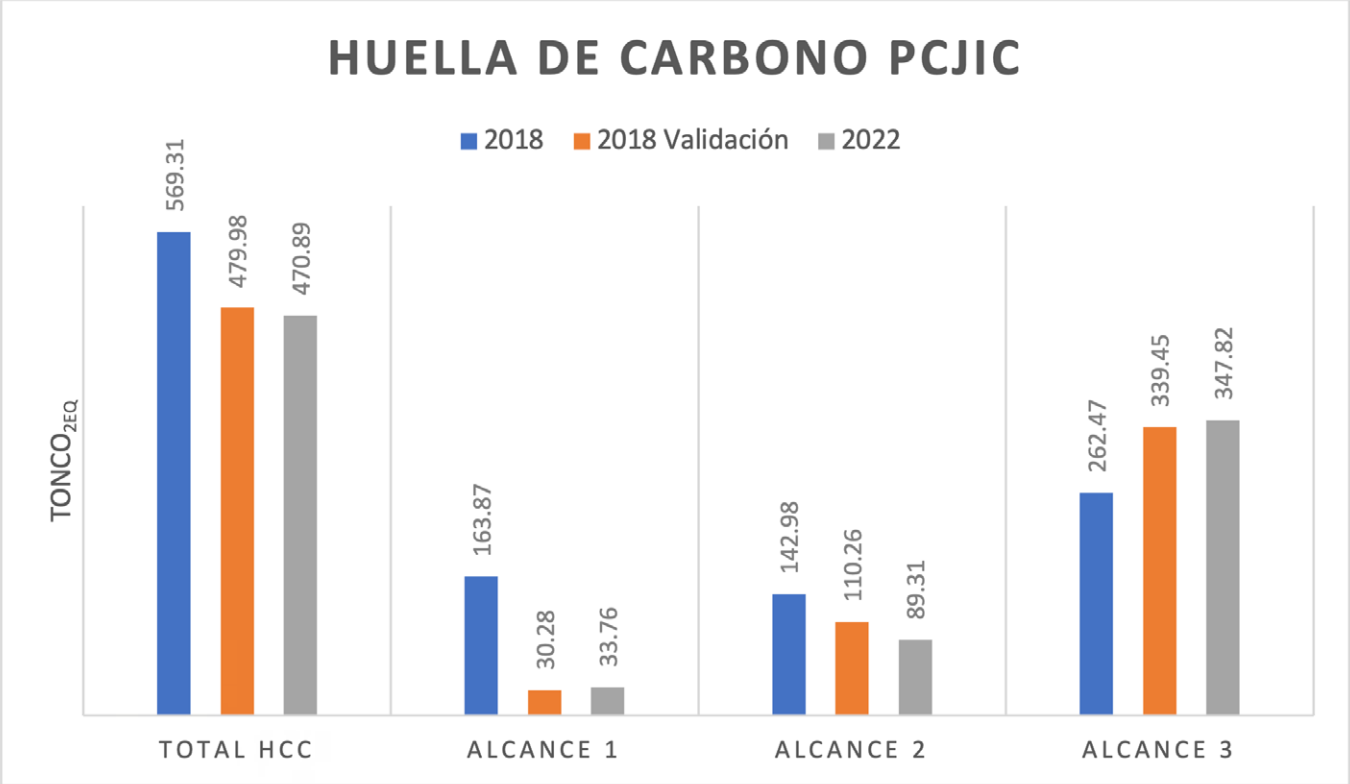


Figura 1. Comparativo de la Huella de carbono PCJIC (TonCO2eq) 2018 y 2022
Elaboración propia.

Los valores relacionados en la tabla 1 evidencian que las emisiones institucionales indirectas de alcance 3 representan los mayores aportes de carbono y corresponden a los productos usados por la organización derivadas del consumo de papel bond, vertimientos, disposición de residuos sólidos, los gases utilizados en las cafeterías y servicios no controlados por la institución.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La validación de datos de inventario GEI se articula especialmente con el Objetivos de Desarrollo Sostenible 13 y la política nacional de cambio climático (MADS, 2017). Sin embargo, resulta importante abordar un análisis de las reducciones y remociones de GEI que impriman mayor completitud a los inventarios de GEI y sirvan de base para la toma de decisiones a las metas nacionales y de la región metropolitana del Valle de Aburrá, en coherencia con los planes de acción y variabilidad climática.

La validación de los inventarios de GEI contribuyen a la obtención de datos más certeros, trazables y confiables para la toma de decisiones institucionales más asertivas. Esta trazabilidad de los datos de actividad de las fuentes de emisión debe ser proyectado hacia la materialización de los sistemas de gestión de calidad de los Inventarios de GEI, que resultan importantes para garantizar la calidad de los datos, la identificación de oportunidades de mejora en el desempeño, las demandas específicas de diferentes partes involucradas o la preparación para la entrada de regulaciones a diversos niveles.

REFERENCIAS

- Comite Tecnico CTN 216- UNE Normalizacion Española. (octubre de 2021). UNE Normalizacion Española. (S. UNE, Editor) Obtenido de Especificación con Orientación a niveles de la sorganizaciones, para la cuentificación y el informe de emisones y remosiones de GEI: https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/norma/?c=N0062629 ----https://envira.es/es/iso-14064/

- MADS (2017). Política nacional de cambio climático / Luis Gilberto Murillo, Ministro (2016 - :); [Eds.] Dirección de Cambio Climático: Florián Buitrago, Maritza; Pabón Restrepo, Giovanni Andrés; Pérez Álvarez, Paulo Andrés; Rojas Laserna, Mariana; Suárez Castaño, Rodrigo. ---- Bogotá, D. C.: Colombia. https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2022/01/9.-Politica-Nacional-de-Cambio-Climatico.pdf

- World Business Council for Sustentibles Development, World Reseources Institute, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2001). Estandar Corporativo de Contabilidad y Reporte de las Emisiones de GEI.

ACTUALIZACIÓN DEL INVENTARIO DE EMISIONES ATMOSFÉRICAS DE LA CIUDAD DE MANIZALES - AÑO BASE 2022

Caren Xiomara Guzmán España[1], Erika Marcela Trejos[2], Carlos Mario González Duque[3], Jorge Julián Vélez Upegui[4], Mauricio Velasco Garcia[5]

[1, 2, 3 y 4] Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental - GTAIHA, Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales . [5] Grupo de investigación en Recursos Naturales y Medio Ambiente Corpocaldas - GIRMAC, Corporación Autónoma Regional de Caldas . [1] cguzmane@unal.edu.co . [3]cmgonzalezd@unal.edu.co

Palabras clave: Inventario de emisiones; fuentes móviles; MOVES-Colombia; fuentes estacionarias.

INTRODUCCIÓN

La calidad del aire en los centros urbanos enfrenta una constante presión debido al crecimiento demográfico, la expansión industrial y el continuo aumento en la motorización; incrementando las emisiones de contaminantes atmosféricos (González, 2017). Los inventarios de emisiones (IE) son herramientas fundamentales para identificar las fuentes contaminantes, cuantificar sus aportes y diseñar estrategias de mitigación dirigidas a mejorar la calidad del aire.

En la ciudad intermedia de Manizales (población área urbana 454.500 hab.), se elaboró el primer IE - año base 2014, abordando fuentes móviles y estacionarias puntuales. Posteriormente, se actualizó el IE al año base 2017 evidenciando un incremento en las emisiones, asociadas principalmente a cambios en el parque industrial y aumento del parque automotor de la ciudad (SIMAC, 2019). El presente estudio presenta los resultados principales de la actualización del IE de Manizales al año base 2022, que comprendió fuentes móviles y estacionarias (puntuales y de área). En el caso de la estimación para fuentes móviles, los inventarios previos realizados en la ciudad emplearon el modelo y metodología IVE, sin embargo, al no contar con actualizaciones recientes en este modelo, es probable que su uso no pueda ser garantizado para futuras estimaciones, por lo que se realizó una modificación al enfoque metodológico empleando el modelo MOVES-Colombia para el ajuste de los factores de emisión y un enfoque bottom-up a partir de un modelo de tráfico simplificado. Los resultados de este estudio proporcionaron información sobre los aportes a las emisiones de cada fuente y se analizaron los cambios en el comportamiento de las emisiones durante el periodo del 2017 al 2022. El cambio en el enfoque metodológico evidenció diferencias importantes entre las estimaciones obtenidas con los modelos IVE y MOVES, demostrando la importancia de una metodología que sea consistente a lo largo de los años para futuras actualizaciones del inventario, como base para los análisis de tendencias en las emisiones de contaminantes.

MÉTODOS

El presente estudio se localizó en la zona urbana de la ciudad de Manizales, ubicada en la vertiente occidental de la cordillera Central. La estimación de emisiones por fuentes estacionarias puntuales se realizó empleando una aproximación bottom-up, a través de la consulta de información de las empresas principales de la zona de estudio, incorporando la revisión de los expedientes ambientales y registros del RUA (Registro Único Ambiental). Se emplearon factores de emisión (FE) para contaminantes no reportados en informes isocinéticos, siguiendo la fórmula:

ECUACIÓN 1 $$E_i = \sum FE_{i,j} \times FA \times \left(1 - \frac{n}{100}\right)$$

Donde E_i corresponde a la emisión del contaminante i. FA es el factor de actividad. FE el factor de emisión y j hace referencia al tipo de combustible y/o actividad industrial. En casos donde se cuenta con equipos de control de emisiones, n es la eficiencia de remoción. Los FE fueron consultados principalmente de la base de datos de la EPA AP-42 (U.S. Environmental Protection Agency, n.d.).

Para las fuentes estacionarias de área, asociadas principalmente a estaciones de servicio, se empleó una aproximación top-down y el uso de factores de emisión. Se consultó la información del COMCE (Fondo Soldicom, n.d.) y reportes del Ministerio de Minas y Energía (Datos Abiertos Colombia, n.d.).

Finalmente, en lo que respecta a la estimación de emisiones por fuentes móviles, se tuvieron en cuenta las emisiones asociadas al tubo de escape, emisiones evaporativas y emisiones por resuspensión (desgaste de frenos y llantas), aplicando un enfoque que combinó aproximaciones bottom-up y top-down. El ejercicio realizado se basó en la aplicación de la metodología y modelo de emisiones MOVES-Colombia (Noriega et al., 2023; EPA 2018) para realizar el ajuste de los factores de emisión. La fórmula general para la estimación de emisiones vehiculares es representada en la Ec.2, donde $E_{i,j,k}$ es la emisión del contaminante i para el vehículo de la categoría vehicular j y combustible k. A_j es la actividad vehicular, la cual está asociada con el número promedio de millas anuales recorridas por un vehículo (VMT por sus siglas en inglés) de la categoría j. $N_{Veh.j}$ es el número total de vehículos de cada categoría vehicular j. $FE_{i,j,k}$ es el factor de emisión del contaminante i para el vehículo de la categoría vehicular j y combustible k, ajustados a condiciones locales de composición y dinámica del parque automotor, características de combustible y meteorología. Los registros de actividad y kilómetros recorridos se obtuvieron a partir de un ejercicio de simulación de tráfico con el software TransCad 10, que permitió generar un modelo simplificado de tráfico para la ciudad de Manizales.

ECUACIÓN 2 $$E_{i,j,k} = FE_{i,j,k} \times A_j \times N_{veh,j}$$

RESULTADOS

En lo que respecta a fuentes estacionarias puntuales, el IE recopiló información de 41 empresas, en donde la mayor participación de industrias corresponde al sector de bebidas y alimentos (39%); sector que contribuyó con mayores flujos de contaminantes como $PM_{2.5}$ y PM_{10}, debido principalmente al uso de carbón como combustible. La Figura 1 muestra los resultados de contribución porcentual de cada sector industrial evaluado, al total de emisiones por fuentes estacionarias puntuales.

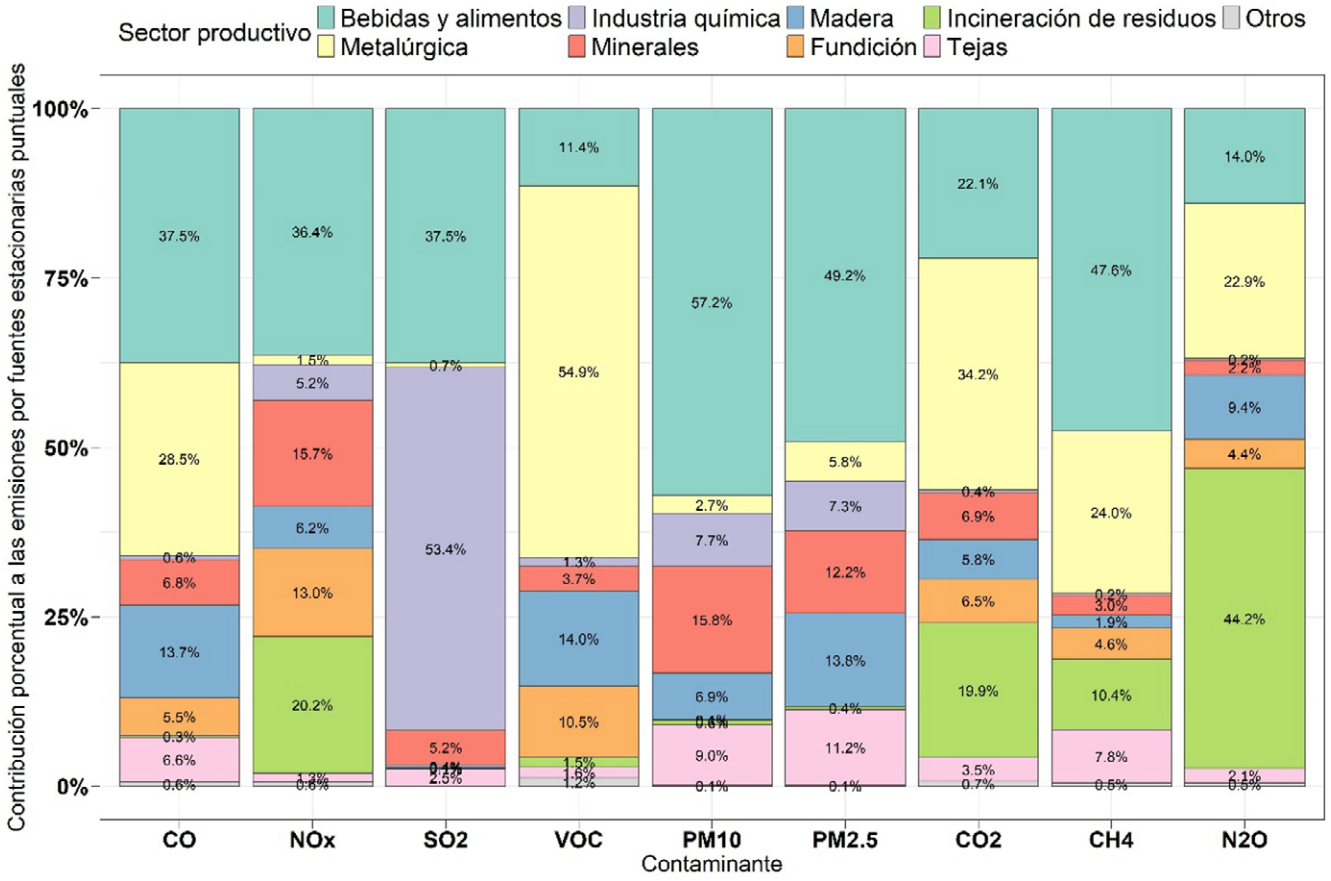


Figura 1. Aporte porcentual del tipo de industria al total de emisiones por fuentes estacionarias puntuales Fuente: elaboración propia.

Para el caso de las fuentes móviles en ruta, es importante destacar que para 2022 el parque automotor de la ciudad de Manizales estuvo conformado por 238.509 vehículos, de los cuales el 96,9% correspondió a vehículos particulares y motos. Con respecto a las emisiones de contaminantes como PM_{10} y $PM_{2.5}$, aportes importantes se registraron en categorías que utilizan diésel como combustible (buses y vehículos de carga), a pesar de su reducido porcentaje en la flota (inferior al 2%). La Figura 2 muestra los resultados de contribución porcentual de cada categoría vehicular evaluada al total de emisiones por fuentes móviles en ruta.

En la Tabla 1 se presenta un resumen de las emisiones anuales (ton/año) obtenidas para fuentes estacionarias (puntuales y de área) y móviles en ruta (incluyendo emisiones por tubo de escape,

evaporativas y por resuspensión - MPR). Las fuentes móviles representaron más del 68% de las emisiones para la mayoría de los contaminantes, a excepción de SO_2, donde la contribución fue solo del 7%, frente al 93% emitido por fuentes estacionarias puntuales (ver Figura 3). Al comparar el total de emisiones de contaminantes con respecto al IE-2017, se obtuvieron cambios importantes. En términos de las fuentes estacionarias puntuales, se obtuvo una disminución del 60% en las emisiones del contaminante CO para el año base 2022. En contraste, las emisiones de contaminantes como PM_{10} y $PM_{2.5}$ tuvieron un aumento del 219% y 214% respectivamente. El incremento en las emisiones de dichos contaminantes estuvo relacionado principalmente con el cambio en la conformación del parque industrial y el tipo de combustible empleado. Se presentó un incremento importante en el número de industrias que utilizan carbón como combustible. De otra parte, en el caso de fuentes móviles en ruta, las comparaciones entre ambos inventarios se obtuvieron aplicando la metodología MOVES-Colombia, con resultados que sugieren una disminución en la mayoría de los contaminantes para todas las categorías vehiculares, a excepción de la categoría de transporte de carga de camiones de 2 ejes, donde todas emisiones de contaminantes aumentaron, comportamiento relacionado a un incremento de la actividad vehicular para el año base 2022, la cual paso de 50 km/día en el año 2017 a 70 km/día en 2022 para vehículos de carga. Disminución en las emisiones de las demás categorías estuvieron asociadas principalmente a un ajuste en los valores de actividad vehicular, sumado al perfil de antigüedad de los vehículos. Por ejemplo, para la categoría de vehículos particulares, para el año 2017 el 18% de los vehículos tenían 15 años de antigüedad (modelo de vehículos comprendidos desde 2001 a 1987), mientras que para 2022 el 10% de los vehículos tenían 10 años de antigüedad comprendiendo los mismos años modelo de vehículos desde 2001 a 1992. Es decir, en el IE 2022 se tuvieron mayores distribuciones porcentuales de vehículos con años modelo más nuevos relacionados directamente con tecnologías más eficientes y limpias.

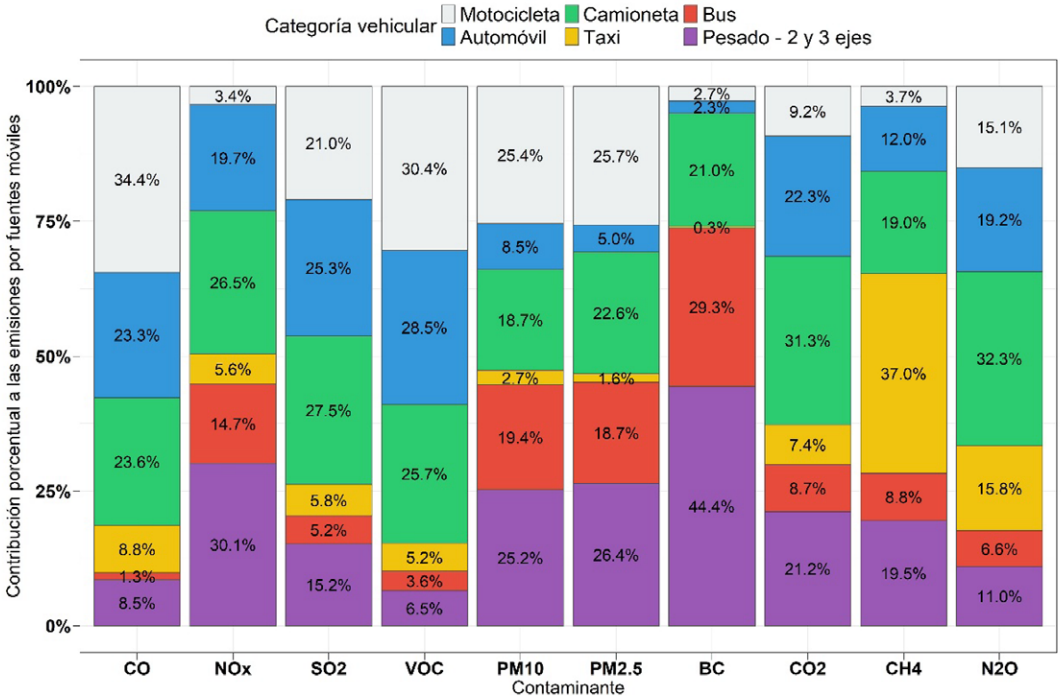


Figura 2. Contribución porcentual a las emisiones por fuentes móviles en ruta. Fuente: elaboración propia.

Tabla 1. Emisiones totales anuales por tipo de fuente en el IE-2022 de la ciudad de Manizales

Fuente	Emisión (ton/año)								
	CO	NO_x	SO_x	PM_{10}	$PM_{2.5}$	VOC	CO_2	N_2O	CH_4
Estacionarias (puntuales)	204,96	191,00	289,48	201,17	92,25	6,97	198545,80	3,78	6,01
Estacionarias (área)						253,6			
Móvil en ruta (Tubo de escape, evaporativas y MPR)	36204,49	6636,91	20,93	433,15	240,23	3634,87	659826,71	11,32	670,53
Total general	**36409,45**	**6827,91**	**310,41**	**634,32**	**332,48**	**3895,44**	**858372,51**	**15,10**	**676,54**

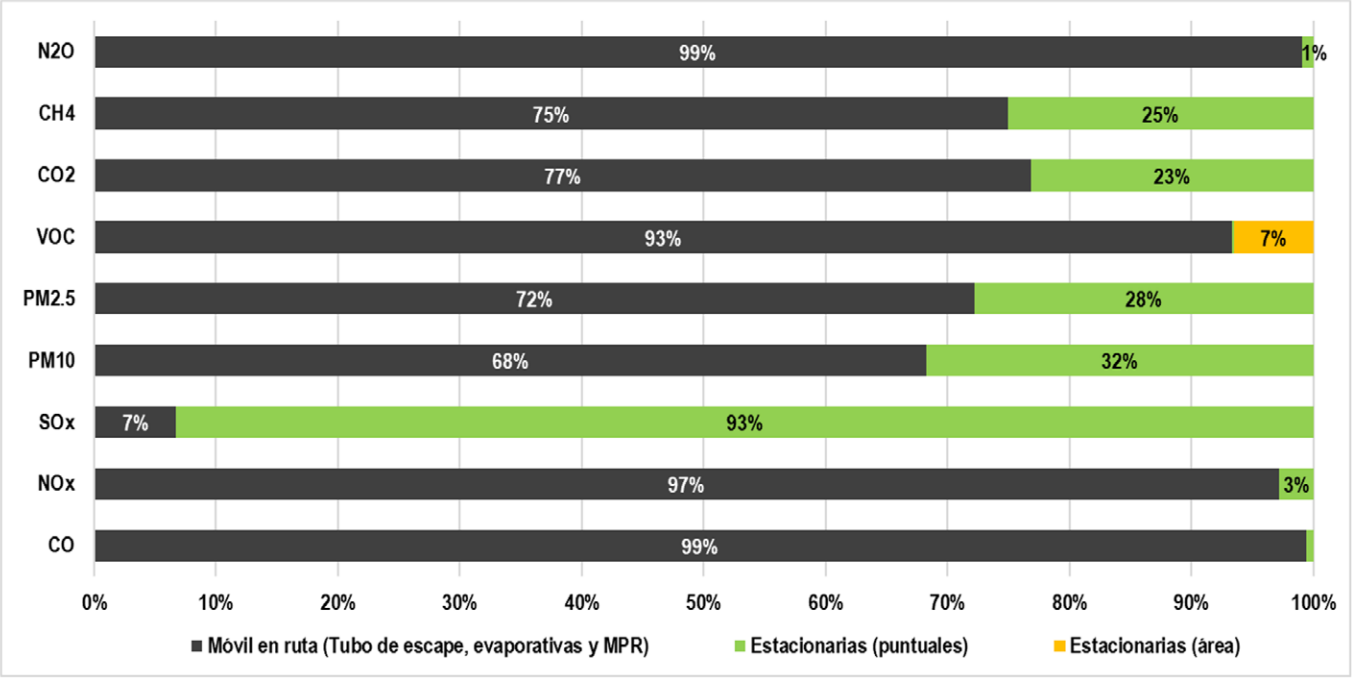


Figura 3. Contribución porcentual al total de emisiones por tipo de fuente en el IE de Manizales año base 2022. Fuente: elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados del inventario de emisiones atmosféricas proporcionan una base sólida para la formulación e implementación de políticas públicas orientadas a la reducción de la contaminación del aire. Estas políticas pueden priorizar fuentes de alta emisión, como las fuentes móviles y el sector industrial que utiliza carbón como combustible, promoviendo mejoras en sectores como el transporte público y el uso de tecnologías con menores emisiones. Además, los resultados de este estudio contribuyen con la gestión de calidad del aire en la ciudad.

REFERENCIAS

- Datos Abiertos Colombia. (n.d.). *Distribuidores mayoristas: despacho de combustibles*. Datos Abiertos Colombia [Data set]. https://www.datos.gov.co/Minas-y-Energ-a/Distribuidores-Mayoristas-Despacho-de-combustibles/339g-zjac/about_data

- Fondo Soldicom. (n.d.). *Ventas de combustibles*. Fondo Soldicom [Data set]. https://fondosoldicom.com/ventas-de-combustibles/

- González, C. M. (2017). *Dinámica e impacto de emisiones antrópicas y naturales en una ciudad andina empleando un modelo Euleriano de transporte químico on-line. Caso de estudio: Manizales, Colombia.* Tesis de doctorado. Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales. Manizales, Colombia.

- Noriega, M., Trejos, E., Toro, C., Koupal, J., Pachon, J. (2023). Impact of oxygenated fuels on atmospheric emissions in major Colombian cities. Atmospheric Environment (308) 119863. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119863

- Sistema Integrado de Monitoreo Ambiental de Caldas (SIMAC) (2019). *Boletín inventario de emisiones atmosféricas Manizales año base 2017*. Universidad Nacional de Colombia sede Manizales. Colombia. https://cdiac.manizales.unal.edu.co/publicaciones.php

- U.S. Environmental Protection Agency. (n.d.). AP-42: *Compilation of air emissions factors from stationary sources. U.S. Environmental Protection Agency*. https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/ap-42-compilation-air-emissions-factors-stationary-sources

- EPA – United States Environmental Protection Agency. (2018). "2018 Transportation Conformity." Appendix 12.13: MOVES Information and Fact Sheets.

EVOLUCIÓN HISTÓRICA DE LA CONTAMINACIÓN DEL AIRE EN MANIZALES

Angel David Gálvez Serna[1], Caren Xiomara Guzmán España[2], Carlos Mario González Duque[3], Jorge Julián Vélez Upegui[4], Mauricio Velasco Garcia[5]

[1, 2, 3 y 4] Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental - GTAIHA, Universidad . Nacional de Colombia Sede Manizales . [5] Grupo de investigación en Recursos Naturales y Medio Ambiente Corpocaldas - GIRMAC, Corporación Autónoma Regional de Caldas . [1]adglavezs@unal.edu.co [3]cmgonzalezd@unal.edu.co

Palabras clave: Sistemas de vigilancia de calidad del aire – SVCA; material particulado; ozono troposférico; Índice de calidad del aire – ICA.

INTRODUCCIÓN

Los esfuerzos que se han realizado en la ciudad de Manizales para mejorar la cobertura espacial y temporal del monitoreo de contaminantes atmosféricos en su área urbana, han permitido identificar tendencias en el comportamiento de los niveles de inmisión de contaminantes criterio como material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) y ozono troposférico (O_3). Dicho análisis ha sido posible gracias a los esfuerzos que se han realizado en la ciudad para garantizar la continuidad del SVCA a través del seguimiento periódico de los equipos de monitoreo, así como el aseguramiento y control de calidad de la información obtenida. El presente resumen tiene como objetivo no solo discutir las principales tendencias en el comportamiento histórico de los niveles de concentración de contaminantes monitoreados en Manizales, sino también resaltar como el trabajo conjunto entre la autoridad ambiental y la academia, ha permitido la consolidación de un SVCA robusto en una ciudad intermedia andina con características únicas en términos de fuentes de contaminantes atmosféricos, sumado a sus condiciones topográficas y meteorológicas propias de ciudades de montaña.

MÉTODOS

El monitoreo de la contaminación atmosférica en Manizales inicio a mediados de 1997 con el objetivo de caracterizar los niveles de material particulado (PST y PM_{10}) en la zona urbana de la ciudad. Con el inicio de una alianza estratégica con la Universidad Nacional de Colombia (UNAL) Sede Manizales, el SVCA modificó su enfoque al seguimiento de material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) con equipos manuales de alto y bajo volumen, así como el monitoreo de gases. De manera progresiva, el SVCA ha integrado el monitoreo automático de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en dos estaciones (Liceo y Gobernación a partir de 2019), característica que se suma al monitoreo automático de los gases O_3, CO y SO_2 en una estación (Gobernación) a partir del 2014 (Gálvez et al., 2022). Para el 2024 la ciudad cuenta con un SVCA conformado por seis (6) estaciones fijas para el seguimiento de la calidad del aire (Figura 1).

La Tabla 1 y Tabla 2 presenta las principales características de las estaciones pertenecientes al SVCA de Manizales y los equipos de monitoreo. Se destaca además que el IDEAM acreditó el SVCA en la toma de muestras de PM_{10} mediante las técnicas de alto volumen (Hi-Vol) y bajo volumen (Low-vol), así como en el análisis con técnica de gravimetría en todas las estaciones del SVCA de Manizales.

Para llevar a cabo el análisis de información histórica de los contaminantes monitoreados, se realizó la consolidación, depuración y actualización de las bases de datos de contaminantes del aire, los cuales corresponden a los registros promedio diarios (cada tres días) de PM_{10} y $PM_{2.5}$ – Manual, los registros cincominutales de gases (O_3, SO_2 y CO) y los registros cincominutales de PM_{10} y $PM_{2.5}$ – Automáticos. Los datos fueron analizados mediante estadística básica y gráficos de evolución temporal mediante el software R y librerías como *Openair* y *ggplot2*. Se realizaron las respectivas comparaciones con los estándares exigidos por la normativa vigente y se calculó el porcentaje de datos válidos para cada uno de los años de monitoreo; finalmente se realizó un análisis de tendencias que incluye variaciones mensuales, semanales y diarias de los datos. En este resumen se muestran algunos de los resultados principales obtenidos con énfasis en material particulado y ozono troposférico.

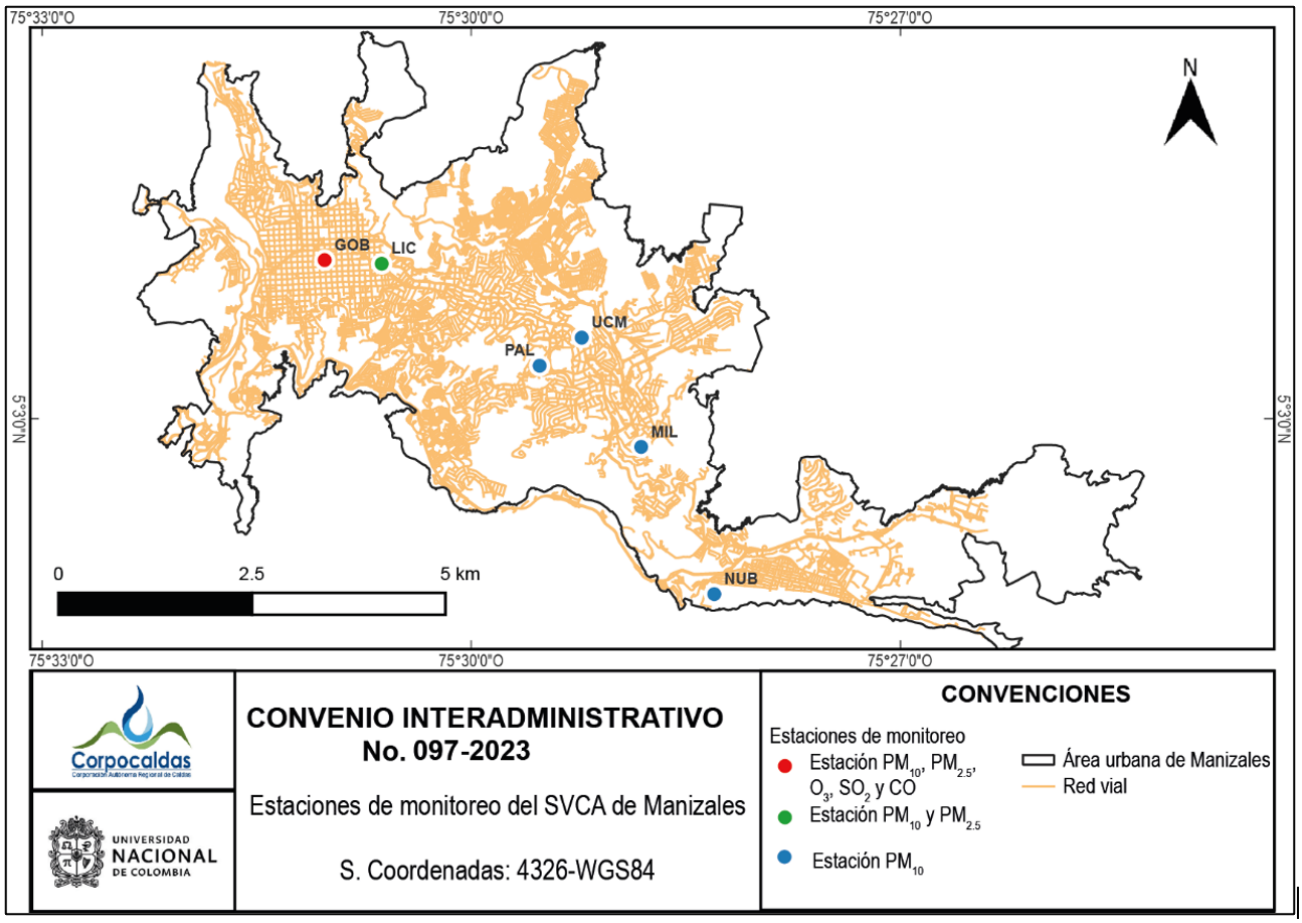


Figura 1. Ubicación de las estaciones de calidad del aire pertenecientes al SVCA de Manizales actualizado a 2024. Fuente: propia

Tabla 1. Características de las estaciones del SVCA de Manizales actualizado a 2024. Fuente: propia

Estación (Abreviatura)	Contaminantes medidos	Tipo de ubicación	Fuentes de contaminación	Latitud / Longitud	Altitud m.s.n.m.
Gobernación (Gob)	PM_{10} y $PM_{2.5}$ – Manual y Automático, SO_2, O_3, CO	Centro urbano. Sector comercial	Moderado tráfico vehicular. Moderada actividad industrial	N 5° 4' 6.53" W 75° 31' 1.54	2155
Palogrande (Pal)	PM_{10} – Manual	Zona central. Sector residencial	Moderado tráfico vehicular. Sin actividad industrial.	N 5° 3' 22.4" W 75° 29' 31.3"	2154
Nubia (Nub)	PM_{10} – Manual	Zona sureste. Sector educativo	Bajo tráfico vehicular. Sin actividad industrial.	N 5° 1' 47.0" W 75° 28' 18"	2091
Liceo (Lic)	PM_{10} – Manual, PM_{10} y $PM_{2.5}$ – Automático	Centro urbano. Sector Comercial	Alto tráfico vehicular. Sin actividad industrial.	N 5° 4' 5.01" W 75° 30' 37.58	2156
Milán (Mil)	PM_{10} – Manual	Zona Central. Sector industrial	Moderado tráfico vehicular. Adyacente a zona industrial	N 5° 2' 48.5" W 75° 28' 48.68"	2188
Católica (UCM)	PM_{10} – Manual	Zona Central. Sector residencial	Alto tráfico vehicular. Sin actividad industrial.	N 5° 3' 34.13" W 75°29'13.63"	2091

Tabla 2. Características de los equipos del SVCA de Manizales actualizado a 2024

Estación (Abreviatura)	Contaminante	Propietario	Equipo	Técnica de medición	Método de referencia
Gobernación (Gob)	PM_{10} – Manual	Corpocaldas	Bajo volumen (Low-Vol)	Gravimetría*	EPA 40CFR Parte 50 Apéndice L
	$PM_{2.5}$ - Manual	Corpocaldas	Bajo volumen (Low-Vol)	Gravimetría	EPA 40CFR Parte 50 Apéndice L
	SO_2 - Automático	UN	Analizador T100	Fluorescencia UV	EPA40 CFR Parte 53, EQSA-0495-100
	O_3 - Automático	UN	Analizador T400	Absorción UV	EPA40 CFR Parte 53, EQOA-0992-087
	CO - Automático	Corpocaldas	Analizador Thermo 48i	Absorción IR	EPA40 CFR Parte 53, RFCA-0981-054
	PM_{10} y $PM_{2.5}$ - Automático	Corpocaldas	APM2 (nefelómetro)	Fotometría	EN 12341 y EN 14907
Palogrande (Pal)	PM_{10} - Manual	UN	Alto volumen (Hi-Vol)	Gravimetría*	EPA 40CFR Parte 50 Apéndice J
Nubia (Nub)	PM_{10} - Manual	UN	Alto volumen (Hi-Vol)	Gravimetría*	EPA 40CFR Parte 50 Apéndice J
Liceo (Lic)	PM_{10} - Manual	Corpocaldas	Alto volumen (Hi-Vol)	Gravimetría*	EPA 40CFR Parte 50 Apéndice J
	PM_{10} y $PM_{2.5}$ - Automático	Corpocaldas	APM2 (nefelómetro)	Fotometría	EN 12341 y EN 14907
Milán (Mil)	PM_{10} - Manual	Corpocaldas	Alto volumen (Hi-Vol)	Gravimetría*	EPA 40CFR Parte 50 Apéndice J
Católica (UCM)	PM_{10} - Manual	UCM	Alto volumen (Hi-Vol)	Gravimetría*	EPA 40CFR Parte 50 Apéndice J

** Acreditado mediante la Resolución 0427 del 14 de mayo de 2024, IDEAM. Fuente: propia*

RESULTADOS

Un análisis inicial que demuestra la evolución y estabilización del SVCA, se basa en el cálculo del porcentaje de datos válidos obtenidos para cada contaminante y estación. En general, entre los años 2009 y 2017 el criterio de representatividad del 75% se cumplió en pocas ocasiones. A partir del 2018, se obtuvo un cumplimiento estable en todas las estaciones de la red, a excepción de algunos periodos donde, ya sea por fallas en los equipos de ciertas estaciones o situaciones externas que impidieron el acceso, no se logró el cumplimiento del criterio normativo correspondiente. La mejoría presentada en el incremento de este indicador se debe, en parte, a las gestiones que desde la Corporación Ambiental y la Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales se adelantaron para establecer una metodología de trabajo conjunto. Esta estrategia donde la operación de la red está a cargo de profesionales de la Universidad, que tienen asistencia y supervisión continua de funcionarios de Corpocaldas, ha permitido la continuidad de los monitoreos, así como la estructuración de protocolos internos para el monitoreo, operación y contratación de personal capacitado para dichas tareas.

La Figura 2 presenta la variación de la concentración promedio anual de PM_{10} – Manual obtenida en las 6 estaciones que hacen parte del SVCA de Manizales. En general, se aprecia como los promedios anuales han tendido a disminuir entre los años 2009 a 2022, alcanzando en dicho periodo las concentraciones promedio anules más bajas. Este comportamiento se observó principalmente para la estación con mayor influencia de emisiones por tráfico vehicular, como es el caso de Liceo (LIC), que presentó la mayor disminución pasando de 45 µg/m³ en 2013 a 25 µg/m³ en 2020.

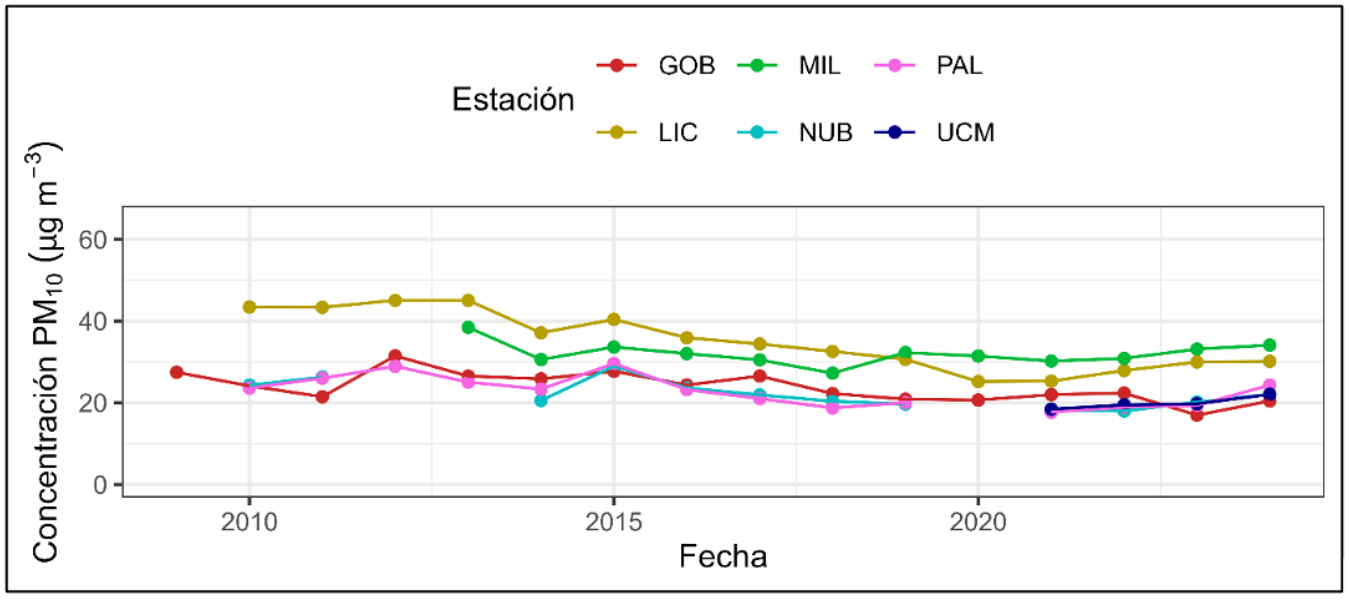


Figura 2. Variación histórica de concentración promedio anual de PM10 – Manual en las estaciones del SVCA de Manizales. Fuente: propia

En términos generales, los resultados obtenidos sugieren un comportamiento caracterizado por una tendencia decreciente en la concentración de algunos contaminantes en el periodo prepandemia. Los años posteriores a la pandemia por COVID-19 se han caracterizado por una estabilización e incluso un aumento paulatino en las concentraciones de contaminantes de importancia en salud pública como el $PM_{2.5}$, como se observa por ejemplo en el comportamiento de concentraciones diarias de PM en la estación Liceo (Figura 3). Un caso similar se identificó para el O_3, al evaluar la tendencia de las concentraciones promedio octohorarias, contaminante para el cual se ha registrado durante el 2024 el primer caso de excedencia normativa en la ciudad.

Para el caso de los gases, se destaca el comportamiento del O_3 para el cual se ha observado un incremento paulatino de las concentraciones durante los últimos 2 años de monitoreo, siendo 2024 el año donde se han presentado los mayores registros históricos (Figura 4).

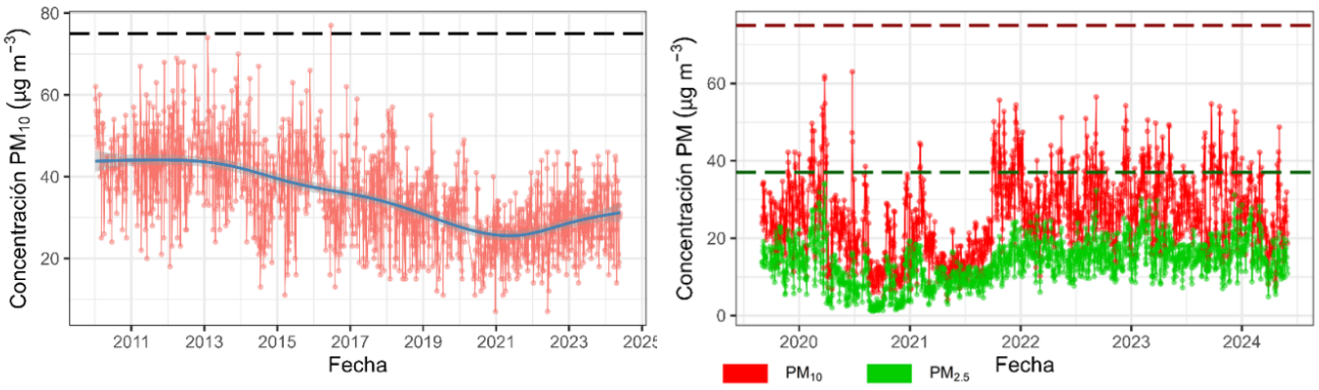


Figura 3. Variación histórica de concentraciones diarias de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en la estación Liceo para equipos manual (izquierda) y automático (derecha). la línea punteada indica el límite normativo definido en la Resolución 2254 de 2017. Fuente: propia

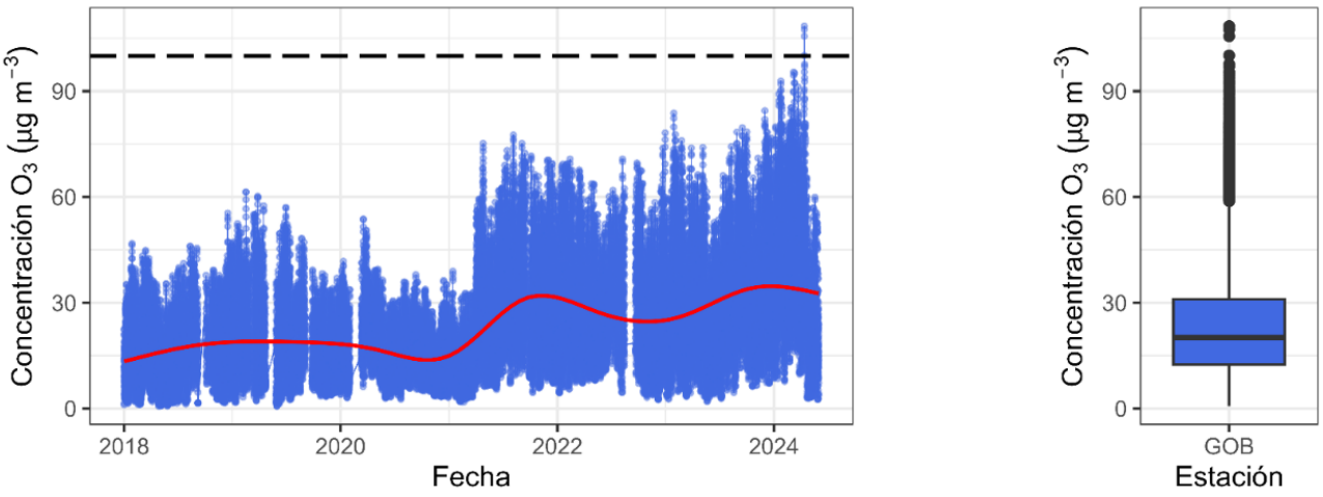


Figura 4. Variación histórica de concentración de O_3 en la estación Gobernación. Serie temporal (derecha) y diagrama de cajas (izquierda) de promedios octohorarios. La línea roja muestra la curva de tendencia mientras que la línea punteada indica el límite normativo definido en la Resolución 2254 de 2017 Fuente: Propia

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

De acuerdo con cifras oficiales del IDEAM, para el 2022 el contaminante criterio más evaluado en el país fue el PM_{10}, monitoreado por el 81 % del total de las estaciones (173), seguido del $PM_{2.5}$, monitoreado en el 68 % de las estaciones (144). Por su parte, los gases se monitorearon en menos del 31% de las estaciones, siendo O_3 el contaminante más monitoreado (IDEAM, 2023). El monitoreo de contaminantes de alta importancia como $PM_{2.5}$ y O_3 se ha centrado en las principales ciudades del país, sin embargo, la mayoría de las ciudades intermedias de Colombia tienen carencias en relación con el monitoreo de contaminantes del aire. En este sentido, cobran gran relevancia los esfuerzos que se han realizado en la ciudad de Manizales para garantizar la continuidad del monitoreo de contaminantes atmosféricos. Al igual que en la mayoría de las ciudades intermedias del país, se identifican grandes retos y oportunidades para cumplir a cabalidad con los lineamientos establecidos en el Protocolo para el Monitoreo y Seguimiento de la Calidad del Aire, así como el cumplimiento con los limites normativos establecidos por la Res. 2254 de 2017; en un país cuya normativa tiende a adoptar las últimas recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud relacionadas con los límites máximos de concentración de contaminantes criterio en aire ambiente, valores que en contadas estaciones de monitoreo del país se encuentran por debajo.

REFERENCIAS

- Gálvez, A., Gónzalez, C., Trejos, E., Velasco, M., & Zambrano, J. (2022). Boletín ambiental IDEA - 188 - Diez años de monitoreo de calidad del aire en Manizales. Boletín ambiental IDEA - 188 - Diez años de monitoreo de calidad del aire en Manizales. (IDEA) Manizales, Colombia: Instituto de estudios ambientales - IDEA. Recuperado el 20 de 09 de 2024, de https://idea.manizales.unal.edu.co/publicaciones/boletines_ambientales/boletin_188.pdf

- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM. (2023). Informe del estado de la calidad del aire en Colombia. Bogotá, Colombia.

- Corpocaldas y Unal. (2024). Boletín trimestral de calidad del aire de Manizales. Enero - Marzo 2024. Manizales. Instituto de estudios ambientales - IDEA. Recuperado el 17 de 12 de 2024, de https://corpocaldas2022.blob.core.windows.net/webadmin/file_Boletinca_zx5XPGrA.pdf

INFLUENCIA DEL TRÁFICO DE EMBARCACIONES MENORES Y MAYORES DEL RÍO MAGDALENA SOBRE LA CALIDAD DEL AIRE DE BARRANQUILLA

Diaz Uribe, Carlos[3]; Vallejo Lozada, William[2], Vargas Correa, John Gabriel[1].

[1] jgvargas@mail.uniatlantico.edu.co . [2] Grupo de investigación en fotoquímica y fotobiología, Facultad Ciencias básicas, Universidad de Atlántico.
El autor de correspondencia será el encargado de verificar la aprobación de todos los autores para la aplicación al evento y enviar el resumen extendido, y será con quien el CASAP X mantendrá comunicación.

Palabras clave: Calidad del aire; Tráfico fluvial; Emisiones Atmosféricas; Modelos de dispersión; Salud pública.

INTRODUCCIÓN

El río Magdalena, principal arteria fluvial de Colombia, desempeña un rol fundamental en la economía y el transporte nacional, particularmente en el puerto de Barranquilla. Sin embargo, el tráfico fluvial genera emisiones significativas que afectan la calidad del aire en la región. Este estudio busca cuantificar y visibilizar estos aportes contaminantes mediante un inventario de emisiones atmosféricas y herramientas avanzadas de modelación como AERMOD, que integra datos meteorológicos y topográficos para evaluar la dispersión de contaminantes.

MÉTODOS

La metodología se estructuró en tres fases principales para evaluar el impacto del tráfico fluvial sobre la calidad del aire en el distrito de Barranquilla, integrando inventario de emisiones, modelación atmosférica y análisis espacial.

En la primera fase, se elaboró un inventario de emisiones atmosféricas que incluyó fuentes fijas, móviles terrestres, fluviales y de área. Para las fuentes fijas, se procesaron datos físico-químicos de 150 descargas, suministrados por laboratorios acreditados por el IDEAM. Las emisiones de fuentes móviles terrestres se estimaron a partir de aforos vehiculares, parque automotor y velocidades promedio (Alcaldía de Barranquilla, s.f.), aplicando la metodología CORINAIR-EMEP/EEA, con datos provistos por el Ministerio de Ambiente y ajustados en un modelo propio desarrollado en este estudio, que abarcó 94 circuitos viales principales de la ciudad. Para las fuentes de área se contó con cinco puertos que se caracterizaron con datos públicos e información de laboratorios acreditados para estimar emisiones difusas. Finalmente, Las fuentes fluviales se caracterizaron en dos tramos: estuarino y portuario, considerando embarcaciones menores y mayores; se calcularon emisiones mediante estimaciones de potencia y factores de emisión de la guía EMEP/EEA 2023 y datos suministrados por el ministerio de transporte.

En la segunda fase, se realizó la modelación de la dispersión con AERMOD, integrando diez años de datos meteorológicos procesados con el modelo WRF, provistos por el NCAR, e incorporando información topográfica mediante el Modelo de Elevación Digital (DEM) de ASF DAAC–NASA. Esta simulación permitió estimar el comportamiento espacial y temporal de contaminantes criterio: NO_x, SO_2, CO, PM_{10} y $PM_{2.5}$.

La tercera fase incluyó el análisis espacial en ArcGIS Pro, donde se generaron mapas de concentración e identificación de zonas de alta exposición usando el Índice de Calidad del Aire (ICA). Los resultados se validaron mediante comparación con registros del Sistema de Vigilancia de la Calidad del Aire (SISAIRE), utilizando indicadores estadísticos como RMSE, BIAS y R^2, lo que garantizó la fiabilidad del modelo.

Este enfoque metodológico permitió identificar fuentes críticas de emisión, evaluar el cumplimiento de la normatividad vigente y fundamentar estrategias de mitigación orientadas al sector fluvial.

RESULTADOS

Los resultados evidencian una contribución del tráfico fluvial a la calidad del aire en zonas ribereñas de Barranquilla, especialmente en la cabecera norte del río Magdalena, donde predominan embarcaciones mayores asociadas a actividades portuarias. Las simulaciones realizadas con AERMOD muestran un incremento en algunos momentos de hasta un 15 % en PM2.5 en sectores cercanos a esta zona, lo que eleva concentraciones reales promedio de 26 µg/m³ (registradas en estaciones como Tres Ave Marías y Móvil Unireformada) hasta aproximadamente 30 µg/m³, aún dentro de la categoría “Aceptable” (13–37 µg/m³), pero muy cercanas al umbral de riesgo para grupos sensibles (38 µg/m³, según Resolución 2254 de 2017).

En el caso de PM10, los niveles simulados en el margen sur del río, donde operan embarcaciones menores, alcanzan valores de hasta 60 µg/m³, por encima del promedio medido en estaciones como Policía y Movil, que se ubican entre 40 y 48 µg/m³. Aunque estos valores aún se clasifican como “Aceptables” (55–154 µg/m³), indican un aumento significativo frente a las condiciones históricas.

Para SO_2, se estimaron concentraciones entre 100 y 200 µg/m³ en zonas portuarias de la cabecera norte, superando el límite horario de 75 µg/m³ y ubicándose en rangos “Aceptable” a “Dañino para grupos sensibles”. Los niveles de NO_2 proyectados en las zonas de mayor tránsito fluvial oscilaron entre 60 y 110 µg/m³, posicionándose entre las categorías “Bueno” y “Aceptable”. En cuanto al CO, las simulaciones estimaron valores cercanos a 800 µg/m³, dentro del rango “Bueno”, aunque con acumulación en zonas de alto flujo vehicular y fluvial.

El patrón de dispersión, influenciado por los vientos predominantes del noreste, dirige los

contaminantes hacia el margen occidental, afectando barrios como La Luz, Simón Bolívar, Rebolo y zonas altas del corredor norte, recorrido por la estación Movil. La validación mostró un buen ajuste ($R^2 > 0.75$) en la mayoría de los escenarios, respaldando la fiabilidad del modelo.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los hallazgos de este estudio tienen implicaciones directas en la formulación de políticas públicas y la práctica ambiental. En primer lugar, subrayan la necesidad de establecer regulaciones específicas para las emisiones fluviales en Colombia, particularmente en zonas de alta actividad portuaria como Barranquilla. Estas regulaciones podrían basarse en estándares internacionales, adaptados a las características locales.

Además, se recomienda la implementación de tecnologías limpias en las embarcaciones fluviales, como motores con menor consumo de combustible, mezcladores de aire combustible y sistemas de control de emisiones.

Por último, los resultados resaltan la importancia de campañas educativas dirigidas a los actores del sector fluvial, con el objetivo de fomentar prácticas sostenibles y concienciar sobre los impactos ambientales asociados al tráfico fluvial. Este enfoque integral podría servir como modelo para otras ciudades ribereñas enfrentando desafíos similares, promoviendo una transición hacia un transporte fluvial más sostenible.

REFERENCIAS

- Alcaldía de Barranquilla. (s.f.). Mapa con los Perfiles viales del Distrito de Barranquilla [conjunto de datos]. Datos.gov.co. https://www.datos.gov.co/es/Ordenamiento-Territorial/Mapa-con-los-Perfiles-viales-del-Distrito-de-Barra/6mqd-7ice

- Andrews, C. J., & Hassenzahl, D. M. (2005). Sustainability, risk, and resilience: Toward a systems approach. Sustainability: Science, Practice, and Policy, 1(1), 45–52. https://doi.org/10.1080/15487733.2005.11907974

- Brynolf, S., Fridell, E., & Andersson, K. (2014). Compliance strategies for the future SECA regulations: A case study on impacts on emissions and transportation costs for Sweden. Transportation Research Part D: Transport and Environment, 28, 6–18. https://doi.org/10.1016/j.trd.2013.12.002

- 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. The Lancet, 389(10082), 1907–1918. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)30505-6

- Corbett, J. J., & Koehler, H. W. (2003). Updated emissions from ocean shipping. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 108(D20). https://doi.org/10.1029/2003JD003751

- Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., & Tanabe, K. (2006). 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Institute for Global Environmental Strategies. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/

- Eyring, V., Isaksen, I. S. A., Berntsen, T., Collins, W. J., Corbett, J. J., Endresen, Ø., ... & Stevenson, D. S. (2010). Transport impacts on atmosphere and climate: Shipping. Atmospheric Environment, 44(37), 4735–4771. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.04.059

- Hungerford, H. R., & Volk, T. L. (1990). Changing learner behavior through environmental education. Journal of Environmental Education, 21(3), 8–21. https://doi.org/10.1080/00958964.1990.10753743

- International Maritime Organization (IMO). (2023). MARPOL Annex VI: Regulations for the Prevention of Air Pollution from Ships. https://www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/Air-Pollution.aspx

- Jacob, D. J., & Winner, D. A. (2009). Effect of climate change on air quality. Atmospheric Environment, 43(1), 51–63. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.051

- Jaffe, D. A., Anderson, T. L., Covert, D. S., Kotchenruther, R. A., Trost, B. E., Danielson, J., ... & Blomquist, B. (2005). Intercontinental transport of ozone and fine particulate matter. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 110(D4). https://doi.org/10.1029/2004JD005351

- Lee, H., Kang, B., & Yoon, C. (2020). Air quality and health effects in port cities: A case study on regulatory measures in Busan, South Korea. Environmental Research, 185, 109435. https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109435

- Longley, P. A., Goodchild, M. F., Maguire, D. J., & Rhind, D. W. (2015). Geographic information systems and science (4th ed.). Wiley.

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2017). Resolución 2254 de 2017 – Por la cual se establecen las normas de calidad del aire ambiente. https://www.minambiente.gov.co

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). Resolución 2254 de 2015. Bogotá, Colombia. https://www.minambiente.gov.co/

- National Center for Atmospheric Research (NCAR). (2022). Weather Research and Forecasting Model (WRF). https://www.mmm.ucar.edu/weather-research-and-forecasting-model

- Rodrigue, J.-P., Comtois, C., & Slack, B. (2020). The geography of transport systems (5th ed.). Routledge. https://doi.org/10.4324/9780429346323

- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2016). Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change (3rd ed.). Wiley.

- Skamarock, W. C., Klemp, J. B., Dudhia, J., Gill, D. O., Barker, D. M., Duda, M. G., ... & Powers, J. G. (2008). A description of the Advanced Research WRF Version 3. National Center for Atmospheric Research. https://doi.org/10.5065/D68S4MVH

- Turner, D. B. (1994). Workbook of atmospheric dispersion estimates (2nd ed.). CRC Press.

- U.S. Environmental Protection Agency. (2018). AP-42: Compilation of air pollutant emission factors. Office of Air Quality Planning and Standards. https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification

- U.S. Environmental Protection Agency. (2019). AERMOD Modeling System User's Guide. https://www.epa.gov/scram/air-quality-dispersion-modeling-preferred-and-recommended-models

- U.S. Environmental Protection Agency. (2021). AERMOD: Description of model formulation. Office of Air Quality Planning and Standards. https://www.epa.gov/cmaq/aermod

- World Health Organization. (2021). WHO global air quality guidelines. Geneva: WHO. https://www.who.int/news-room/questions-and-answers/item/who-global-air-quality-guidelines

- Zhang, K., & Batterman, S. (2013). Air pollution and health risks due to vehicle traffic. Science of the Total Environment, 450, 307–316. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.074

ESTRATEGIAS DE MONITOREO PARA LA MEDICIÓN DE EMISIONES DE METANO EN COLOMBIA: FORTALECIMIENTO DE CAPACIDADES LOCALES

Luis Alberto Morales[1], Angela Vargas Burbano[2], Rodrigo Jimenez Pizarro[3], Andres Ardila Ardila[4]

[1] Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail luamoralesri@unal.edu.co . SLC Association, e-mail luis.morales@slcaconsultores.com . [2]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 . [3] Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail rjimenez@unal.edu.co . [4] Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail avardilaar@unal.edu.co

Palabras clave: Técnicas de medición; Balance de masa, Inventario de emisiones, Top-down, Bottom-up

INTRODUCCIÓN

El metano (CH_4), un gas de efecto invernadero de vida corta con un potencial de calentamiento global significativamente alto, representa una oportunidad crítica para la mitigación climática a corto plazo. En Colombia, las emisiones de metano provienen de fuentes diversas y complejas, incluyendo fermentación entérica, rellenos sanitarios, plantas de tratamiento de aguas residuales, minería subterránea de carbón, redes urbanas de gas natural y embalses hidroeléctricos (IDEAM, 2022). Estas fuentes, junto con la topografía compleja y la alta cobertura nubosa, complican el monitoreo mediante tecnologías satelitales y demandan enfoques innovadores.

La estrategia planteada por el proyecto CH4-COL, en colaboración con el Observatorio Internacional de Emisiones de Metano (IMEO), integra mediciones in-situ con estrategias de cuantificación bottom-up y top-down, usando desde cámaras estáticas hasta drones equipados con sensores de alta sensibilidad. Este diseño busca adaptar técnicas globales al contexto colombiano, caracterizando las emisiones y reduciendo incertidumbres en los inventarios nacionales, con miras a apoyar decisiones de política climática basadas en ciencia de calidad.

MÉTODOS

Se desarrolló una estrategia de medición multiescala combinando enfoques bottom-up y top-down, centrada en priorizar fuentes clave como rellenos sanitarios, plantas de tratamiento de aguas residuales, minas subterráneas de carbón, embalses y redes urbanas de gas. Se utilizan cámaras estáticas para cuantificar flujos en fuentes específicas y drones equipados con espectrómetros para evaluar áreas extensas y detectar puntos críticos de emisión. Paralelamente,

se implementan técnicas de balance de masa para validar las estimaciones de emisiones y reducir las discrepancias entre los escalados de emisiones generadas a partir de un enfoque bottom-up y mediciones directas que integran la emisión de la fuente completa (top-down) y mediciones meteorológicas detalladas.

Este enfoque holístico permite identificar patrones espaciales en las emisiones, además de evaluar factores de control como la tecnología de gestión, el caudal de gas o la interacción con variables meteorológicas locales.

RESULTADOS

La integración de métodos bottom-up y top-down permitió diseñar una estrategia robusta que aborda los desafíos logísticos y técnicos del monitoreo de emisiones de metano en Colombia (Finman, 2024). Por ejemplo, en rellenos sanitarios, se propone la integración de mediciones de concentración superficial y flujos difusos en zonas homogéneas del relleno, con estimaciones mediante drones, logrando una caracterización detallada de las fuentes y reduciendo la incertidumbre asociada al inventario. Adicionalmente con este enfoque de caracterización es posible identificar la eficiencia de captura del biogás, cuantificar el potencial real para la implementación de proyectos de aprovechamiento energético.

La Figura 1 presenta el esquema metodológico planteado para la caracterización y cuantificación de las emisiones en un relleno sanitario. En esta se plantea la generación de topografía detallada usando técnicas fotogramétricas, la medición de concentración en la superficie del relleno para realizar una caracterización y estratificación de las zonas del relleno. A partir de la cual se identificarán las zonas representativas para el muestreo con cámaras estáticas de flujo. Para complementar las emisiones generadas por la superficie del relleno, es necesario medir las emisiones generadas por las chimeneas instaladas para la recolección y disposición final de biogás. Cuantificada la emisión a partir del enfoque bottom-up, se propone realizar un balance de masa con base en mediciones de planos de concentración, vientos abajo de la fuente, junto con una caracterización detallada de las condiciones meteorológicas al momento de realizar la medición.

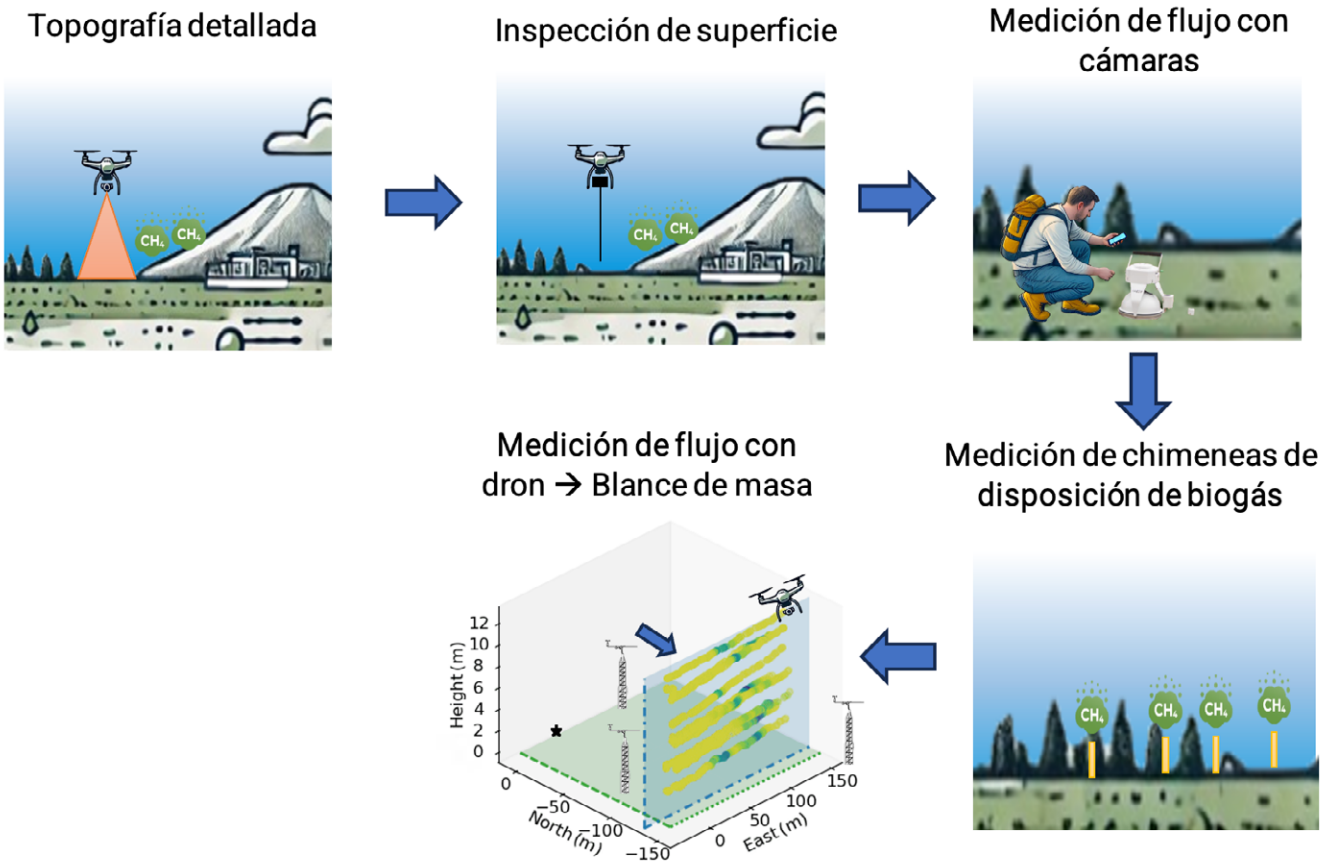


Figura 1 Ejemplo de la estrategia metodológica diseñada para la caracterización y cuantificación de las emisiones en rellenos sanitarios. Fuente: Elaboración propia.

La Figura 2 presenta la estrategia de priorización de las fuentes a ser medidas. Dada la variabilidad de las condiciones climáticas y el proceso de disposición final se determino como uno de los principales aspectos para la priorización, el tamaño, las condiciones meteorológicas del sitio y algunas variables operaciones del proceso de disposición final.

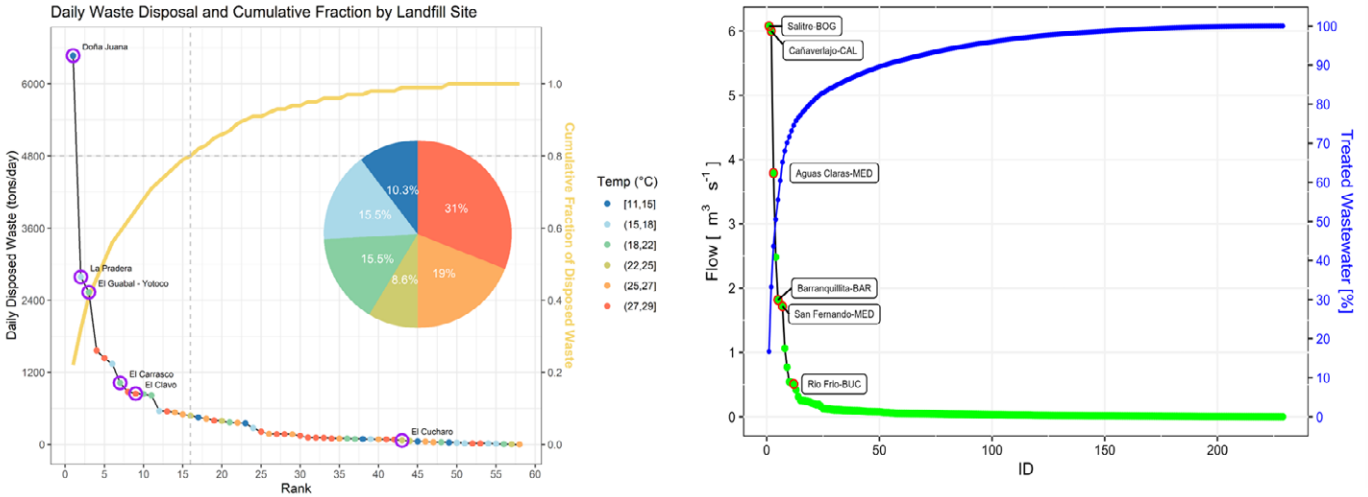


Figura 2 Estrategia de priorización para la selección de los potenciales sitios de medición Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 1 presenta el consolidado de la estrategia de medición propuesta según el tipo de fuente. Dado que parte del objetivo es la determinación de la emisión a través de los enfoques bottom-up y top-down, para la mayoría de las fuentes y/o componentes se propone por lo menos dos estrategias de cuantificación.

Tabla 1 Consolidado de las estrategias de medición por fuente de emisión y técnica de cuantificación de emisiones. Fuente: Elaboración propia.

Fuente	Top-down			Bottom-up		
	Balance de masa global	Modelo de columna inversa	Balance de masa localizado	Concentración superficial	Cámaras de flujo estático	Medidas de "ventilación"
Disposición de Residuos Sólidos (Relleno)	X			X		
Celdas del relleno				X	X	
Área de compostaje			X	X		
Estanques			X	X		
Planta de Tratamiento de Lixiviación			X	X		
Chimeneas "Teas"			X	X		X(apagadas)
Planta de Tratamiento de Aguas Residuales	X			X		X
Tratamiento Preliminar				X		
Tanque de Sedimentación Primaria			X	X	X	
Tanque de Aireación (o Anaeróbico)			X	X	X	
Sedimentación Secundaria (Clarificador)			X	X	X	
Espesadores			X	X		
Digestor de Lodos			X	X		
Deshidratación de Lodos				X		
Embalses					X	
Zonas de entrada y embalse					X	
Desgasificación (central eléctrica)					X	X
Minería subterránea de carbón			x (Pilas de almacenamiento)			X
Red de distribución de gas natural		X		X		

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El desarrollo de capacidades locales es esencial para que Colombia cumpla con sus compromisos climáticos bajo el Acuerdo de París. Este estudio subraya la necesidad de fortalecer los inventarios nacionales con datos validados en campo, los datos generados permitirán una caracterización precisa de las fuentes de emisión, proporcionando herramientas para diseñar estrategias de mitigación efectivas y adaptadas al contexto local.

Además, la integración de enfoques *bottom-up y top-down* ofrece una vía para mejorar la transparencia en los procesos de medición, reporte y verificación (MRV), fortaleciendo la gobernanza climática y permitiendo ajustes oportunos en las estrategias de mitigación que demuestren ser ineficaces. Estas capacidades también fomentan la cooperación científica, técnica y el intercambio de conocimientos entre los diferentes actores (gobierno, sector académico y sectores productivos).

Siguiendo la política de acceso abierto del International Methane Emissions Observatory (IMEO), los datos anonimizados serán comunicados a los entes gubernamentales y publicados en revistas científicas de alto impacto y estarán disponibles para la comunidad científica y los responsables de la formulación de políticas para que tomen acciones en el corto plazo. Esto permitirá que la información recopilada no solo contribuya a la generación de conocimiento, sino que también sirva como insumo para iniciativas de reducción de emisiones de metano y cumplimiento de compromisos climáticos internacionales.

REFERENCIAS

- IDEAM. (2022). NAT*IONAL REPORT OF GREENHOUSE GAS INVENTORY (BUR 3) 1990-2018 AND BLACK CARBON 2010-2018 OF COLOMBIA (In Spanish).* https://unfccc.int/sites/default/files/resource/BUR3 - COLOMBIA.pdf

- Finman, L. (2024). Satellites are no silver bullet for methane monitoring. Nature, 636(8042), 275–275. https://doi.org/10.1038/D41586-024-03987-X

ESCENARIOS DE TRANSICIÓN ENERGÉTICA EN COLOMBIA: CARACTERIZACIÓN ACTUAL Y A 2.050

Camilo Imbacuan-Pazos[1], Fabian Moreno Camacho[1], Marco Andrés Guevara-Luna[2], Luis Carlos Belalcazar[1]

[1] Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia, [2] Laboratoire Image Ville Environnement (LIVE), Université de Strasbourg . Autor de correspondencia: Camilo Imbacuan-Pazos, ccimbacuanpa@unal.edu.co

Palabras clave: Seguridad energética; Transición energética; Cambio climático; Energías renovables; Vulnerabilidad energética.

INTRODUCCIÓN

Este trabajo se hace en el desarrollo de una tesis de maestría en la que se evaluaron escenarios de transición energética en Colombia. Se toma como referencia a la actualidad y proyecciones al 2050 teniendo en cuenta las implicaciones del cambio climático y la necesidad de diversificar la matriz energética entorno a la descarbonización de los sectores de consumo como el transporte, residencial e industrial cuando la demanda ha aumentado y es mayormente suplica por combustibles fósiles (Icaza-Alvarez et al., 2023). En el caso colombiano, la matriz eléctrica es mayormente renovable debido al uso del 60% de hidroeléctricas (UPME, 2022). Esta dependencia del sistema energético colombiano genera vulnerabilidad frente a fenómenos climáticos como el fenómeno del niño (ENSO) y fenómeno de la niña (Guevara-Luna et al., 2022). Se propone la incorporación progresiva del uso de fuentes no convencionales de energía renovable (FNCER), como solar y eólica para garantizar la seguridad energética y evitar la quema de hidrocarburos que afecta la calidad de aire, impactando sobre el cambio climático porque la energía es consumida principalmente en sectores como el transporte que es altamente dependiendo de combustibles fósiles (IEA, 2023).

MÉTODOS

El análisis de escenarios de transición energética en Colombia, se realizó a partir de la caracterización del sistema energético actual con datos del 2021 porque a día de hoy, es el año con mayor cantidad de datos desagregados desde energía primaria hasta el consumo de energía final. La proyección de los escenarios publicados en fuentes oficiales corresponde a los escenarios llamados Actualización, Modernización, Inflexión y Disrupción dispuestos en el Plan Energético Nacional (PEN 2020-2050) (UPME, 2019). Mediante la conformación de tablas de datos (demanda proyectada, tecnología según la fuente, capacidad instalada, producción de electricidad y consumo de energía) y su respectiva representación en diagramas de Sankey que representa los flujos de la energía primaria hasta el consumo de energía eléctrica y otras

formas de energía en Colombia. Además, se emplea un modelo de planificación energética (EPM) que integra datos climáticos y energéticos para evaluar la viabilidad económica y, garantizar la seguridad energética en el cual se evalúa con la integración progresiva de FNCER en la producción de energía que demande el sistema eléctrico colombiano al 2050, esto con el fin de reducir emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), mejorar la adaptación al cambio climático y generar estabilidad a la economía nacional (Paz, 2021). En este enfoque se consideran variables espaciales y temporales para la generación de electricidad a partir de FNCER; para ello se caracterizó la situación energética actual utilizando información oficial como publicaciones de la UPME (BECO, 2021).

Se estimaron los potenciales de fuentes renovables para producción de electricidad en Colombia mediante análisis espacio-temporales basados en modelaciones climáticas de Weather Research and Forecast (WRF) para identificar áreas adecuadas para la instalación de tecnología solar y eólica y, evaluar la variabilidad interanual y estacional de los recursos renovables, como el agua, el potencial fotovoltaico y eólico (Paz, 2020). Para el diseño de escenarios se espera considerar indicadores como costos de generación, reducción de emisiones y adaptación al cambio climático (Mazzeo et al., 2021). También, se explorarán opciones como el uso del hidrógeno verde como vector energético en zonas fronterizas por su conexión con mercados internacionales (Ministerio de Minas y Energía, 2021a).

RESULTADOS

Las observaciones en el Balance Energético Colombiano, BECO, del 2021 fueron representadas en un diagrama de Sankey (Figura 1) observándose los flujos de energía partiendo de los recursos primarios y terminando en el consumo energético, pasando por los procesos de transformación de energía (MADRAZO, 2018).

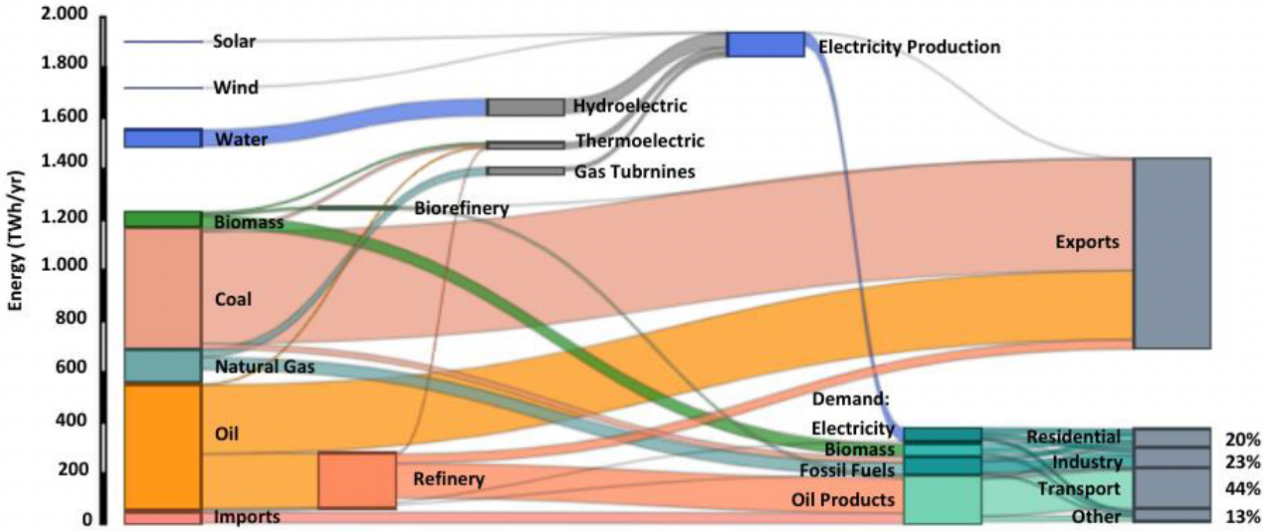


Figura 1. Diagrama de Sankey del sistema energético colombiano en 2.021
Fuente: Elaboración propia a partir de datos del BECO 2.021.

En el diagrama anterior se observa una contundente participación del carbón, petróleo y derivados en la producción energética, partiendo de los recursos primarios como en las exportaciones y sectores de consumo.

Los escenarios proyectados a futuro y publicados por la UPME en el Plan Energético Nacional 2020-2050 (PEN, 2019) indican una dependencia persistente de los combustibles fósiles, que principalmente se ofertarán producto de las importaciones entre gas natural, petróleo y derivados, pero respaldada por el despliegue de FNCER en diferente medida a través de los escenarios, por ejemplo, en el escenario Actualización (figura 2) la oferta de hidrocarburos representa el 74,1% de la oferta primaria de energía, mientras que solar fotovoltaica y eólica, representa el 7,4% ; mientras que en el escenario de Disrupción (figura 5), el escenario más limpio en comparación con todos los 4 escenarios a 2050, la oferta de hidrocarburos va a tener una participación de 51,0% comparada con la participación de FNER de 25,8%, esto debido a la demanda electricidad para la oferta de 59022 GWh de hidrógeno que se propone en este escenario.

Tabla 1. Producción de electricidad en 2.050. Escenario Actualización

Recurso	Tecnologías	Capacidad instalada (GW)	Factor de capacidad promedio	Producción de Electricidad (GWh/a)	Consumo de Energía (GWh/a)
Solar	Paneles solares	11.92	0.21	27977	_
Viento	Turbinas eólicas	6.42	0.34	15065	_
Agua	Central hidroeléctrica	15.85	0.67	36374	_
Biomasa	Termoeléctrica	0.4	0.33	920	2789
Carbón Mineral	Termoeléctrica	2.45	0.78	5621	7207
Gas Natural	Termoeléctrica	5.14	0.69	11791	17089
Petróleo y derivados	Termoeléctrica	0.57	0.40	1306	3265
Total		42.75	0.49	99054	30349

Fuente: Elaboración propia a partir de datos del PEN 2020-2050, U.S. Department of Energy 2.019 y Plazas-Niño 2.023.

En el escenario Actualización, el que implica mayor impacto ambiental, la producción de electricidad indica una alta participación de fuentes renovables del 80,2% frente al 18,9% de electricidad producida a partir de hidrocarburos en termoeléctricas, lo que indica que el despliegue esperado en energías renovables es principalmente desde la matriz eléctrica del país.

También se observa reducción en el consumo de energía para la producción de electricidad demandada por los sectores de consumo, ya que entre el escenario actual (figura 1) y el de Actualización (tabla 1), esta reducción es del 76,5%; y entre el escenario actual y el de disrupción (tabla 2), esa disminución es del 67,5%.

El escenario de Actualización proyecta para 2050 90,0 Mton CO_2 eq al año, el escenario de Modernización proyecta 75,7 Mton CO_2 eq al año, el escenario Inflexión proyecta 69,5 Mton CO_2 eq al año y el escenario de Disrupción proyecta 53,2 Mton CO_2 eq al año (UPME, 2019). Por lo cual, se muestra que el escenario Actualización presenta mayores emisiones debido a que no presenta alternativas para la reducción de emisiones.

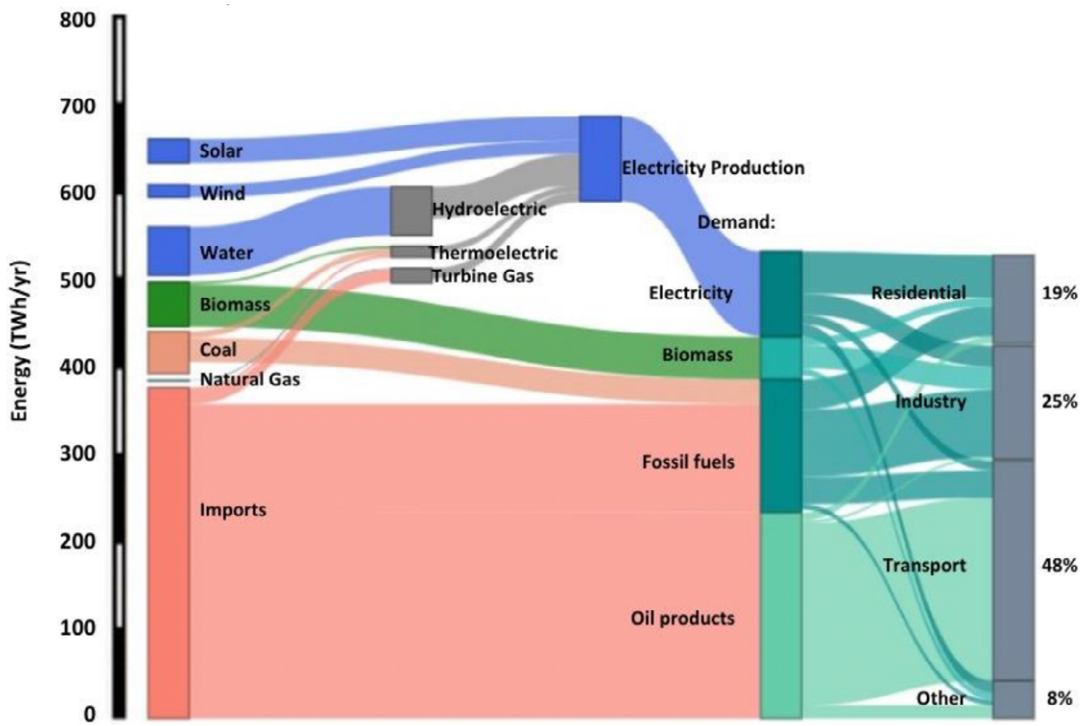


Figura 2. Diagrama de Sankey del escenario Actualización a 2050. Fuente: Elaboración propia a partir de datos del PEN 2020-2050, U.S. Department of Energy 2.019 y Plazas-Niño 2.023.

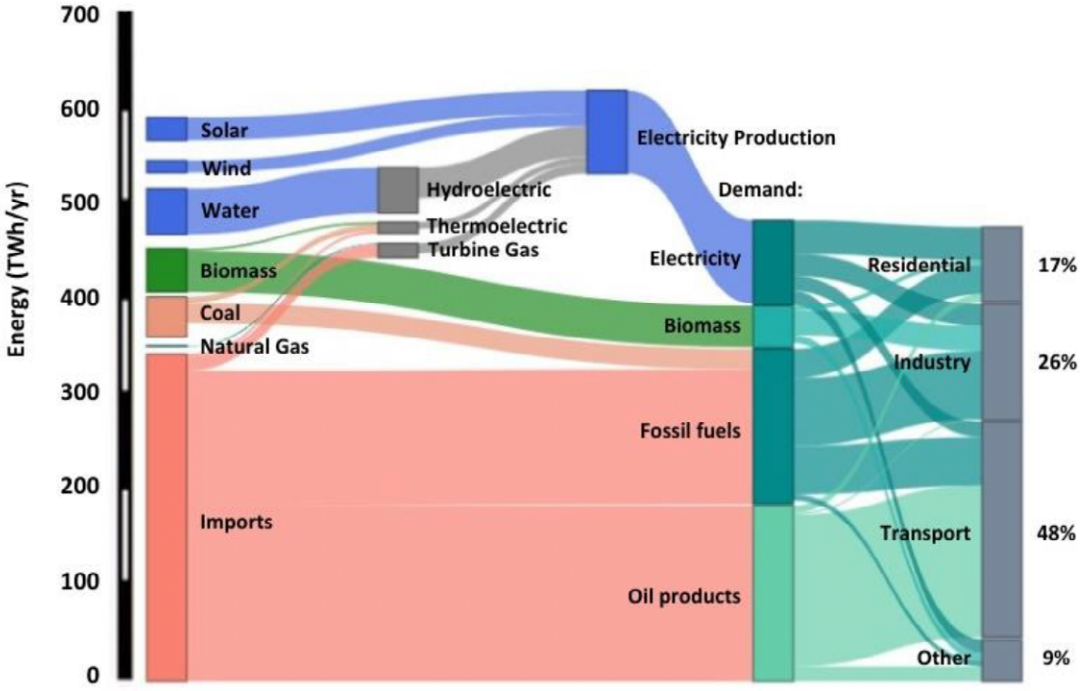


Figura 3. Diagrama de Sankey del escenario Modernización a 2050. Fuente: Elaboración propia a partir de datos del PEN 2020-2050, U.S. Department of Energy 2.019 y Plazas-Niño 2.023.

Figura 4. Diagrama de Sankey del escenario Inflexión a 2050. Fuente: Elaboración propia a partir de datos del PEN 2020-2050, U.S. Department of Energy 2.019 y Plazas-Niño 2.023.

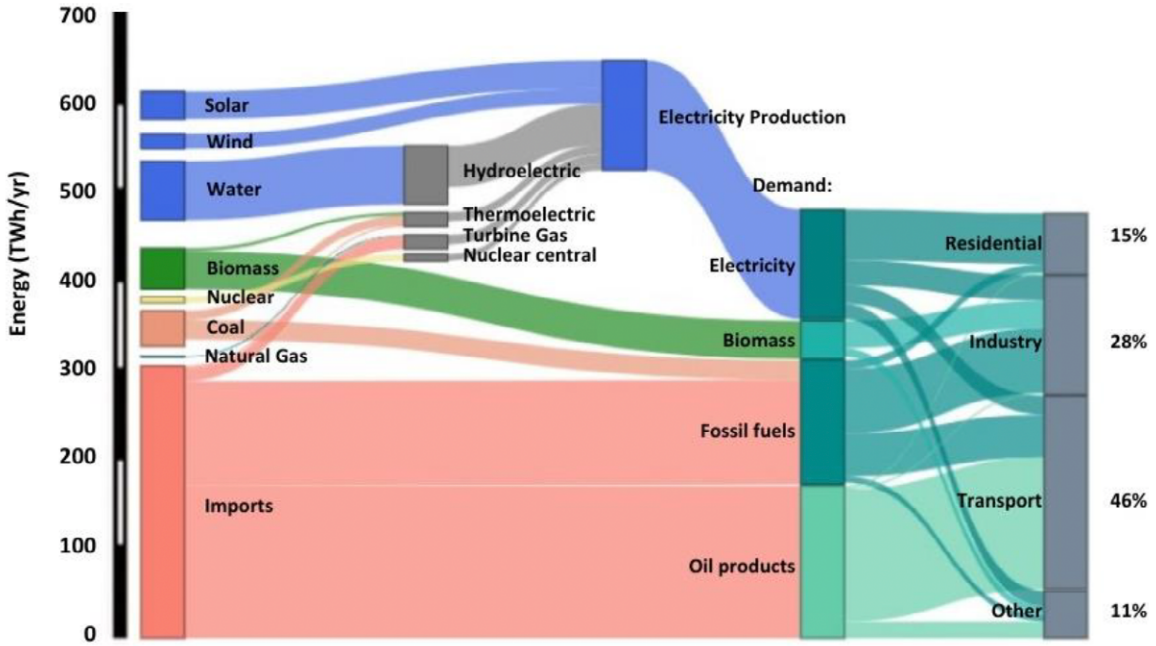
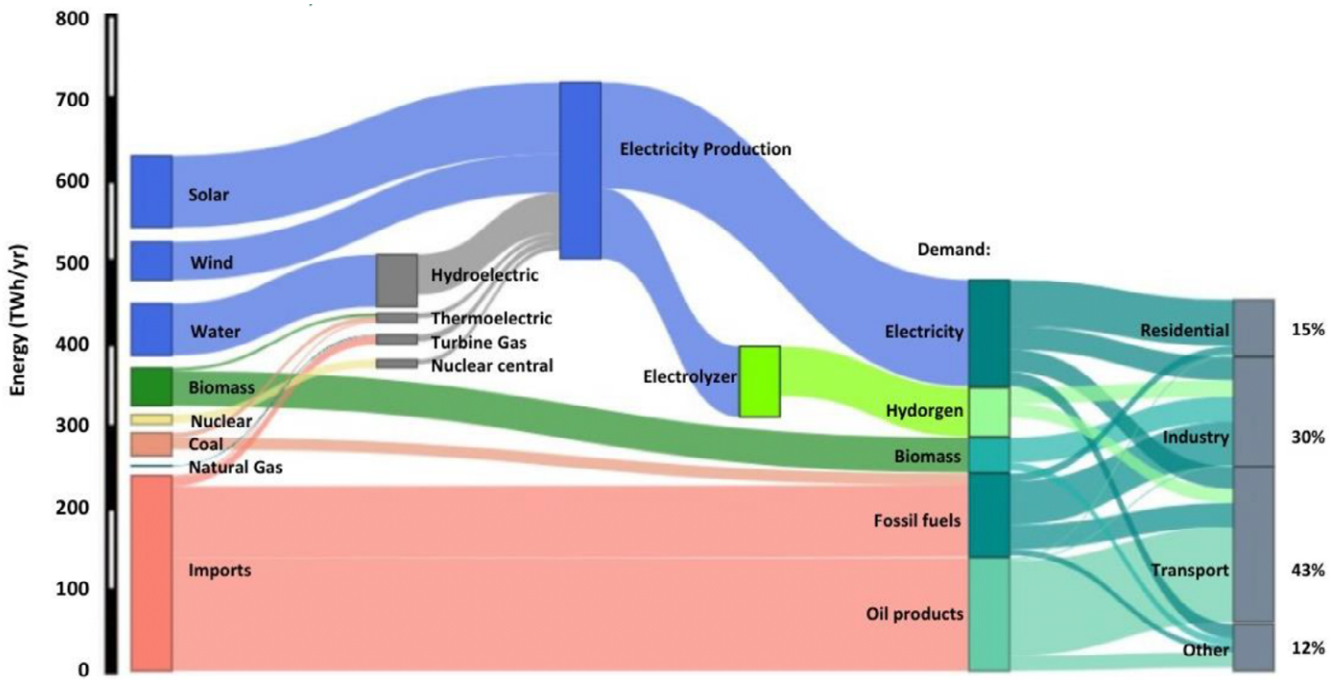


Tabla 2. Producción de electricidad en 2.050. Escenario Disrupción

Recurso	Tecnologías	Capacidad instalada (GW)	Factor de capacidad promedio	Producción de Electricidad (GWh/a)	Consumo de Energía (GWh/a)
Solar	Paneles solares	12.57	0.21	29725	_
Viento	Turbinas eólicas	6.77	0.34	16006	_
Agua	Central hidroeléctrica	15.89	0.67	48164	_
Nuclear	Central nuclear	2.0	0.94	10982	11683
Biomasa	Termoeléctrica	0.4	0.33	1216	3684
Carbón Mineral	Termoeléctrica	1.41	0.78	9634	12352
Gas Natural	Termoeléctrica	2.7	0.69	8173	11846
Petróleo y derivados	Termoeléctrica	0.7	0.40	819	2046
Total		42.44	0.55	124719	41610

Figura 5. Diagrama de Sankey del escenario Disrupción a 2050. Fuente: Elaboración propia a partir de datos del PEN 2020-2050, U.S. Department of Energy 2.019 y Plazas-Niño 2.023.



IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Colombia tiene la necesidad de permitir el despliegue de políticas públicas que promuevan la diversificación de su matriz energética, ampliando la capacidad para fuentes renovables intermitentes como la solar y la eólica (UPME, 2019). Fortalecer la planificación energética a nivel nacional, incorporando estrategias para reducir la dependencia de las hidroeléctricas y mejorar la adaptación al cambio climático (Gueva-Luna et al., 2022). Además, se recomienda la descentralización energética en proyectos de generación renovable en zonas no interconectadas (ZNI) y otras regiones vulnerables (Superservicios, 2017). El aprovechamiento de recursos renovables en regiones con alto potencial podría facilitar la integración con mercados internacionales y mantener al país como un referente regional en la exportación de energías limpias (Burdack et al., 2023), estas regiones han despertado alto interés ya que el norte y centro de la Guajira la radiación solar al día por año es de 5,5 kWh/m^2 y velocidades de hasta 10m/s costa adentro y de hasta 48 GW de potencia total en regiones del mar caribe (UPME, 2025).

El trabajo busca proporcionar argumentos y guía para los tomadores de decisiones referentes al ámbito político, administrativo y empresarial referente al caso colombiano y a departamentos fronterizos como Nariño y cuyo territorio sirve de conexión a para las líneas de transmisión al sistema eléctrico ecuatoriano, esto puede facilitar el mercado energético con el vecino país mediante las exportaciones e importaciones de electricidad (XM, 2025).

REFERENCIAS

- Burdack, A., Duarte-Herrera, L., López-Jiménez, G., Polklas, T., & Vasco-Echeverri, O. (2023). Techno-economic calculation of green hydrogen production and export from Colombia. International Journal of Hydrogen Energy, 48(5), 1685–1700. https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2022.10.064

- Guevara-Luna, M. A., Ramos, L., Casallas, A., & Guevara, F. (2022). Design of an energy vulnerability index — spatial and temporal analysis: case of study Colombia. Environmental Science and Pollution Research, 30(11), 31977–31997. https://doi.org/10.1007/s11356-022-24480-w

- Icaza-Alvarez, D., Jurado, F., & Tostado-Véliz, M. (2023). Long-term planning for the integration of electric mobility with 100% renewable energy generation under various degrees of decentralization: Case study Cuenca, Ecuador. Energy Reports, 9, 4816–4829.
- https://doi.org/10.1016/j.egyr.2023.03.118

- International Energy Agency (IEA). (2023). Executive summary – World Energy Outlook 2023. https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2023/executive-summary?language=es

- MADRAZO, J. (2018). Alternative Methods for Assessing Air Quality and Energy Strategies for Developing Countries: A Case Study on Cuba. ÉCOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE.

- Mazzeo, D., Matera, N., De Luca, P., Baglivo, C., Congedo, P. M., & Oliveti, G. (2021). A literature review and statistical analysis of photovoltaic-wind hybrid renewable system research by considering the most relevant 550 articles: An upgradable matrix literature database. Journal of Cleaner Production, 295, 126070. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126070

- Ministerio de Minas y Energía. (2021a). Hoja de ruta del hidrógeno en Colombia.

- Ministerio de Minas y Energía. (2021b). Transición energética: un legado para el presente y el futuro de Colombia.

- ORGANIZACIÓN LATINOAMERICANA DE ENERGÍA, O. (2021). PANORAMA ENERGÉTICO DE AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE.

- Paz, P. (2020). Estimation du potentiel en énergies renouvelables en Colombie. Université de Strasburg.

- Paz, P. (2021). Estimation territorialisée du potentiel de développement de la méthanisation en Région Grand-est.

- Plazas-Niño, F. A., Ortiz-Pimiento, N. R, & Quirós-Tortós, J. (2023). Supporting energy system modelling in developing countries: Techno-economic energy dataset for open modelling of decarbonization pathways in Colombia. Data in Brief, 48, 109268. https://doi.org/10.1016/j.dib.2023.109268.

- Superservicios. (2017). ZONAS NO INTERCONECTADAS - ZNI Diagnóstico de la prestación del servicio de energía eléctrica 2017.

- Unidad de Planeación Minero Energética (UPME). (2019). PLAN ENERGÉTICO NACIONAL 2020- 2050.

- Unidad de Planeación Minero Energética (UPME). (2022). Balance energético colombiano 2021. Ministerio de Minas y Energía. https://www.upme.gov.co.

- Unidad de Planeación Minero Energética (UPME). (2025). Catálogo tecnológico colombiano para tecnologías de generación y almacenamiento de energía 2025.

- U.S. Departament of Energy. (2019). Infographic: Capacity factor by energy source 2019. https://www.energy.gov/ne/articles/infographic-capacity-factor-energy-source-2019.

- XM – Compañía de Expertos de Mercados S.A E.S.P (s.f). Transacciones Internacionales de Energía. Sinergox – XM. https://sinergox.xm.com.co/ntrcmb/Paginas/Informes/TransaccionesInternacionalesEnergia.aspx

COMPARACIÓN Y REVISIÓN CRÍTICA DEL INVENTARIO DE EMISIONES ANTROPOGÉNICAS DE METANO DE COLOMBIA – FUENTES FALTANTES Y SUBESTIMADAS

Andres V. Ardila[1], Angela C. Vargas-Burbano[1], Luis A. Morales-Rincon[1,2], Rodrigo Jimenez[1,3]

[1] Universidad Nacional de Colombia – Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación en Calidad del Aire, Bogotá, DC 111321, Colombia; avardilaar@unal.edu.co, acvargasb@unal.edu.co . [2] SLC Association S.A.S., Floridablanca, Santander 681004, Colombia; luamoralesri@gmail.com, luis.morales@slcaconsultores.com . [3] Autor corresponsal, rjimenezp@unal.edu.co

Palabras clave: Inventarios globales de emisiones de gases de efecto invernadero, lineamientos IPCC, Carbon Mapper, Embalses Hidroeléctricos, Diseño de campaña de monitoreo.

INTRODUCCIÓN

En 2018, el metano antropogénico representó el 24 % de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en Colombia, según el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (INGEI). Las emisiones de metano, que ascienden a 2,6 Tg CH_4 por año, han crecido al menos dos veces más rápido que la población en los últimos 30 años. Desde 1990, las emisiones provenientes de la disposición de residuos sólidos se han multiplicado por seis, mientras que las emisiones fugitivas de aguas residuales y la producción de combustibles fósiles se han duplicado. Cinco categorías concentran el 90 % de las emisiones en el país: la fermentación entérica del ganado (55 %), la disposición de residuos sólidos (14 %), el tratamiento y descarga de aguas residuales (12 %), y las emisiones fugitivas derivadas de la producción de petróleo y gas (O&G) y carbón (9 %) (IDEAM, 2022).

MÉTODOS

Esta investigación se enfoca en el primero de los cuatro objetivos del proyecto titulado "Diseño de una estrategia integral de observación de emisiones de metano en Colombia". El propósito de este trabajo es caracterizar y priorizar las fuentes antropogénicas de emisión de metano en el país, incluidas aquellas que podrían estar subestimadas en el inventario oficial.

Como punto de partida, se revisaron las estimaciones de metano del INGEI para desarrollar una estrategia integral de observación. El enfoque metodológico incluyó: 1) la comparación de dichas estimaciones con bases de datos internacionales, como EDGAR (Crippa et al., 2023), CAMS (Soulie et al., 2023) y GFEI (Scarpelli et al., 2019); 2) la identificación y estimación de emisiones no contabilizadas o subestimadas, incorporando factores de emisión y datos específicos al contexto colombiano; y 3) la verificación mediante la comparación de las mediciones aéreas

realizadas en marzo de 2023 por la campaña de monitoreo aeroportado de *Carbon Mapper* sobre Colombia, contrastándolas con estimaciones *bottom-up*.

RESULTADOS

Se Identificaron y eliminaron valores anómalos o mal ubicados en la base de datos EDGAR, que representaban el 44 % de sus emisiones de metano de esta base de datos (Figura 1).

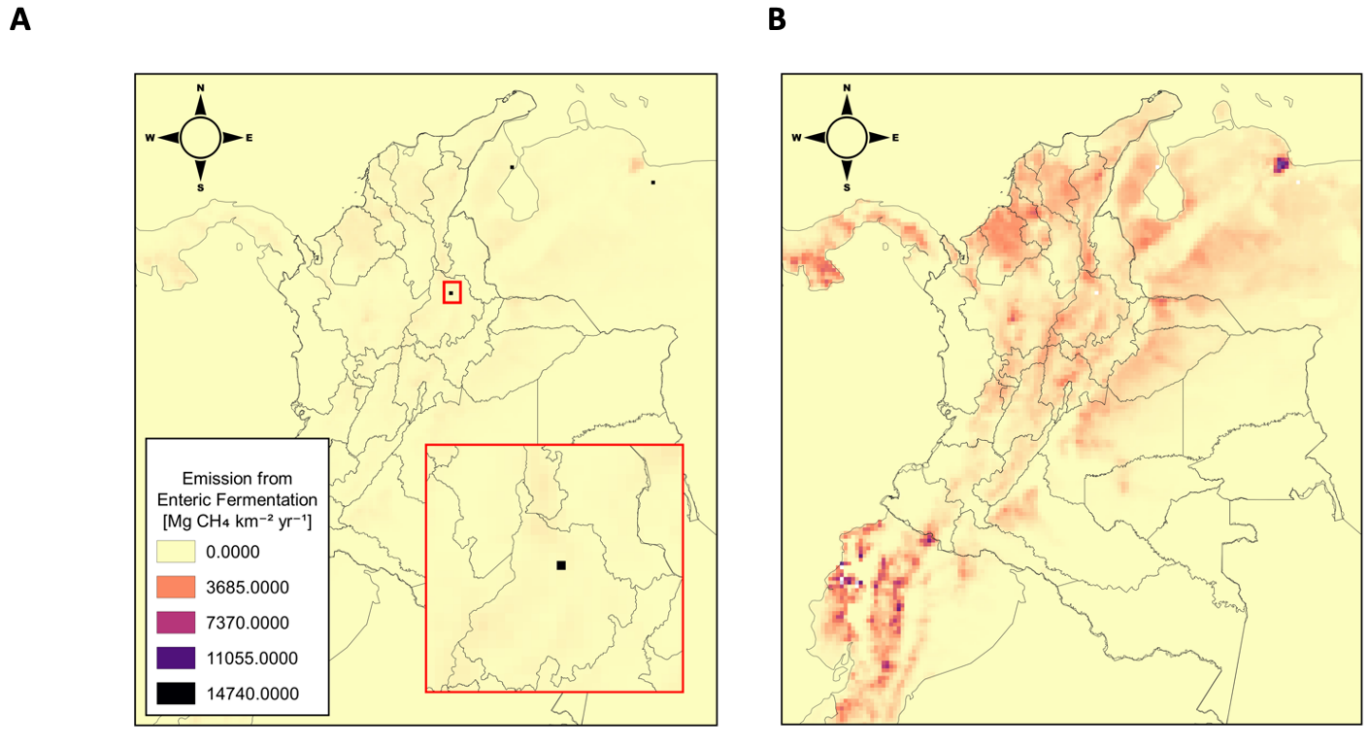


Figura 1. Identificación y eliminación de datos atípicos para fermentación entérica en la base de datos EDGAR v8 GHG 2022. A). Base de datos sin depurar. B). Base de datos depurada. Fuente: Elaboración propia.

Las emisiones de metano se concentran espacialmente en los principales centros poblados de las regiones andina y caribe, así como en ciertas zonas de extracción de combustibles fósiles ubicadas al oriente y norte del país. Temporalmente, las emisiones más altas se registran durante las temporadas de menor precipitación, específicamente entre diciembre y enero, y entre junio y julio (Figura 2).

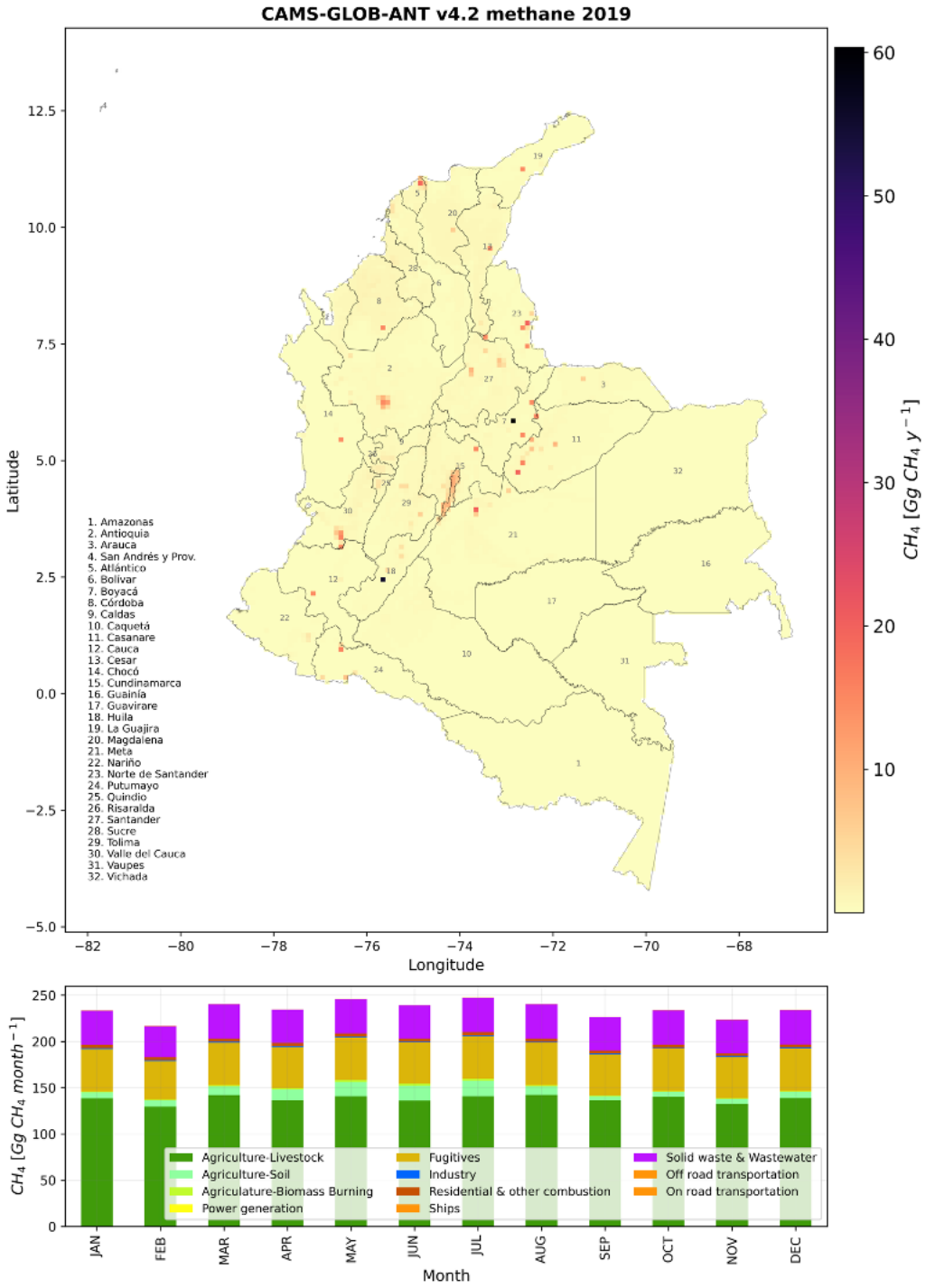


Figura 2. Distribución espacial y temporal de emisiones de metano según la base de datos CAMS-GLOB ANT v4.2 2019. Fuente: Elaboración propia.

A pesar de las discrepancias significativas entre las estimaciones de INGEI, CAMS, GFEI y EDGAR (sin incluir valores atípicos), no se detectaron sesgos evidentes. INGEI mostró mayor concordancia con CAMS que con EDGAR. Sin embargo, en comparación con los inventarios globales, las emisiones por factores de emisión del sector carbón, petróleo y gas parecieron estar subestimadas en INGEI por un factor de 2 a 3, lo que equivale a una omisión de aproximadamente 0,1 Tg CH4 por año (Figura 3).

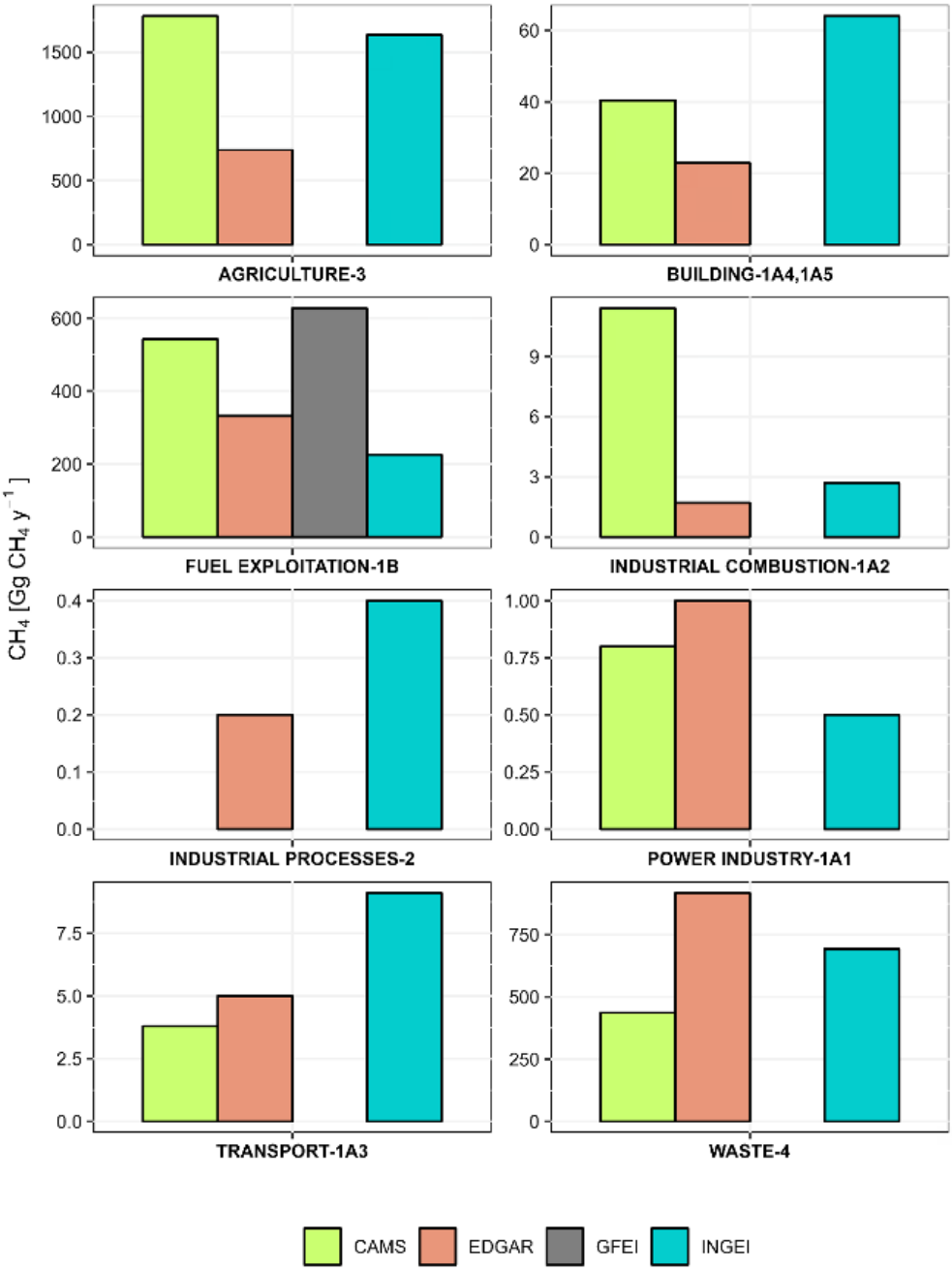


Figura 3. Comparación del INGEI con las bases de datos internacionales de emisiones de metano para las principales fuentes de emisión. Fuente: Elaboración propia

La estimación de emisión no consideradas o subestimadas en INGEI ascienden a 97 Gg CH4 por año. La mitad de estas provienen de minas de carbón subterráneas abandonadas, mientras que el resto se atribuye principalmente a las emisiones fugitivas de embalses hidroeléctricos, cuyos factores de emisión y consideraciones son significativamente diferentes a los usados por el INGEI, y a la quema de biomasa en sabanas. Según estos cálculos, el INGEI subestimó las emisiones de metano en Colombia en aproximadamente un 4 % (Figura 4).

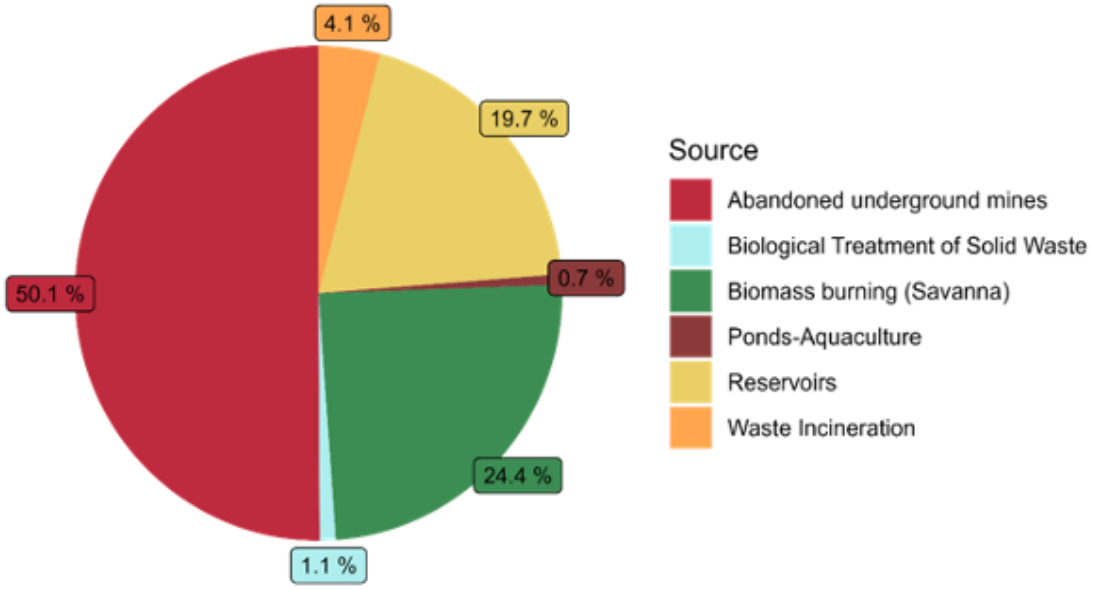


Figura 4. Distribución de las emisiones no estimadas o subestimadas. Fuente: Elaboración propia

La campaña *Carbon Mapper* midió concentraciones de metano en cuatro minas de carbón a cielo abierto, cuatro sitios de disposición de residuos sólidos, una planta termoeléctrica, una instalación de petróleo y gas, y una planta de tratamiento de aguas residuales industriales (Carbon Mapper, 2024) (información disponible en: https://carbonmapper.org/data). Las emisiones observadas en las minas de carbón y los sitios de disposición de residuos fueron consistentes con las estimaciones basadas en los factores de emisión del IPCC. Sin embargo, las emisiones restantes fueron significativamente subestimadas por la metodología IPCC (Figura 5).

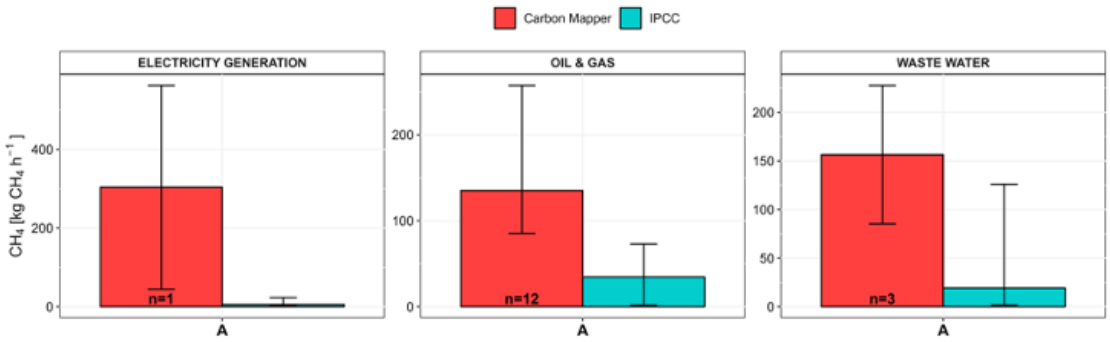


Figura 5. Comparación del flujo de CH4 entre la campaña colombiana Carbon Mapper y las metodologías del IPCC. "n" representa el número de columnas identificadas. Fuente: Elaboración propia

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Aunque Colombia ha avanzado metodológicamente hacia un Nivel (Tier) II en tres categorías clave —fermentación entérica en ganado bovino, disposición de residuos sólidos y minería de carbón— que representan cerca del 73 % de las emisiones totales, aún es necesario validar los modelos utilizados en el desarrollo de estas metodologías.

Esta investigación constituye la base para el diseño de una campaña de monitoreo de metano en el país, priorizando seis sectores con alto potencial de mitigación de emisiones: fermentación entérica, disposición de residuos sólidos, minería de carbón subterránea, plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas, embalses hidroeléctricos y redes de distribución de gas natural doméstico.

Los resultados de esta campaña serán fundamentales para la actualización de las NDC y la implementación de instrumentos necesarios para los sistemas de monitoreo, reporte y verificación (MRV), así como para la mejora del inventario nacional.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por el International Methane Emission Observatory (IMEO) del programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) a través del proyecto titulado "*Design Of A Comprehensive Anthropogenic Methane Emission Observations Strategy For Colombia*". Agradecemos también al equipo desarrollador del INGEI del IDEAM por su valiosa información y el tiempo dedicado en múltiples reuniones.

REFERENCIAS

- Carbon Mapper. (2024). Methane, CO2 Detection Satellite l Greenhouse Gas l Carbon Mapper. https://carbonmapper.org/

- Crippa, M., Guizzardi, D., Muntean, M., Schaaf, E., Solazzo, E., Monforti-Ferrario, F., Olivier, J.G.J., y Vignati, E. (2023). EDGAR v8.0 Global Greenhouse Gas Emissions. European Commission, Joint Research Centre (JRC). https://doi.org/10.2905/b54d8149-2864-4fb9-96b9-5fd3a020c224

- IDEAM. (2022). NATIONAL REPORT OF GREENHOUSE GAS INVENTORY (BUR 3) 1990-2018 AND BLACK CARBON 2010-2018 OF COLOMBIA (In Spanish). https://unfccc.int/sites/default/files/resource/BUR3 - COLOMBIA.pdf

- Scarpelli, Tia R., Jacob, Daniel J. (2019). Global Fuel Exploitation Inventory (GFEI). Harvard Dataverse V3. https://doi.org/10.7910/DVN/HH4EUM

- Soulie, A., Granier, C., Darras, S., Zilbermann, N., Doumbia, T., Guevara, M., Jalkanen, J.-P., Keita, S., Liousse, C., Crippa, M., Guizzardi, D., Hoesly, R., & Smith, S. J. (2023). CAMS-GLOB-ANT_v4.2: Global anthropogenic emissions for air quality forecasting and climate modeling. Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS). https://doi.org/10.24380/eets-qd81

DESCRIPCIÓN DE UNA BARRERA ARBÓREA COMO ESTRATEGIA PARA MEJORAR LA CALIDAD DEL AIRE EN ENTORNOS URBANOS

Laura Julieth Monroy Rodriguez[1], Miguel Quirama Aguilar[2], Luisa Fernanda Lozano Benavides [3], Omar Ramírez Hernandez[4], Carlos Vicente Rey Guerra[5]

[1] Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, monroyjulieth15@gmail.com . [2] Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, dm.quirama@gmail.com . [3] Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, cvrey1992@gmail.com . [4] Universidad Militar Nueva Granada, omar.ramirez@unimilitar.edu.co . [5] Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, l.fnd.l.bns@gmail.com

Palabras clave: Barreras Vegetales Urbanas; Calidad del aire; i-tree; Servicios ecosistémicos.

INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica es uno de los problemas ambientales más críticos en entornos urbanos, con efectos negativos en la salud pública y el medio ambiente (Nowak et al., 2006; Brusseau et al., 2019). El material particulado (PM10 y PM2.5) es uno de los contaminantes más perjudiciales, ya que puede provocar enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Pope et al., 2015; WHO, 2018). Las barreras arbóreas urbanas representan una estrategia efectiva para mitigar este problema, al capturar partículas contaminantes en la superficie de sus hojas (Chen et al., 2016; Weerakkody et al., 2018). Este estudio evaluó la capacidad de remoción de material particulado de una barrera vegetal ubicada en el Parque Simón Bolívar (Bogotá), contribuyendo al diseño de estrategias urbanas que mejoren la calidad del aire en zonas con alta densidad vehicular. Los resultados permiten entender cómo la selección de especies y la disposición de las barreras pueden maximizar los beneficios ambientales.

MÉTODOS

El estudio se desarrolló en una barrera arbórea modelo ubicada en el Parque Metropolitano Simón Bolívar, seleccionada por su proximidad a vías de tráfico pesado y alta densidad arbórea. La metodología consistió en:

Inventario forestal: Se realizó un levantamiento de datos de 189 individuos arbóreos, registrando especie, diámetro a la altura del pecho (DAP), altura total y estado de la copa (Escobedo et al., 2015).

Modelación de remoción de PM: Se utilizó el software i-Tree Eco v6.32.0, desarrollado por el Servicio Forestal de los Estados Unidos (USFS), para estimar la remoción anual de PM10 y PM2.5,

ya que esta herramienta genera como resultado los datos de los servicios ecosistémicos, entre estos la estimación de remoción de material particulado (Nowak et al., 2013).

Análisis de calidad del aire: Se compararon datos de calidad del aire de las estaciones Kennedy y CDAR mediante un análisis de varianza (ANOVA) para evaluar posibles sobreestimaciones en el modelo (IDEAM, 2018).

RESULTADOS

La barrera arbórea evaluada removió un total de 61,1 kg/año de material particulado, discriminado en 15,4 kg/año de PM2.5 y 45,7 kg/año de PM10. Las especies exóticas, que representaron el 63 % de los individuos, mostraron mayor capacidad de remoción debido a su tamaño y área foliar. Destacaron Cupressus lusitanica (127 g/año de PM2.5 y 376,7 g/año de PM10) y Acacia melanoxylon (129,5 g/año de PM2.5 y 383,9 g/año de PM10 con índices de área foliar (IAF) de 6.55 y 8.13 respectivamente.

Entre las especies nativas, sobresalió el Roble Andino (Quercus humboldtii), con una remoción de 53,6 g/año de PM2.5 y 159 g/año de PM10 y con un IAF de 3.77. Estos resultados coinciden con estudios previos que resaltan la eficiencia de especies con copas densas y hojas rugosas para capturar partículas contaminantes (Grote et al., 2016; Arroyave et al., 2019).

El análisis comparativo entre las estaciones de calidad del aire evidenció que las mediciones de Kennedy fueron significativamente más altas que las de CDAR ($p<0,01$), lo que sugiere una posible sobreestimación en el modelo. Sin embargo, los resultados reflejan el potencial de las barreras arbóreas para mejorar la calidad del aire en zonas urbanas con alta contaminación.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los hallazgos de este estudio resaltan la importancia de integrar barreras arbóreas en el diseño urbano como una estrategia efectiva para mitigar la contaminación atmosférica. Se recomienda priorizar especies con alta capacidad de remoción y equilibrar la presencia de especies nativas y exóticas para garantizar co-beneficios ambientales a largo plazo (Lavorel, 2013; Moreno Barreto & Rubiano Calderón, 2020). Además, es necesario fortalecer el monitoreo local de calidad del aire y complementar estudios con modelos de dinámica de fluidos computacional para optimizar el diseño de barreras arbóreas (Jeanjean et al., 2017).

REFERENCIAS

- Arroyave-Maya, M. D. P., Posada-Posada, M. I., Nowak, D. J., & Hoehn, R. E. (2019). Remoción de contaminantes atmosféricos por el bosque urbano en el valle de Aburrá. Colombia Forestal, 22(1), 5-16. https://doi.org/10.14483/2256201X.13695

- Brusseau, M. L., Matthias, A. D., Comrie, A. C., & Musil, S. A. (2019). Atmospheric pollution. In M. L. Brusseau, I. L. Pepper & C. P. Gerba (Eds.), Environmental and Pollution Science (pp. 293-309). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814719-1.00017-3

- Chen, L., Liu, C., Zou, R., Yang, M., & Zhang, Z. (2016). Experimental examination of effectiveness of vegetation as bio-filter of particulate matters in the urban environment. Environmental Pollution, 208, 198-208. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.006

- Escobedo, F. J., Clerici, N., Staudhammer, C. L., & Corzo, G. T. (2015). Socio-ecological dynamics and inequality in Bogotá, Colombia's public urban forests. Urban Forestry & Urban Greening, 14(4), 1040-1053. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.09.011

- Grote, R., Samson, R., Alonso, R., Amorim, J. H., Cariñanos, P., Churkina, G., ... & Calfapietra, C. (2016). Functional traits of urban trees: Air pollution mitigation potential. Frontiers in Ecology and the Environment, 14, 543-550. https://doi.org/10.1002/fee.1426

- Lavorel, S. (2013). Plant functional effects on ecosystem services. Journal of Ecology, 101(1), 4-8. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12031

- Moreno Barreto, J. E., & Rubiano Calderón, K. D. (2020). Aproximación al uso de rasgos funcionales y gradientes ambientales para seis especies del arbolado urbano de Bogotá. Revista Facultad De Ciencias Básicas, 15(2), 17-33. https://doi.org/10.18359/rfcb.3901

- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. Urban Forestry & Urban Greening, 4(3-4), 115-123. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007

- Rey Guerra, C. V., Monroy Rodríguez, L. julieth, Lozano Benavides, L. F., Ramirez, O., y Quirama Aguilar, M. (2025). Descripción de la remoción de material particulado por una barrera arbórea en un entorno urbano. Colombia forestal, 28(1), e22550. https://doi.org/10.14483/2256201X.22550

ANÁLISIS DE LA CALIDAD DEL AIRE EN SUDAMÉRICA: TENDENCIAS Y VARIABILIDAD ESTACIONAL EN GRANDES CIUDADES (2013-2023)

Yuri Alexandra González Castillo [1,2], Nicolás Malagón Rubio[1], Alejandro Casallas Garcia[3], Luis Carlos Belalcázar Cerón[2], Ellie Anne Lopez-Barrera[4]

[1]Departamento de Ingeniería y Ciencias Básicas, Fundación Universitaria Los Libertadores, (yagonzalezc04@libertadores.edu.co, yagonzalezc@unal.edu.co) . [2]Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia . [3]Institute of Science and Technology Austria, Klosterneuburg, Austria . [4]Instituto de Estudios y Servicios Ambientales -IDEASA-, Universidad Sergio Arboleda, Bogotá, Colombia

Palabras clave: Calidad del aire, análisis de políticas, normas y recomendaciones OMS, análisis de tendencias, Hysplit, incendios forestales.

INTRODUCCIÓN

Sudamérica se considera una de las áreas más significativas del planeta gracias a su gran abundancia de recursos naturales. No obstante, el desarrollo industrial y el crecimiento poblacional, junto con los efectos del cambio climático, ponen de manifiesto la necesidad de abordar el problema de la contaminación atmosférica. Según información de la Organización Mundial de la Salud, en 2021 se estimó que aproximadamente 7 millones de personas murieron cada año por la exposición a una mala calidad de aire y para el 2019 se estimaron 4.2 millones de muertes prematuras en el mundo a causa de la mala calidad de aire (World Health Organization, 2024). Por lo anterior, en este estudio se analiza la calidad del aire en Sudamérica. Se evalúan cuatro contaminantes medidos en superficie: NO_2 (dióxido de nitrógeno), O_3 (ozono troposférico), PM_{10} (material particulado de 10 micras) y $PM_{2.5}$ (material particulado de 2.5 micras) en seis grandes ciudades de Sudamérica: Bogotá, Buenos Aires, Quito, São Paulo, Montevideo y Santiago de Chile, en el periodo comprendido entre 2013 y 2023.

MÉTODOS

Se seleccionaron seis ciudades capitales Sudamericanas reconocidas por su crecimiento poblacional, obteniendo información horaria de cuatro contaminantes (NO_2, O_3, PM_{10}, $PM_{2.5}$) de las estaciones de monitoreo de calidad de aire en superficie. La información pasó por un proceso de validación seleccionando las estaciones de monitoreo con un porcentaje de datos valido superior al 75% para Bogotá, São Paulo y Santiago de Chile, y de un 65% para Buenos Aires, Quito, y Montevideo. Se analizaron las variaciones horarias, mensuales, anuales y estacionales, para cada contaminante, identificando patrones significativos y comparando el comportamiento anual con la normativa local y las recomendaciones de la OMS. Junto con ello, se obtuvieron

las tendencias estacionales a partir del promedio mensual de los datos. También se evaluó el comportamiento estacional en cuatro periodos: diciembre-enero-febrero; marzo-abril-mayo; junio-julio-agosto; y septiembre-octubre-noviembre. Lo anterior se analizó en conjunto con las retrotrayectorias de las masas de aire y puntos calientes, en los meses de agosto y febrero. Las retrotrayectorias se obtuvieron usando el Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory Model - HYSPLIT (Rolph et al., 2017) y los puntos calientes usando el Sistema de gestión de recursos – FIRMS (NASA, 2021), con una resolución de 1 km^2 por píxel y una calidad de sensor superior al 75%.

RESULTADOS

Las variaciones horarias por contaminante mostraron similitudes entre ciudades y una clara relación con la dinámica poblacional y la meteorología. Para el NO_2 se registran dos picos en todas las ciudades, entre las 5 y 10 am y entre las 4 y 10 pm, reflejando la incidencia del flujo vehicular, y la afectación de la inversión térmica. Se evidenció una relación entre el NO_2 y el O_3, totalmente característico de la química atmosférica (Seinfeld J & Pandis S, 2016), mostrando un comportamiento inverso, donde al aumentar el NO_2 disminuye el O_3. El material particulado se relaciona con los procesos de combustión vehicular, incrementando su concentración en horas de alto flujo vehicular, también se asocia a la disminución de la ventilación, principalmente en la mañana y tarde, que impide el movimiento de las masas de aire por lo que la contaminación permanece en las zonas urbanas (Casallas et al., 2022) (Figura 1).

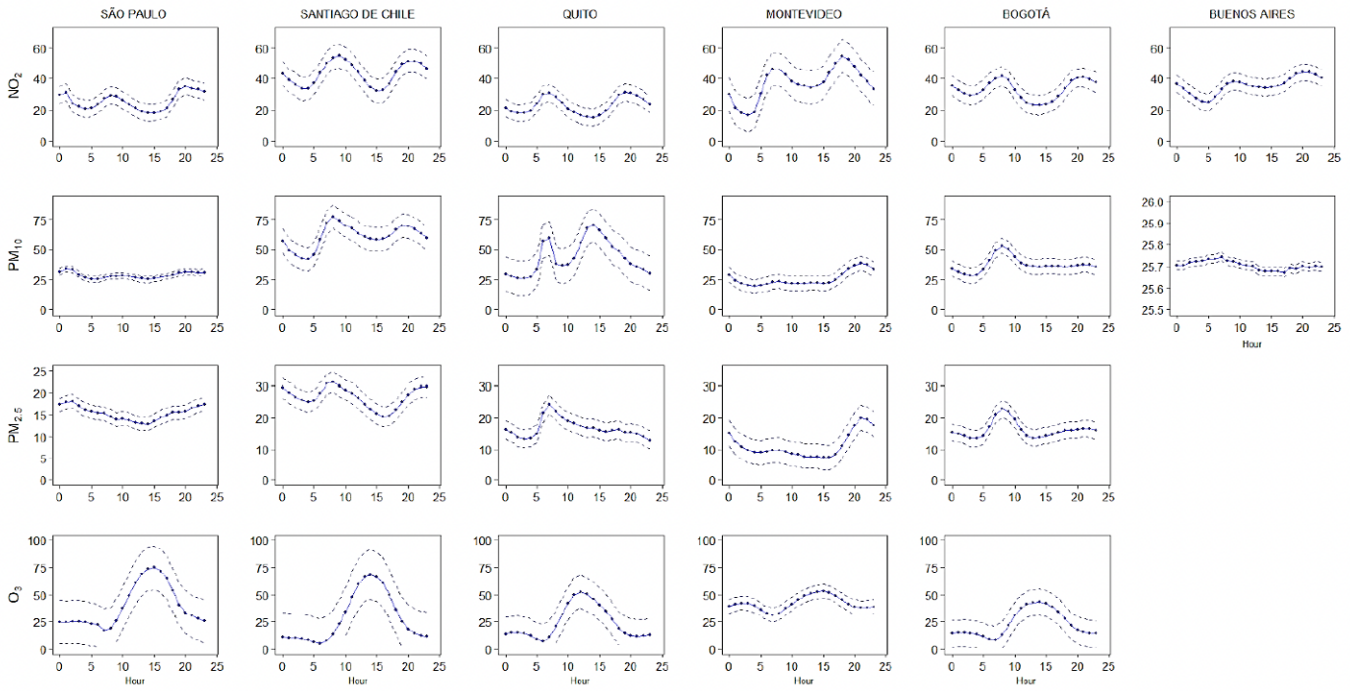


Figura 1. Promedio Horario de NO_2 (dióxido de nitrógeno), O_3 (ozono troposférico), PM_{10} (material particulado de 10 micras) y $PM_{2.5}$ (material particulado de 2.5 micras) en Bogotá, Buenos Aires, Quito, São Paulo, Montevideo y Santiago de Chile, entre 2013 y 2023.

El comportamiento mensual (Figura 2) muestra una relación directa con los cambios estacionales o periodos húmedos y secos. En São Paulo, el NO_2 y material particulado aumenta en invierno, similar a Santiago de Chile, pero los cambios son más pronunciados por sus características topográficas (Maldonado García & Rincón, 2024). Buenos Aires presenta algunos aumentos de PM_{10} y NO_2 en invierno. Quito muestra un comportamiento estable para el NO_2 con incrementos en los meses de septiembre y octubre, el PM_{10} y O_3 muestra un incremento en época seca, donde la radiación solar es mayor, lo que favorece la reacción fotoquímica en la generación de O_3. Montevideo registra un incremento del material particulado y una disminución del NO_2 en invierno. Por último, Bogotá está marcado por las épocas secas (diciembre a febrero y junio a agosto) donde se registran mayores concentraciones de material particulado; para el NO_2 presenta dos picos en los meses de marzo y noviembre con concentraciones por encima de los 40 µg/m^3 y presenta mayores concentraciones de O_3 en los meses más cálidos debido (febrero y marzo) al aumento de la actividad fotoquímica (Casallas et al., 2023).

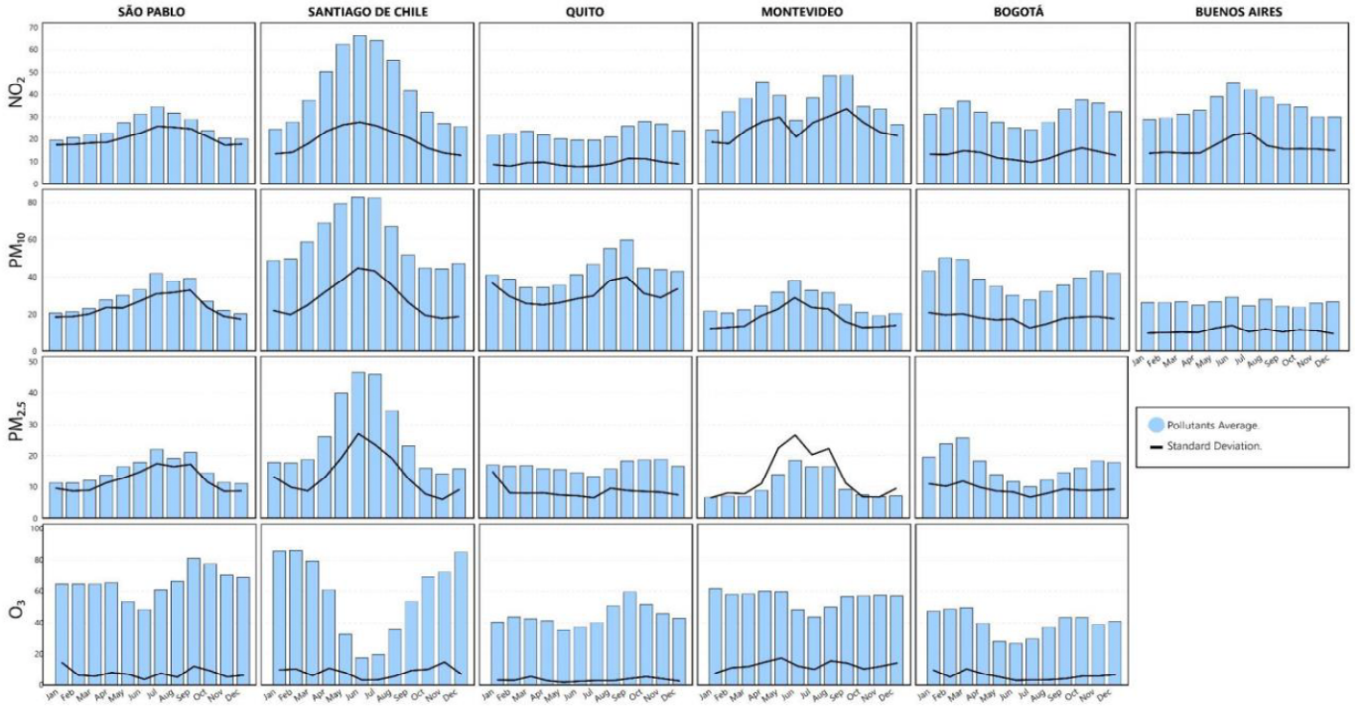


Figura 2. Promedio mensual de NO_2 (dióxido de nitrógeno), O_3 (ozono troposférico), PM_{10} (material particulado de 10 micras) y $PM_{2.5}$ (material particulado de 2.5 micras) en Bogotá, Buenos Aires, Quito, São Paulo, Montevideo y Santiago de Chile, entre 2013 y 2023.

En la tendencia anual, el material particulado presenta un comportamiento decreciente a excepción del $PM_{2.5}$ en Montevideo. Sin embargo, en esta ciudad existen vacíos en los datos disponibles por lo que no se puede determinar correctamente su tendencia. Bogotá y Quito presentan una pendiente negativa con -1.75 µg/m^3 y -1.73 µg/m^3 respectivamente, también se presenta una tendencia negativa para el NO_2 a excepción de Buenos Aires, similar a lo obtenido por Gómez Peláez et al., (2020). El O3 presenta un crecimiento para Bogotá, Santiago de Chile y São Paulo, siendo este último el de mayor pendiente positiva con 0,66 µg/m^3.

Por último, se realizó un análisis estacional correspondiente a los diferentes periodos secos y húmedos o estaciones de cada ciudad. Se identificó que existe un cambio en la concentración de contaminantes entre periodos, principalmente en épocas secas, cuando la velocidad de las masas de aire es reducida, lo que genera episodios de estabilidad atmosférica y aumenta la concentración de contaminantes, y en épocas de invierno cuando aumenta el uso de combustibles para calefacción. También se identificó la influencia de los incendios forestales que se evaluó mediante la presencia de puntos calientes y el movimiento de masas de aire en dos periodos: diciembre a febrero y junio a agosto de 2019 a 2023. Se identificó la influencia de regiones externas a las ciudades analizadas, como el caso de Bogotá, que presenta una influencia significativa de los puntos calientes de Venezuela. Por el contrario, en Santiago de Chile las masas de aire provienen principalmente del océano Pacífico.

ANEXO

Los datos utilizados se encuentran en el siguiente drive:
https://drive.google.com/drive/folders/1OVOGp0jJMcKborTSAlh5hO1c5bk9MhZP?usp=sharing

REFERENCIAS

- Casallas, A., Castillo-Camacho, M. P., Guevara-Luna, M. A., González, Y., Sanchez, E., & Belalcazar, L. C. (2022). Spatio-temporal analysis of PM2.5 and policies in Northwestern South America. Science of the Total Environment, 852. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158504

- Casallas, A., Castillo-Camacho, M. P., Sanchez, E. R., González, Y., Celis, N., Mendez-Espinosa, J. F., Belalcazar, L. C., & Ferro, C. (2023). Surface, satellite ozone variations in Northern South America during low anthropogenic emission conditions: a machine learning approach. Air Quality, Atmosphere and Health, 16(4), 745–764. https://doi.org/10.1007/s11869-023-01303-6

- Gómez Peláez, L. M., Santos, J. M., de Almeida Albuquerque, T. T., Reis, N. C., Andreão, W. L., & de Fátima Andrade, M. (2020). Air quality status and trends over large cities in South America. Environmental Science and Policy, 114, 422–435. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.09.009

- Maldonado García, E., & Rincón, P. A. (2024). Calidad de aire y sostenibilidad: revisión de la contaminación atmosférica por PM2.5 en ciudades de América Latina y Europa En: WorkingPaper Series Puentes Interdisciplinarios (2). Calidad de aire y sostenibilidad: revisión de la contaminación atmosférica por PM2.5 en ciudades de América Latina y Europa

- Seinfeld J & Pandis S. (2016). Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change (3rd ed.).

- World Health Organization. (2024b, October 24). Calidad del aire ambiente (exterior) y salud. https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health

ASSESSING BLACK CARBON EMISSIONS IN LATIN AMERICAN COUNTRIES: TRENDS, IMPACTS, AND POLICY IMPLICATIONS

Amanda Ribeiro1, Otávio Sobrinho[2], Taciana Albuquerque[3]

[1] Post Graduate Program in Sanitation, Environment and Water Resources, Federal University of Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil, amandakcr@ufmg.br . [2] Post Graduate Program in Sanitation, Environment and Water Resources, Federal University of Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil, sobrinhotavio@gmail.com . [3] Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, taciana@desa.ufmg.br

Palabras clave: Contaminantes climáticos de vida corta; carbono negro; cambio climatico; calidad del aire; América Latina.

INTRODUCTION

Beyond affecting public health and a country's economy, air pollution also impacts the global climate and ecosystem (Osimobi, Nwankwo, Yorkor, 2019; Pope et al., 2020; Fernandes et al., 2020). Reducing ambient and household air pollution can also lower carbon dioxide (CO_2) and short-lived climate pollutants (SLCPs) emissions, contributing to both short- and long-term climate change mitigation (Nolte et al., 2018; WHO, 2023). Thus, most policies that reduce air pollution offer a win-win strategy with mutual benefits for health and the climate. Among the SLCPs is black carbon (BC), a component of aerosols that serves as both a climate factor and an air pollutant. It is because, in addition to effectively absorbing light and warming the atmosphere, it can penetrate the cardiovascular system (CCAC, 2023). Therefore, this study aims to analyze black carbon emissions in Latin America, focusing on their temporal and spatial dimensions.

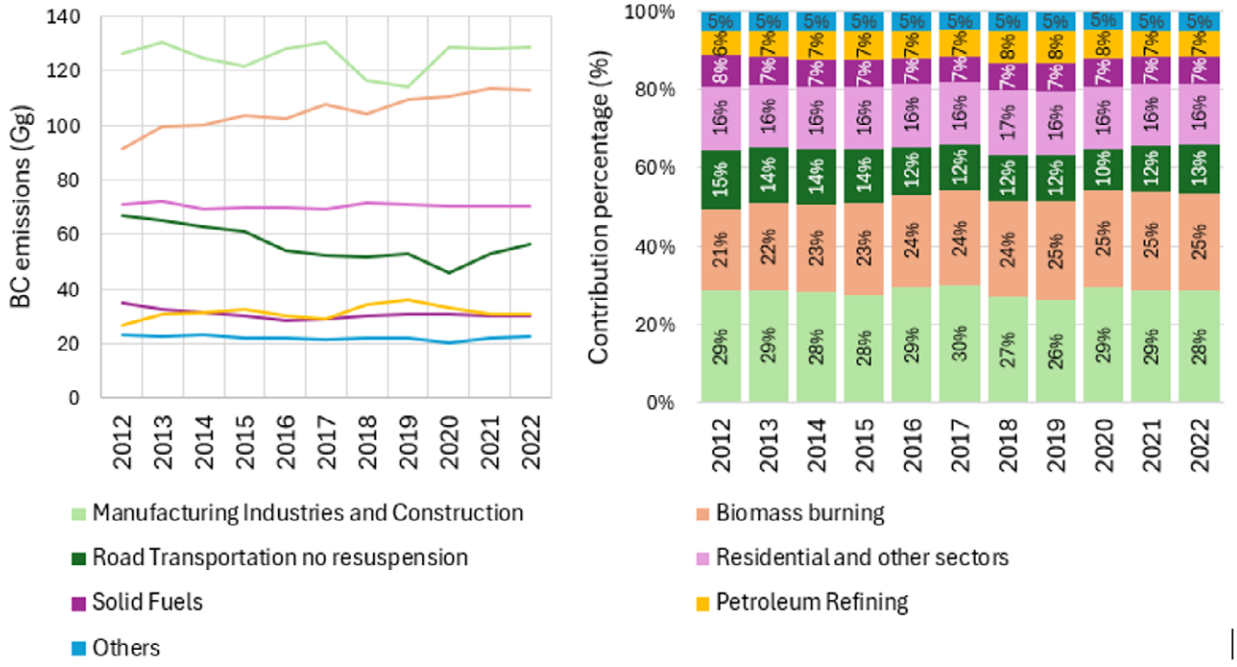
METHODS

The analysis used secondary data on BC atmospheric emissions in Latin America, adopting a perspective focused on evaluating trends, impacts, and policy implications. To assess emission levels and identify the main emitting groups, data available on the EDGAR - Emissions Database for Global Atmospheric Research platform (https://edgar.jrc.ec.europa.eu/) were used for 11 years from 2012 to 2022. All countries in South America and Central America measured by EDGAR were included in the study, and the analyses were narrowed down to the cases with the most significant contributions. For certain specific evaluations, emissions from previous years were also included in the analyses. The methodological steps included: (i) data collection; (ii) data processing and compilation; (iii) identification of the main emitting groups; (iv) comparative assessment of emissions among the Latin American capitals; (v) temporal and spatial analysis

using statistical methods for validation considering a 95% confidence; and (vi) discussion of strategies and policy implications for the evolution and trends of BC emissions.

RESULTS

In Latin America, considering all the countries, 95% of BC emissions correspond to the sectors of (i) manufacturing industries and construction, (ii) biomass burning, (iii) residential, (iv) road transportation no resuspension, (v) petroleum refining, and (vi) solid fuels, with over 50% attributed to the first two sectors (Figure 1).

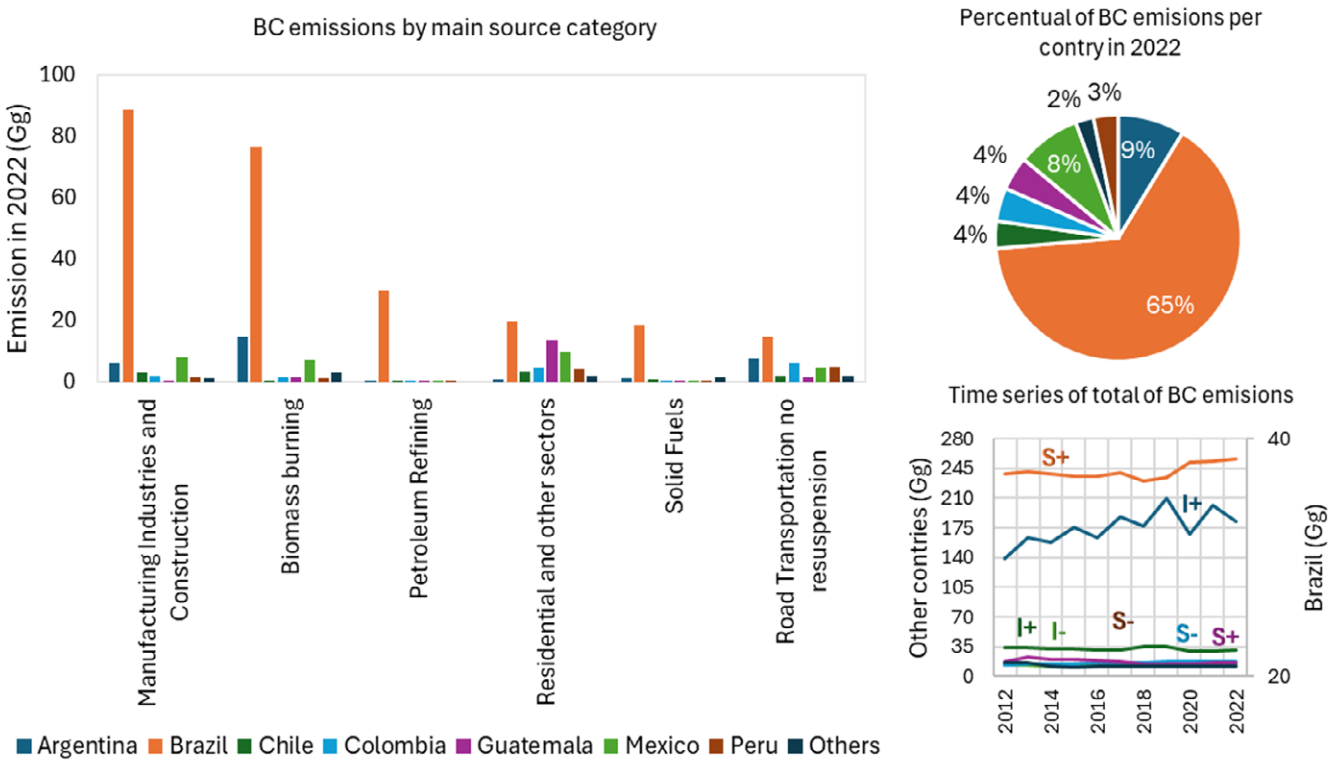


Note: In "Others" are included the following group emissions, in order of their contributions: (i) Water-borne Navigation; (ii) Main Activity Electricity and Heat Production; (iii) Road Transportation resuspension; (iv) Cement Production; (v) Non-Specified; (vi) Incineration and open burning of waste; (vii) railways; (viii) other transportation; (ix) oil and natural gas; (x) civil aviation; (xi) other; (xii) metal industry; (xiii) lime production; (xiv) chemical industry; (xv) other processes uses of carbonates, and (xvi) glass production).

Figure 1. Total BC emissions per main source category

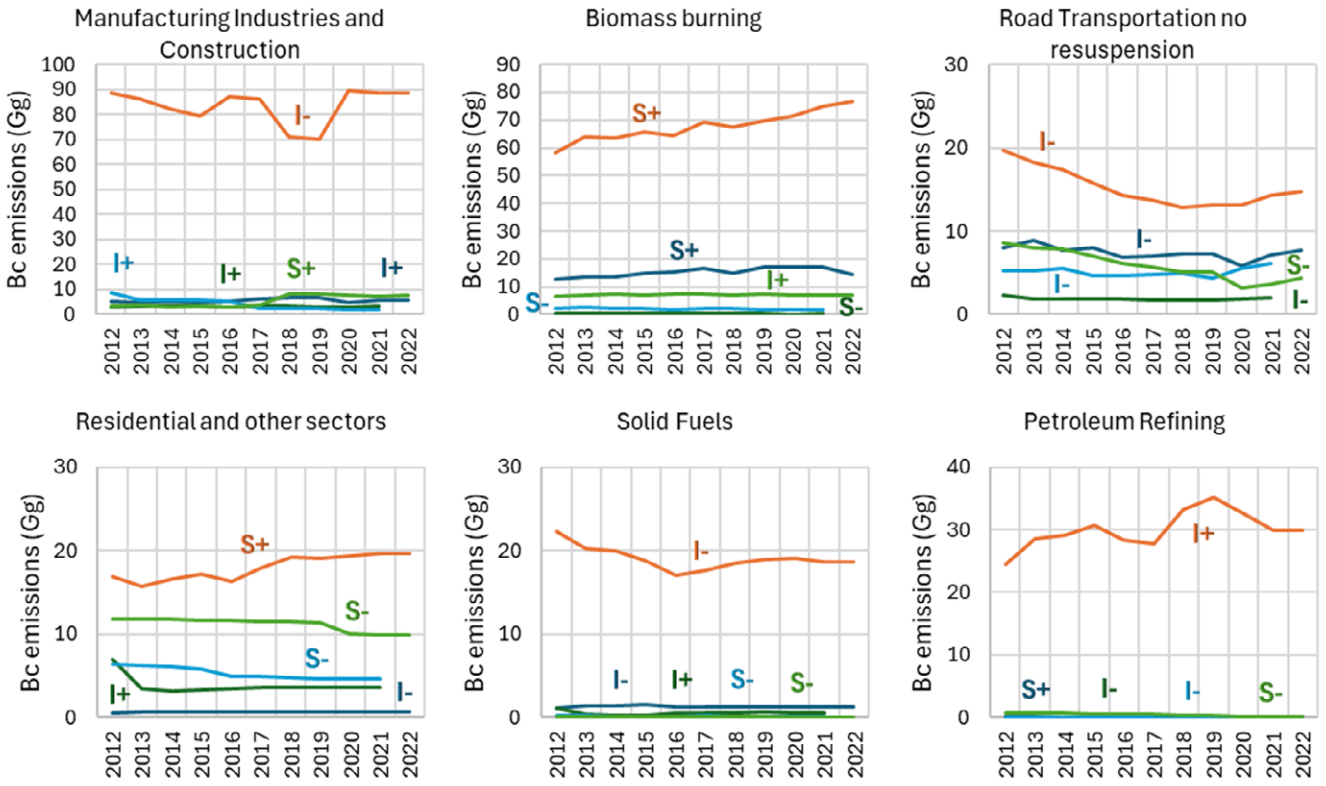
When assessing BC emissions by country (Figure 2), 57% of BC was originated in Brazil in 2022, followed by Argentina and Mexico, each contributing 7%. Brazil shows overall increasing emissions, albeit without significant growth. In contrast, Mexico exhibited a non-significant decrease, while Argentina significantly increased its emissions between 2012 and 2022. The manufacturing and construction sectors, along with biomass burning, are responsible for over 50% of total black carbon (BC) emissions in Latin America. Approximately 66% of emissions from the manufacturing sector and 64% from biomass burning originate in Brazil. While both sectors show an upward trend in Brazil, this growth is not statistically significant for the manufacturing and construction sectors, but it is significant for biomass burning (Figure 3). During the time

analyses, the BC biomass burning emissions have gone from 60 Gg to almost 80 Gg. If the increasing pace remains the same, the tendency is that the emissions from biomass burning will surpass the Manufacturing industries and construction emissions and become the biggest emitter in the country (Supplementary material). On the other hand, Colombia and Chile are examples of countries that have shown a reduction in their BC emissions since 2012, with Chile being the smallest emitter among the countries that emitted the most in 2012. It's important to highlight that Chile has the highest number of electric buses in Latin America, and Colombia has focused in recent years on actions and programs to control short-lived climate pollutants, such as BC.



Note: S+ (significant increase), S- (significant decrease), I+ (non-significant increase), and I- (non-significant decrease).

Figure 2. Scenario for the largest contributions of BC emissions in Latin America considering the countries Argentina, Brazil, Chile, Colombia, Ecuador, Mexico, Paraguay, and Peru.



Note: S+ (significant increase), S- (significant decrease), I+ (non-significant increase), and I- (non-significant decrease).

Figure 3. Time series of BC emissions by issuing groups representing 95% of total emissions.

Previous studies have indicated that global inventories often underestimate black carbon (BC) emissions, especially in the Global South, where local data availability is limited, and emission factors can differ substantially from global standards. Black carbon emissions are generally underestimated in the Global South, as revealed by globally distributed measurements (Zarzycki & Bond, 2023).

The use of global inventories, such as EDGAR and HTAP_v3, presents significant limitations since these datasets rely on generalized estimates and emission factors that may not adequately represent local conditions. For example, a study conducted in Chile showed that estimated PM2.5 emissions were 45% higher than those reported by EDGAR, with even greater discrepancies in the residential and energy sectors (Jorquera et al., 2022). This difference is attributed to the diversity of local emission factors and uncertainties in activity data, suggesting that using a global inventory may result in an underestimation of actual emissions.

Additionally, the exclusion or not consideration of some sources limits the accuracy of air quality modeling, as these sectors contribute significantly to overall emissions. A broader evaluation of air pollutant emission inventories across South America has shown similar challenges, particularly in the use of global datasets that may not capture local emission characteristics (Ibarra-Espinosa

et al., 2020). Studies such as CEDS (Hoesly et al., 2020) emphasize the importance of standardized systems that enable harmonization and comparability of inventories at different scales.

In summary, this study's results reinforce the need to improve emission inventories in South America to reduce uncertainties in air quality modeling. Adopting well-structured local inventories can significantly enhance the accuracy of air pollution estimates, contributing to more efficient and evidence-based environmental planning regarding BC emissions.

IMPLICATIONS FOR PUBLIC POLICIES AND PRACTICE

Controlling atmospheric pollution by black carbon, as well as other short-lived climate pollutants (SLCPs), is essential to accelerate the process of climate mitigation and air quality improvement. By reducing the concentration of these pollutants, positive effects can be felt in the short term due to their short-lived in the atmosphere.

Stricter regulations on vehicular, industrial, and agricultural sources are essential to address BC emissions. Policies should promote the transition to cleaner technologies, including adopting electric motors and renewable energy. Incorporating BC emissions into national commitments under the Paris Agreement is a critical step, alongside strategies that align BC reduction with climate change mitigation and air quality improvement. Key actions include fostering clean public transportation, electrifying urban fleets, and implementing measures to reduce private vehicle dependency. Improving urban infrastructure design can also help minimize traffic congestion and associated emissions. Establishing BC monitoring networks will enable trend analysis and policy impact assessments. Educational programs are crucial to raising public and decision-makers awareness of BC risks and solutions. Collaboration among Latin American countries to develop joint mitigation strategies, supported by financial and technical assistance from international organizations, is vital for implementing innovative policies. Moreover, it is essential that reliable local inventories be developed in Latin American countries, and that global inventories improve emission estimates, so that assessments and strategy formulations can be outlined with greater precision and credibility.

REFERENCE

- Climate and Clean Air Coalition. (2023). Short-Lived Climate Pollutants (SLCPs): *What are short Short-Lived Climate Pollutants?* https://www.ccacoalition.org/en/content/short-lived-climate-pollutants-slcps.

- Fernandes, Matheus Augusto de Oliveira et al (2020). Avoiding hospital admissions for respiratory system diseases by complying to the final Brazilian air quality standard: an estimate for Brazilian southeast capitals. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(29), 35889-35907. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-07772-x.

- Hoesly, R. M., Smith, S. J., Feng, L., Klimont, Z., Janssens-Maenhout, G., Pitkanen, T., ... & Volker, M. (2020). A global anthropogenic emission inventory of atmospheric pollutants from sector- and fuel-specific sources (1970–2017): an application of the Community Emissions Data System (CEDS). *Earth System Science Data*, 12(3413-3442). https://doi.org/10.5194/essd-12-3413-2020

- Ibarra-Espinosa, S., Ynoue, R. Y., O'Sullivan, S., Pebesma, E., Andrade, M. D. F., & Freitas, E. D. (2020). Evaluation of anthropogenic air pollutant emission inventories for South America at national and city scale. *Atmospheric Environment*, 223, 117606. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117606

- Jorquera, H., Barraza, F., & Schueftan, A. (2022). High-resolution inventory of atmospheric emissions from transport, industrial, energy, mining and residential activities in Chile. *Earth System Science Data*, 14(361-389). https://doi.org/10.5194/essd-14-361-2022

- Nolte, Christopher G. et al (2018). Ch. 13: Air quality. In: Impacts, risks, and adaptation in the United States: Fourth national climate assessment, volume II. *U.S. Global Change Research Program, Washington*, DC, p. 514, 2018.

- Osimobi, O. J., Yorkor, B., Nwankwo, C. A. (2019). Evaluation of daily pollutant standard index and air quality index in a university campus in Nigeria using PM10 and PM2.5 particulate matter. *Journal Of Science Technology And Environment Informatics*, 7(2), 517-532. http://dx.doi.org/10.18801/jstei.070219.54

- Pope, C. Arden et al (2020). Fine particulate air pollution and human mortality: 25+ years of cohort studies. *Environmental Research*, 183, 108924. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2019.108924

- World Health Organization (2023). Air quality and health: *Climate impacts of air pollution.* WHO. https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/air-quality-and-health/health-impacts/climate-impacts-of-air-pollution.

- Zarzycki, C. M., & Bond, T. C. (2023). Black carbon emissions generally underestimated in the Global South as revealed by globally distributed measurements. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 128(7), e2022JD037987.*

UNA REVISIÓN DE LAS EMISIONES DE AMONIACO EN COLOMBIA Y LATINOAMÉRICA, PRINCIPALES VACÍOS IDENTIFICADOS

Saul Martínez Molina[1], Néstor Y. Rojas2, Diego D. Pardo[3]

[1] Universidad de los Llanos, smartinezmolina@unillanos.edu.co . [2] Universidad Nacional de Colombia-Sede-Bogotá, nyrojasr@unal.edu.co . [3] Universidad de los Llanos, dpardob@unillanos.edu.co

Palabras clave: Amoniaco; emisiones de amoniaco; calidad del aire; inventario de amoniaco.

INTRODUCCIÓN

La estimación precisa de emisiones de amoníaco (NH_3) en Sudamérica presenta limitaciones. Los inventarios ascendentes bottom-up subestiman el aporte agrícola (Luo et al., 2022) y las mediciones satelitales muestran valores superiores, sugiriendo subregistros en quema de biomasa (Whitburn et al., 2015). Además, faltan factores específicos para pastizales tropicales, mientras las metodologías del Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) sobreestiman sin considerar precipitaciones (Arndt et al., 2020), dificultando la precisión. Ante estas incertidumbres, es esencial integrar datos satelitales y terrestres para mejorar los inventarios regionales, reducir discrepancias y guiar políticas ambientales más efectivas y estrategias de mitigación adecuadas, integrales y sostenibles.

MÉTODOS

El análisis se realizó en varias etapas. Primero, se llevaron a cabo búsquedas exhaustivas en bases de datos académicas para identificar estudios relevantes sobre emisiones de amoníaco y agricultura a nivel internacional. Luego, se centró en América Latina, destacando metodologías, factores de emisión y limitaciones en inventarios regionales. Finalmente, se revisaron datos para Colombia con el fin de identificar patrones específicos, comparar resultados internacionales y evaluar brechas locales. En cada etapa, se integraron datos satelitales y terrestres, garantizando una evaluación robusta, identificando discrepancias y vacíos críticos.

RESULTADOS

El amoníaco es un gas contaminante agrícola con alto impacto global, especialmente en China, India y EE.UU., mientras América Latina (incluida Colombia) y Europa registran cifras menores. Las mediciones satelitales (IASI, CrIS) superan las estimaciones de Emissions Database for Global Atmospheric Research (EDGAR), evidenciando vacíos en el conocimiento, particularmente en América Latina y Colombia (Evangeliou et al., 2021). Esto subraya la necesidad de mejorar los

inventarios, incorporar datos satelitales y fortalecer investigación local, para diseñar políticas y prácticas sostenibles.

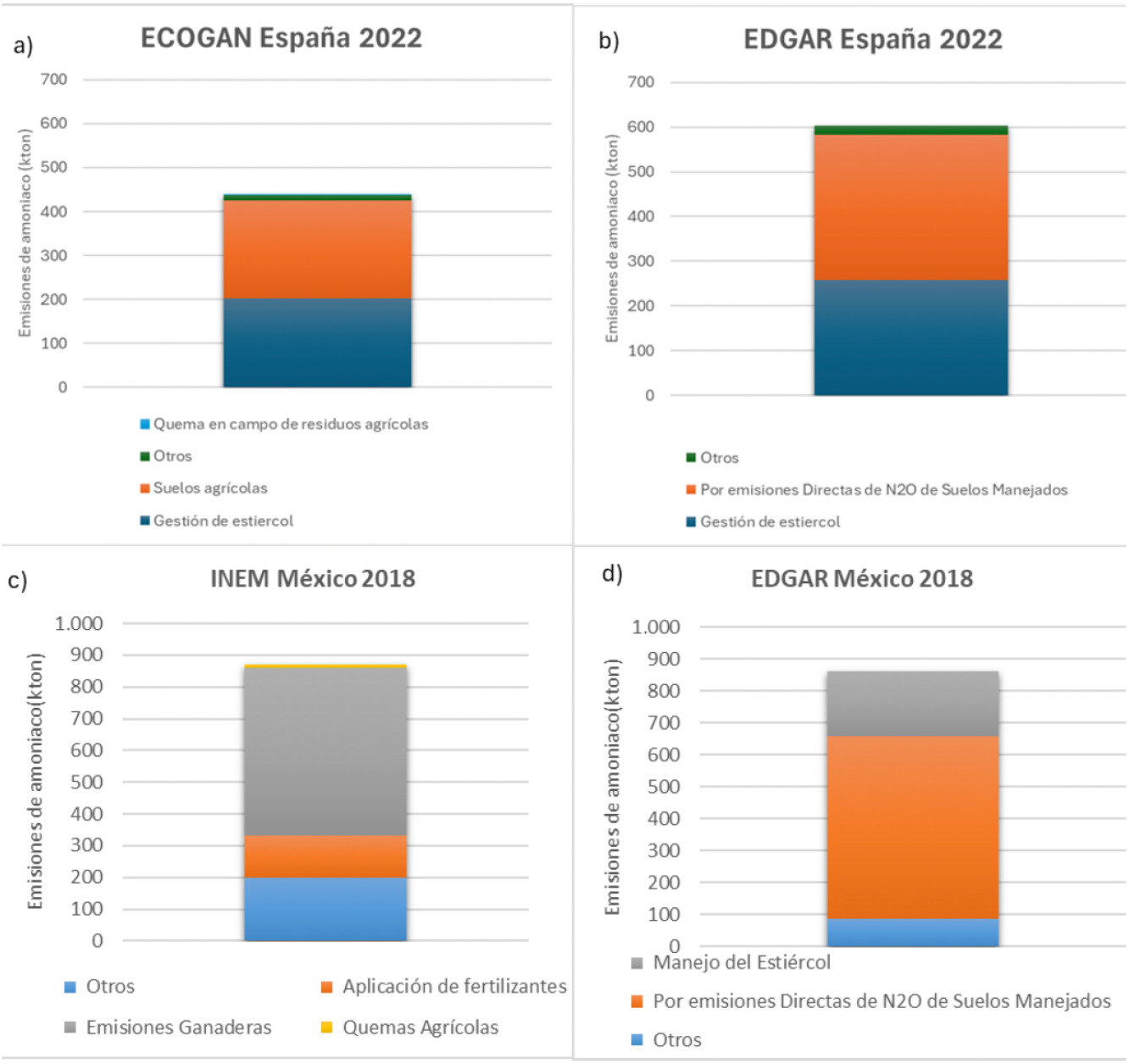


Figura 1. a) Inventario Nacional De Emisiones a la Atmósfera de España, b) Inventario Nacional de Emisiones de México (INEM) y c) d) Emisiones de amoniaco EDGAR para el año 2022 y 2018. Fuente: Elaboración propia (SEMA-DGCA, 2023; [SEMARNAT], 2023; European Commission [EDGAR], 2023).

Las divergencias entre EDGAR y modelos nacionales (Ecogan en España, INEM en México) revelan vacíos informativos y divergencias metodológicas en la cuantificación del NH_3. En España, EDGAR supera a Ecogan; en México, las diferencias favorecen a INEM. Esta incoherencia indica que los enfoques actuales no representan con exactitud las emisiones, generando incertidumbre. Por tanto, urge investigar metodologías integradoras, considerar factores locales y optimizar estimaciones, guiando políticas ambientales y mitigación eficaz.

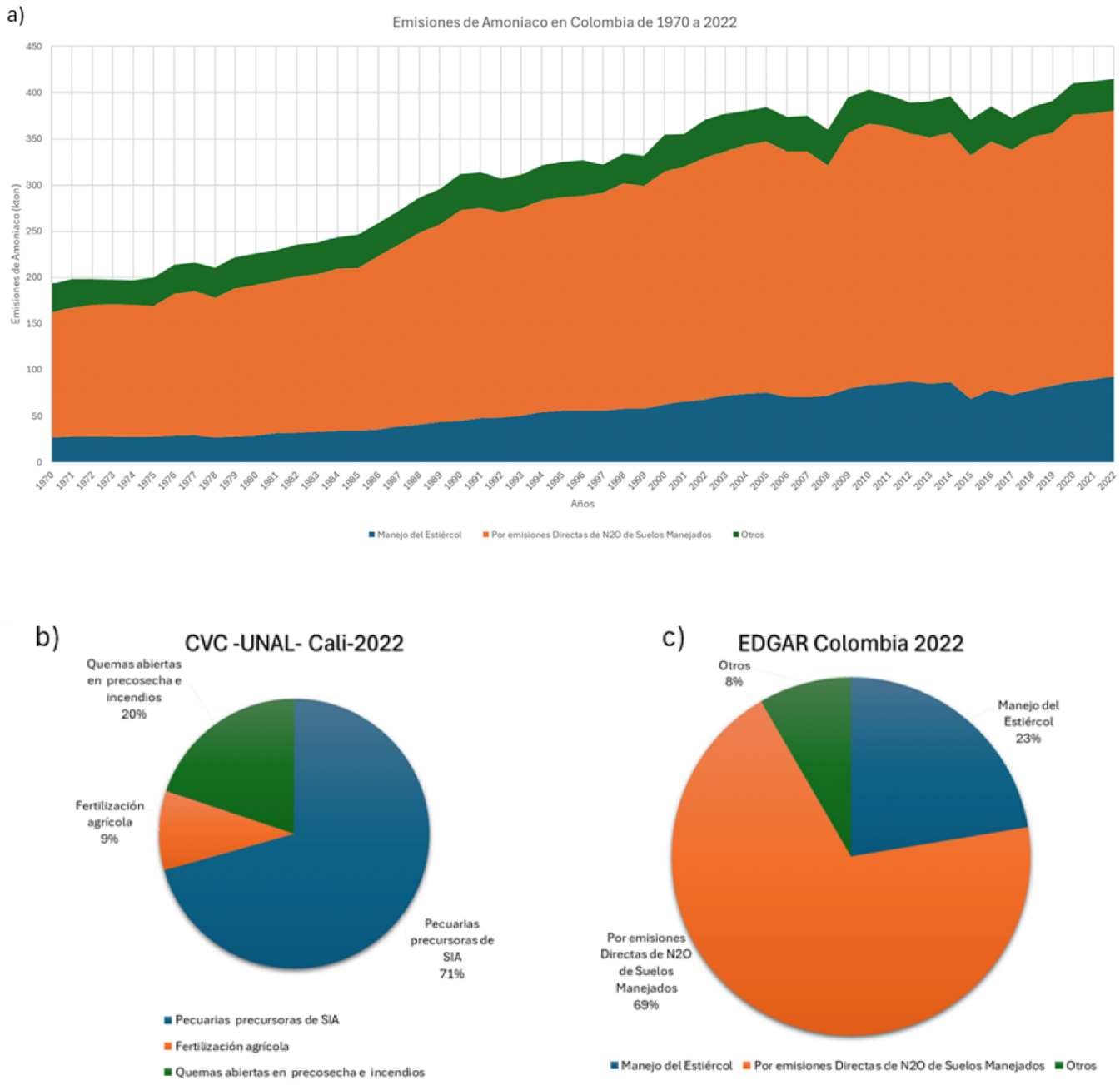


Figura 2. a) Emisiones de NH_3 Colombia 1970-2022-EDGAR. b) Inventarios de emisiones de amoniaco Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) y Universidad Nacional de Colombia c) Emisiones de amoniaco EDGAR-2022. Fuente: Elaboración propia (Rueda Saa et al., 2022, European Commission [EDGAR], 2023).

Las emisiones de amoníaco ligadas al N_2O en Colombia crecieron de 26-27 a más de 90 unidades entre 1970-2022, impulsadas por la intensificación agrícola y el manejo del estiércol. Sin embargo, comparar EDGAR-Colombia con CVC-UNAL-Cali muestra divergencias. EDGAR atribuye 74,3% a N_2O en suelos manejados, mientras CVC-UNAL-Cali asigna 43,3% a fuentes pecuarias precursoras de SIA. Estas discrepancias evidencian vacíos de información y diferencias metodológicas que dificultan una representación integral y complican el desarrollo de estrategias de mitigación.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Las discrepancias metodológicas y vacíos informativos en las estimaciones de amoníaco, observados internacionalmente, también se manifiestan en Colombia, donde la información disponible se restringe a escalas regionales. Ante esta situación, adaptar factores de emisión a condiciones locales y ampliar la cobertura geográfica de los inventarios resulta indispensable para reducir la incertidumbre. Al refinar la precisión de las estimaciones, las políticas públicas y las estrategias de manejo ambiental podrán basarse en evidencia sólida, impulsando así regulaciones más ajustadas, usos eficientes de insumos agrícolas y enfoques sostenibles, acordes con las necesidades y realidades colombianas.

REFERENCIAS

Artículos

- Arndt, C., Misselbrook, T. H., Vega, A., Gonzalez-Quintero, R., Chavarro-Lobo, J. A., Mazzetto, A. M., & Chadwick, D. R. (2020). Measured ammonia emissions from tropical and subtropical pastures: A comparison with 2006 IPCC, 2019 Refinement to the 2006 IPCC, and EMEP/EEA (European Monitoring and Evaluation Programme and European Environmental Agency) inventory estimates. Journal of Dairy Science, 103(7), 6706–6715. https://doi.org/10.3168/jds.2019-17825

- Evangeliou, N., Balkanski, Y., Eckhardt, S., Cozic, A., Van Damme, M., Coheur, P. F., Clarisse, L., Shephard, M. W., Cady-Pereira, K. E., & Hauglustaine, Di. (2021). 10-year satellite-constrained fluxes of ammonia improve performance of chemistry transport models. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(6), 4431–4451. https://doi.org/10.5194/acp-21-4431-2021

- Luo, Z., Zhang, Y., Chen, W., Van Damme, M., Coheur, P. F., & Clarisse, L. (2022). Estimating global ammonia (NH3) emissions based on IASI observations from 2008 to 2018. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22(15), 10375–10388. https://doi.org/10.5194/acp-22-10375-2022

- Rueda Saa, G., Jiménez Pizarro, R., González Delgado, L., González Duque, C. M., Cifuentes Castaño, F., Ardila Ardila, A., Bastidas Bonilla, N. M., Marín Ocampo, M., Barona Serrano, A., Salgado Echeverri, S., De Jesús Murillo, C. F., & Ríos Sosa, E. A. (2022). *MODELACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO IDENTIFICANDO LA CONTRIBUCIÓN DE LAS FUENTES-VIGENCIA 2022-CONVENIO INTERADMINISTRATIVO No. 036 DE 2021 CVC-UNAL.* https://calidadaire.cvc.gov.co/sites/default/files/2023-07/Modelaci%C3%B3n%20de%20la%20dispersi%C3%B3n%20de%20Material%20Particulado%20%28Yumbo%20y%20Palmira%29%20-%2030.03.2023.pdf

- Secretaría de Estado De Medio Ambiente Dirección General De Calidad Y Evaluación Ambiental. (2023). *INVENTARIO NACIONAL DE EMISIONES A LA ATMÓSFERA EMISIONES*

DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS Serie 1990-2022 INFORME RESUMEN. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-/Documento-resumen-Inventario-CA-2024.pdf

- Whitburn, S., Van Damme, M., Kaiser, J. W., Van Der Werf, G. R., Turquety, S., Hurtmans, D., Clarisse, L., Clerbaux, C., & Coheur, P. F. (2015). Ammonia emissions in tropical biomass burning regions: Comparison between satellite-derived emissions and bottom-up fire inventories. *Atmospheric Environment*, 121, 42–54. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.03.015

Base de datos

- European Commission. (2023). *Dataset of Air Quality-AP81* [Base de datos]. Recuperado de https://edgar.jrc.ec.europa.eu/dataset_ap81

- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (SEMARNAT). (2023). *Documentos del Inventario Nacional de Emisiones* [Base de datos]. Recuperado de https://www.gob.mx/semarnat/documentos/documentos-del-inventario-nacional-de-emisiones

IMPACTO DE LOS PROCESOS DE MEZCLA VERTICAL EN LA CAPA LÍMITE ATMOSFÉRICA NOCTURNA SOBRE LAS CONCENTRACIONES DE OZONO EN UN VALLE TROPICAL TOPOGRÁFICAMENTE COMPLEJO Y ALTAMENTE URBANIZADO

Guiller Alexis Ayala-Parra[1, 2], Manuel Zuluaga [3, 2], Ana Zuleima Orrego [4], Mauricio Ramírez Arias[5, 2]

[1] Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, gaayalap@eafit.edu.co . [2] Universidad EAFIT . [3] Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, mdzuluagaa@eafit.edu.co . [4] Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, ana.orrego@metropol.gov.co . [5] Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, mauricio.ramirez@siata.gov.co

Palabras clave: Micrometeorología, turbulencia atmosférica, contaminación atmosférica, procesos atmosféricos, transporte turbulento vertical.

INTRODUCCIÓN

La Capa Límite Atmosférica (CLA), la parte más baja de la atmósfera, está influenciada por forzamientos térmicos y dinámicos debido al contacto con la superficie terrestre, generando turbulencia, principal mecanismo para mezclar verticalmente el momentum, la masa y la energía entre el suelo y la atmósfera libre. La turbulencia térmica surge por fuerzas de flotabilidad, asociada al calentamiento adiabático del aire cerca al suelo, mientras que la turbulencia mecánica está relacionada con la cizalladura vertical del viento debido a la fricción con la superficie (Stull, 2012). Investigaciones internacionales destacan que flujos de aire de bajo nivel generan turbulencia mecánica significativa.

Este estudio explora el impacto de la turbulencia nocturna mecánica en la calidad del aire del Valle de Aburrá, enfocándose en el ozono (O_3), ya que diversas investigaciones han demostrado que el transporte turbulento descendente, causado por la cizalladura del viento en la CLA nocturna, incrementa las concentraciones de este contaminante en la superficie (ej. Wei et al., 2020, 2023).

MÉTODOS

Se analizaron las concentraciones nocturnas de O_3 registradas entre las 20:00 y las 04:00 horas, entre el 1 de febrero y el 31 de octubre de 2024, en una estación de calidad del aire ubicada en la Sede Caribe de la Fiscalía General de la Nación (MED-FISC) en el Distrito Especial de Medellín. Se excluyeron los datos de las noches en las que el acumulado de precipitación durante dicho intervalo superó los 0.1 mm, para evitar el impacto de la turbulencia generada por la precipitación.

Posteriormente, la información se agrupó en tres cuadrantes, definidos por los percentiles 25 y 75 de velocidad del viento y concentración de O_3 (ver Figura 1). El cuadrante 1 recolecta noches que registraron altas concentraciones de O_3 bajo condiciones de fuertes vientos. El cuadrante 2 corresponde a noches medias en ambas variables (comportamiento normal), mientras que el cuadrante 3 refleja condiciones de atmósfera completamente estable.

Para cada cuadrante, las series temporales se centraron en la medianoche y se calcularon las series promedio, permitiendo analizar la estructura dinámica de la Capa Límite Atmosférica (CLA) y la turbulencia superficial. Estos análisis se realizaron utilizando datos del Radar Perfilador de Vientos y de la Red de Micrometeorología del Área Metropolitana del Valle de Aburrá, evaluando la interacción entre la dinámica atmosférica nocturna y la acumulación de ozono cerca de la superficie, a partir de las ecuaciones listadas en la Tabla 1.

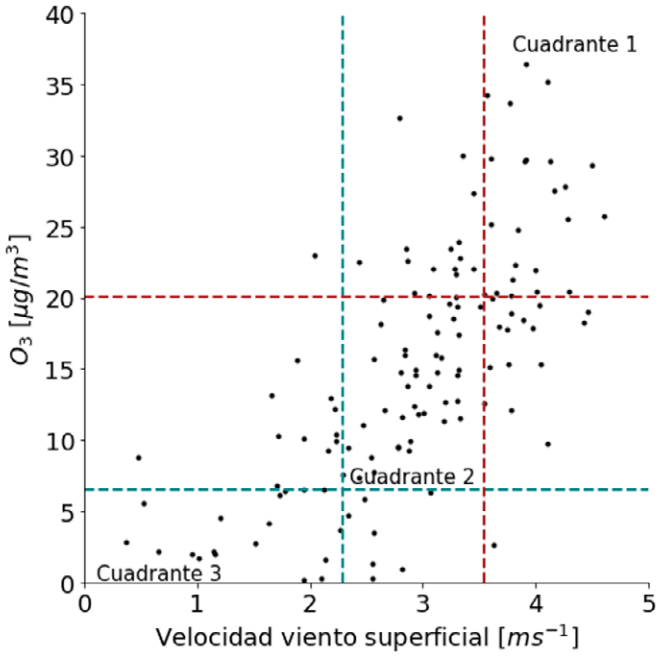


Figura 1. Variabilidad en las concentraciones nocturnas de ozono en función de la velocidad superficial del viento en la estación de monitoreo MED-FISC, entre el 01 de febrero y el 31 de octubre de 2024. Fuente: Elaboración propia.

Tabla 1. Variables seleccionadas para estudiar la estructura dinámica de la CLA y la turbulencia atmosférica superficial. Fuente: Elaboración propia.

Variable	Ecuación	Sensor
Cizalladura vertical del viento	$CVV = \frac{\sqrt{(u_{z,2} - u_{z,1})^2 + (v_{z,2} - v_{z,1})^2}}{z_2 - z_1}$	Radar perfilador de vientos
Energía cinética de turbulencia	$TKE = \frac{1}{2}(\underline{u'^2} + \underline{v'^2} + \underline{w'^2})$	Red de micrometeorología
Flujo vertical cinemático de momentum	$\tau = -\rho \underline{w'u'}$	Red de micrometeorología

RESULTADOS

Los resultados muestran diferencias significativas en las concentraciones de O_3 nocturno, entre los cuadrantes definidos (Figuras 2a). El cuadrante 1 presenta un incremento notable de O_3, alcanzando un máximo promedio de más de 30 µg/m³ alrededor de la 01:00, impulsado por una alta turbulencia mecánica. El cuadrante 2 muestra variaciones moderadas, con un pico en la medianoche cercano a 10 µg/m³. En contraste, el cuadrante 3 refleja concentraciones bajas, en promedio de 3.3 µg/m³, asociadas a condiciones atmosféricas estables.

La estructura dinámica de la CLA (Figuras 2b y c) revela un flujo promedio en el cuadrante 2 con una velocidad máxima de 4 ms^{-1} a 0,25 km de altura, decayendo a 1,5 ms^{-1} alrededor de un kilómetro. En el cuadrante 1, el flujo se torna más intenso, con velocidades superiores a los 5 m/s, generando una cizalladura mayor a 1 s^{-1}, lo que facilita la mezcla descendente de masas de aire ricas en O_3 hacia la superficie. Por otro lado, el cuadrante 3 muestra velocidades de viento reducidas y mínima producción de turbulencia, indicando una atmósfera fuertemente estable.

Las Figuras 2d y 2e muestran que la Energía Cinética de Turbulencia (TKE, por sus siglas en inglés) y el flujo turbulento de momentum son mayores en noches de altas concentraciones (cuadrante 1), reflejando mayor actividad turbulenta tres horas antes de la medianoche. En el cuadrante 3, la turbulencia mínima reafirma la intensa estabilidad atmosférica observada.

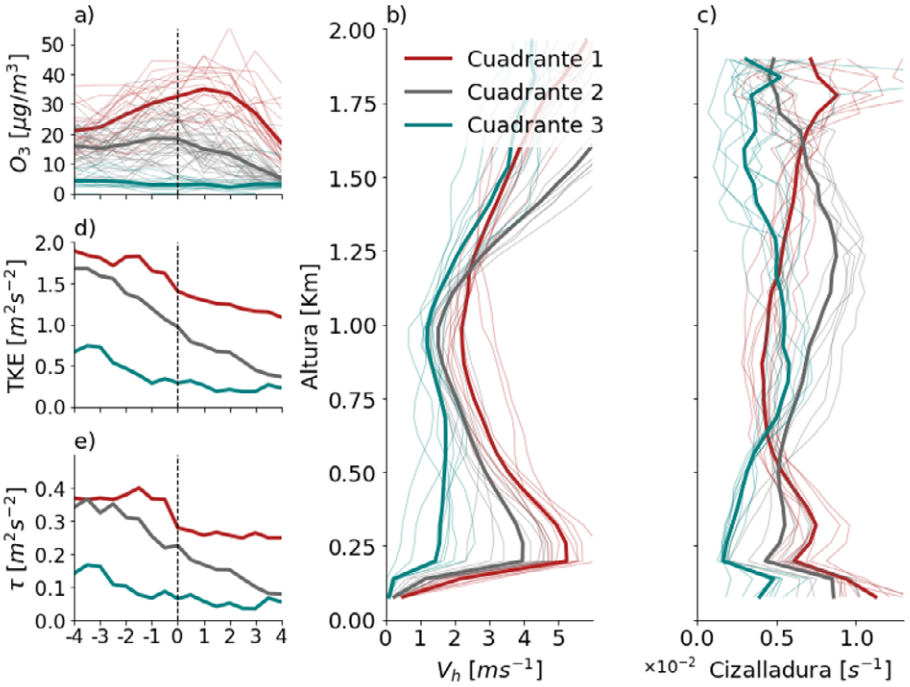


Figura 2. Compuesto de (a) ozono, (b) perfiles verticales de velocidad del viento, (c) perfiles verticales de cizalladura vertical del viento, (d) energía cinética de turbulencia (TKE) y (e) flujo vertical de momentum, considerando los cuadrantes definidos en la Figura 1 para el período comprendido entre el 01 de febrero y el 31 de octubre de 2024. Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Comprender los patrones atmosféricos en escalas micro, submeso, meso y sinóptica en el Valle de Aburrá es fundamental ya que estos procesos pueden intensificar la ocurrencia de episodios de altas concentraciones de ozono y otros contaminantes, impactando la calidad del aire. Además, estas concentraciones pueden estar vinculadas al ingreso de contaminación de fuentes externas, lo que destaca la necesidad de un trabajo interinstitucional con otras regiones para reducir la emisión de precursores del ozono troposférico. Este conocimiento también es clave para sensibilizar a la ciudadanía, facilitando la promoción de comportamientos responsables y medidas colectivas para mitigar la contaminación. Finalmente, esta investigación busca contribuir al fortalecimiento del monitoreo y evaluación de la calidad del aire y las condiciones meteorológicas, proporcionando una base científica local para optimizar las estrategias de gestión ambiental.

REFERENCIAS

- Stull, R. B. (2012). *An introduction to boundary layer meteorology* (Vol. 13). Springer Science & Business Media.

- 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*, 34(1), 176-188.

- Wei, W., Zhang, H., Zhang, X., & Che, H. (2023). Low-level jets and their implications on air pollution: A review. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 1082623.

PAPILA: A HIGH-RESOLUTION INVENTORY OF ATMOSPHERIC EMISSIONS IN LATIN AMERICA

Nicolas Alamos Correa[1], Nicolas Huneeus[1], Mariel Opazo[1], Claire Granier[2,3], , Enrique Puliafito[4,5], Mauricio Osses[1,6] , Néstor Rojas[7], Paula Castesana[4], Agustin Garcia[8], Jorge Pachon[9], Laura Dawidowski[10]

[1]Center for Climate and Resilience Research (CR)2, Santiago, Chile, nalamos@fen.uchile.cl . [2]Laboratoire d'Aérologie, Université de Toulouse, CNRS, UPS, France . [3]CIRES, University of Colorado and NOAA Chemical Sciences Laboratory, Boulder, United States . [4]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Buenos Aires, Argentina . [5]Facultad Regional Mendoza, Universidad Tecnológica Nacional (FRM-UTN), Mendoza, Argentina . [6]Departamento Ingeniería Mecánica, Universidad Técnica Federico Santa María (UTFSM), Santiago, Chile . [7]Department of Chemical and Environmental Engineering, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia . [8]Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, Universidad Nacional Autónoma de México . [9] Department of Environmental Engineering, Universidad de La Salle, Bogotá, 111711, Colombia . [10]Comisión Nacional de Energía Atómica, Gerencia Química, Buenos Aires, Argentina

Palabras clave: Emission inventory, Anthropogenic Sources, South America, Air Quality, Air pollutants.

INTRODUCTION

Assessing the impact of atmospheric emissions and designing mitigation strategies requires reliable atmospheric emissions inventories (AEIs), including spatially disaggregated emissions covering the entire region. A wide range of global AEIs cover SA for different species and periods, which, despite meeting the mentioned requirements, may miss some specificity and accuracy associated with local practices and technologies that are often better represented in local AEIs (Huneeus et al., 2020). Regional particularities have direct consequences in the chemical profiles of the pollutants discharged into the atmosphere and the specific locations where these emissions occur. From this, it is plausible to assume that better emission estimates would be obtained by enriching the comprehensive global AEIs with locally generated information. This mosaic approach is an idea that has been successfully applied in the framework of the Task Force on Hemispheric Transport of Air Pollution (HTAP), an international cooperative effort to improve the understanding of the intercontinental transport of air pollution across the Northern Hemisphere. This work presents PAPILA's inventory, the first AEI from anthropogenic sources covering the continental South American region, combining global datasets with high-resolution local inventories.

METHODS

The first version of the PAPILA emission inventory, developed by Castesana et al. (2021) (hereafter referred to as PAPILA1), focused on reactive gases, specifically carbon monoxide (CO), nitrogen oxides (NOx), non-methane volatile organic compounds (NMVOC), ammonia (NH3), and sulfur dioxide (SO2). Building on that initial work, this new version—PAPILA2—expands the inventory to include estimates of greenhouse gases (GHG), such as carbon dioxide (CO2) and methane (CH4), as well as particulate matter (PM10 and PM2.5), with speciation into black carbon (BC) and organic carbon (OC).

PAPILA2 uses the CAMS-GLOB-ANT v6.1 inventory as its baseline, supplemented by the EDGAR v6.1 and GFAS datasets for particulate matter and biomass burning emissions, respectively. High-resolution local data from Argentina (Puliafito et al., 2021), Chile (Alamos et al., 2022), Colombia, Mexico, and Ecuador were integrated, ensuring alignment with the CAMS grid resolution of 0.1°. The study period spans from 2014 to 2020, with missing data interpolated using trajectories from the CAMS dataset. Emissions were categorized into 14 sectors: energy production, transportation (road and non-road), industrial processes, residential activities, and open biomass burning.

The integration of local emission inventories with the base inventory followed different methodologies based on the quality and spatial resolution of the datasets. Where national greenhouse gas inventories were available, emissions from the base inventory were scaled to match the magnitudes reported in the local inventories for each year and sector. This scaling allowed us to apply the spatial distribution of the CAMS data to the total national emissions reported in the GHG inventories.

In cases where high-resolution local data were available, these emissions were directly incorporated into the inventory, replacing the corresponding emissions from the base data.

RESULTADOS

The PAPILA2 inventory reveals notable differences compared to PAPILA1 and CAMS, emphasizing the importance of incorporating local data. Reactive gases such as CO exhibit higher emissions in Argentina but lower in Mexico compared to previous inventories. For NOx, PAPILA2 reports increased emissions in Argentina but decreased levels in Brazil, illustrating regional variations influenced by data updates and interpolation methods.

Sulfur dioxide (SO2) emissions demonstrate significant increases in Colombia and Ecuador under PAPILA2, attributed to the inclusion of comprehensive local inventories. Conversely, Argentina and Mexico report reduced SO2 emissions compared to both PAPILA1 and CAMS. These results highlight the impact of incorporating local practices and sectoral activities on emissions estimates. The updated PAPILA2 inventory provides critical insights for policymakers

and practitioners in South America. By enhancing the accuracy and resolution of emissions data, it enables targeted interventions to reduce pollutants and mitigate climate change impacts. The detailed sectoral breakdown facilitates the identification of high-impact mitigation strategies. For instance, addressing emissions from transportation and biomass burning could significantly improve air quality in urban and rural areas. Moreover, PAPILA2 supports compliance with international commitments, such as the Paris Agreement, by providing robust data for national greenhouse gas inventories.

PAPILA2 exemplifies the benefits of regional cooperation, bringing together expertise from multiple countries to address shared environmental challenges. The harmonized approach ensures consistency across national boundaries, fostering collaboration on air quality management and emissions reduction.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

The PAPILA2 inventory provides policymakers and practitioners with a robust foundation for designing and evaluating air quality and climate mitigation strategies across South America. By integrating high-resolution local data with harmonized global inventories, PAPILA2 captures national and regional specificities often overlooked in global datasets. This enhanced accuracy supports more targeted policy actions, such as prioritizing mitigation efforts in high-impact sectors like transport or biomass burning. Additionally, PAPILA2 contributes to the development of consistent, transparent, and comparable emissions reporting, essential for national inventories and for meeting international commitments such as the Paris Agreement. Its collaborative approach strengthens regional cooperation, offering a replicable model for other regions. Ultimately, PAPILA2 facilitates evidence-based decision-making by bridging the gap between scientific knowledge and public policy, enabling more effective interventions to improve air quality, protect public health, and mitigate the effects of climate change.

REFERENCES

- Álamos, N., Huneeus, N., Opazo, M., Osses, M., Puja, S., Pantoja, N., Denier van der Gon, H., Schueftan, A., Reyes, R., and Calvo, R. (2022). High-resolution inventory of atmospheric emissions from transport, industrial, energy, mining and residential activities in Chile, Earth Syst. Sci. Data [Q1], 14, 361–379, https://doi.org/10.5194/essd-14-361-2022.

- Castesana, P., Diaz Resquin, M., Huneeus, N., Puliafito, E., Darras, S., Gómez, D., Granier, C., Osses Alvarado, M., Rojas, N., & Dawidowski, L. (2021). PAPILA dataset: a regional emission inventory of reactive gases for South America based on the combination of local and global information. Earth System Science Data [Q1], 2021, 1–34. https://doi.org/10.5194/essd-14-271-2022.

- Huneeus, N., Denier van der Gon, H., Castesana, P., et al. (2020). Evaluation of anthropogenic air pollutant emission inventories for South America at national and city scale. *Atmospheric Environment* [Q1], 235, 117606. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117606.

- Puliafito, S. E., Bolaño-Ortiz, T. R., Fernandez, R. P., Berná, L. L., Pascual-Flores, R. M., Urquiza, J., López-Noreña, A. I., and Tames, M. F. (2021). High-resolution seasonal and decadal inventory of anthropogenic gas-phase and particle emissions for Argentina, Earth Syst. Sci. Data, 13, 5027–5069, https://doi.org/10.5194/essd-13-5027-2021, 2021.

LAS HUERTAS URBANAS COMO MEDIDA POTENCIAL DE MITIGACIÓN DE CAMBIO CLIMÁTICO

Rosalina González Forero1, Esteban Melo González[2], Erika González Ruiz[3]

[1] Universidad de La Salle, rogonzalez@unisalle.edu.co . [2] Universidad de La Salle, cmelo51@unisalle.edu.co . [3] Escuela de Guías Caninos-Policía Nacional de Colombia, gonzalezruiz.eriest@gmail.com

Palabras clave: Emisiones, GEI, Suelo, Aire.

INTRODUCCIÓN

Desde de la Pandemia del Covid19, muchas personas organizaron huertas urbanas (HU) como fuente de alimentos locales y orgánicos. En Bogotá, D.C., las HU nacen en el Jardín Botánico José Celestino Mutis (JBB, 2022), con el programa Bogotá sin hambre en 2004, y de ahí en adelante han tenido un incremento exponencial donde se habla hoy de alrededor de 4000 HU en la ciudad.

En el año 2020 se promulgó la Resolución 361 donde se establecieron las disposiciones para el desarrollo de la actividad de agricultura urbana y en el 2022 se estableció el protocolo de agricultura urbana en espacio público (SDP, 2022). Este ha sido un gran avance, pero no se ha medido el aporte de estas como medida de mitigación del cambio climático. Por ello, en este proyecto se identificó el uso potencial de las HU de la capital con la función ecosistémica de la captura de carbono.

MÉTODOS

- Como el objetivo del proyecto es identificar el uso potencial de las HU de la ciudad de Bogotá como medida de mitigación del cambio climático, específicamente con la función ecosistémica de la captura de carbono. A continuación, se presentan las actividades metodológicas desarrolladas:

- Identificación del número de HU en el Distrito Capital teniendo en cuenta Geovisor del Jardín Botánico José Celestino Mutis, así como fuentes de redes sociales comunitarias.

- Estimación del Área efectiva en las HU identificadas basado en el proyecto Manos que Alimentan 2022 componente Bogotá, donde se hizo una vinculación masiva al proyecto con capacitaciones y entregas de insumos agrícolas para el inicio de HU en 11000 hogares de la capital con el fin de formar Unidades de Producción de Alimentos para el Autoconsumo familiar o comunitario.

- Toma de muestras de suelos para HU brindado por el Jardín Botánico José Celestino Mutis

- Análisis de suelos y análisis fisicoquímico de los mismos de Materia Orgánica, Nitrógeno Total, Capacidad de Intercambio Catiónico, Fósforo Disponible, Densidad Aparente y Fragmentos Gruesos

- Cálculo de la captura de carbono con la siguiente ecuación según (Gardi, C. 2014):

$$COS = CO * DA * E * \frac{(1 - FG)}{100} * 10$$

Donde:
COS= Contenido de carbono orgánico del suelo (ton/ha)
CO= Carbono orgánico del suelo (%)
DA= Densidad aparente (g/cm^3)
E= Espesor de la capa del suelo (cm)
Fg= Contenido de fragmentos gruesos El Carbono orgánico del suelo se determinó la metodología Walkley Black FAO Glosolan (2019) y para DA el método del cilindro de volumen conocido.

RESULTADOS

Al identificar número de HU en el Distrito Capital teniendo en cuenta Geovisor del Jardín Botánico José Celestino Mutis y su directorio de huertas urbanas, así como fuentes de redes sociales comunitarias tales como la del Observatorio Ambiental de Bogotá, se pudo establecer que hay más de 20000 huerteros y ha fortalecido, a través del suministro de semillas, insumos y herramientas esenciales, un total de 13,064 huertas en la ciudad, con corte 2023. en la ciudad (Observatorio Ambiental de Bogotá, 2023). En la Figura 1 puede observarse uno de los mapas para la capital:

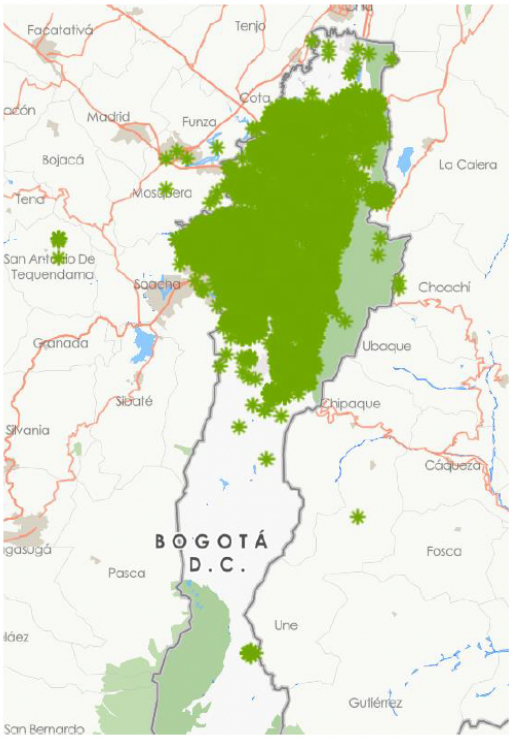


Figura 1. Huertas Urbanas en Bogotá, 2019. Fuente: Mapas.Bogotá (2024)

Teniendo en cuenta este número de huertas y aprovechando la información del programa "Manos que Alimentan" 2022 componente Bogotá, se realizó una estimación del Área efectiva en las HU, ya que en el programa se realizaron visitas a las casas de las personas beneficiadas y analizó el área disponible. Esto arrojó un valor de $2m^2$ (altamente conservador). La figura 2 muestra una huerta urbana en la Localidad de Chapinero:



Figura 2. Ejemplo de una Huerta Urbana en Bogotá ubicada en la Localidad de Chapinero. Fuente: Elaboración propia.

Como los insumos brindados a los programas de HU en la capital son cabeza del Jardín Botánico José Celestino Mutis, se realizó una toma de muestras de suelos que allí se entregaba y se realizaron los Análisis de suelos para: Materia Orgánica, Nitrógeno Total, Capacidad de Intercambio Catiónico, Fósforo Disponible, Densidad Aparente y Fragmentos Gruesos. A continuación, en la siguiente tabla se encuentran los resultados obtenidos:

Tabla 1. Caracterización Fisicoquímica de Suelos entregado por el Jardín Botánico José Celestino Mutis

Parámetros	Resultado
Porcentaje de Materia Orgánica (% MO)	5,63
Porcentaje de Nitrógeno Total (% N Total)	2,2
Capacidad de intercambio catiónico (CIC mEq Oxidados/g)	27
Fosforo Total (mg P / Kg de Suelo	2,348
Densidad Aparente (g/cm3)	1,557
Fragmentos Gruesos (%)	11,2957

Fuente: Elaboración propia.

Posteriormente se realizó el cálculo de la captura de carbono así:

Carbono Orgánico: $$CO = \frac{\%MO}{1{,}7224} = \frac{5{,}63\%}{1{,}7224} = 3{,}269\%$$

Captura de Carbono Huertas Urbanas:

$$COS = CO * DA * E * \frac{(1 - FG)}{100} = 3{,}269\% * 1{,}557 \frac{g}{cm3} * 20cm * \frac{(1 - 0{,}112957)}{100} * 10 = 9{,}03 \frac{ton}{ha}$$

Capacidad de Retención de CO2:

$$CO2 = COS * 3{,}67 = 9{,}03 \frac{ton}{ha} * 3{,}67 = 33{,}14 \frac{Ton\ CO2}{ha}$$

Capacidad de retención de CO_2 por Hectárea = 33,14 Ton/ha

Capacidad de retención de CO_2 para las 13064 Huertas con área de 2 m^2 y 20 cm de profundidad de siembra en promedio = 33,14 Ton/ha = 17,32 Ton CO_2

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El resultado obtenido es significativo en términos de mitigación de cambio climático, con una actividad que se está masificando en Bogotá y se estima que alcanzará las 20000 huertas urbanas. Debería aprovecharse mucho más este potencial y ser aunado a las estimaciones de biomasa realizada, así como el fortalecimiento e interacción de políticas públicas y proyectos en entidades.

REFERENCIAS

- Gardi, C., Angelini, M., Barceló, S., Comerma, J., Cruz Gaistardo, C., Encina Rojas, A., Muñiz Ugarte, O. (2014). Atlas de suelos de América Latina y el Caribe. Luxembourg: Comisión Europea, Oficina de Publicaciones de la Unión Europea.

- Glosolan. (28 de 10 de 2019). *Procedimiento operativo estándar para el análisis de carbono orgánico del suelo*. Obtenido de https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/3e255ff1-5a67-4d60-af9d-a3a37cb16a1f/content

- Jardín Botánico de Bogotá. (2019). *Directorio de Huertas Urbanas en Bogotá*. Obtenido de https://jbb.gov.co/documentos/tecnica/2019/directorio-huertas-urbanas.pdf

- JBB. (2022). Curso Básico de Agricultura Urbana. Bogotá, Colombia.

- Mapas.Bogotá. (20 de 12 de 2024). Huertas Urbanas. Obtenido de https://mapas.bogota.gov.co/?l=53590&e=-74.69983921679096,4.335778857391026,73.5016428056577,4.907261318722796,4686&b=7256&show_menu=true
- Observatorio Ambiental de Bogotá. (23 de mayo de 2023). Huertas Urbanas: ¿Qué son y cuántas hay en Bogotá? Obtenido de https://oab.ambientebogota.gov.co/huertas-urbanas-que-son-y-cuantas-hay-en-bogota/#:~:text=Bogot%C3%A1%20es%20un%20referente%20en,que%20existen%20en%20la%20ciudad.

- Resolución 361 de 2020 (Departamento Administrativo de la Defensoría del Espacio Público de Bogotá 30 de 12 de 2020).

- SDP. (2022). PROTOCOLO DE AGRICULTURA URBANA Y PERIURBANA AGROECOLOGICA EN ESPACIO PÚBLICO. Bogotá, Colombia.

USO DE DRONES E INTELIGENCIA ARTIFICIAL PARA LA IDENTIFICACIÓN CENSAL DE CHIMENEAS Y LA ACTUALIZACIÓN DE INVENTARIOS DE EMISIÓN POR FUENTES FIJAS

Pablo Gutiérrez-Espada[1], German Rueda-Saa,[2], Enrique A.Torres[2], Fabio A.Gonzalez[5], Rodrigo Jiménez[4]

[1,2] universidad Nacional de Colombia – Palmira, Departamento de Ingeniería, Grupo de Investigación en Prospectiva Ambiental, Palmira, Colombia; pgutierreze@unal.edu.co . [3] universidad Nacional de Colombia Sede Palmira, Departamento de Ingeniería; ghruedas@unal.edu.co . [4] universidad Nacional de Colombia – Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación en Calidad del Aire, Bogotá, Colombia; rjimenezp@unal.edu.co . [5] universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá, Departamento de Ingeniería de Sistemas e Industrial; fagonzalezo@unal.edu.co

Palabras clave: contaminación atmosférica; inteligencia artificial; fuentes fijas; inventario de emisiones; drones; algoritmo YOLO.

INTRODUCCIÓN

La identificación de fuentes estacionarias de emisiones es un prerrequisito para la gestión de la calidad del aire en zonas industriales. Sin embargo, las deficiencias en la gestión y control del territorio pueden causar que esta identificación sólo sea parcial (Han et al., 2020). En la actualidad, las metodologías tradicionales para la consolidación de los inventarios de emisiones por fuentes fijas en el Sur Global no aseguran una identificación censal de las fuentes. Esta ponencia presenta el desarrollo de una herramienta innovadora, basada en inteligencia artificial y visión computacional, para la detección de chimeneas industriales pequeñas (>15 cm). El proyecto se desarrolló usando como conjunto de entrenamiento una zona industrial del municipio de Palmira (Valle del Cauca), donde se realizaron vuelos con drones equipados con sensores Zenmuse H20T para la recolección de ortofotos e imágenes oblicuas. Posteriormente se empleó el algoritmo YOLO (You Only Look Once) para la detección y evaluación de la eficiencia de detección de chimeneas industriales. Los datos procesados y el entrenamiento en Google Colaboratory permitieron alcanzar una precisión del modelo de 0.82 y un recall de 0.77. Las pruebas demostraron una capacidad de detección superior al 70%.

MÉTODOS

Para este estudio se usó como conjunto de entrenamiento el corregimiento de La Dolores municipio de Palmira. La Dolores es un área predominantemente industrial de tamaño medio (~ 130 hectáreas), donde se ubican más de 30 industrias que suman más de 40 fuentes estacionarias de emisiones (Universidad Nacional de Colombia & Corporación Autónoma Regional del Valle

del Cauca, 2021) (Figura 1). Se realizaron dos vuelos con drones especialmente configurados con sensores avanzados, como el Zenmuse H20T, para recopilar datos visuales. Las mediciones también incluyeron una banda infrarroja, la cual resultó ser inefectiva para la detección, dada la alta temperatura de fondo (tejados de bodegas e industrias). Estas misiones generaron una base de datos compuesta por más de 3,000 imágenes ortográficas y 300 tomas oblicuas, las cuales fueron procesadas utilizando herramientas de programación como las librerías Python labelImg, Pandas y OpenCV.

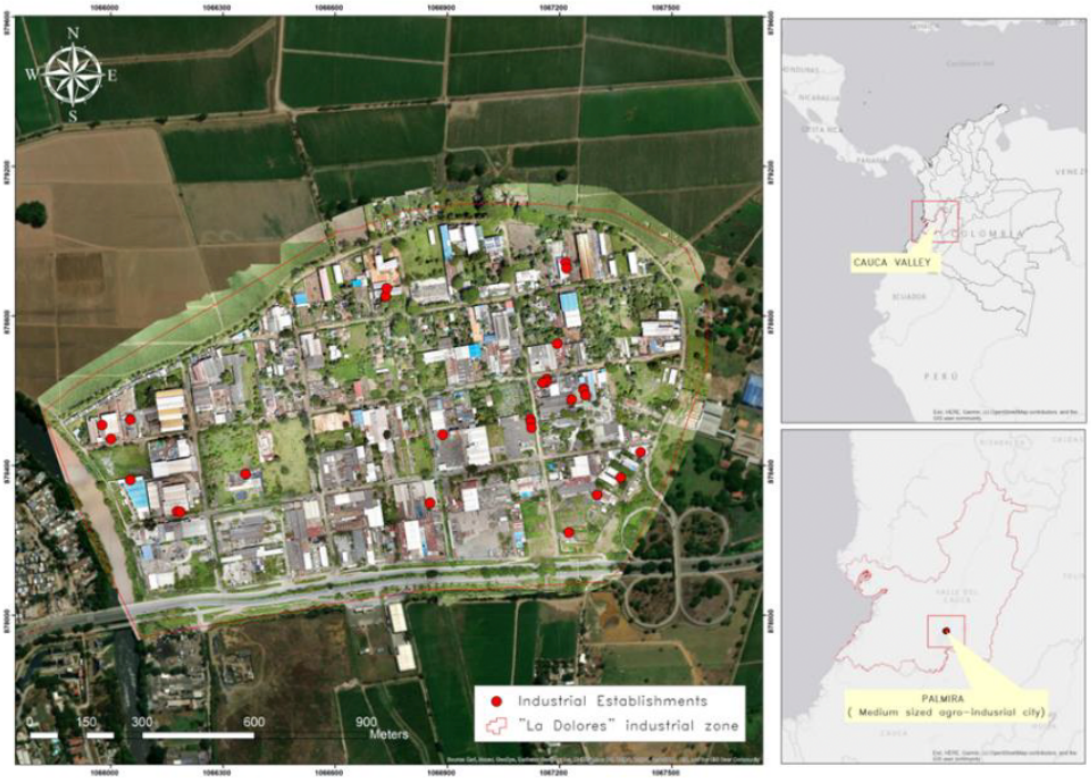


Figura 1. Área de estudio - Zona industrial.
Fuente: Elaboración propia.

El procesamiento inicial permitió la preparación de los datos necesarios para entrenar un algoritmo de detección de objetos basado en inteligencia artificial, específicamente YOLO (You Only Look Once). El entrenamiento del modelo se llevó a cabo en la plataforma Google Colaboratory, aprovechando sus capacidades computacionales para manejar grandes volúmenes de datos. En el proceso de entrenamiento se realizaron pruebas con diferentes conjuntos de datos, cambiando la cantidad y composición del tipo de imágenes. En la Tabla 1 se muestran los diferentes conjuntos de datos y características utilizadas.

Codigo del dataset	Tipo de imagenes	Numero de imagenes
DOr 1	RGB-Ortogonales	150
DOr 2		200
DOr 3		300
DOr 4		400
DOr 5		750
DOr 6		1000
DOb 1	Oblicuas45°	60
DOb 2		120
DOb 3		180
DOb 4		240
DOb 5		280
DMix 1	Ortogonales y oblicuas	200-100
DMix 2		300-200
DMix 3		400-280

Tabla 1. Características de los datasets de entrenamiento.

Los resultados del entrenamiento fueron evaluados mediante métricas clave, tales como "precisión" y "recall", relacionados directamente con la capacidad y precisión del modelo para identificar los objetos de interés en las imágenes analizadas (Jiang, P et al.,2021).Posteriormente, el modelo fue validado con imágenes distintas a las utilizadas en el entrenamiento para obtener detecciones reales.

Finalmente, para asegurar la fiabilidad del método, los resultados obtenidos a través del algoritmo de detección se contrastaron con observaciones realizadas directamente en campo. Este proceso de verificación permitió evaluar la concordancia entre las detecciones automatizadas y la identificación manual, reafirmando la utilidad de la metodología en entornos reales.

RESULTADOS

El modelo YOLO mostró resultados prometedores con el dataset DOr6 (1,000 imágenes ortogonales en RGB), alcanzando un valor de precisión del 0.85 y un recall del 0.77 (Figura 2 y Figura 3). Este modelo demostró que, como generalmente sucede, el rendimiento aumenta proporcionalmente al número de imágenes incluidas en el entrenamiento (Buunk, T et al.,2023), aunque la ganancia se estabiliza al superar un cierto umbral. En contraste, las imágenes oblicuas (DOb) presentaron indicadores significativamente inferiores, con precisiones de menos de 0.18 y un recall máximo de 0.46. Esto se atribuye al limitado número de imágenes disponibles y a los ángulos complejos que dificultan la identificación precisa de objetos.

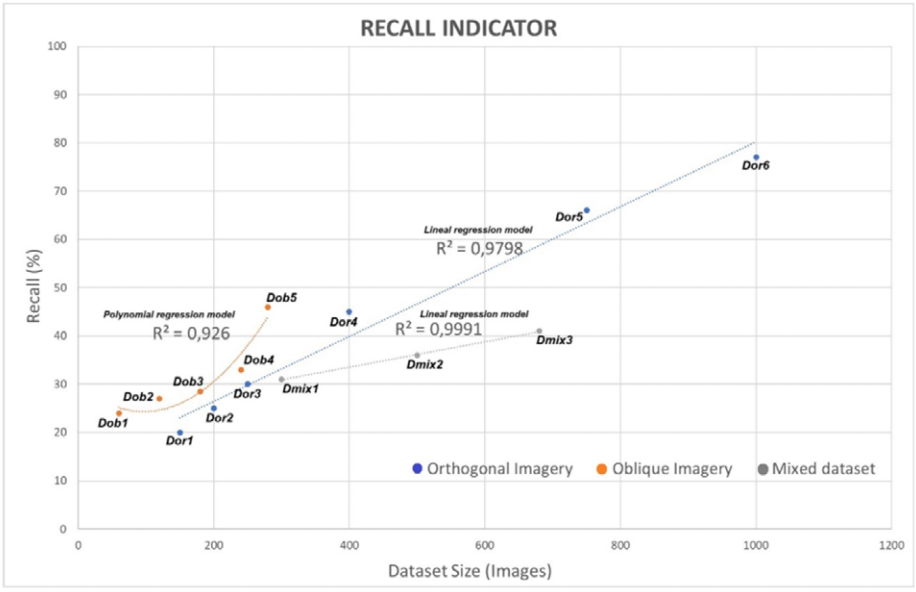


Figura 2. Resultados del indicador recall para cada dataset. Fuente: Elaboración propia.

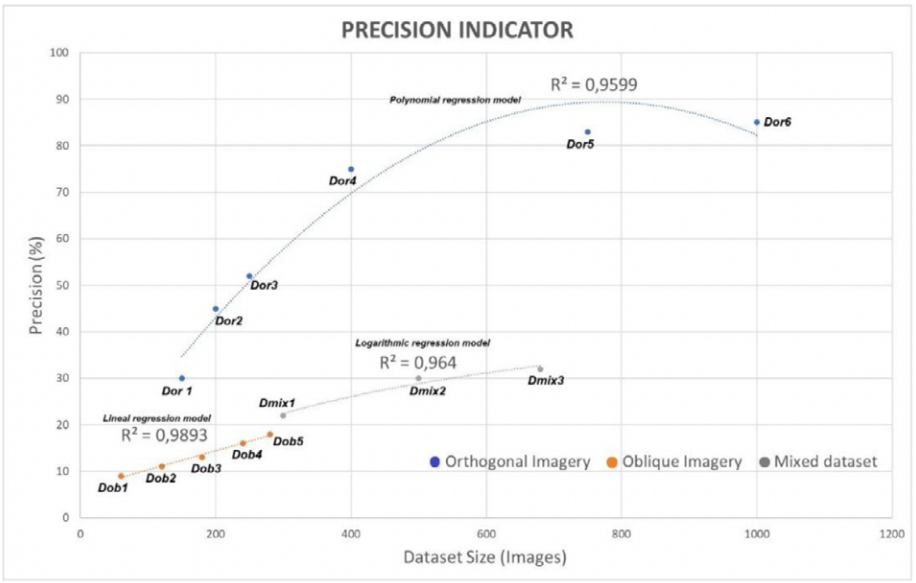


Figura 3. Resultados del indicador Precision para cada dataset. Fuente: Elaboración propia.

Los datasets combinados (DMix) tampoco lograron resultados satisfactorios debido a la dificultad del modelo para generalizar patrones a partir de perspectivas mixtas (Verykokou, S., & Ioannidis, C., 2024), obteniendo una precisión máxima de 0.32 y un recall de 0.41. Estos resultados resaltan la eficacia de las imágenes ortogonales en comparación con las oblicuas y combinadas, tanto en términos de simplicidad de captura como en la calidad de los datos para entrenamiento.

En términos de detección, las chimeneas fueron correctamente identificadas y delimitadas en las imágenes de prueba, con una tasa de éxito notable que se consigna en la Tabla 2. Estos hallazgos subrayan el potencial del modelo para integrarse en sistemas de monitoreo ambiental, facilitando la creación de inventarios de emisiones y el control de fuentes estacionarias en áreas urbanas e industriales.

Dataset	Chimeneas etiquetadas	Chimeneas detectadas	Recall	Precision
DOr1	187	39	0,20	0,30
DOr2	271	68	0,25	0,45
DOr3	458	137	0,30	0,52
DOr4	580	261	0,45	0,75
DOr5	927	612	0,66	0,83
DOr6	1298	999	0,77	0,85
DOb1	108	26	0,24	0,09
DOb2	142	142	0,27	0,11
DOb3	203	59	0,29	0,13
DOb4	268	88	0,33	0,16
DOb5	326	150	0,46	0,18
Dmix1	405	126	0,31	0,22
Dmix2	691	249	0,36	0,30
Dmix3	906	371	0,41	0,32

Tabla 2. Resultados del entrenamiento de YOLO para cada Dataset.
Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

En un contexto donde las enfermedades respiratorias y cardiovasculares asociadas a la contaminación del aire son una de las principales causas de morbilidad y mortalidad, esta metodología podría fortalecer las estrategias de prevención y mitigación. Por lo tanto, la identificación de chimeneas industriales utilizando imágenes con drones e inteligencia artificial, se constituye en una alternativa metodológica para la consolidación de inventarios de emisiones en fuentes estacionarias. La elaboración de inventarios de emisiones completos y actualizados es fundamental para el diseño de estrategias de protección y control del recurso aire basados en evidencia, es decir para el fortalecimiento de la gobernanza de la calidad del aire.

A nivel mundial se han realizado investigaciones para chimeneas industriales en la gran industria (>2.0 m). La detección de pequeñas fuentes de emisión (>15 cm) representa un aporte significativo en la completitud de la estimación de las emisiones por fuentes fijas. Además, la capacidad de acceder a zonas de menor acceso con industria informal se constituiría en de gobernanza ambiental, contribuyendo al cumplimiento de las normativas nacionales y objetivos internacionales en salud pública y sostenibilidad. El uso de esta herramienta permitirá mejorar la planificación territorial, implementar regulaciones más efectivas y priorizar acciones para mejorar la calidad del aire en áreas críticas.

REFERENCIAS

- Buunk, T., Vélez, S., Ariza-Sentís, M., & Valente, J. (2023). Comparing Nadir and Oblique Thermal Imagery in UAV-Based 3D Crop Water Stress Index Applications for Precision Viticulture with LiDAR Validation. Sensors (Basel, Switzerland), 23(20). https://doi.org/10.3390/s23208625

- 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

- Jiang, P., Ergu, D., Liu, F., Cai, Y., & Ma, B. (2021). A Review of Yolo Algorithm Developments. Procedia Computer Science, 199, 1066–1073. https://doi.org/10.1016/j.procs.2022.01.135

- Nie, H., Pang, H., Ma, M., & Zheng, R. (2024). A Lightweight Remote Sensing Small Target Image Detection Algorithm Based on Improved YOLOv8. Sensors, 24(9), 2952. https://doi.org/10.3390/s24092952

- Universidad Nacional de Colombia, & Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. (2022). Inventario de emisiones a la atmosfera por fuentes fijas para el municipio de Palmira-Año base 2021. https://calidadaire.cvc.gov.co/inventario-de-emisiones-la-atmosfera-por-fuentes-fijas-para-el-municipio-de-palmira-ano-base-2021

- Verykokou, S., & Ioannidis, C. (2024). Oblique Aerial Images: Geometric Principles, Relationships and Definitions. Encyclopedia, 4(1), 234–255. https://doi.org/10.3390/encyclopedia4010019

MONITOREANDO LA VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DEL OZONO TROPOSFÉRICO Y SUS PRECURSORES (NO2, CO Y HCHO) USANDO IMÁGENES DE SERIE TEMPORAL SENTINEL-5P BASADAS EN GOOGLE EARTH ENGINE: CASO EN PERÚ, 2019-2024

Gonzalo Níkolas Martell Rosado Ruiz[1]

[1] Universidad Peruana Unión, gonzalo.rosado@upeu.edu.pe

Palabras clave: Ozono, Contaminación, Perú, Sentinel

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire es un reto ambiental y sanitario clave del siglo XXI, especialmente en áreas urbanas y países en desarrollo como Perú. La exposición a contaminantes como NO_2, CO, O_3 y HCHO está vinculada a enfermedades respiratorias y cardiovasculares (OMS, 2023). La escasa red de monitoreo terrestre limita la vigilancia ambiental, pero la teledetección satelital, como la ofrecida por el sensor TROPOMI del Sentinel-5P, permite un monitoreo continuo y de alta resolución. Estas imágenes, procesadas en Google Earth Engine, junto con herramientas como Python y QGIS, facilitan el análisis espacio-temporal de contaminantes y apoyan enfoques reproducibles y escalables. Tras la pandemia, se han evidenciado cambios drásticos en la calidad del aire en Latinoamérica, destacando la influencia de fuentes móviles e industriales (Baldasano, 2020). Este estudio analiza la dinámica del ozono troposférico y sus precursores en Perú (2019–2024), buscando informar políticas públicas y estrategias de mitigación ambiental.

METODOLOGÍA

Para esta investigación se siguió un enfoque en tres etapas principales (ver figura 1 para flujo de proceso):

1. Adquisición de datos satelitales. Se obtuvieron datos sobre ozono troposférico (O_3) y sus precursores (NO_2, CO, HCHO) mediante programación en JavaScript dentro de Google Earth Engine (GEE), utilizando productos del satélite Sentinel-5P y su sensor TROPOMI. Las bandas empleadas fueron *NO2_column_number_density, CO_column_number_density, tropospheric_HCHO_column_number_density y O3_column_number_density*, con resolución de ~1113 m y frecuencia diaria. Los datos se limitaron al territorio peruano mediante shapefiles y se agregaron en promedios semanales para el periodo 2019–2024.

2. Procesamiento estadístico y análisis temporal. Se procesaron los rásteres en Python (Google Colab), utilizando bibliotecas como rasterio, pandas, scipy y seaborn. Se calcularon promedios estacionales y regionales (departamentos y macrozonas: costa, sierra, selva), además de métricas descriptivas (media, desviación estándar, mediana, intervalos de confianza) y coeficientes de correlación (Pearson, Spearman, R^2). Se generaron visualizaciones como violin plots, líneas de tendencia (Theil–Sen), ajustes sinusoidales y matrices de calor. Los resultados se exportaron en *.CSV para análisis posterior.

3. Visualización espacial y análisis cartográfico. En QGIS (v3.42.1), se representaron los rásteres estacionales con pseudocolor monobanda (paleta Jet, clasificación por cuantiles). Esta visualización facilitó la interpretación de los patrones espaciales de concentración por contaminante y estación, complementando el análisis estadístico con una lectura territorial explícita.

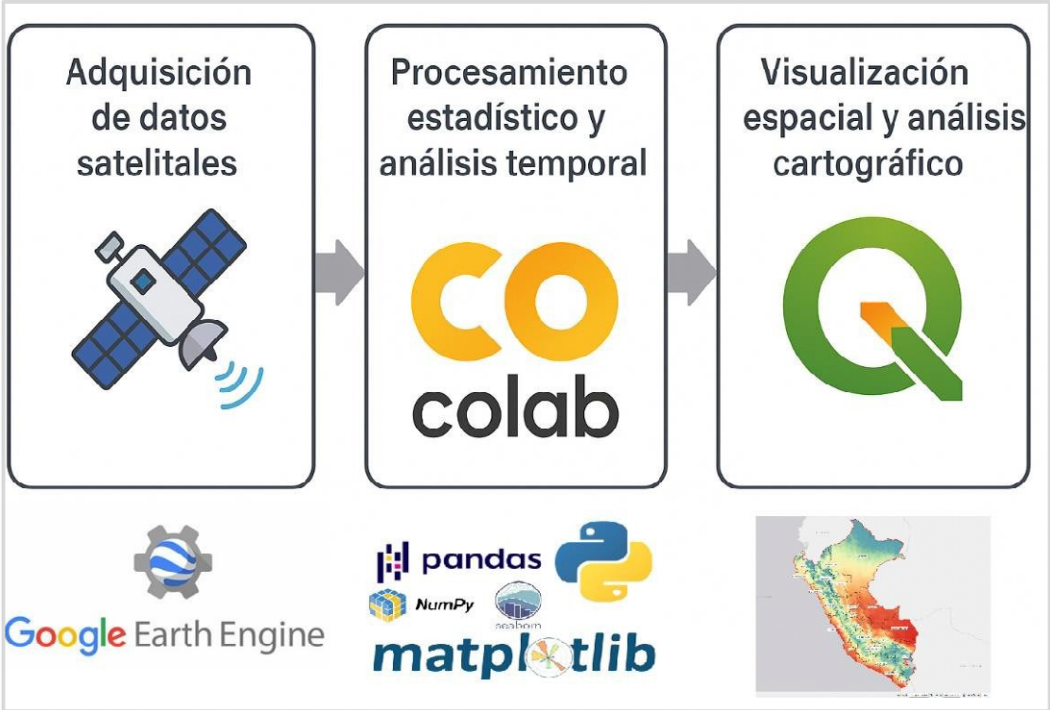


Figura 1. Flujo de trabajo simplificado para la presente investigación.
Fuente: Elaboración propia

RESULTADOS

Durante 2019–2024, el análisis estacional de O_3, NO_2, CO y HCHO en Perú reveló patrones regionales y temporales definidos. El O_3 alcanzó su máximo en primavera ($1{,}187 \times 10^{-1}$ mol/m²) y mínimo en otoño ($1{,}123 \times 10^{-1}$ mol/m²), predominando en regiones andinas y amazónicas. El NO_2 tuvo sus concentraciones más altas en la costa durante primavera ($4{,}734 \times 10^{-2}$ mol/m²), y las más bajas en el otoño amazónico. CO y HCHO mostraron picos primaverales en la Amazonía, con máximos de $3{,}289 \times 10^{-2}$ y $1{,}006 \times 10^{-4}$ mol/m², respectivamente.

O_3 presentó una leve tendencia creciente (pendiente = 3×10^{-4} mol/m² por semana), aunque su patrón cíclico anual explicó mejor su variabilidad (R^2 = 0,47). En cambio, NO_2, CO y HCHO no mostraron tendencias lineales claras, aunque sí estacionalidad parcial en los dos últimos.

Las correlaciones espaciales entre O_3 y sus precursores fueron débiles (R^2 < 0,50), salvo por una relación moderada con CO en invierno (R^2 = 0,53). La asociación más sólida se observó entre CO y HCHO (r = 0,60– 0,84; R^2 hasta 0,72), sugiriendo fuentes comunes como la quema de biomasa. La Amazonía concentró los niveles más altos de CO y HCHO, mientras que el NO_2 predominó en la costa, asociado a tráfico e industria. En los Andes, se observaron acumulaciones invernales por inversiones térmicas. Mapas estacionales confirmaron estos patrones, reflejando la interacción entre clima, geografía y fuentes emisoras.

Tabla 1. Datos estacionales generados de las imágenes ráster para los contaminantes O_3 Troposférico y sus precursores, en mol/m², 2019 al 2024

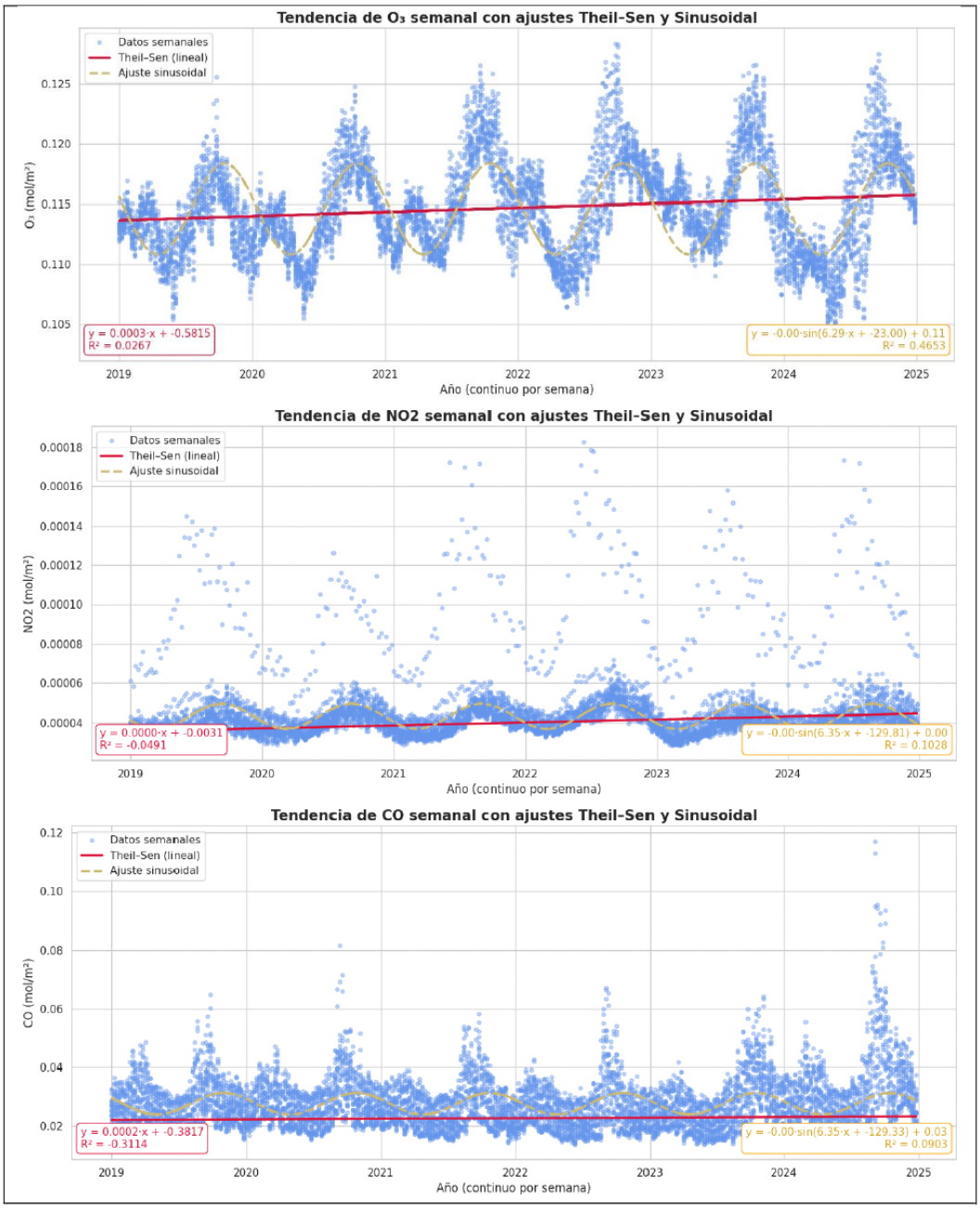
Contaminante	Estacionalidad	N° de datos (pixeles)	mínimo	máximo	promedio	mediana	desviación estándar	Incertidumbre (G5%)
O_3 (mol/m²)	Invierno	105729844	0.09892018904	0.12946860785	0.11416033495	0.11413331161	0.00103621916	0.00001268797
	Otoño	105729887	0.10022284688	0.12272998096	0.11177728815	0.11177798987	0.00076630597	0.00000986902
	Primavera	104391534	0.10555781201	0.13182984784	0.11869330256	0.11868502577	0.00106081885	0.00001281976
	Verano	101714828	0.10317467372	0.12340885143	0.11375275596	0.11376648154	0.00078748243	0.00000970375
NO_2 (mol/m²)	Invierno	105722084	0.00003203083	0.00007941223	0.00004719767	0.00004661138	0.00000575534	0.00000015356
	Otoño	105715370	0.00002589256	0.00006127471	0.00003914525	0.00003875084	0.00000443336	0.00000011899
	Primavera	104388585	0.00003223477	0.00007537062	0.00004734887	0.00004686998	0.00000522617	0.00000012583
	Verano	101664840	0.00002691496	0.00005558937	0.00003897205	0.00003871952	0.00000364263	0.00000008553
CO (mol/m²)	Invierno	105147530	0.01500437511	0.15520505235	0.02552216680	0.02523189858	0.00405085582	0.00004851493
	Otoño	104963463	0.01506946371	0.13898235559	0.02590449659	0.02570968583	0.00357008089	0.00004392305
	Primavera	103546193	0.01840670444	0.33045423031	0.03289793540	0.03247890724	0.00531472710	0.00006111600
	Verano	100073599	0.01456154944	0.10318639129	0.02648277088	0.02628646924	0.00373817089	0.00004584364
HCHO (mol/m²)	Invierno	101914615	-0.00357413676	0.00218279674	0.00010251839	0.00010297895	0.00006731758	0.00000104052
	Otoño	94390349	-0.00439858014	0.00303758947	0.00007858048	0.00007953981	0.00006880766	0.00000100632
	Primavera	96245094	-0.00230531505	0.00239904629	0.00010650483	0.00010673107	0.00006862885	0.00000096090
	Verano	84030132	-0.00284700608	0.00222345848	0.00007960787	0.00007992194	0.00007133748	0.00000107974

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 2. Estadísticos de correlación generados de las imágenes ráster para los contaminantes O_3 Troposférico y sus precursores por estacionalidad, en mol/m², 2019 al 2024

Contaminantes		Estacionalidad	Coeficiente de Determinación [R^2]	Coeficiente de Pearson [R]
CO	HCHO	Invierno	30%	0.349975
		Otoño	20%	0.014495
		Primavera	39%	0.570645
		Verano	12%	0.060046
	O3	Invierno	53%	0.713269
		Otoño	50%	0.649136
		Primavera	35%	0.457417
		Verano	22%	0.017057
HCHO	O3	Invierno	29%	0.256249
		Otoño	18%	0.015533
		Primavera	28%	0.367788
		Verano	14%	0.176642
NO2	CO	Invierno	36%	0.540668
		Otoño	37%	-0.476945
		Primavera	34%	0.506168
		Verano	24%	-0.249348
	HCHO	Invierno	31%	0.424487
		Otoño	23%	0.332449
		Primavera	32%	0.478224
		Verano	18%	0.270373
	O3	Invierno	46%	0.557963
		Otoño	27%	-0.337643
		Primavera	35%	0.460654
		Verano	26%	0.280146

Fuente: Elaboración propia.



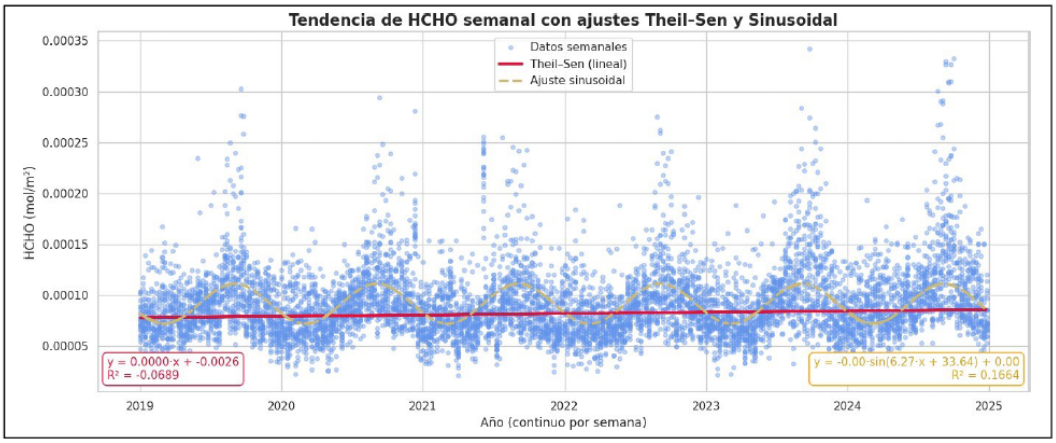


Figura 2. Línea de tiempo del O_3 Troposférico y sus precursores en el Perú, promedios semanales en mol/m², 2019 al 2024
Fuente: Elaboración propia.

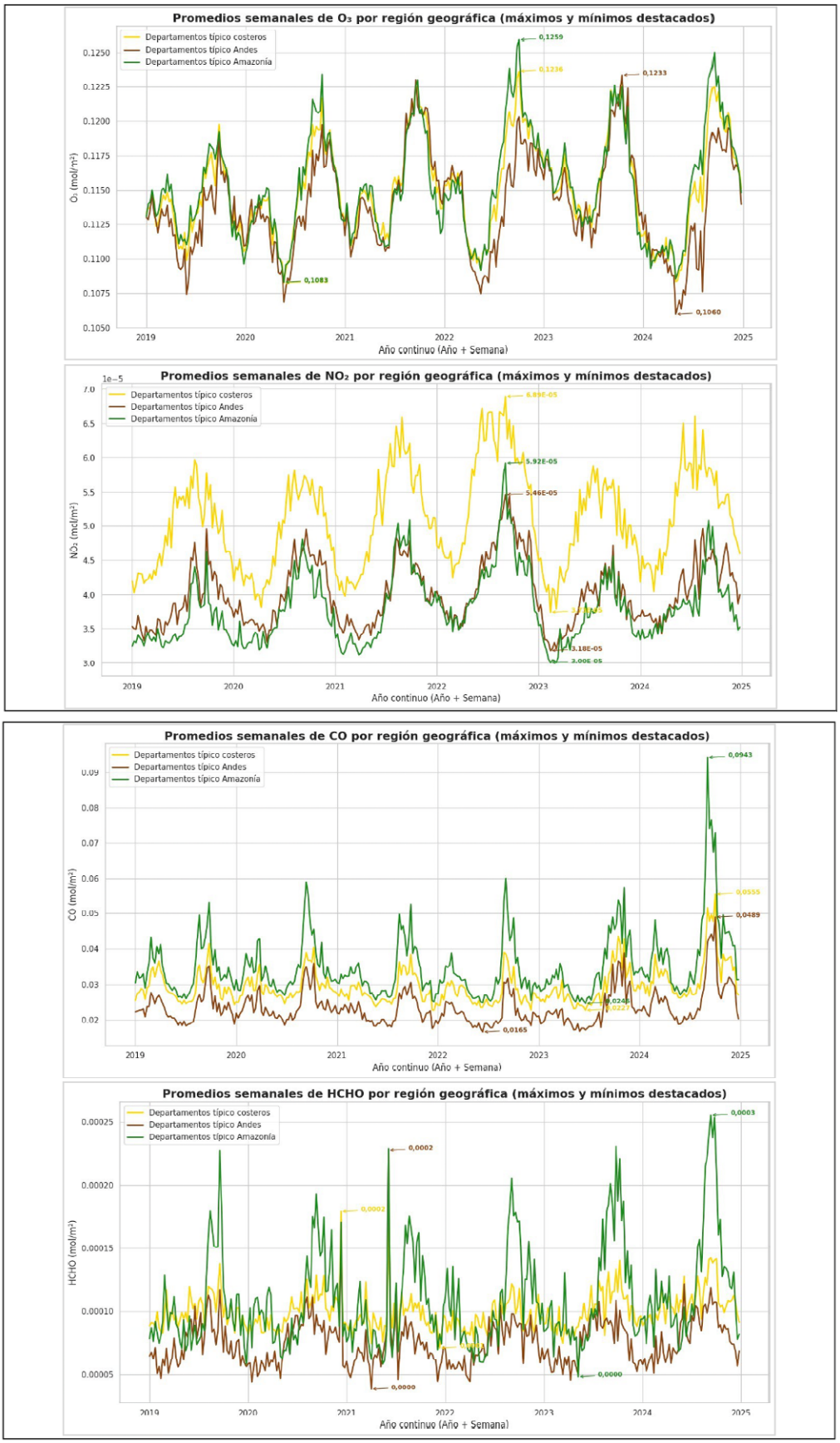


Figura 3. Línea de tiempo del O_3 Troposférico en el Perú, promedios semanales con segmentación geográfico-política en mol/m², 2019 al 2024
Fuente: Elaboración propia.

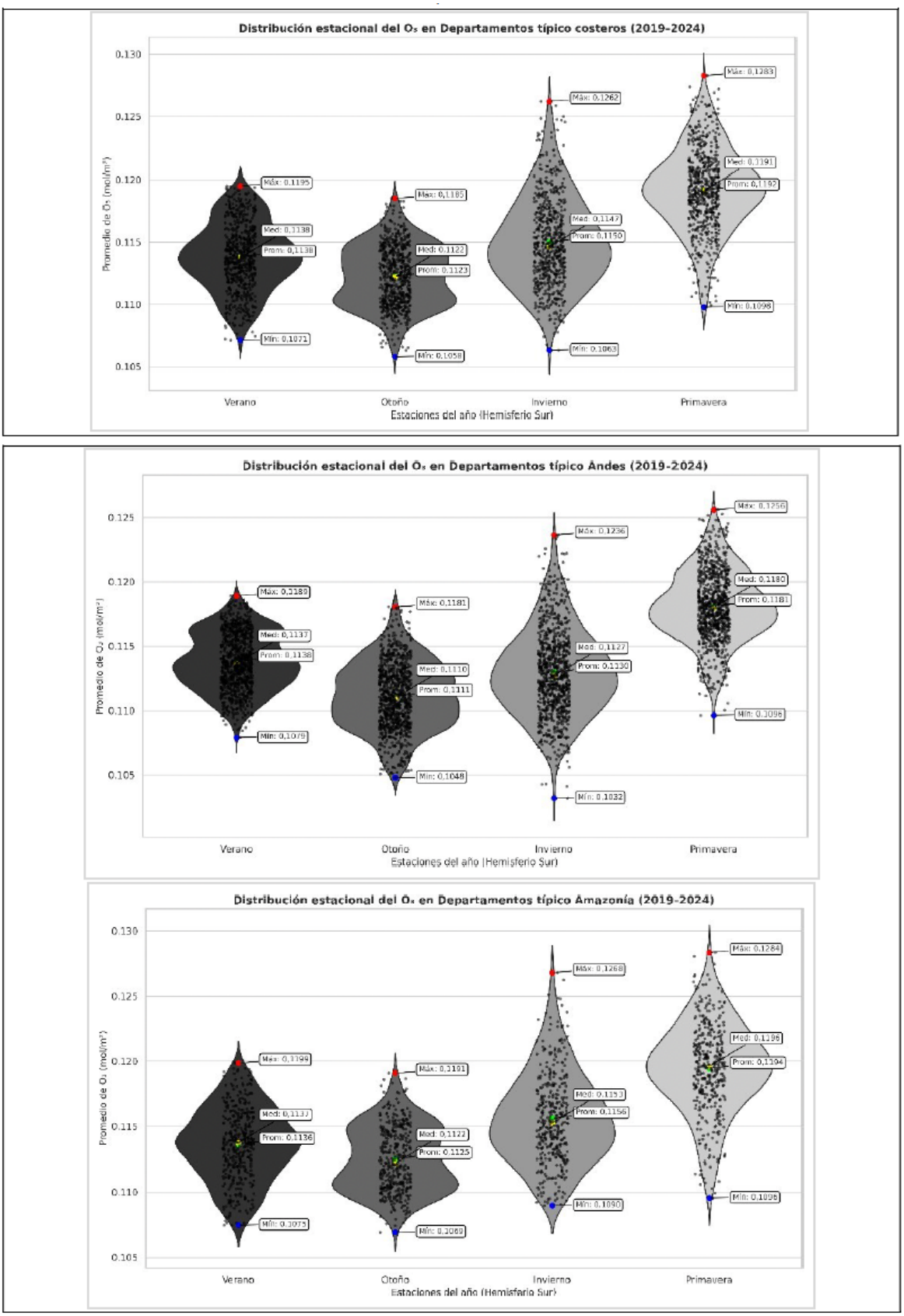


Figura 4. Diagramas Violin-Plot para los datos de O_3 Troposférico en el Perú, agrupados por estacionalidad en segmentación geográfico-política, en mol/m², 2019 al 2024

Fuente: Elaboración propia.

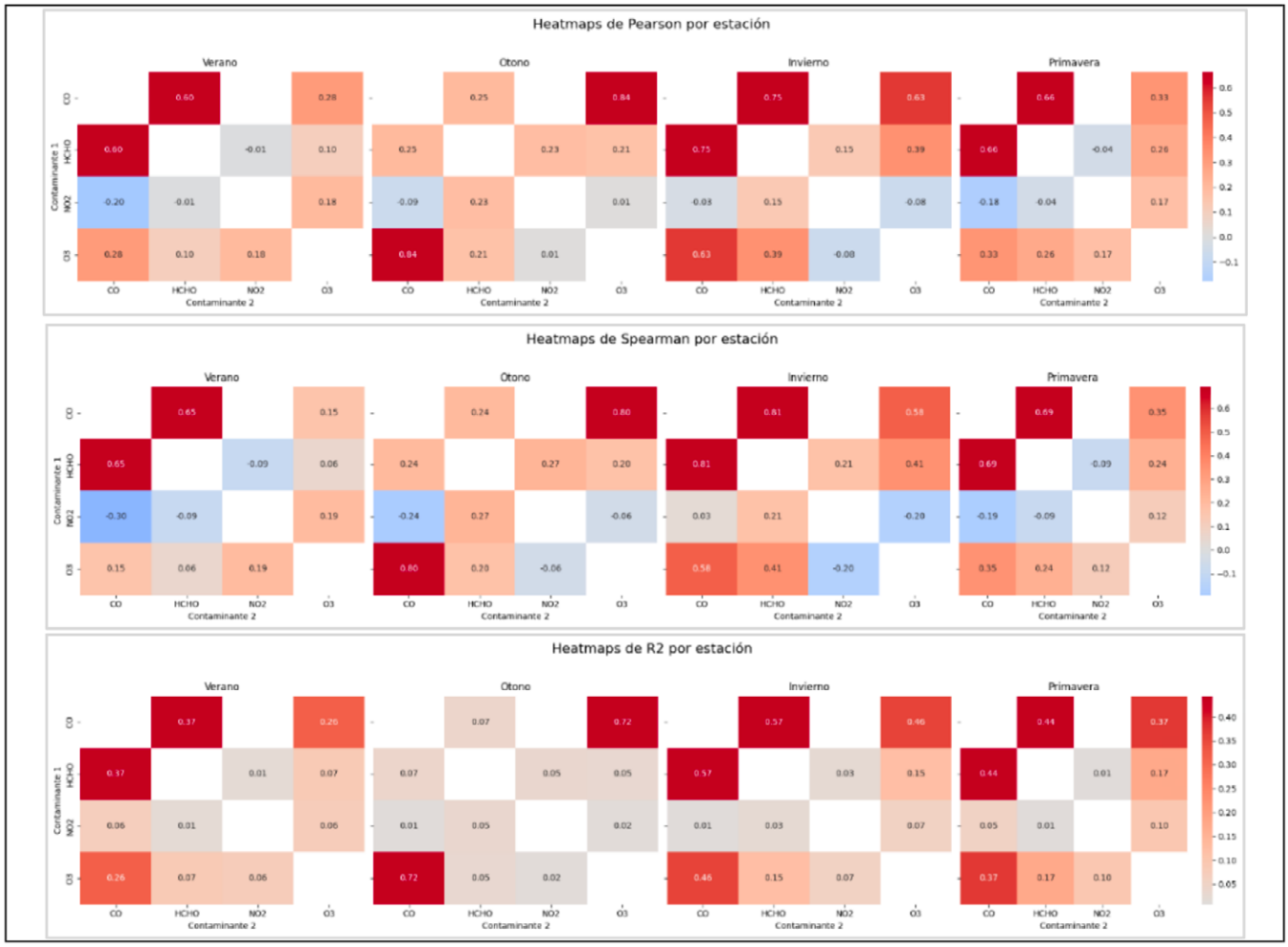


Figura 5. Diagramas Heat-map para los estadísticos de correlación entre O_3 Troposférico y sus precursores en el Perú, agrupados por estacionalidad, en mol/m², 2019 al 2024
Fuente: Elaboración propia.

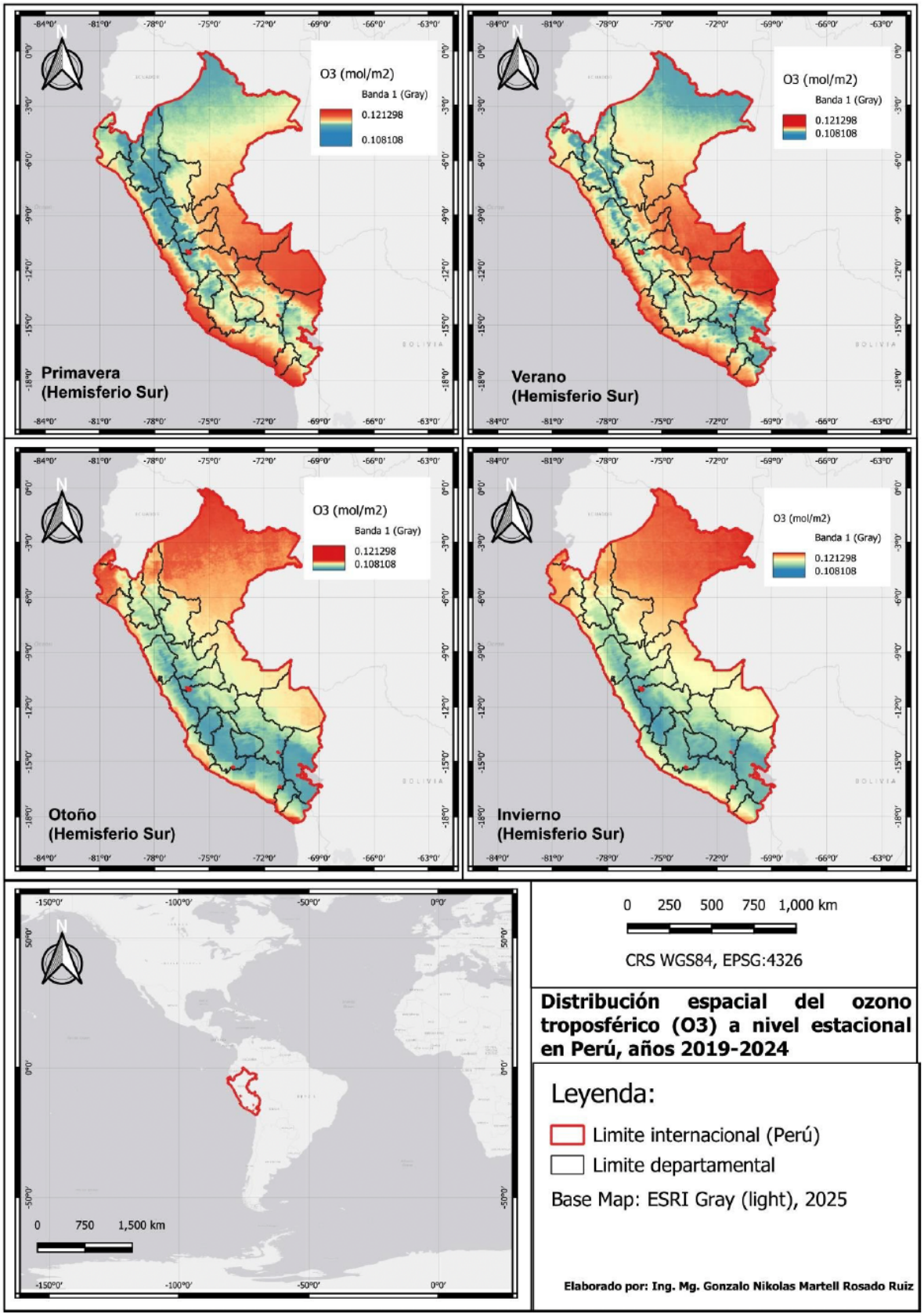


Figura 6. Mapas del comportamiento espacial del O_3 Troposférico en el Perú, promedios estacionales en mol/m², 2019 al 2024

Fuente: Elaboración propia, QGIS 3.42.1-Münstera.

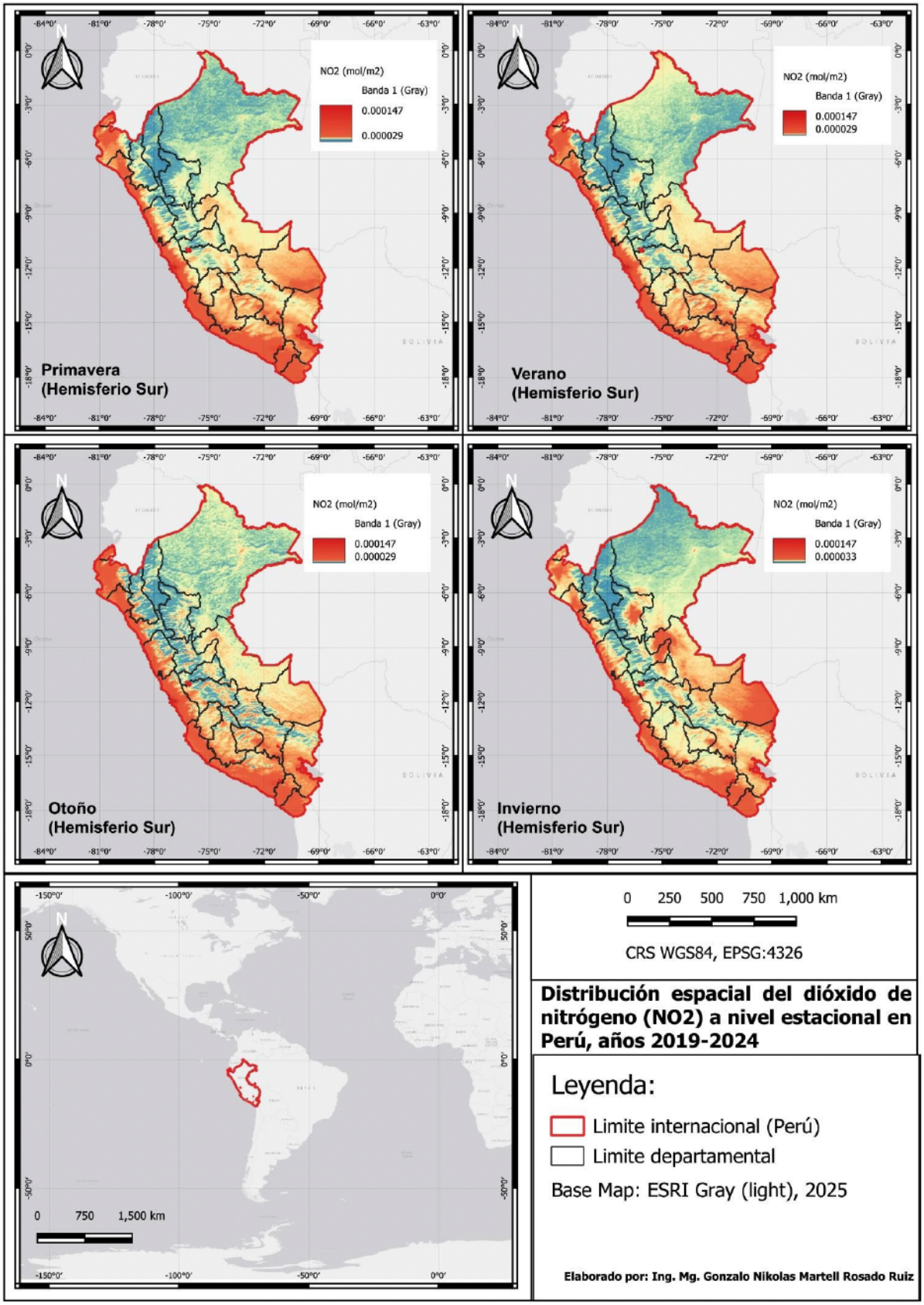


Figura 7. Mapas del comportamiento espacial del NO_2 en el Perú, promedios estacionales en mol/m², 2019 al 2024

Fuente: Elaboración propia, QGIS 3.42.1-Münster

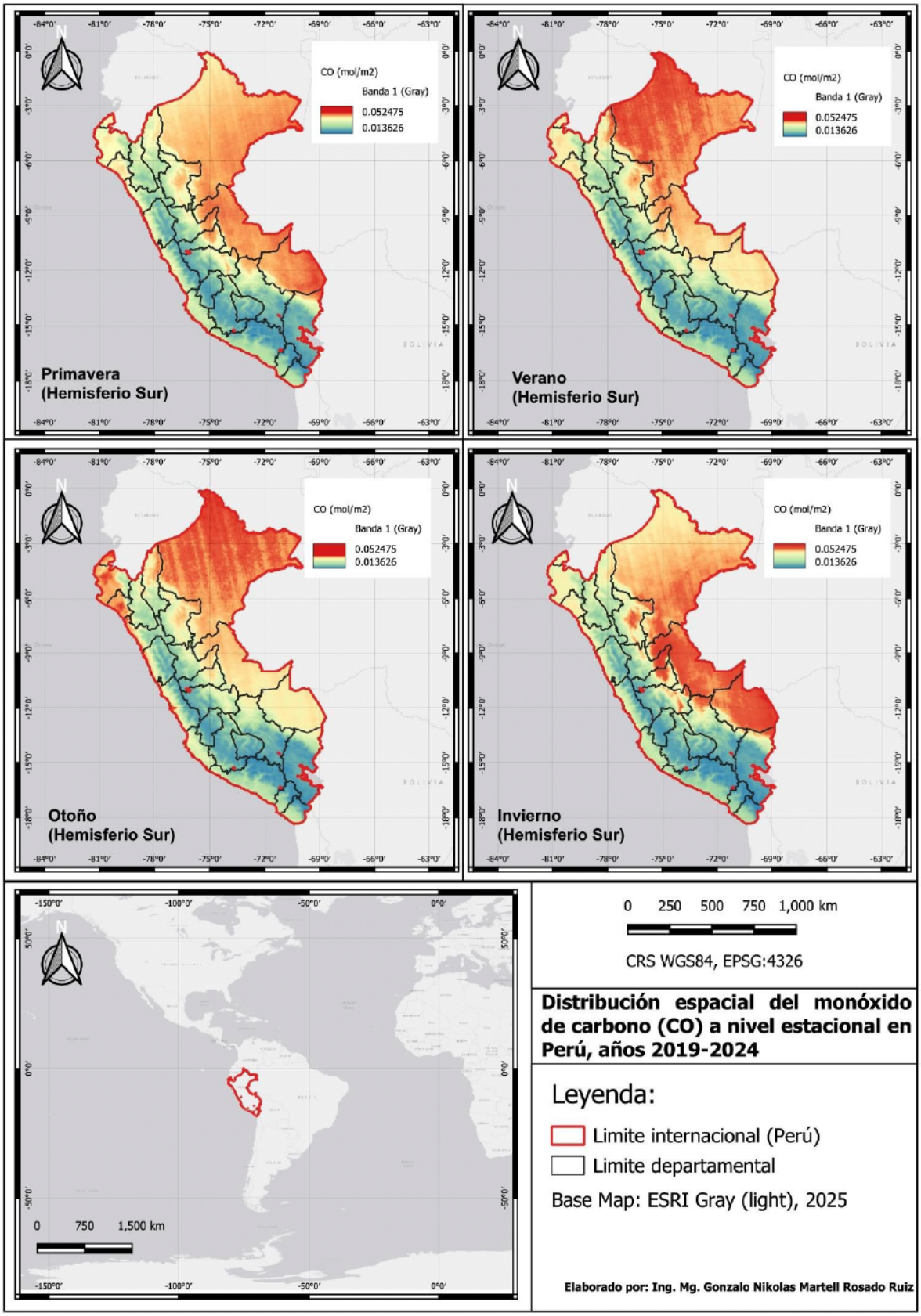


Figura 8. Mapas del comportamiento espacial del CO en el Perú, promedios estacionales en mol/m², 2019 al 2024

Fuente: Elaboración propia, QGIS 3.42.1-Münster

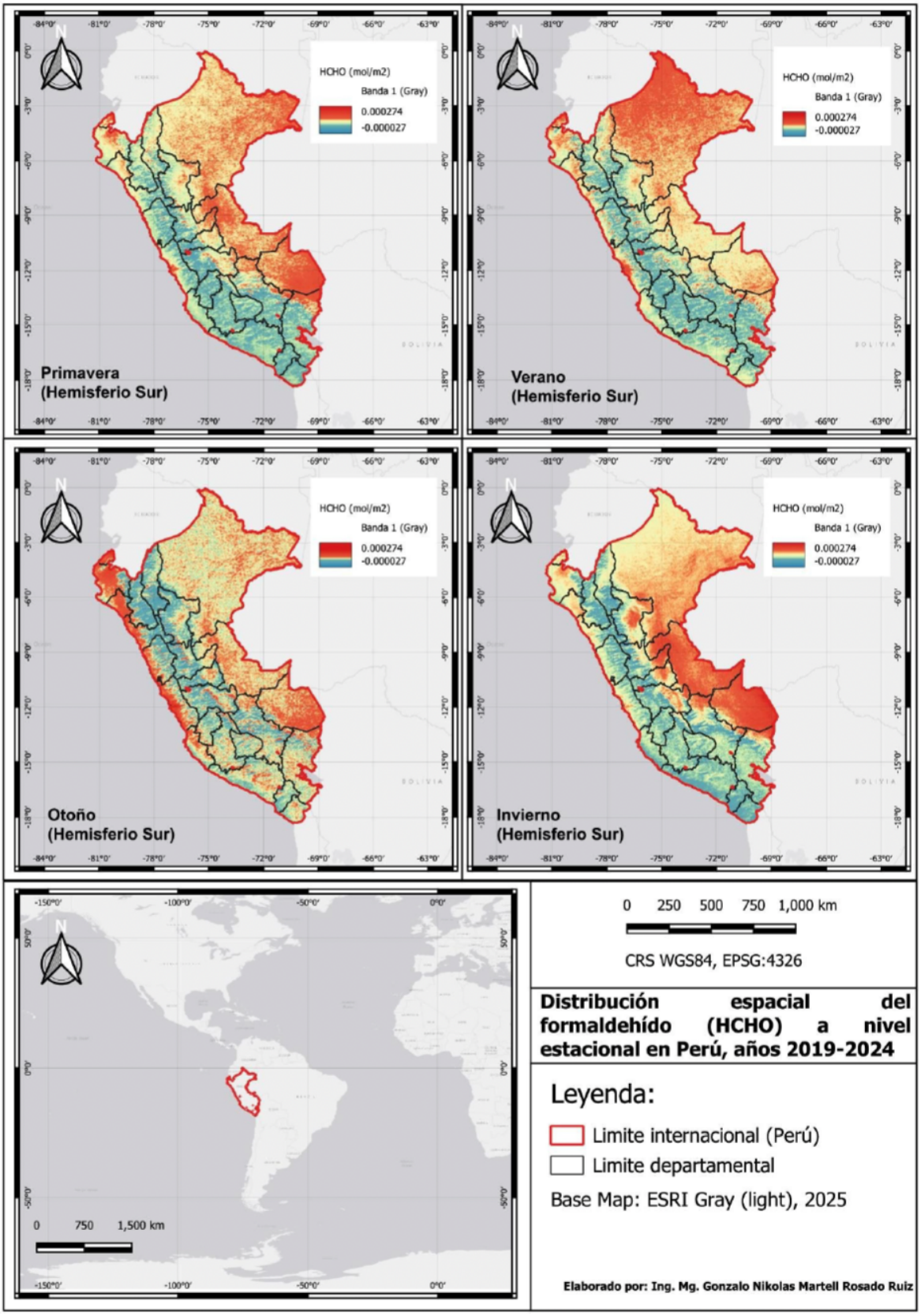


Figura 9. Mapas del comportamiento espacial del HCHO en el Perú, promedios estacionales en mol/m², 2019 al 2024

Fuente: Elaboración propia, QGIS 3.42.1-Münster

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los hallazgos de esta investigación evidencian la necesidad de fortalecer el monitoreo de la calidad del aire en Perú, especialmente en la Amazonía y la sierra andina. Aunque existen instrumentos como los Planes de Mejora de la Calidad del Aire (MINAM, 2017), su eficacia depende de una mayor generación de datos. El uso de sensores satelitales (Sentinel-5P) junto con plataformas como Google Earth Engine ofrece una alternativa viable ante la escasez de estaciones terrestres, conforme a la normativa vigente (MINAM, 2019). Este enfoque permite identificar patrones espacio-temporales de contaminantes como O_3, NO_2, CO y HCHO. Las correlaciones observadas, especialmente entre CO y HCHO (R^2 hasta 0,72), sugieren revisar los modelos actuales de formación de ozono, ya que una regulación centrada solo en NO_2 podría ser insuficiente. Se recomienda un enfoque diferenciado por región y estación, y el fortalecimiento de capacidades locales en análisis geoespacial para decisiones basadas en evidencia.

REFERENCIAS SELECCIONADAS

- Ahmed, K., Musa, S., & Diallo, A. (2023). Remote Sensing of CH_2O Trends in Africa. Scientific African, 20, e01645. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S240584402304241X

- Ahn, D. H., Choi, T., Kim, J., Park, S. S., Lee, Y. G., Kim, S.-J., & Koo, J.-H. (2019). Southern Hemisphere mid- and high-latitudinal AOD, CO, NO_2, and HCHO: Spatiotemporal patterns revealed by satellite observations. Progress in Earth and Planetary Science, 6, 1–16. https://doi.org/10.1186/s40645-019-0277-y

- Alvarez-Mendoza, C. I. (2023). El uso de la teledetección en el control de la contaminación del aire y la salud pública. En S. López (Ed.), Investigación socioambiental en América Latina: enfoques interdisciplinarios utilizando marcos de SIG y teledetección (pp. 139–157). Springer.

- Alvarez-Mendoza, C. I., Teodoro, A. C., Torres, N., & Vivanco, V. (2019). Evaluación de datos de teledetección para modelar la estimación de PM10 en ciudades con un bajo número de estaciones de calidad del aire: un caso de estudio en Quito, Ecuador. Environments, 6(7), 85. https://doi.org/10.3390/environments6070085

- Andela, N., Morton, D. C., Giglio, L., et al. (2017). A human-driven decline in global burned area. Science, 356(6345), 1356–1362. https://doi.org/10.1126/science.aal4108

- Andreae, M. O., & Merlet, P. (2001). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. Global Biogeochemical Cycles, 15(4), 955–966. https://doi.org/10.1029/2000GB001382

IMPACTO DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN LA FORMACIÓN DE NUBES MIXTAS EN EL NOROESTE DEL AMAZONAS

Luis A. Ladino[1], Sebastián Mendoza-Téllez[1], Alison Ruiz[2], Jaime Barrera[3], Harry Alvarez[4], Omar Ramírez[5], Lizeth Russy-Velandia[5], Juan Vitar[3], Javier Miranda[6], Violeta Mugica[7], Diana Meza8, Graciela B. Raga1, Giovanni Carabali9, Miguel Robles1, Irma Rosas1, Belem González[8], Francisco Berrellez[7], Fernando Millán[7] y Salvador Reynoso-Cruces[4].

[1]Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, Universidad Nacional Autónoma de México, México . [2]División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana, México [3]Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, Bogotá, Colombia . [4]Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México [5]Facultad de Ingeniería, Universidad Militar Nueva Granada, Cajicá-Zipaquirá, Colombia . [6]Instituto de Física, Universidad Nacional Autónoma de México, México . [7]Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Autónoma Metropolitana – Azcapotzalco, México [8]Departamento de Geología, Universidad de Sonora, Hermosillo, México . [9]Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México, México . luis.ladino@atmosfera.unam.mx

Palabras clave: Amazonas; Interacción aerosol-nubes; Núcleos de glaciación; Compuestos orgánicos; Ciclo hidrológico.

INTRODUCCIÓN

El Amazonas es de gran importancia no solo para el continente americano sino para todo el planeta Tierra. Si bien el Amazonas es una gran fuente de partículas de aerosol biogénicas, diversas actividades antropogénicas dentro del Amazonas y sus alrededores (e.g., quema de biomasa, agricultura, minería, entre otras) emiten continuamente partículas de aerosol, las cuales pueden impactar el ciclo hidrológico local y regional (Prenni et al., 2009; Pöschl et al., 2010). Lo anterior es posible ya que estas partículas pueden catalizar la formación de nubes (al actuar como núcleos de condensación de nube (CCN) o núcleos de glaciación (INPs)), afectando el desarrollo de precipitación (Kanji et al., 2017).

La quema de biomasa es una problemática que ha venido creciendo con el tiempo y que aqueja a todos los continentes. En latitudes tropicales, esta problemática se hace evidente en la época de secas cálidas, la cual toma lugar entre febrero y mayo en el hemisferio norte. En el caso del Amazonas colombiano, Rodríguez-Gómez et al. (2022) encontraron que las emisiones de los incendios forestales, que se presentan entre febrero y abril a lo largo de la Cuenca del Río Orinoco, pueden transportarse grandes distancias por el Chorro del Orinoco con un alto potencial de impactar reservas naturales como la Serranía de la Macarena, Parque Nacional Cueva de los Guáchos, Parque Nacional Natural La Paya, y otras regiones del noroeste del Amazonas. El presente estudio reporta las habilidades como INPs de las partículas de aerosol recolectadas en el noroeste del Amazonas en marzo de 2024 (época de quema de biomasa).

MÉTODOS

Entre el 14 y el 27 de marzo de 2024 se llevó a cabo la primera campaña de mediciones del proyecto Spring NOrthern aMazon Aerosol eXperiment (SNOMAX) en la estación experimental El Trueno del Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI (El Retorno, Guaviare). La toma de muestras se realizó a una altura de 7 m sobre el nivel del suelo para evitar contaminación por partículas resuspendidas. Once equipos se instalaron en el sitio de muestreo incluyendo un Micro-Orifice Uniform Deposit Impactor (MOUDI), un Contador óptico de partículas (LasAir), un Condensation Particle Counter (CPC) y una estación meteorológica automática, así como monitores de material particulado, un bioimpactador y tres muestreadores de partículas de bajo volumen.

La concentración total de partículas (>30 nm) y la distribución de tamaño (300 nm a 10 µm) se monitorearon en tiempo real con el CPC y el LasAir, respectivamente. Por otro lado, la composición química de las partículas de aerosol se evaluó a través de cuatro técnicas diferentes: fluorescencia de rayos X (XRF), cromatografía de intercambio iónico (IC), contenido de carbono (OC/EC) y microscopía electrónica de barrido-espectroscopía de rayos X por dispersión en energía (SEM-EDX). Finalmente, las habilidades como INPs se evaluaron en la cámara de nube UNAM-MOUDI-Droplet Freezing Technique (UNAM-MOUDI-DFT, Córdoba et al., 2021) en función del tamaño de partícula (entre 560 nm y 10.0 µm).

RESULTADOS

Se encontró que la concentración de partículas fue mucho mayor que lo esperado para un lugar tan remoto como lo es El Retorno (Guaviare). Como se muestra en la Figura 1, la concentración numérica de partículas (>30 nm) llegó a valores tan altos como 3,500 partículas cm-3, mientras que la concentración másica (PM2.5) llegó a valores tan altos como 90 µg m-3. Al combinar los resultados de la composición química con las retrotrayectorias de las masas de aire y las imágenes satelitales de los incendios forestales a lo largo de la Cuenca del Río Orinoco, se concluyó que las altas concentraciones de partículas (totales, $PM_{2.5}$ y PM_{10}) se deben a la presencia de partículas orgánicas, muy probablemente a las emitidas por los incendios forestales en las llanuras venezolanas y colombianas, en concordancia con lo reportado por Rodríguez-Gómez et al. (2022).

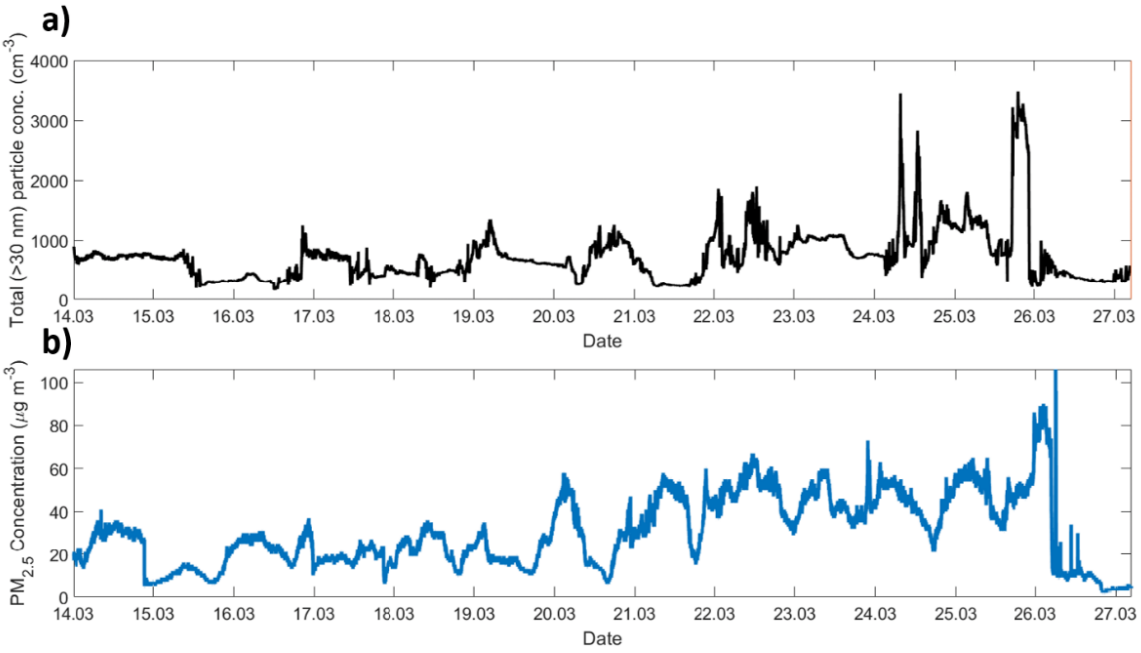


Figura 1. Serie de tiempo de a) la concentración numérica total (>30 nm) y b) la concentración másica (PM2.5) observadas en El Trueno Guaviare en marzo de 2024.

Las habilidades como INPs de las partículas muestreadas en el noroeste del Amazonas mostraron ser moderadas, con temperaturas iniciales de congelamiento (T_0) tan cálidas como -20°C. Lo anterior concuerda con el único estudio sobre INPs en el Amazonas, el cual se llevó a cabo en el Amazonas central (Manaus, Brasil) por Prenni et al. (2009). Los autores reportaron valores de T_0 de -18°C y argumentaron que las partículas estaban enriquecidas en material carbonoso y polvo mineral. Como se mencionó anteriormente, las partículas del noroeste del Amazonas también estaban enriquecidas por compuestos orgánicos, probablemente como resultado de los incendios forestales. Las concentraciones de INPs en el Trueno bajo la influencia de incendios forestales son del mismo orden a las reportadas por otros autores en México.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Si bien está muy bien documentado que la quema de biomasa degrada significativamente la calidad del aire, no existe un consenso sobre el impacto de estas emisiones en la formación de nubes, especialmente aquellas que contienen hielo, las cuales son de suma importancia ya que la mayor parte de la precipitación en latitudes tropicales se origina a través de ellas. Dado que el Amazonas es una gran fuente de humedad que abastece de precipitaciones gran parte de Sudamérica, es necesario entender la interacción aerosol-nubes, no solo en el Amazonas central (la zona más prístina), sino en las periferias del mismo. Lo anterior toma gran relevancia, ya que la Orinoquía se considera la despensa agrícola de Colombia y a que Bogotá está sufriendo por el déficit de precipitaciones. ¿Qué tanto impactan las emisiones de partículas del Amazonas en los patrones de precipitación de la Orinoquía y la capital del país? Este estudio es un primer esfuerzo que busca responder esta importante pregunta, así como proveer información útil a los tomadores de decisiones.

REFERENCIAS

- Córdoba, F., C. Ramirez-Romero, D. Cabrera, G.B. Raga, J. Miranda, H. Alvarez, D. Rosas, B. Figueroa, J.S. Kim, J. Yakobi-Hancock, T. Amador, W. Gutierrez, M. García, A.K. Bertram, D. Baumgardner, & L.A. Ladino (2021). Measurement report: Ice nucleating abilities of biomass burning, African dust, and sea spray aerosol particles over the Yucatán Peninsula. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21, 4453-4470, https://doi.org/10.5194/acp-2020-783

- Kanji, Z. A., Ladino, L. A., Wex, H., Boose, Y., Burkert-Kohn, M., Cziczo, D. J., & Krämer, M. (2017). Overview of ice nucleating particles, *Meteorological Monographs,* 58, 1.1–1.33.

- Pöschl U., S. T. Martin, B. Sinha, Q. Chen, S. S. Gunthe, J. A. Huffman, S. Borrmann, D. K. Farmer, R. M. Garland, G. Helas, J. L. Jimenez, S. M. King, A. Manzi, E. Mikhailov, T. Pauliquevis, M. D. Petters, A. J. Prenni, P. Roldin, D. Rose, J. Schneider, H. Su, S. R. Zorn, P. Artaxo & M. O. Andreae (2010).

- Rainforest Aerosols as Biogenic Nuclei of Clouds and Precipitation in the Amazon. Science, 329, 1513-15.16 Prenni AJ, M.D. Petters, S.M. Kreidenweis, C.L. Heald, S.T. Martin, P. Artaxo, R.M. Garland, A.G. Wollny & U. Pöschl (2009). Relative roles of biogenic emissions and Saharan dust as ice nuclei in the Amazon basin. *Nature Geosciences*, 2:402–405. Rodriguez-Gomez, C., G.

- Echeverry, A. Jaramillo, & L.A. Ladino (2022). The Negative Impact of Biomass Burning and the Orinoco Low-Level Jet on the Air Quality of the Orinoco River Basin. *Atmósfera*, 35, 497-520, https://doi.org/10.20937/ATM.52979

COMPOSICIÓN QUÍMICA DEL AGUA LLUVIA EN DOS MUNICIPIOS DE LA SABANA DE BOGOTÁ

Valeria Rodríguez Tuta[1], Oscar Javier Bernal López [2], Omar Ramírez[3]

[1] Programa Ingeniería ambiental, Universidad Militar Nueva Granada, est.valeria.rodrig@unimilitar.edu.co . [2] Programa Ingeniería ambiental, Universidad Militar Nueva Granada, oscar.bernal@unimilitar.edu.co . [3] Programa Ingeniería ambiental, Universidad Militar Nueva Granada, omar.ramirez@unimilitar.edu.co

Palabras clave: Deposición húmeda; Iones; Lluvia ácida; Aerosoles; Caracterización química.

INTRODUCCIÓN

El agua lluvia desempeña un papel crucial en los ciclos biogeoquímicos al redistribuir elementos en la superficie terrestre e interactuar con procesos atmosféricos (Lu et al., 2011). Su estudio permite evaluar contaminantes atmosféricos y prevenir daños ecosistémicos, tales como la degradación del aire y la acidificación de suelos y cuerpos de agua, los cuales afectan el ciclo de nutrientes, la productividad ecológica y la salud pública (Martins et al., 2019).

En la Sabana Centro de Bogotá, específicamente en los municipios de Tabio y Cajicá, la actividad industrial y vehicular genera emisiones que pueden alterar la composición química del agua lluvia. Sin embargo, no existen estudios sobre la concentración de aerosoles iónicos solubles en la deposición húmeda en esta región, limitando la identificación de problemas ambientales y la implementación de estrategias de mitigación. Este trabajo busca llenar ese vacío evaluando la concentración de compuestos iónicos en muestras de agua lluvia en ambos municipios.

MÉTODOS

La recolección de muestras de agua lluvia se realizó simultáneamente en dos puntos de la Sabana de Bogotá: Tabio y Cajicá (Figura 1). En cada municipio se instalaron colectores de agua lluvia, consistentes en un frasco y un embudo de plástico previamente esterilizados y acondicionados, montados sobre un soporte estabilizado con piedras para garantizar su firmeza durante los muestreos (Figura 2).

Cada muestra de agua lluvia se almacenó en colectores independientes, asegurando un volumen mínimo de 25 mL. En total, se recolectaron 10 muestras, distribuidas equitativamente entre los dos municipios, durante cinco días distintos entre el 30 de septiembre y el 05 de noviembre de 2024. Los colectores se mantuvieron refrigerados hasta su entrega al Laboratorio Instrumental de Alta Complejidad (LIAC) de la Universidad de La Salle, en Bogotá, con un tiempo máximo de 24 horas entre la recolección y la entrega.

Los parámetros medidos en laboratorio mediante cromatografía iónica incluyeron cationes (NH_4^+, K^+, Na^+) y aniones (SO_4^{2-}, Cl^-, NO_3^-), siguiendo las normativas UNE-ISO-10304-1:2007 y UNE-CEN/TR 16269:2011. También se midieron el pH y la conductividad eléctrica utilizando electrodos calibrados con soluciones estándar.



Figura 1. Puntos de muestreo de agua lluvia en la Sabana de Bogotá. Fuente: Tomado de Google Earth.

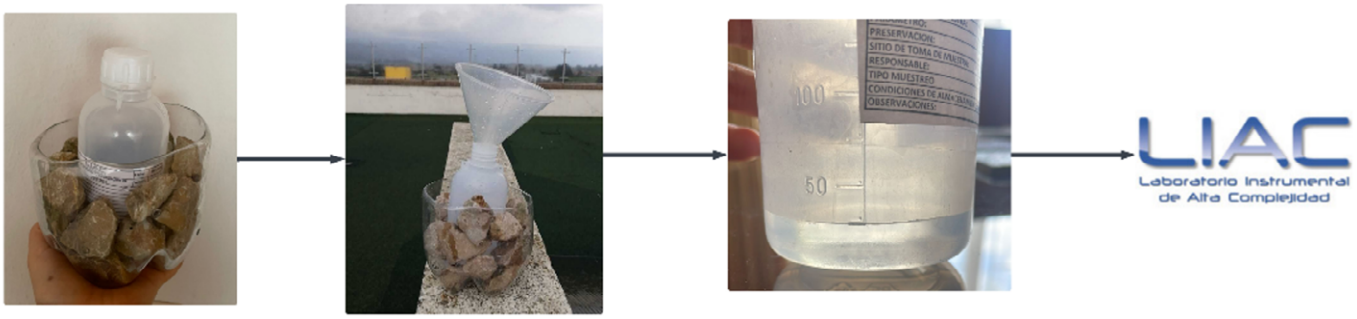


Figura 2. Representación esquemática del muestreo de agua lluvia. Fuente: Elaboración propia.

RESULTADOS

A partir de las mediciones obtenidas de cada muestra de agua lluvia, se calculó el promedio de cada parámetro, para cada municipio, obteniendo los siguientes resultados (Tabla 1).

Tabla 1. Promedios de parámetros químicos del agua lluvia en Tabio y Cajicá.

Municipio	Iones						pH	Conductividad (µS/cm)
	Aniones (mg/L)			Cationes(mg/L)				
	SO_4^{2-}	Cl^-	NO_3^-	NH_4^+	K^+	Na^+		
Tabio	1,998	1,102	2,194	0,906	0,60	0,614	6,051	49,3
Cajicá	4,972	5,172	1,874	1,906	0,74	2,556	6,729	52,4

El análisis químico del agua lluvia recolectada en Tabio y Cajicá evidenció diferencias significativas en la concentración de aniones y cationes entre ambos municipios, lo cual refleja distintos niveles de contaminación atmosférica y fuentes de emisión predominantes.

En el caso de los aniones, Cajicá presentó valores más elevados de sulfatos (SO_4^{2-}) y cloruros (Cl^-), con concentraciones cercanas a los 5 mg/L en ambos casos, mientras que en Tabio se registraron concentraciones significativamente menores (2 mg/L y 1 mg/L, respectivamente). Los sulfatos y cloruros en el agua lluvia están asociados principalmente a la quema de combustibles fósiles y a la actividad industrial (Lu et al., 2011). Cajicá, al contar con una mayor densidad poblacional y actividad industrial, presenta un mayor aporte de estas fuentes contaminantes, en comparación con Tabio, donde las emisiones industriales son menores.

Por otro lado, las concentraciones de nitratos (NO_3^-) fueron mayores en Tabio (2,1 mg/L) que en Cajicá (1,8 mg/L). Este resultado puede estar relacionado con la actividad agrícola predominante en Tabio, donde el uso de fertilizantes nitrogenados contribuye a la formación de compuestos nitrogenados en la atmósfera. La deposición húmeda de nitratos indica la influencia de fuentes de emisión relacionadas con la volatilización de amoníaco (NH_3) desde los suelos agrícolas, lo que se alinea con los resultados obtenidos.

En cuanto a los cationes, las concentraciones de amonio (NH_4^+) fueron mayores en Cajicá (2 mg/L) que en Tabio (1 mg/L), lo cual sugiere una mayor presencia de aerosoles secundarios formados por reacciones entre compuestos de nitrógeno y azufre en la atmósfera. Este fenómeno es común en zonas urbanizadas con emisiones vehiculares y de procesos industriales que liberan óxidos de nitrógeno (NO_x) y dióxido de azufre (SO_2), los cuales pueden reaccionar y generar sales de amonio en la atmósfera.

El sodio (Na^+) presentó una concentración significativamente mayor en Cajicá (2,5 mg/L) en comparación con Tabio (0,6 mg/L), lo cual podría estar asociado con la resuspensión de partículas generadas por el tráfico vehicular y con emisiones derivadas de la combustión de biomasa o carbón. Esta diferencia también podría explicarse por la presencia de industrias como Brinsa, empresa líder a nivel nacional en la refinación de sal y en la producción de compuestos químicos del cloro-álcali para diversas aplicaciones industriales, e Incosal, productora de fertilizantes que emplea distintos compuestos químicos, incluyendo el cloro como micronutriente vegetal, ambas ubicadas sobre la vía Cajicá-Zipaquirá.

A partir de la relación aniones/cationes (2,5 en Tabio y 2,3 en Cajicá), se observó que ambos municipios tuvieron una mayor proporción de aniones, lo que sugiere un aporte significativo de fuentes ácidas en la región (como SO_4^{2-} y NO_3^-). Sin embargo, Cajicá presentó casi el doble de concentraciones de aniones y cationes en comparación con Tabio, lo cual refleja una mayor carga iónica posiblemente atribuida a fuentes locales intensivas.

En términos de pH, si bien el agua en ambos municipios fue ligeramente alcalina, Cajicá registró un pH más alto, lo que puede estar relacionado con la mayor concentración de cationes alcalinos (Na^+ y NH_4^+), que neutralizan los ácidos presentes en la lluvia. Este hallazgo es consistente con la mayor actividad industrial y urbana en Cajicá, donde los procesos industriales pueden emitir compuestos alcalinos que influyen en la composición del agua lluvia.

Los resultados de conductividad eléctrica mostraron que Cajicá presentó valores ligeramente mayores, lo que refleja una mayor cantidad de iones disueltos en el agua lluvia (posiblemente relacionado con un entorno más urbanizado e industrializado), lo cual es consistente con las mayores concentraciones de aniones y cationes ya mencionadas.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados obtenidos subrayan la necesidad de fortalecer las políticas públicas de regulación de emisiones en la Sabana Centro, especialmente en Cajicá, donde la actividad industrial y el tráfico vehicular han generado una mayor carga de contaminantes atmosféricos. La concentración elevada de sulfatos y cloruros en este municipio es un claro indicador de la influencia de fuentes industriales y la quema de combustibles fósiles, lo que sugiere la necesidad de controles más estrictos sobre estas actividades.

Por otro lado, la mayor concentración de nitratos en Tabio indica la influencia de fuentes agrícolas, lo que resalta la importancia de implementar estrategias de manejo de fertilizantes para reducir la emisión de compuestos nitrogenados al aire.

Este estudio proporciona una base de datos relevante para el diseño de programas de monitoreo de calidad del agua lluvia en la región, permitiendo evaluar de manera continua la deposición atmosférica de contaminantes y su relación con las actividades antropogénicas. Además, estos hallazgos refuerzan la necesidad de fomentar la educación ambiental en ambos municipios, destacando la relación entre contaminación atmosférica y calidad del agua lluvia, con el fin de promover prácticas más sostenibles en los sectores industrial, vehicular y agrícola. Este enfoque contribuye al desarrollo sostenible y a la preservación de los recursos hídricos en la región (Mosquera-Torres et al., 2024).

AGRADECIMIENTOS

Este estudio es producto del proyecto de investigación INV-ING-3950 y fue financiado por la Vicerrectoría de Investigaciones de la Universidad Militar Nueva Granada en 2024.

REFERENCIAS

- Lu, X., Li, L. Y., Li, N., Yang, G., Luo, D., & Chen, J. (2011). Chemical characteristics of spring rainwater of Xi'an city, NW China. *Atmospheric Environment*, 45(28), 5058–5063. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.06.026.

- Martins, E. H., Nogarotto, D. C., Mortatti, J., & Pozza, S. A. (2019). Chemical composition of rainwater in an urban area of the southeast of Brazil. *Atmospheric Pollution Research*, 10(2), 520–530. https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.10.003.

- Mosquera-Torres, Y. E., García Quejada, E., & Mena Córdoba, D. A. (2024). Evaluación de la calidad del agua lluvia en el pacífico biogeográfico. Estudio preliminar Quibdó,Chocó, Colombia. *Ingeniería y Competitividad*, 26(2). https://doi.org/10.25100/iyc.v26i2.12985.

DISEÑO DE CIRCUITO ELECTRÓNICO E IMPLEMENTACIÓN DE UN SISTEMA IOT PARA LA MEDICIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE ($PM_{2.5}$ Y PM_{10}) EN BOGOTÁ, INTEGRANDO SENSORES DE BAJO COSTO Y VALIDACIÓN CON ESTACIÓN CERTIFICADA (EPA) UNIVERSIDAD DISTRITAL.

[1] *Kevin Vivas, kevina.vivasp@ecci.edu.co,* [2] *Ricardo Gómez, rgomezs@ecci.edu.co*

Palabras claves: IoT, smart city, LoRa, sensores de bajo costo, calidad del aire, $PM_{2.5}$/ PM_{10}.

INTRODUCCIÓN

Esta investigación tiene como propósito el diseño de un circuito electrónico e implementación de una red de monitoreo basada en Internet de las Cosas (IoT) para evaluar en tiempo real la concentración de material particulado ($PM_{2.5}$ - PM_{10}) en áreas urbanas de Bogotá, Colombia. El sistema propuesto integra sensores de bajo costo Sensirion SPS-30, microcontroladores *ESP32* con conectividad *Wi-Fi* y tecnología de comunicación LoRa, permitiendo la transmisión eficiente de datos a la nube en entornos con limitada cobertura. La arquitectura IoT desarrollada busca ofrecer una alternativa escalable y accesible a las estaciones de monitoreo tradicionales, con el objetivo de mejorar la disponibilidad de datos en áreas de interés sobre calidad del aire.

En su fase inicial, el proyecto realiza correlación estadística con estaciones de referencia certificadas por la *EPA*, ubicadas en la Universidad Distrital, Bogotá. Posteriormente, se expandirá la red a zonas adyacentes para analizar la distribución espacial de contaminantes y validar la confiabilidad de la tecnología *LoRa* y los sensores en entornos urbanos heterogéneos. Los resultados preliminares demuestran la viabilidad técnica de integrar sensores de bajo costo en plataformas *IoT*, destacando su potencial para complementar sistemas de monitoreo oficiales en el marco de ciudades inteligentes.

Este trabajo contribuye a la discusión global sobre soluciones tecnológicas sostenibles, al proponer un diseño de una red de monitoreo de la calidad de aire, adaptable a infraestructuras urbanas emergentes con el propósito de contribuir a medir la calidad del aire mediante sensores de bajo costo y comunicación *LoRa*.

MÉTODOS

El circuito electrónico, diseñado con software especializado, integra sensores de bajo costo para $PM_{2.5}$ - PM_{10}, microcontroladores *ESP32* (con Wi-Fi) y módulos *LoRa*. Cada nodo incluye antenas para una mayor amplitud en la comunicación con el nodo maestro. La implementación del sistema IoT, mediante la plataforma Arduino, adquiere, procesa y transmite datos a través de una

red *LoRa* de 3 sensores y con un nodo maestro ESP32 LoRa encargado de subir datos a la nube en tiempo real mediante la plataforma ThingSpeak. Se validó el sistema comparando los datos con la estación meteorológica de referencia AutoMet 580, certificada por la EPA en la Universidad Distrital, Bogotá-Colombia, aplicando correlación estadística. Los resultados iniciales muestran una correlación positiva con la estación EPA, confirmando la viabilidad de los sensores de bajo costo para mediciones de PM2.5 - PM10, no obstante, hay la necesidad de calibración continua y ajuste por condiciones ambientales, para próximos monitoreos se estima incluir al circuito Sensor SHTC3 de temperatura y humedad. La plataforma web facilita el monitoreo en tiempo real y la detección de patrones de concentración relacionados con fuentes de emisión. Este estudio promueve el uso de sensores de bajo costo para el monitoreo de la calidad del aire, fortaleciendo las capacidades locales y la participación ciudadana.



Figura 1. Estación de referencia AutoMet 580 EPA y diseño esquemático del circuito para los nodos.



Figura 2. Prototipo de nodos LoRa.

RESULTADOS

Los resultados iniciales presentan una correlación positiva entre las mediciones del sistema *IoT* y los datos de la estación de referencia *AutoMet 580 EPA* en la Universidad Distrital, Bogotá. El análisis estadístico evidencia que los sensores de bajo costo pueden promediar mediciones

razonablemente precisas de las concentraciones de $PM_{2.5}$ - PM_{10}. Por otro lado, se observan algunas disparidades que pueden estar relacionadas con la ubicación de los sensores, las condiciones ambientales y la necesidad de una calibración continua de los sensores.

Análisis del Sensor 1:

El análisis del Sensor 01, cuyos resultados de regresión lineal se exponen en la Tabla 1, evidencia un rendimiento diferenciado entre los contaminantes. En la valoración de concentraciones de $PM_{2.5}$, se obtuvo un coeficiente de determinación R^2 de 0.860, lo que indica que el 86.0% de la varianza en las mediciones del Sensor 01 para $PM_{2.5}$ es explicada por el modelo, acompañado de un error típico de 4.20 µg/m³. Estos valores sugieren una buena capacidad de predicción del Sensor 01 para $PM_{2.5}$. No obstante, para la valoración de PM_{10}, el Sensor 01 presenta un R^2 de 0.618 y un error típico considerablemente más elevado de 19.75 µg/m³. Este menor R^2 y el notablemente mayor error típico para PM_{10} indican una correlación más débil y una precisión inferior en la estimación de este contaminante por parte del Sensor 01 en comparación con su desempeño para $PM_{2.5}$.

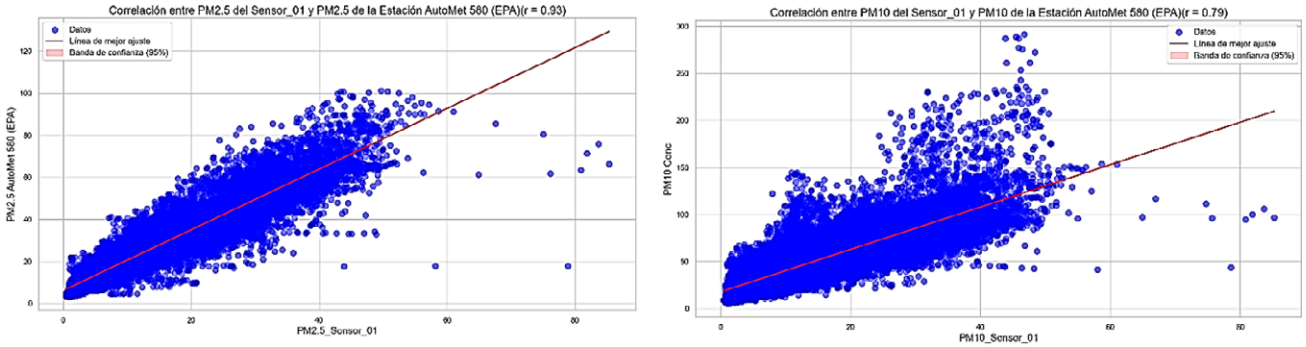


Figura 3. Correlación Sensor 01 SPS-30 vs. Estación EPA (PM2.5 - PM10, Bogotá 2024-2025). Fuente: Autores (2025).

Análisis del Sensor 2:

El Sensor 02 muestra un rendimiento fuerte en la estimación de $PM_{2.5}$, con un coeficiente de determinación R^2 de 0.872, indicando que el 87.2% de la varianza en las mediciones es explicada, y un error típico de 5.30 µg/m³. Para la valoración de PM_{10}, el Sensor 02 presenta un coeficiente de determinación R^2 de 0.618, explicando el 61.8% de la varianza, y un error típico de 8.75 µg/m³. De manera similar al comportamiento general observado, el Sensor 02 también demuestra un mejor rendimiento en la medición de $PM_{2.5}$ en comparación con PM_{10}, evidenciado por un mayor R^2 y un menor error típico para el material particulado más fino, aunque la diferencia en el error típico entre $PM_{2.5}$ y PM_{10} es menos pronunciada que en el Sensor 01.

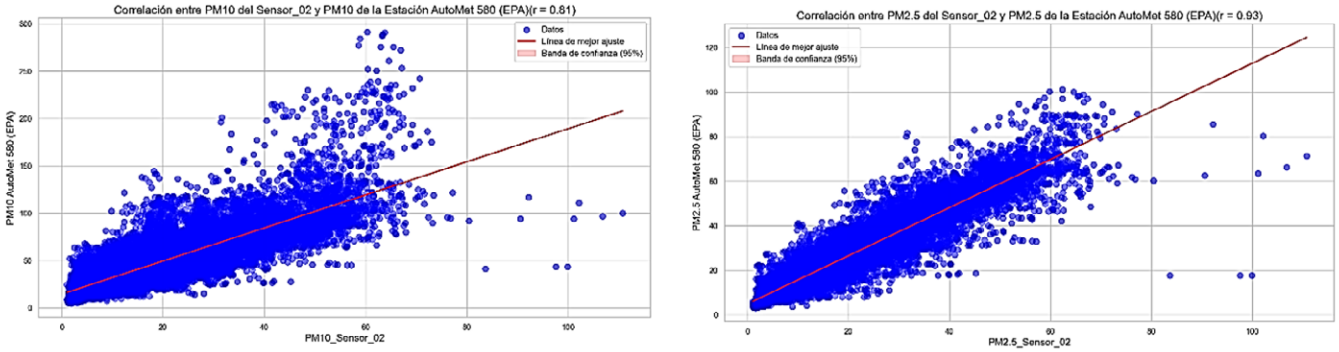


Figura 4. Correlación Sensor 02 SPS-30 vs. Estación EPA (PM2.5 - PM10, Bogotá 2024-2025). Fuente: Autores (2025).

Análisis del Sensor 3:

El Sensor 03 presenta un rendimiento competente en la estimación de $PM_{2.5}$, con un coeficiente de determinación R^2 de 0.819, lo que indica que el 81.9% de la varianza en las mediciones del Sensor 03 para $PM_{2.5}$ es capturada, y un error típico de 5.53 µg/m³. En la medición de PM_{10}, el Sensor 03 muestra un R^2 de 0.583 y un error típico de 8.29 µg/m³. El Sensor 03 presenta el R^2 más bajo de los tres sensores para PM_{10}, aunque su error típico para este contaminante es el menor del conjunto. El Sensor 03 muestra un rendimiento adecuado para $PM_{2.5}$, aunque ligeramente inferior al Sensor 02 en términos de R^2, y un desempeño en la medición de PM_{10} que, si bien con la menor correlación, ostenta el error típico más bajo.

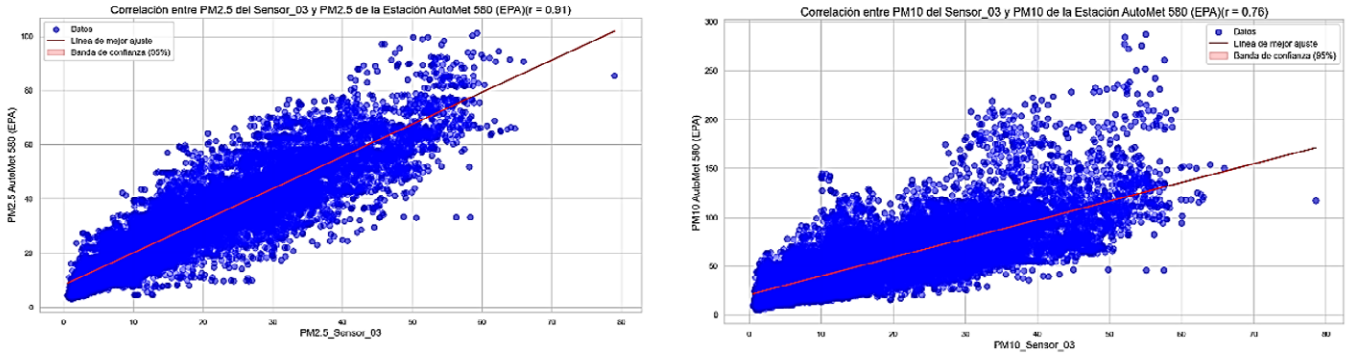


Figura 5. Correlación Sensor 03 SPS-30 vs. Estación EPA (PM2.5- PM10, Bogotá 2024-2025). Fuente: Autores (2025).

Tabla 1. Métricas de correlación y error para Sensores SPS-30 y estación de referencia AutoMet 580.

Sensor	Contaminante	Coeficiente de Determinación (R^2)	Error Típico ($\mu g/m^3$)
Sensor 01	$PM_{2.5}$	**0.860**	4.20
	PM_{10}	**0.618**	19.75
Sensor 02	$PM_{2.5}$	**0.872**	5.30
	PM_{10}	**0.618**	8.75
Sensor 03	$PM_{2.5}$	**0.819**	5.53
	PM_{10}	**0.583**	8.29

Los resultados del análisis de regresión para los tres sensores SPS-30 (Tabla 1) corroboran una correlación positiva general con la estación de referencia *AutoMet 580 EPA*, respaldando la utilidad de estos sensores para el monitoreo de $PM_{2.5}$ y PM_{10}. El análisis comparativo de los resultados demuestra consistentemente que la estimación de $PM_{2.5}$ fue más robusta que la de PM_{10} en los tres sensores, reflejado en mayores coeficientes R^2 y menores errores típicos para $PM_{2.5}$. El Sensor 02 destaca con el R^2 más alto para $PM_{2.5}$ (0.872), mientras que el *Sensor 01* presenta el menor error típico para este mismo contaminante (4.20 µg/m³). Para PM_{10}, los *Sensores 01 y 02* comparten el R^2 más alto (0.618), pero el *Sensor 03* exhibe el error típico más bajo (8.29 µg/m³), siendo el Sensor 01 el que registra el error más elevado (19.75 µg/m³) para este material particulado. A pesar de estas variaciones, los tres sensores exponen una correlación general sólida y estadísticamente significativa con respecto a la estación meteorológica de referencia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio incentiva la medición de la calidad del aire con una red *LoRa* con sensores de bajo costo para monitorear la calidad del aire, generando el fortalecimiento de capacidades locales y la apropiación social del conocimiento. Permite involucrar a autoridades y ciudadanos en el monitoreo colaborativo de la calidad del aire. Los datos generados facilitarán la toma de decisiones para mejorar la calidad del aire en zonas urbanas, orientar acciones de ordenamiento territorial y garantizar la salud pública. La implementación de esta tecnología puede ser un instrumento de gobernanza de calidad del aire, consolidando una red de monitoreo en instituciones educativas y la comunidad entre otros, permitiendo la implementación de estrategias basadas en datos precisos y actualizados, contribuyendo a la protección de la salud pública y al desarrollo sostenible de las comunidades. Esta integración entre innovación tecnológica, gobernanza y participación social ofrece un enfoque escalable y adaptable para promover los objetivos de desarrollo sostenible en contextos urbano-regionales. Se recomienda expandir las redes de monitoreo, incluyendo áreas cercanas como aeropuertos, bases aéreas, zonas rurales y suburbanas, para evaluar

integralmente el impacto de diversas fuentes de emisión del material particulado en la salud pública y orientar las políticas públicas.

REFERENCIAS:

- Bai, L., Huang, L., Wang, Z., Ying, Q., Zheng, J., Shi, X. and Hu, J. (2020). Long-term Field Evaluation of Low-cost Particulate Matter Sensors in Nanjing. Aerosol Air Qual. Res. 20: 242-253. https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.11.0424

- Cavaliere, A., Carotenuto, F., Di Gennaro, F., Gioli, B., Gualtieri, G., Martelli, F., Zaldei, A. (2018). Development of low-cost air quality stations for next-generation monitoring networks: Calibration and validation of PM2.5 and PM10 sensors. Sensors, 18(9), 2843. https://doi.org/10.3390/s18092843

- Carlsson, A., Kuzminykh, I., Franksson, R., & Liljegren, A. (2018). Measuring a LoRa network: Performance, possibilities, and limitations. In O. Galinina, S. Andreev, S. Balandin, & Y. Koucheryavy (Eds.), Internet of Things, Smart Spaces, and Next Generation Networks and Systems (pp. 116-128). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-01168-0_11

- Crilley, L. R., Shaw, M., Pound, R., Kramer, L. J., Price, R., Young, S., Lewis, A. C., & Pope, F. D. (2018). Evaluation of a low-cost optical particle counter (Alphasense OPC-N2) for ambient air monitoring. Atmospheric Measurement Techniques, 11(2), 709-720. https://doi.org/10.5194/amt-11-709-2018

- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2022). Informe del estado de la calidad del aire en Colombia. (Año. 2022). Gobierno de Colombia.

- Jayaratne, R., Liu, X., Ahn, K., Asumadu-Sakyi, A. B., Fisher, G., Gao, J., Morawska, L. (2020). Low-cost PM2.5 Sensors: An Assessment of Their Suitability for Various Applications. Aerosol and Air Quality Research, 20(1), 1-16.

- Jayaratne, R., Liu, X., Thai, P., Dunbabin, M., & Morawska, L. (2018). The influence of humidity on the performance of a low-cost air particle mass sensor and the effect of atmospheric fog. Atmospheric Measurement Techniques, 11(8), 4883-4890 https://doi.org/10.5194/amt-11-4883-2018

- Kim, D., Shin, D., & Hwang, J. (2023). Calibration of Low-cost Sensors for Measurement of Indoor Particulate Matter Concentrations via Laboratory/Field Evaluation. Aerosol and Air Quality Research, XX(X), 1-12.

- Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial MAVDT, (2010). Informe de Gestión

2010. Dirección de Planeación, Información y Coordinación Regional.

- Kuzminykh, I., Carlsson, A., Franksson, R., & Liljegren, A. (2018). Measuring a LoRa network: Performance, possibilities and limitations. Lecture Notes in Computer Science, 11118, 116–128. https://doi.org/10.1007/978-3-030-01168-0_11

- Magi, B. I., Cupini, C., Francis, J., Green, M., & Hauser, C. (2020). Evaluation of PM2.5 measured in an urban setting using a low-cost optical particle counter and a Federal Equivalent Method Beta Attenuation Monitor. Aerosol Science and Technology, 54(2), 147–159. https://doi.org/10.1080/02786826.2019.1619915

- Muñoz, C., Huircan, J. I., Jaramillo, F., & Boso, Á. (2023). Calibration of Sensor Network for Outdoor Measurement of PM2.5 on High Wood-Heating Smoke in Temuco City. Processes, 10(3), 421.

- RMCAB. (20 de octubre de 2024). Conozca el índice del de la calidad del aire enBogota IBOCA. http://rmcab.ambientebogota.gov.co/home/text/1508

- OMS (2021). Directrices mundiales de la OMS sobre la calidad del aire: partículas en suspensión (PM2,5 y PM10), ozono, dióxido de nitrógeno, dióxido de azufre y monóxido de carbono. Resumen. Ginebra: Organización Mundial de la Salud.

- Tryner, J., Mehaffy, J., Miller-Lionberg, D., & Volckens, J. (2020). Effects of aerosol type and simulated aging on performance of low-cost PM sensors. Journal of Aerosol Science, 150, 105654. https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2020.105654

- 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

MEDICIONES CONTINUAS DE MONOXIDO DE CARBONO (CO), DIOXIDO DE CARBONO (CO_2) Y METANO (CH_4) EN UNA CIUDAD DEL DESIERTO DE ATACAMA.

Rafael N. Liñán-Abantoa,, P. Arnottb, G. Paredes-Mirandab, D. Salcedod, Omar Ramos-Pérezc, Carlos Zavaleta-Caballeroa, Rosa M. Liñán-Abantoe, Orlando Mariaca-Alavea; G. Carabalif, Jose Ordoñez-Mirandag*

[a]Departamento de Física, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Av. Miraflores s/n, Tacna, 23000, Perú . [b]Department of Physics, University of Nevada, 1664 N. Virginia Street, Reno, Nevada, 89557, USA . cInstituto 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 . dUMDI-Juriquilla, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Boulevard Juriquilla 3001, Col. Juriquilla, Querétaro, 76230, México . [e]Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Av. Miraflores s/n, Tacna, 23000, Perú fInstituto de Geofisica, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 04510, México . [g] Universidad la Sorbona/CNRS, Instituto de Nanociencias de París, Campus Pierre et Marie Curie – Tours 22 et 23 – Case courrier 840 4 place Jussieu – 75252 Paris Cedex 5 – France

Palabras clave: Monóxido de carbono (CO); dióxido de carbono (CO2); metano (CH4); carbono negro (BC); calidad del aire.

INTRODUCCIÓN

El dióxido de carbono (CO_2) es un gas traza dominante en la atmósfera y contribuye fuertemente al forzamiento radiativo (Seinfeld and Pandis, 2006; IPCC, 2021). Las emisiones acumuladas de CO_2 debido a las actividades humanas provienen principalmente de la combustión de combustibles fósiles y como resultado de cambios en el uso del suelo (Keeling, 1983; Seinfeld and Pandis, 2006). Los océanos y los ecosistemas terrestres actúan como sumideros de CO_2 y almacenan aproximadamente la mitad de las emisiones de CO_2; la otra mitad permanece en la atmósfera (Seinfeld and Pandis, 2006; Ballantyne et al., 2012; IPCC, 2021).

El monóxido de carbono (CO) atmosférico se produce por la combustión incompleta de combustibles fósiles (Seinfeld and Pandis, 2006; IPCC, 2021). En las grandes áreas urbanas de los países desarrollados, la fuente más importante de emisiones de CO son los vehículos ligeros de gasolina (VLG) (Liñán-Abanto et al., 2021; Bond et al., 2013). Las fuentes naturales de CO incluyen la quema de biomasa y la oxidación de materia orgánica como el metano e isopreno, los procesos biológicos en el suelo, la vegetación y las termitas, y el CO del océano (Finlayson and Pitts, 2000).

El carbono negro (BC) es uno de los aerosoles más importantes en la atmosfera debido a que es el responsable del 90 % al 95 % de la absorción del material particulado (PM) (Bond et al., 2013; IPCC, 2021).

No obstante, representar solamente 5 - 15 % de su masa (Salcedo et al., 2006; Yang et al., 2011). Por su alta eficiencia para calentar la atmósfera (Hansen et al., 1993) juega un papel importante en el cambio climático (IPCC, 2021; Bond et al., 2013). 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 (Rosa et al., 2014; Steiner et al., 2016). Se detecta en el PM_1 o el $PM_{2.5}$ (IPCC, 2021).

Este estudio busca analizar las variaciones temporales de los gases atmosféricos y su correlación con el BC; e identificar y ubicar sus fuentes mas importantes en la ciudad de Tacna, Perú.

MÉTODOS

El sitio de medición fue en el Laboratorio de Física de la Atmosfera y Calidad del Aire (LAFACA), 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 (Liñán-Abanto et al., 2023).

Las observaciones de los gases atmosféricos se realizaron con el analizador de gases PIcarro G2401 que proporciona mediciones simultaneas y precisas de Monóxido de carbono (CO); dióxido de carbono (CO_2) y metano (CH_4) en partes por billon y con una resolución temporal de fracción de segundos. Utiliza la técnica cavity ring down spectroscopy (CRDS) (Crosson, 2008; Chen et al., 2010).. Las mediciones 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 (Arnott et al., 1999; Retama et al., 2015; Liñán-Abanto et al 2019)

RESULTADOS

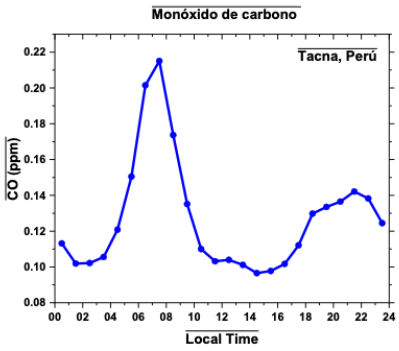
Tal como se muestra en la Tabla 1, los valores promedios y su desviación standard de los gases atmosfericos durante la temporada de verano fueron: CO = 0.127 ± 0.044 ppm; CO_2 = 423.21 ± 2.67 ppm; CH_4 = 1.900 ± 0.024 ppm; mientras que la concentracion promedio del BC fue de 1.742 ± 1.144 µg/m3. En general los tres gases y el BC, exhiben un ciclo diario típico de zonas urbanas, con un pico por la mañana, coincidente con la hora pico del tráfico vehicular; y un segundo pico por la tarde dependiente de las emisiones del tráfico y la dinámica de la capa limite atmosférica (Figura 1); sin embargo, es casi constante la presencia de valores altos de CH_4 durante las madrugadas. Adicionalmente, en forma preliminar evaluamos las correlaciones de

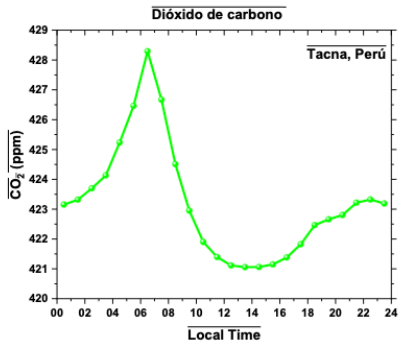
estos gases con el aerosol de carbono negro (BC) para un dia (29 de enero), encontramos que las correlaciones entre BC-CO presentan un coeficiente de determinación (R^2) de 0.55, lo que sugiere que las fuentes de estos dos contaminantes son las mismas; mientras que las correlaciones BC-CO_2 y BC-CH_4 no son buenas. En general el CO_2 presenta buena correlación con el CO (R^2= 0.58), mas no con el CH_4 (R^2= 0.32).

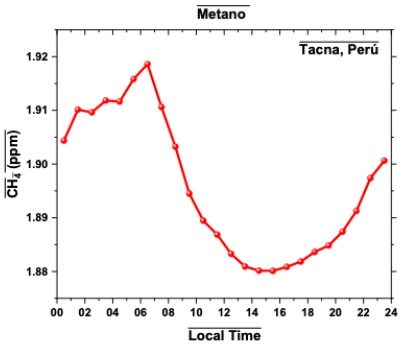
Tabla 1. Estadística de los gases y carbono negro durante el verano del 2025 en Tacna, Perú

	CO (ppm)	CO_2 (ppm)	CH_4(ppm)	BC (µg/m^3)
Mean	0.127	423.21	1.900	1.742
Stand. Dev.	0.044	2.67	0.024	1.144
Minimum	0.060	420.07	1.866	0.082
Median	0.114	422.53	1.900	1.476
Maximum	0.421	440.87	2.16	10.725

Fuente: elaboración propia.







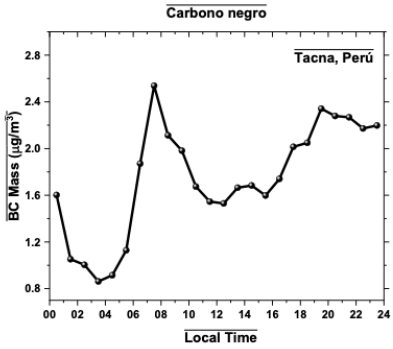


Figura 1. Ciclo diario del monóxido de carbono (CO); dióxido de carbono (CO2); metano (CH4) y carbono negro (BC) durante la temporada de verano 2025, en una ciudad del desierto de Atacama (Tacna, Perú). Fuente: elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La contaminación del aire por partículas y gases, es muy perjudicial para la salud, sobre todo las partículas ultra finas (como el BC) que, por su tamaño, se encuentra en la fracción respirable, lo que significa que pueden llegar a alojarse 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 ($PM_{2.5}$ o PM_1) y que estas medidas lleguen hasta los precursores y las fuentes directas.

REFERENCIAS

Artículos

- Arnott, W. P., Moosmüller, H., Rogers, C. F., Jin, T., and Bruch, R.: Photoacoustic spectrometer for measuring light absorption by aerosols: Instrument description, Atmos. Environ., 33, 2845–2852, 1999.

- Ballantine, A.P., Alden, C.B., Miller, J.B., Tans, P.P., and White, J.W.C.: Increase in observed net carbon dioxide uptake by land and oceans during the past 50 years, Nature, 488, 70-73, 2012.

- Bond, T. C., Doherty, S. J., Fahey, D., Forster, P., Berntsen, T., DeAngelo, B., Flanner, M., Ghan, S., Kärcher, B., and Koch, D.: Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment, J. Geophys. Res.-Atmos., 118, 5380–5552, 2013 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. Black carbon relationships with emissions and meteorology in Xi'an, China. Atmos. Res. 2009, 94, 194–202. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2009.05.009.

- Chen, H., Winderlich, J., Gerbig, C., Hoefer, A., Rella, C. W., Crosson, E. R., Van Pelt, A. D., Steinbach, J., Kolle, O., Beck, V., Daube, B. C., Gottlieb, E. W., Chow, V. Y., Santoni, G. W., and Wofsy, S. C.: High-accuracy continuous airborne measurements of greenhouse gases (CO2 and CH4) using the cavity ring-down spectroscopy (CRDS) technique, Atmos. Meas. Tech., 3, 375– 386, 2010. https://doi.org/10.5194/amt-3-375-2010.

- Crosson, E. R.: A cavity ring-down analyzer for measuring atmospheric levels of methane,

carbon dioxide, and water vapor, Appl. Phys. B, 92, 403–408, https://doi.org/10.1007/s00340-3135-y.

- Han, S., et al. (2009), Temporal variations of elemental carbon in Beijing, J. Geophys. Res., 114, D23202, https://doi.org/10.1029/2009JD012027.

- Hansen J, Sato M, Ruedy R, Lacis A, Oinas V. Global warming in the twenty-first century: an alternative scenario. Proc Natl Acad Sci U S A. 2000 Aug 29;97(18):9875-80. PMID: 10944197; PMCID: PMC27611. https://doi.org/10.1073/pnas.170278997

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 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; Panel on Climate Change; Cambridge University Press: Cambridge, UK; New York, NY, USA, 2021; pp. 817–922. Available online: https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/chapter/chapter-6/ (accessed on 10 March 2025).

- Keeling, C.D., (1983) The global carbon cycle: What we know and could know from atmospheric, biospheric, and oceanic observations, Proc. CO2 Research Conf: Carbon Dioxide, Science and Consensus, DOE Conf-820970, II.3-II.62. U.S. Department of Energy, Washington, DC.

- Kondo, Y., et al. (2006), Temporal variations of elemental carbon in Tokyo, J. Geophys. Res., 111, D12205, https://doi.org/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. Temporal variations of black carbon, carbon monoxide, and carbon dioxide in Mexico City: Mutual Correlations and evaluation of emissions inventories. Urban Clim. 2021, 37, 100855. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100855.

- Liñán-Abanto, R.N.; Arnott, W.P.; Paredes-Miranda, G.; Ramos-Pérez, O.; Salcedo, D.; Torres-Muro, H.; Liñán-Abanto, R.M.; Carabali, G. Black Carbon in a City of the Atacama Desert before and after the Start of the COVID-19 Lockdown: Ground Measurements and MERRA-2Reanalysis. Remote Sens. 2023, 15, 4702. https://doi.org/10.3390/rs15194702.

- Retama, A., Baumgardner, D., Raga, G.B., McMeeking G.R, and Walker J.W. Seasonal and diurnal trends in Black Carbon properties and co-Pollutants in Mexico City, Atmospheric

Chemistry and Physics 15, 9693–9709, https://doi.org/10.5194/acp-15-9693-2015.

- Rosa MJ, Yan B, Chillrud SN, Acosta LM, Divjan A, Jacobson JS, Miller RL, Goldstein IF, Perzanowski MS. Domestic airborne black carbon levels and 8-isoprostane in exhaled breath condensate among children in New York City. Environ Res. 2014 Nov; 135:105-10. Epub 2014 Sep 28. PMID: 25262082; PMCID: PMC4346209.https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.09.003.

- Salcedo, D., Onasch, TB, Dzepina, K., Canagaratna, MR, Zhang, Q., Huffman, JA, DeCarlo, PF, Jayne, JT, Mortimer, P., Worsnop, DR, Kolb, CE, Johnson, KS, Zuberi, B., Marr, LC, Volkamer, R., Molina, LT, Molina, MJ, Cardenas, B., Bernabé, RM, Márquez, C., Gaffney, JS, Marley, NA, Laskin, A., Shutthanandan, V., Xie, Y., Brune, W., Lesher, R., Shirley, T., y Jimenez, JL: Caracterización de aerosoles ambientales en la Ciudad de México durante la campaña MCMA-2003 con espectrometría de masas de aerosoles: resultados del supersitio CENICA, Atmos. Chem. Física, 6, 925–946, , 2006. https://doi.org/10.5194/acp-6-925-2006.

- Steiner Sandro, Mueller Loretta, Popovicheva Olga B, Raemy David O., Czerwinski Jan, Comte Pierre, Mayer Andreas, Gehr Peter, Rothen-Rutishauser Barbara, Clift Martin J.D., Cerium dioxide nanoparticles can interfere with the associated cellular mechanistic response to diesel exhaust exposure, Toxicology Letters, Volume 214, Issue 2, 2012, Pages 218-225, ISSN 0378-4274, https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2012.08.026

- Steiner, S., Bisig, C., Petri-Fink, A. et al. Escape de diésel: conocimiento actual de los efectos adversos y mecanismos celulares subyacentes. Arch Toxicol 90 , 1541–1553 (2016). https://doi.org/10.1007/s00204-016-1736-5.

- Yang, F.; Tan, J.; Zhao, Q.; Du, Z.; He, K.; Ma, Y.; Duan, F.; Chen, G.; Zhao, Q. Characteristics of PM 2.5 speciation in representative megacities and across China. Atmos. Chem. Phys. 2011, 11, 5207–5219. https://doi.org/10.5194/acp-11-5207-2011.

Libros

- Finlayson-Pitts, B., and Pitts, J., Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere: Theory, Experiments and Applications, First Edition; Academic Press, 2000.

- Seinfeld, J., and Pandis., S, Atmospheric chemistry and physics: From Air Pollution to Climate Change., Second Edition; John Wiley & Sons, Inc., 2006.





02

MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AIRE Y CAMBIO CLIMÁTICO, APLICACIÓN DE BIG DATA E INTELIGENCIA ARTIFICIAL

ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO DE LA CAPA LÍMITE PLANETARIA EN LA ZONA DE MINERÍA DE CARBÓN A CIELO ABIERTO DEL DEPARTAMENTO DEL CESAR

José Luis Rodríguez Castilla1, José Franklyn Ruiz Murcia2, Alex Andrés Murillo Villamizar3 Ronny Javier López Hernández4 , Luis Carlos Angulo Argote5

1 Universidad Nacional de Colombia, Universidad Popular del Cesar, joselrodriguez@unicesar.edu.co
2 Universidad Nacional de Colombia, jfruizm@unal.edu.co , 3Universidad Popular del Cesar, aamurillo@unicesar.edu.co, 4Universidad Popular del Cesar, ronnylopez@unicesar.edu.co, 5Universidad Popular del Cesar, lcangulo@unicesar.edu.co

Palabras clave: Capa limite planetaria, Temperatura potencial virtual, dispersión de contaminantes, WRF, dinámica de vientos, Hysplit.

INTRODUCCIÓN

En el departamento del Cesar, Colombia, el impacto que generan al recurso aire las empresas de minería de carbón a cielo abierto a causa del material particulado PM10 y PM2.5, no es dimensionado de forma adecuada debido a la falta de información del comportamiento atmosférico a nivel local y regional. Es por esta razón que la implementación de herramientas tecnológicas apoyadas en sistemas de cómputo se presenta como alternativa para ayudar a solucionar problemáticas que afectan a las comunidades establecidas cerca de los proyectos mineros. En el presente trabajo se implementó el modelo meteorológico WRF (Skamarock, Klemp, & Dudhia, 2001), para simular el comportamiento de las componentes, zonal, meridional y vertical del viento en la estructura de la capa limite planetaria. El modelo WRF se corrió con las parametrizaciones de capa limite planetaria YSU y MYNN2 para un periodo de ENSO neutral. Los resultados mostraron las variaciones que presentaba el viento en la zona para el periodo de estudio y como estas podían influir en las concentraciones de material particulado PM10 y PM2.5.

MÉTODOS

En la presente investigación se analizó el comportamiento las componentes zonal, meridional y vertical del viento, además de la temperatura potencial virtual en la estructura y variabilidad de la capa limite planetaria en la zona de minería de carbón a cielo abierto del departamento del Cesar para un periodo de ENSO neutral. Para esto se realizó de un downscaling aplicando el modelo WRF para la determinación del comportamiento del viento a diferentes niveles en la vertical, tomando como referencia la capa limite planetaria y evaluando dos de sus parametrizaciones en el área de estudio; las parametrizaciones de capa limite planetaria evaluadas fueron YSU (Yonsei University scheme)(Hong et al., 2006; Hong, 2010) y MYNN2 (Mellor-Yamada-Nakanishi-Niino-

Level 2.5) (Mellor, G., & Yamada, T.,1974; Nakanishi, M., and H. Niino., 2009). Para las simulaciones se utilizaron como condiciones iniciales y de frontera los datos de reanálisis GFS (Global Forecast System) del NCEP (National Centers for Environmental Prediction).Se realizaron corridas del modelo WRF en concordancia con los días de monitoreo de material particulado (PM10 y PM2.5) del sistema de vigilancia de calidad de aire del departamento del Cesar, SVCADC. Los resultados arrojados por el WRF sirvieron de entrada para correr el modelo de trayectorias Hysplit (Draxler & Hess, 1998), con el cual se pudo conocer la dinámica de la circulación del material particulado en la zona de estudio. El periodo de 2019-2020 se escogió para realizar la modelación por ser un periodo de ENSO neutral, tomando un mes de más lluvias, un mes de menos lluvias y un mes de transición.

RESULTADOS

Se pudo observar la evolución de la capa límite con alturas cercanas a los 100 m en las primeras horas del día y alcanzando los 1500 m en promedio al medio día, cuando la temperatura del suelo alcanza su mayor valor. Además se identificó como era la dinámica de los vientos de la capa límite en la ladera de la serranía del Perijá en horas de la tarde y noche, donde se presentaba turbulencia causada por el encuentro de los vientos anabáticos y catabáticos. Se graficaron los perfiles verticales de la temperatura potencial virtual, la velocidad y dirección del viento, tomando como punto de estudio para la realización de dichos perfiles la cabecera municipal de La Jagua de Ibirico. A través de los perfiles graficados se pudo identificar la evolución de la capa límite de forma vertical y su relación con la velocidad y dirección del viento. Las rutas de circulación del material particulado fueron relacionadas con episodios de altos picos de concentración del sistema de vigilancia de calidad del aire del departamento del Cesar. Los resultados de las modelaciones de retrotrayectorias con el Hysplit mostraron una predominancia de circulación de masas de aire desde la dirección este-oeste, donde se apreció como las masas de aire cruzan la serranía del Perijá para arribar a la zona de estudio.

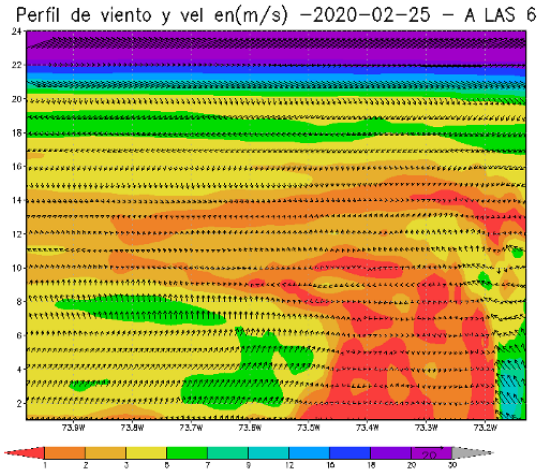


Figura 1. Perfil del viento y velocidad en m/s en un corte vertical este-oeste en el centro de la zona minera del departamento del Cesar para el 25-02-2020 a las 6.

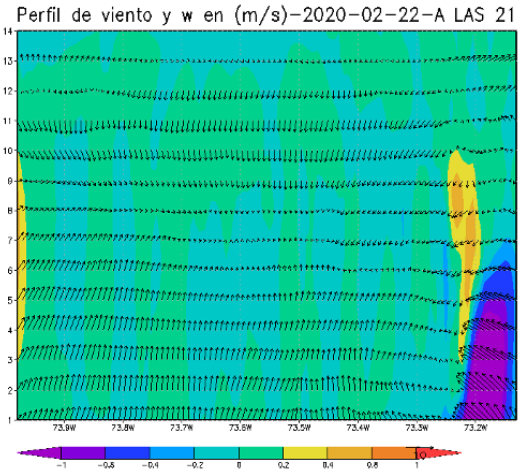


Figura 2. Perfil del viento y w en m/s en un corte vertical este-oeste en el centro de la zona minera del departamento del Cesar para el 22-02-2020 a las 21.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

En Colombia, para las zonas mineras, se implementan modelos no dinámicos en el estudio de la dispersión de contaminantes atmosféricos, esto puede mejorarse aplicando modelación meteorológica dinámica de alta resolución y acompañarla de instrumentos de medida como radares y radiosondeos.

La realización de este tipo de estudios permite identificar las fuentes del material particulado PM10 y PM2.5 que es monitoreado en la zona de minería a cielo abierto del departamento del Cesar, aprovechando todas las fuentes de datos que existen en la actualidad.

REFERENCIAS

- Draxler, R. R., & Hess, G. D. (1998). An overview of the HYSPLIT_4 modeling system for trajectories, dispersion, and deposition. Australian Meteorological Magazine, 47, 295-308.

- Hong, S. Y. (2010). A new stable boundary layer mixing scheme and itsimpact on the simulated East Asian summer monsoon. Quart. J. Roy.Meteor. Soc.,136(651), 1481–1496.

- Hong, S. Y., Noh, Y., & Dudhia, J. (2006). A new vertical diffusion package with an explicit treatment of entrainment processes. Monthly Weather Review, 134, 2318-2341.

- Mellor, G., & Yamada, T. (1974). A Hierarchy of Turbulence Closure Models for Planetary Boundary Layers. Journal of the Atmospheric Sciences, 31., 1791-1806.

- Nakanishi, M., and H. Niino. (2009). Development of an improved turbulence closure model forthe atmospheric boundary layer. J. Meteor. Soc. Japan. 87, 895–912.

- Skamarock, W. C., Klemp, J. B., & Dudhia, J. (2001). Prototypes for the WRF (Weather Research and Forecasting) model. Preprints, Ninth Conference on Mesoscale Processes. Amer. Met. Soc., Ft. Lauderdale,FL, J11-J15.

MODELO DE PREDICCIÓN SEMANAL DE PM2.5 EN BOGOTÁ EMPLEANDO REDES NEURONALES

Oscar Arnulfo Fajardo Montaña1, Luis Miguel Ortiz Bohorquez2, Jose Nicolás Valbuena Godoy3

1 Universidad Central, ofajardom@ucentral.edu.co . 2 Universidad Central, lortizb1@ucentral.edu.co
3 Universidad Central, jvalbuenag1@ucentral.edu.co

Palabras clave: Redes neuronales recurrentes; PM2.5; Predicción semanal; Calidad del aire; LSTM.

INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica por material particulado, especialmente las partículas menores a 2.5 micrómetros (PM2.5), es un grave problema de salud pública en Bogotá, Colombia. Según las concentraciones de PM2.5 reportadas por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM, 2022) se verifica que cumplen la norma nacional, sin embargo, han superado los límites recomendados por la Organización Mundial de la Salud, pudiendo afectar la salud respiratoria y cardiovascular de la población (OMS, 2021). A pesar de los esfuerzos de monitoreo de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB), que cuenta con 20 estaciones, persiste la necesidad de herramientas predictivas que optimicen la gestión ambiental. Este estudio tiene como objetivo desarrollar un modelo de predicción semanal de PM2.5 utilizando redes neuronales recurrentes, específicamente la arquitectura Long Short-Term Memory (LSTM). Estas redes son efectivas para aprender patrones en datos secuenciales, mejorando la precisión en la estimación de concentraciones de PM2.5 y facilitando la toma de decisiones informadas para la mitigación de la contaminación en la ciudad.Este estudio tiene como objetivo desarrollar un modelo de predicción semanal de PM2.5 utilizando redes neuronales recurrentes, específicamente la arquitectura Long Short-Term Memory (LSTM). La elección de este enfoque se basa en la estructura secuencial de los datos de PM2.5 en Bogotá, caracterizada por fluctuaciones temporales y patrones cíclicos observados en los registros históricos. Factores como la variabilidad meteorológica y la actividad humana generan tendencias recurrentes en la concentración de PM2.5, lo que justifica el uso de modelos capaces de capturar dependencias a largo plazo. Estudios previos han demostrado que las redes LSTM presentan un desempeño superior en la predicción de contaminantes atmosféricos en comparación con modelos tradicionales como ARIMA. Este enfoque busca mejorar la precisión en la estimación de las concentraciones de PM2.5, facilitando la toma de decisiones informadas y la implementación de medidas de mitigación efectivas en la ciudad.

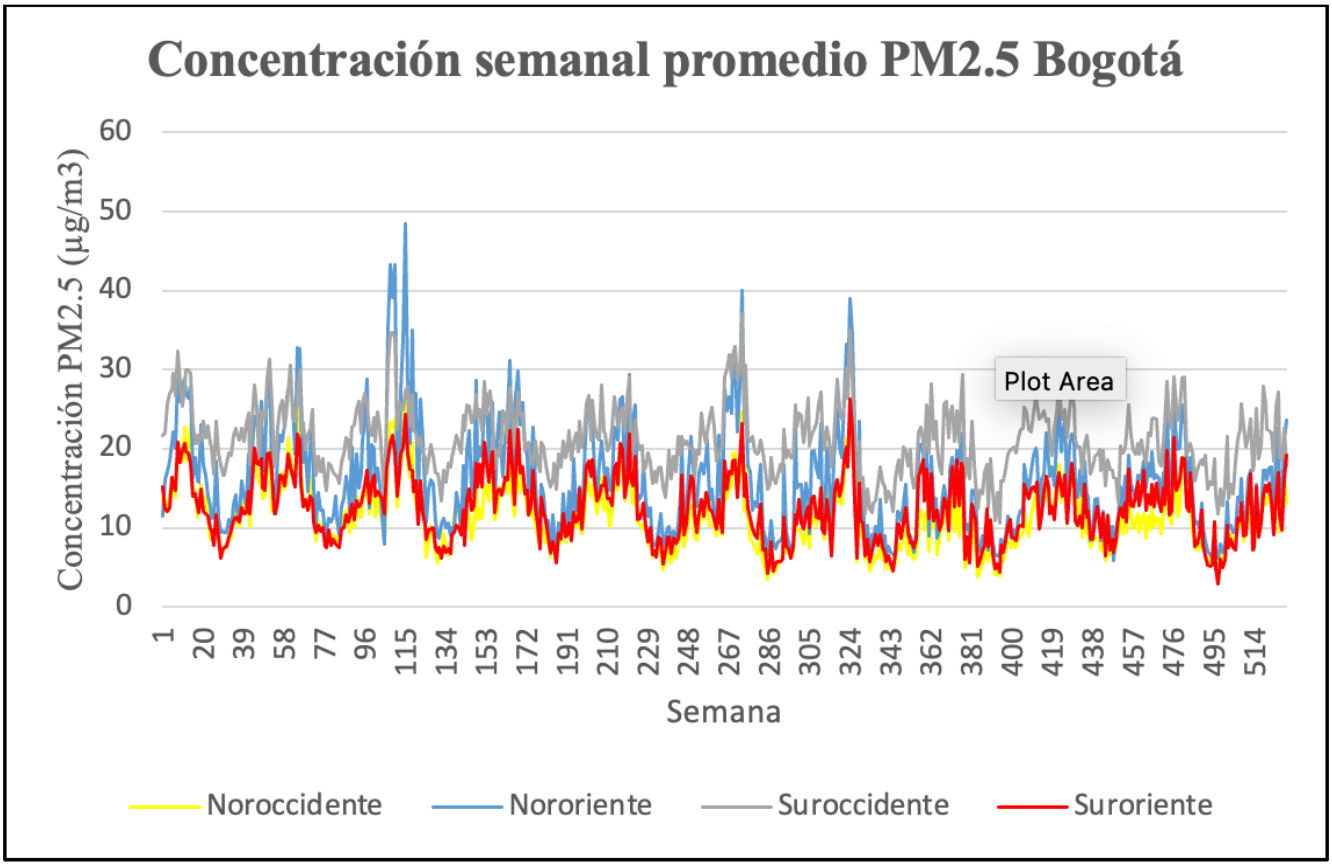


Figura 1. Concentración semanal promedio de PM2.5 en los cuadrantes de Bogotá, basada en datos de 19 estaciones de monitoreo (2014-2024). Fuente: Elaboración propia.

MÉTODOS

Para el desarrollo del modelo de predicción semanal de PM2.5 en Bogotá, se utilizaron datos históricos de concentración de PM2.5 proporcionados por la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB), abarcando el periodo desde el 1 de enero de 2014 hasta el 25 de febrero de 2024. Los datos fueron preprocesados mediante limpieza, normalización y segmentación de la ciudad en cuatro cuadrantes, lo que permitió un análisis específico para cada área. La segmentación de Bogotá en cuadrantes se realizó con base en la distribución geográfica de las estaciones de monitoreo de la RMCAB, asegurando una cobertura representativa de diferentes sectores de la ciudad. Se definieron cuatro cuadrantes: Noroccidente, Nororiente, Suroccidente y Suroriente. Esta delimitación consideró la ubicación de las estaciones de monitoreo y las características urbanas de cada zona, como densidad vehicular e industrial.

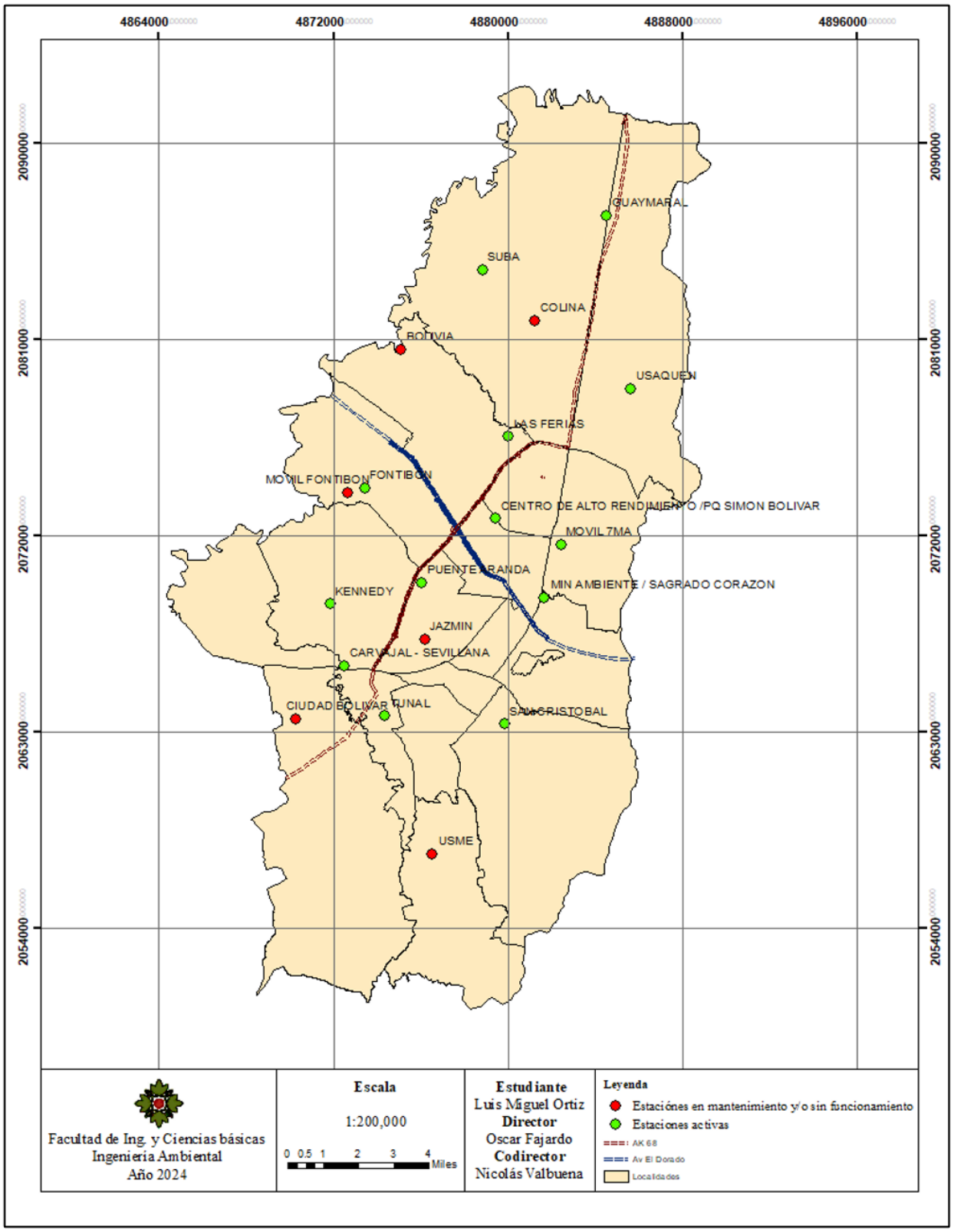


Figura 2. Mapa de división por cuadrantes y estaciones de monitoreo.
Fuente: Elaboración propia.

Se implementó un modelo de red neuronal recurrente con arquitectura Long Short-Term Memory (LSTM) utilizando la biblioteca Keras en Python. La elección de LSTM se fundamenta en su capacidad para manejar series temporales complejas y capturar dependencias a largo plazo, superando las limitaciones de modelos tradicionales como ARIMA.

El rendimiento del modelo se evaluó mediante el error cuadrático medio (MSE), analizando las variaciones en los conjuntos de entrenamiento y validación. Se estableció una proporción de datos para entrenamiento, validación y prueba, maximizando la capacidad del modelo para aprender de los datos disponibles y evitando el sobreajuste.

Los resultados obtenidos se compararon con los datos reales de concentración de PM2.5, permitiendo evaluar la precisión y eficacia del modelo desarrollado. Este enfoque no solo proporciona una herramienta predictiva, sino que también contribuye a la toma de decisiones informadas en la gestión de la calidad del aire en Bogotá.

RESULTADOS

El análisis exploratorio de los datos reveló diferencias significativas en las concentraciones promedio de PM2.5 entre los cuadrantes. El cuadrante Suroccidente presentó la mayor concentración semanal promedio de 21,25 µg/m³, en contraste con el Noroccidente, que tuvo un promedio de 11,33 µg/m³. Estas concentraciones exceden el valor guía anual recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS) de 5 µg/m³ establecido en 2021, así como el nivel intermedio de 15 µg/m³ planteado como meta para 2030. Además, superan los límites establecidos por la Resolución 2254 de 2017, "por la cual se establecen las normas nacionales de calidad del aire ambiente y se dictan otras disposiciones" (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2017), que fija un promedio anual de 25 µg/m³ como el valor máximo permisible.

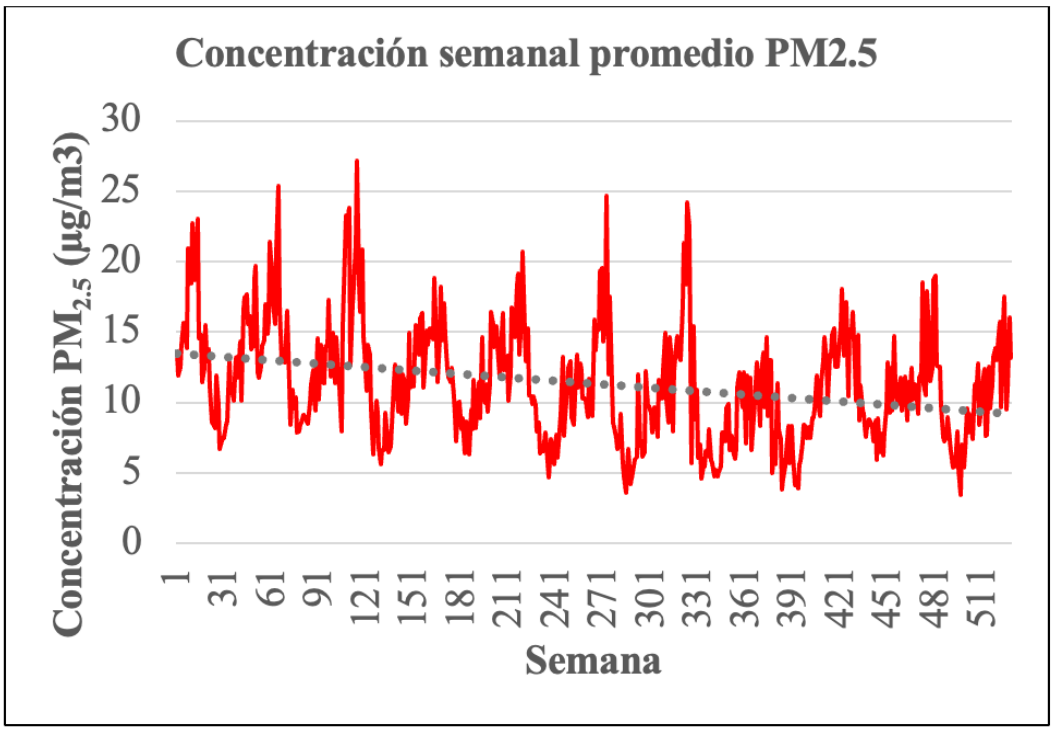


Figura 3. Concentración semanal promedio de PM2.5 cuadrante Noroccidente años 2014-2024. Fuente: Elaboración propia.

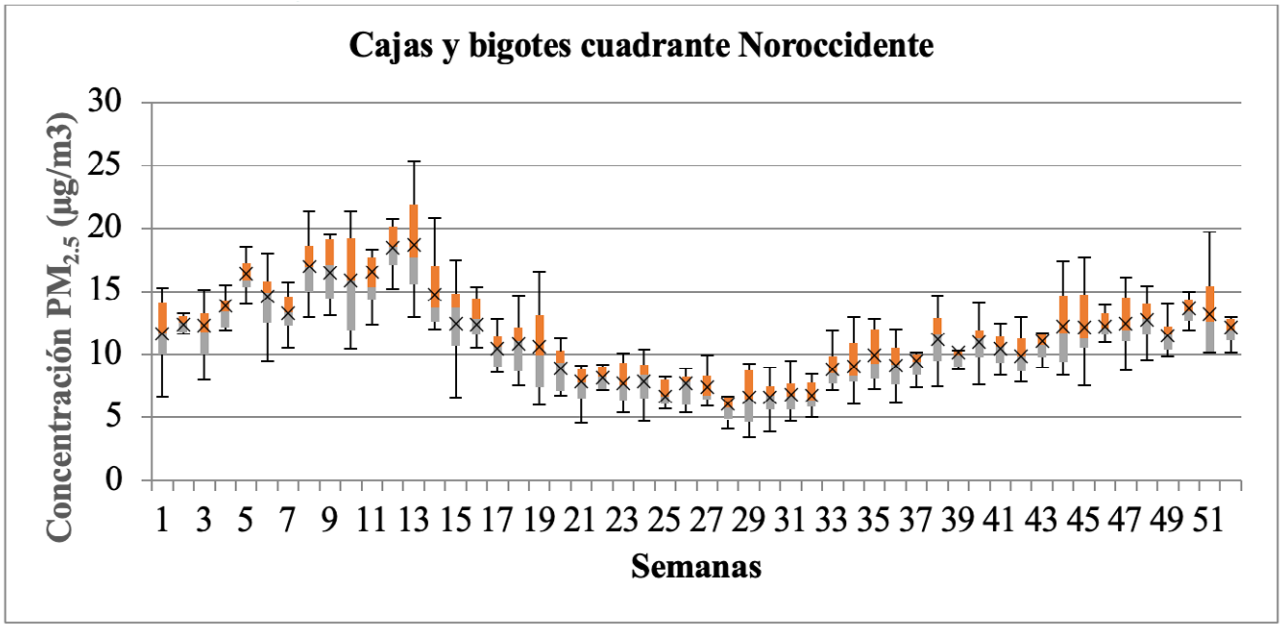


Figura 4. Gráfica de cajas y bigotes de la concentración semanal promedio de PM2.5 en el cuadrante Noroccidente años 2014-2024. Fuente: Elaboración propia.

El modelo de predicción semanal de PM2.5 desarrollado con la arquitectura LSTM mostró un rendimiento variable según los cuadrantes analizados en Bogotá. En el cuadrante Noroccidente, el error cuadrático medio (MSE) de entrenamiento osciló entre 0.0103 y 0.0113, mientras que los valores de validación se situaron entre 0.0180 y 0.0301, indicando un buen ajuste del modelo. En el cuadrante Nororiente, el MSE de entrenamiento varió de 0.0089 a 0.0118, con valores de validación entre 0.0231 y 0.0317, lo que también sugiere un desempeño adecuado.

Tabla 1. Datos de MSE obtenidos e hiperparámetros empleados en la red neuronal. Fuente: Elaboración propia.

Cuadrante	Número de semanas de entrenamiento	Epochs	Batch Size	MSE Entrenamiento	MSE Validación
Noroccidente	498	120	15	0.0108	0.0218
	496	126	18	0.0107	0.0227
	494	126	14	0.0104	0.0192
	496	136	26	0.0107	0.0234
	496	140	24	0.0106	0.0249
	498	122	15	0.0106	0.0301
	494	128	20	0.0106	0.0203
	498	130	15	0.0103	0.0243
	490	136	22	0.0113	0.018
Nororiente	495	130	22	0.0104	0.0216
	495	125	11	0.0107	0.0209
	490	134	22	0.0089	0.0307
	496	130	22	0.0103	0.0276
	496	125	22	0.0105	0.0266
	496	110	22	0.0118	0.0317
	490	120	22	0.0109	0.0297
	490	126	18	0.0107	0.0271
	480	128	16	0.0100	0.0265
	486	120	14	0.0108	0.0246
	490	125	14	0.0102	0.0256
	490	128	20	0.0103	0.0231
	484	110	16	0.0112	0.0324
	490	125	22	0.0114	0.0316
	490	125	28	0.0115	0.0316
	498	125	24	0.0109	0.0471
	480	128	14	0.0104	0.0306
Suroccidente	484	130	20	0.0112	0.0288
	482	130	24	0.0115	0.0305
	476	128	24	0.0116	0.0287

	476	128	24	0.0116	0.0287
	498	110	24	0.0113	0.0407
	480	126	14	0.0111	0.0292
	484	122	16	0.0110	0.0301
Suroriente	470	120	18	0.0134	0.0264
	476	126	20	0.0134	0.0276
	480	122	16	0.0137	0.0254
	476	128	24	0.0136	0.0257
	490	140	18	0.0131	0.0235
	490	136	22	0.0131	0.0224
	496	142	25	0.0130	0.0269
	496	142	28	0.0134	0.025
	496	142	32	0.0146	0.0239
	496	142	36	0.0136	0.0248
	498	142	40	0.0122	0.0272

Por otro lado, en el cuadrante Suroccidente, se observó una mayor variabilidad, con un MSE de validación que alcanzó hasta 0.0471, lo que sugiere la posibilidad de sobreajuste. En el cuadrante Suroriente, el MSE de entrenamiento se situó entre 0.0122 y 0.0146, y el de validación entre 0.0224 y 0.0276, mostrando un rendimiento general positivo.

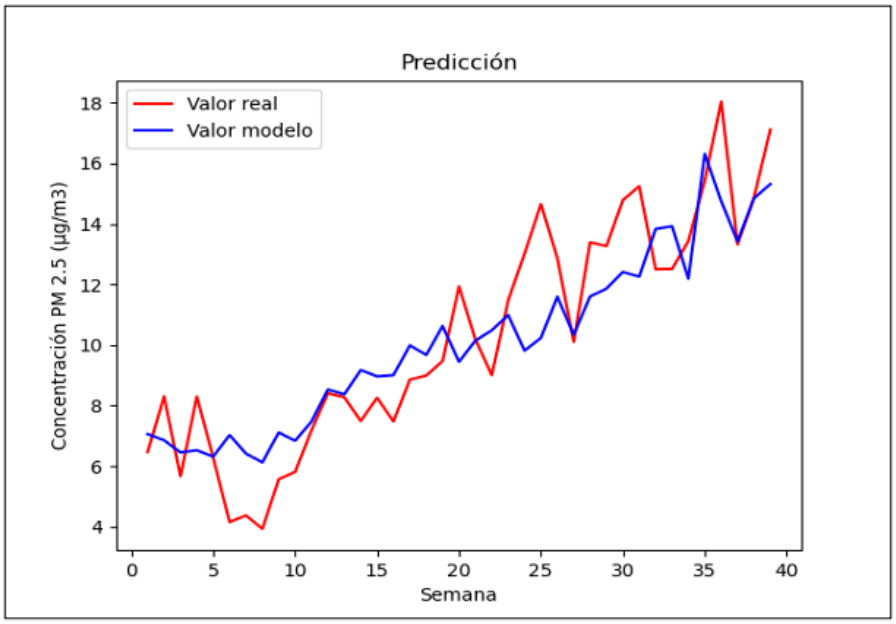


Figura 5. Predicción de concentración semanal de PM2.5 con datos de validación cuadrante noroccidente. Fuente: Elaboración propia.

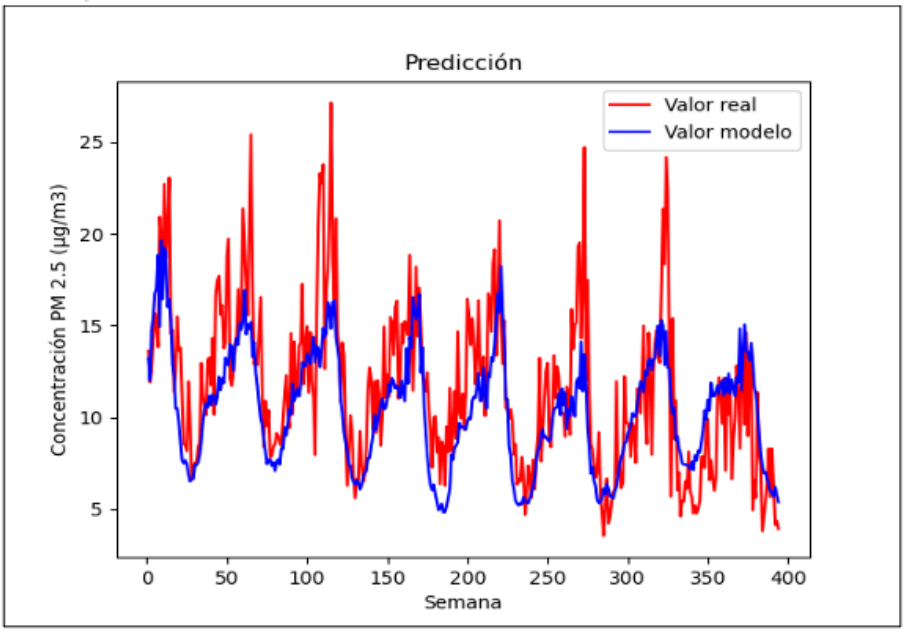


Figura 6. Predicción de concentración semanal con datos de entrenamiento cuadrante noroccidente. Fuente: Elaboración propia.ia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados del modelo de predicción semanal de PM2.5 en Bogotá tienen importantes implicaciones para la formulación de políticas públicas y la gestión ambiental. La capacidad de anticipar las concentraciones de PM2.5 permite a las autoridades implementar medidas proactivas para mitigar la contaminación del aire, como la regulación del tráfico, la promoción de alternativas de transporte sostenible en los cuadrantes más afectados y campañas de autocuidado respiratorio en la población.

Además, la integración de variables meteorológicas y datos horarios en futuros modelos podría mejorar aún más la precisión de las predicciones, facilitando una respuesta más efectiva ante episodios de alta contaminación.

Este enfoque basado en datos no solo contribuye a la protección de la salud pública, sino que también fomenta la transparencia y la participación ciudadana en la gestión de la calidad del aire, permitiendo a los ciudadanos tomar decisiones informadas sobre su salud y bienestar.

REFERENCIAS

- Aggarwal, C. C. (2018). Neural networks and deep learning: A textbook. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-94463-0

- Ayturan, Y. A., Ayturan, Z. C., Altun, H. O., Kongoli, C., Tuncez, F. D., Dursun, S., & Ozturk, A. (2020). Short-term prediction of PM2.5 pollution with deep learning methods. Global NEST Journal, 22(2), 126–131. https://doi.org/10.30955/gnj.003208

- Baena-Salazar, D., Jiménez, J. L., Zapata, C. E., & Ramírez-Cardona, Á. (2019). Red neuronal artificial aplicado para el pronóstico de eventos críticos de PM2.5 en el Valle de Aburrá. Dyna, 86(209), 347–356. https://doi.org/10.15446/dyna.v86n209.63228

- Bombela Jiménez, S. P., Lino Ramírez, C., Gutiérrez Hernández, D. A., Zamudio Rodríguez, V. M., & Casillas Araiza, M. Á. (2019). Red neuronal artificial para la clasificación y predicción de la calidad del aire. Programación Matemática y Software, 11. https://progmat.uaem.mx/progmat/index.php/progmat/article/download/2019-11-2-07/2019-11-2-07/533

- Chollet, F. (2015). Keras. https://keras.io

- Córdova, C. H., Portocarrero, M. N. L., Salas, R., Torres, R., Rodrigues, P. C., & López-Gonzales, J. L. (2021). Air quality assessment and pollution forecasting using artificial neural networks in Metropolitan Lima-Peru. Scientific Reports, 11, 24232.

- Freeman, B. S., Taylor, G., Gharabaghi, B., & Thé, J. (2018). Forecasting air quality time series using deep learning. Journal of the Air & Waste Management Association, 68(8), 866–886.

- Gao, S., et al. (2023). Soil-derived dust PM10 and PM2.5 fractions in Southern Xinjiang, China, using an artificial neural network model. Atmosphere, 14(1644).

- Hameed, S., Islam, A., Ahmad, K., Belhaouari, S. B., Qadir, J., & Al-Fuqaha, A. (2023). Deep learning-based multimodal urban air quality prediction and traffic analytics. Scientific Reports, 13(22181).

- Hu, S., Liu, B., Wang, J., & Zhang, Y. (2022). Forecasting and analysis of PM2.5 concentration in Hainan Province based on LSTM neural networks. Journal of Physics: Conference Series, 2410(1), 012024.

- IDEAM. (2022). Informe del estado de la calidad del aire en Colombia 2021. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.

- Kim, H. S., Han, K. M., Yu, J., Kim, J., Kim, K. Y., & Kim, H. (2022). Development of a CNN+LSTM hybrid neural network for daily PM2.5 prediction. Atmosphere, 13(2124) https://doi.org/10.3390/atmos13122124

- Kingma, D. P., & Ba, J. (2014). Adam: A method for stochastic optimization. arXiv preprint. https://arxiv.org/abs/1412.6980

- Liu, J., Sun, Y., & Li, Q. (2021). High-resolution PM2.5 estimation based on the distributed perception deep neural network model. Sustainability, 13(13985).

- Lu, Y., & Li, K. (2023). Multistation collaborative prediction of air pollutants based on the CNN-BiLSTM model. Environmental Science and Pollution Research, 30, 92417–92435.

- Maleki, H., Sorooshian, A., Goudarzi, G., Baboli, Z., Tahmasebi Birgani, Y., & Rahmati, M. (2019). Air pollution prediction by using an artificial neural network model. Clean Technologies and Environmental Policy, 21, 1341–1352.

- Masood, A., & Ahmad, K. (2023). Data-driven predictive modeling of PM2.5 concentrations using machine learning and deep learning techniques: A case study of Delhi, India. Environmental Monitoring and Assessment, 195(60).

- Organización Mundial de la Salud. (2021). WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Ginebra: Organización Mundial de la Salud. Recuperado de https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/igo/

- Prasad, K. V., Vaidya, H., Rajashekhar, C., Karekal, K. S., & Sali, R. (2023). Automated neural network forecast of PM2.5 concentration. International Journal of Mathematics and Computer in Engineering, 1(1), 67–78.

- Maestre Sanmiguel, O. J. (2020, January 8). Predicción de la calidad del aire de la ciudad de Medellín y su área metropolitana mediante el uso de redes neuronales recurrentes. UOC. https://openaccess.uoc.edu/handle/10609/107026

- Sayeed, A., Choi, Y., Eslami, E., Jung, J., Lops, Y., Salman, A. K., Lee, J. B., Park, H. J., & Choi, M. H. (2021). A novel CMAQ-CNN hybrid model to forecast hourly surface-ozone concentrations 14 days in advance. Scientific Reports, 11(10891).

- Secretaría Distrital de Ambiente. (2020). Inventario de emisiones contaminantes atmosféricos de Bogotá 2020. Secretaría Distrital de Ambiente. https://www.ambientebogota.gov.co/noticias-de-ambiente1/-/asset_publisher/CWsNLtoGa4f6/content/sitp-redujo-emisiones-de-pm#:~:text=La%20ciudad%20actualiz%C3%B3%20el%20inventario,t)%20de%20PM%2C%20respectivamente

- Secretaría Distrital de Ambiente. (2023). Informe anual de calidad del aire de Bogotá 2022.

- Red de Monitoreo de Calidad de Aire de Bogotá D.C.Zhang, K., Yang, X., Cao, H., Thé, J., Tan, Z., & Yu, H. (2023). Multi-step forecast of PM2.5 and PM10 concentrations using convolutional neural network integrated with spatial–temporal attention and residual learning. Environment International, 171(107691).

CUANTIFICANDO LA POTENCIAL REDUCCIÓN EN MORTALIDAD ASOCIADA A LA REDUCCIÓN DE LOS INCENDIOS ASOCIADOS A LA DEFORESTACIÓN EN COLOMBIA Y EL NORTE DE SURAMÉRICA

Ricardo Morales Betancourt1, Diego Roberto Rojas2, Fernando García-Menendez3

1 Universidad de los Andes, r.moralesb@uniandes.edu.co
2 Universidad de los Andes, dr.rojas11@uniandes.edu.co
3 North Carolina State University, f_garcia@ncsu.edu

Palabras clave: Contaminación del aire; fuegos en zonas vegetadas; deforestación

INTRODUCCIÓN

En este trabajo exploramos una conexión entre tres grandes problemas globales urgentes: la necesidad de disminuir rápidamente las emisiones de gases efecto invernadero (GEI), la preservación de los bosques tropicales y su rol en el ciclo hidrológico y el clima global, y simultáneamente, disminuir la carga para la salud asociada con la contaminación del aire. Cuantificar los impactos sobre la salud pública derivados de un control efectivo de la deforestación podría apoyar aún más los esfuerzos para adoptar medidas eficaces, sin las cuales no es posible cumplir con los compromisos de reducción de emisiones de gases efecto invernadero de los países de Suramérica. Para este propósito, utilizamos un modelo atmosférico de transporte químico y estimamos los posibles beneficios para la salud asociados con la mejora de la calidad del aire en la región.

MÉTODOS

El potencial de las quemas asociadas a deforestación para degradar la calidad del aire en la región lo analizamos mediante múltiples simulaciones de 1 año de duración, para el periodo del año calendario 2018, utilizando el modelo de meteorológico y de transporte químico atmosférico WRF-Chem (Grell et al. 2005). Para ello, desarrollamos una simulación de control (No_Fire) en la cual se excluyeron las emisiones generadas por quemas de vegetación, pero incluyendo las emisiones de todos los demás sectores (i.e., incluyendo emisiones antropogénicas, que fueron extraídas del inventario global EDGARV (Crippa et al., 2016) y las de origen biogénico, que fueron incluidas mediante el modelo MEGAN, (Guenther et al., 2012)). Para estimar la contribución de todos los fuegos sin importar el tipo de cobertura, consideramos un escenario donde se incluyeron todas las emisiones de quema de biomasa independientemente del tipo de cobertura vegetal u origen utilizando (All_BB) inventarios de emisiones de biomasa bien conocidos (i.e., FINN versión 1.5 y GFED Versión 4.1) (Wiedinmyer et al., 2011, van der Werf et al., 2017). En un

tercer escenario de perturbación, y con el objetivo de aislar las emisiones de los fuegos más probablemente asociadas a procesos de deforestación, incluimos en este tercer escenario únicamente las emisiones de quema de biomasa proveniente de coberturas clasificadas como "bosque" (en el inventario FINN) y las emisiones denominadas como de "deforestación/ degradación" (en el inventario GFED). A este tercer escenario se le denominó "Deforestación". El dominio de modelado consiste en la mitad norte de América del Sur (3240 km por 3240 km) el cual es habitado por más de 155 millones de personas y cubre la mayor parte de la selva amazónica. El modelo se configuró con una resolución horizontal de 9x9 km y con 41 niveles en la vertical. La inclusión de dos inventarios de emisiones diferentes en el análisis se hizo con el fin de considerar la incertidumbre derivada de las grandes discrepancias en las emisiones totales entre los inventarios de emisiones de quema de biomasa, se probaron dos estimaciones de emisiones globales de quema de biomasa derivadas de satélites ampliamente utilizadas, FINN versión 1.5 y GFED Versión 4.1. Para la estimación de la mortalidad evitable, se aplicó una curva concentración respuesta compatible con los metaanálisis publicados por la OMS, equivalentes a un 8% de incremento en el riesgo relativo asociado a cada 10 µg/m3 de incremento en la concentración promedio anual de PM2.5.

RESULTADOS

La evaluación del impacto en la salud utilizando nuestras simulaciones sugiere que con las emisiones FINN se podrían evitar 10,042 muertes anuales eliminando por completo las emisiones de quema de biomasa de zonas boscosas. Sólo en Colombia se podrían evitar cerca de 3.000 muertes al año, lo que constituye casi el 25% de todas las muertes atribuibles a la contaminación del aire. Las simulaciones utilizando las emisiones de GFED, que puede como un límite inferior de la emisión, sugiere que se podrían evitar 920 muertes por año, si las emisiones asociadas con suprimir las emisiones asociadas a la deforestación y fragmentación de los bosques tropicales.

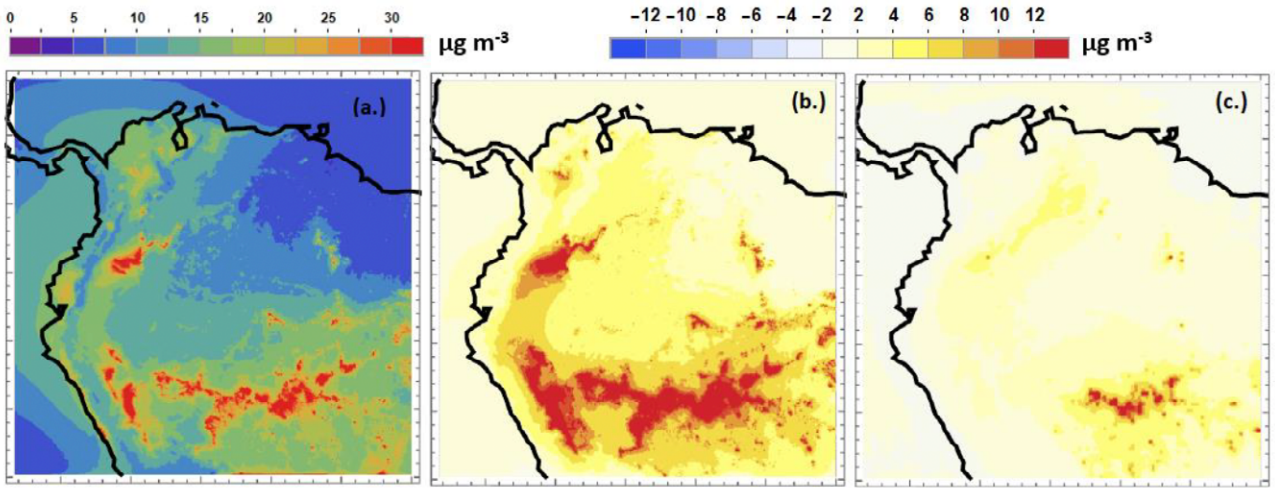


Figura 1. (a.) Concentración promedio anual de PM2.5 a nivel de superficie para 2018 en el escenario ALL_BB utilizando el inventario de emisiones FINN. (b.) Promedio anual de la diferencia en la concentración de PM2.5 en superficie entre el escenario "deforestación" y NO_FIRE con el inventario FINN. (c.) lo mismo que (b.) pero para el inventario de emisiones GFED.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este análisis sugiere que implementar políticas efectivas de control de la deforestación en los bosques tropicales, un aspecto clave para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero en la región, también tiene un potencial significativo para lograr mejoras en la calidad del aire en toda la región. Este cobeneficio de reducir la deforestación en la región, que se pasa por alto, añade más razones para la larga lista de beneficios que conlleva la conservación de las zonas tropicales

REFERENCIAS

- Grell, G.A., Steven E. Peckham, Rainer Schmitz, Stuart A. McKeen, Gregory Frost, William C. Skamarock, and Brian Eder. Fully coupled "online" chemistry within the WRF model. Atmospheric Environment, 39(37):6957–6975, 2005, doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.04.027

- Crippa M., Greet Janssens-Maenhout, Frank Dentener, Diego Guizzardi, Katerina Sindelarova, Marilena Muntean, Rita Van Dingenen, and Claire Granie. Forty years of improvements in European air quality: regional policy-industry interactions with global impacts. Atmospheric Chemistry and Physics, 6:3825–3841, 2016. doi:10.5194/acp-16-3825-2016.

- Guenther, A.B., X. Jiang, C.L. Heald, T. Sakulyanontvittaya, T. Duhl, L.K. Emmons, and X. Wang. 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, 5:1471–1492, 2012. doi:10.5194/gmd-5-1471-2012.

- Wiedinmyer C., S.K. Akagi, Robert J. Yokelson, L.K. Emmons, J.A. Al-Saadi, J.J. Orlando, and A.J. Soja. The Fire INventory from NCAR (FINN): A high resolution global model to estimate the emissions from open burning. Geoscientific Model Development, 4(3):625–641, 2011. doi:10.5194/gmd-4-625-2011.

- van der Werf G., James T. Randerson, Louis Giglio, Thijs T. van Leeuwen, Yang Chen, Brendan M. Rogers, Mingquan Mu, Margreet J. E. van Marle, Douglas C. Morton, G. James Collatz, Robert J. Yokelson, and Prasad S. Kasibhat. Global fire emissions estimates during 1997–2016. Earth System Science Data, 9:697–720, 2017. doi:10.5194/essd-9-697-2017.

PERFILES DIARIOS DE TRÁFICO EN CONTEXTOS URBANOS, INDUSTRIALES Y AGROINDUSTRIALES EN TRES CIUDADES INTERANDINAS

Angela Vargas Burbano[1], Luis David López Buitrago[2], Pablo Gutiérrez Espada[3], Sonia Cecilia Mangones[4], German Rueda Saa[5], Rodrigo Jimenez [6]

[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 . [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 . [4] Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail scmangonesm@unal.edu.co . [5] Universidad Nacional de Colombia sede Palmira, Departamento de Ingeniería, Grupo de Investigación Prospectiva ambiental, e-mail ghruedas@unal.edu.co . [6] Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail rjimenezp@unal.edu.co

Palabras clave: Conteo vehicular; Flujo de tráfico; Inteligencia artificial; Fuentes móviles; Valle geográfico del río Cauca.

INTRODUCCIÓN

El tráfico vehicular, impacta la vida diaria y plantea desafíos en gestión, seguridad y sostenibilidad ambiental. Se estima que el transporte contribuye con el 20% de las emisiones de GEI, cifra que podría alcanzar el 60% para 2050 (Banco Mundial, 2022). Además, el tráfico se asocia con enfermedades, muertes prematuras y afectaciones a la salud mental causadas por la congestión y los retrasos (Conceição et al., 2022; Miller & Newby, 2020). Sin embargo, la disponibilidad de datos de tráfico en países en desarrollo es escaza y limita la evaluación de los impactos del tráfico vehicular. En respuesta a esta problemática, este estudio presenta los resultados de un conteo vehicular en tres ciudades del valle geográfico del río Cauca (VRC): Cali, Palmira y Yumbo, las cuales representan contextos urbano, agroindustrial e industrial, respectivamente. Se realizaron aforos vehiculares mediante monitoreo de video, algoritmos de aprendizaje automático (DeoData) y validación manual rigurosa. A partir de los conteos vehiculares se crearon perfiles de tráfico normalizado y un conjunto de datos replicable en ciudades con características similares. Este recurso facilita el análisis de tráfico vehicular, la estimación de emisiones vehiculares y el desarrollo de estrategias de mitigación de la contaminación atmosférica. La investigación constituye una herramienta útil para investigadores, tomadores de decisiones y planificadores urbanos, promoviendo el desarrollo sostenible y la mejora de la calidad de vida en entornos urbanos.

MÉTODOS

Se recopiló información sobre el flujo vehicular en diferentes tipos de vías de tres ciudades de la región VRC, que juntas representan el 70% del flujo regional. Cada una representando un tipo de ciudad: una densamente poblada, un hub industrial y una agroindustrial. Primero las ciudades fueron analizadas mediante Geovisores, Google Maps y fuentes oficiales, clasificando las vías en primarias, secundarias, terciarias y autopistas según su importancia (ver tabla 1). Luego se eligieron los puntos de monitoreo, con base en la representatividad, tipo de vía y seguridad, para realizar conteos de tráfico usando tecnología de video, durante los días evaluados.

Tabla 1. Jerarquía vial para Cali, Palmira y Yumbo.

Tipo de Vía	Clasificación de este articulo		
	Yumbo	**Palmira**	**Cali**
Vías principales	Primaria	Primaria	Primaria
Vías secundarias arteriales	Secundaria	-	Secundaria
Vías colectoras principales	Secundaria	-	Secundaria
Vías colectoras secundarias	Secundaria	-	Secundaria
Vías locales	Terciaria	Terciaria	Terciaria
Carreteras nacionales	-	Primaria	-
Rutas de conectividad municipal	-	Secundaria	-
Corredores urbanos principales	-	Secundaria	-
Red vial básica	-	Terciaria	-
Carreteras nacionales y Autopistas	-	-	Autopistas

Fuente: Elaboración propia.

El procesamiento de los datos se realizó con el software DeoData, que utiliza aprendizaje automático para la detección, seguimiento, conteo y clasificación de las categorías vehiculares en los videos grabados (Figura 1). El conteo automatizado fue acompañado de jornadas de verificación manual, contrastando los datos obtenidos por el software con el conteo manual. En el caso de la información faltante, por desconexión de las cámaras o descarga de baterías, se aplicó interpolación lineal para imputar los datos ausentes, garantizando la precisión de los registros. Para evaluar la calidad de los datos resultantes, se utilizó el indicador estadístico GEH

(Goodman's Exponential Hypothesis), comparando los conteos automáticos y manuales. El 89% de los valores GEH fueron menores a 5, cumpliendo con los estándares de Highways England, y también con los criterios del Ministerio de Comunicaciones y Transportes de México (Cuellar Cepeda, 2016).

Finalmente, se realizó un procedimiento de normalización de datos con el objetivo de comparar información de tráfico en distintos lugares, períodos o condiciones mediante una escala estandarizada. Ofreciendo no solo una visión general sino también detallada de las tendencias del tráfico.

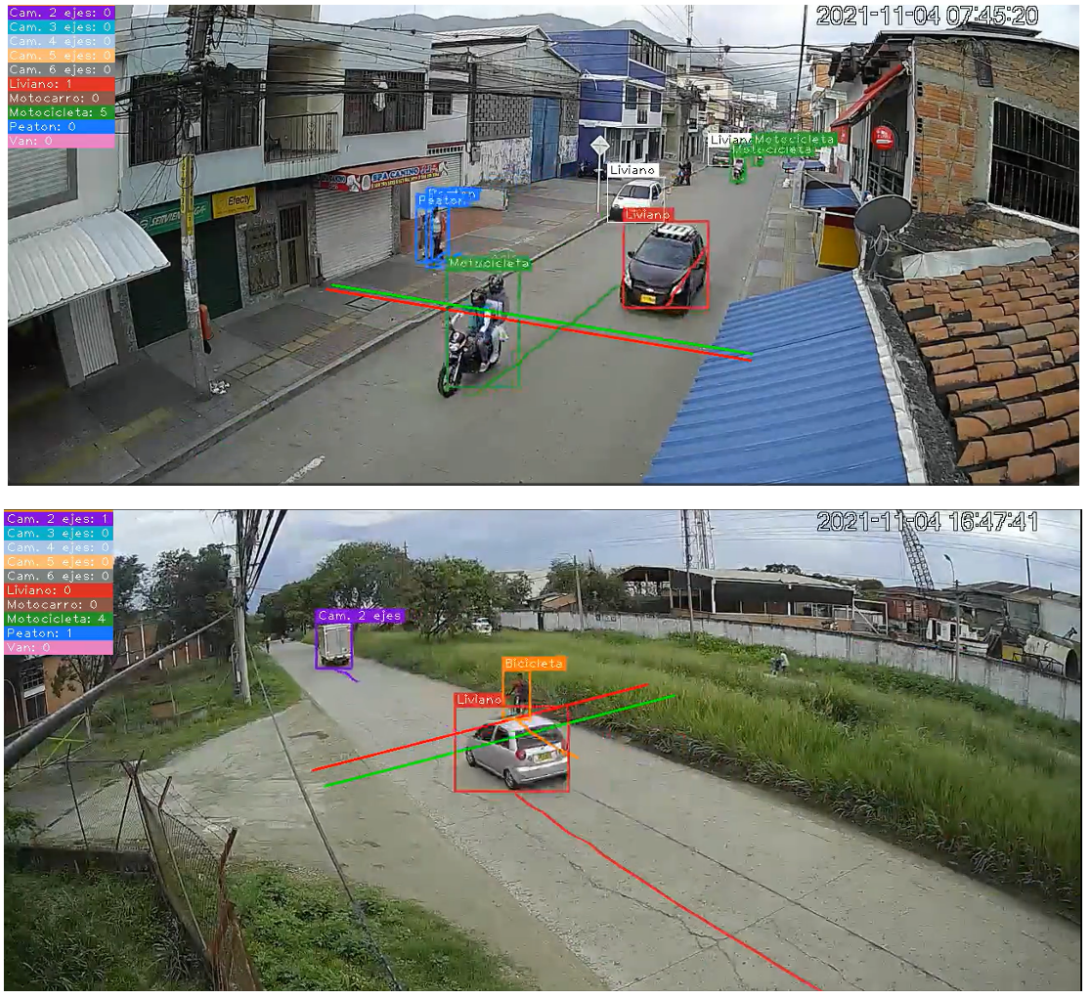


Figura 1.Perfil horario de categorías vehiculares por tipo de vía en Cali, Palmira y Yumbo, durante un día típico. Fuente: Elaboración propia.

RESULTADOS

En días típicos, los vehículos particulares y motocicletas representan el 90% del tráfico, con picos bimodales a las 6 a.m. y 5 p.m., asociados a horarios laborales, alineados con las horas laborales y con estudios sobre emisiones vehiculares en ciudades tropicales (Gómez et al., 2018; Naiudomthum et al., 2022; Patiño-Aroca et al., 2022). En vías terciarias, se identifica un pico

adicional al mediodía relacionado con actividades escolares y traslados durante el almuerzo. Los camiones presentan un patrón de flujo en forma de campana entre las 8 a.m. y las 4 p.m., reflejando restricciones de movilidad para vehículos pesados (Alcaldía de Cali, 2015). La proporción de camiones en vías secundarias de Cali y Yumbo fue significativamente más alta.

En cuanto a los autobuses, sus patrones de tráfico en vías primarias y secundarias fueron consistentes entre los tres municipios. En Cali, con un sistema de transporte público bien desarrollado, mientras que Palmira y Yumbo dependen de autobuses intermunicipales. En vías terciarias de Palmira y Yumbo, los autobuses mostraron mayor variabilidad, con picos que podrían estar relacionados con los turnos laborales y desplazamientos internos.

Los perfiles normalizados muestran el predominio de motocicletas y vehículos livianos en todas las vías, comparable a ciudades como Guayaquil y Bangkok. Los camiones y buses presentan distribuciones específicas, determinadas por el tamaño de la flota y las actividades económicas. En días atípicos, los patrones de tráfico son similares, salvo un aumento vespertino en vehículos particulares, y la actividad de camiones disminuye, en parte por restricciones de fin de semana.

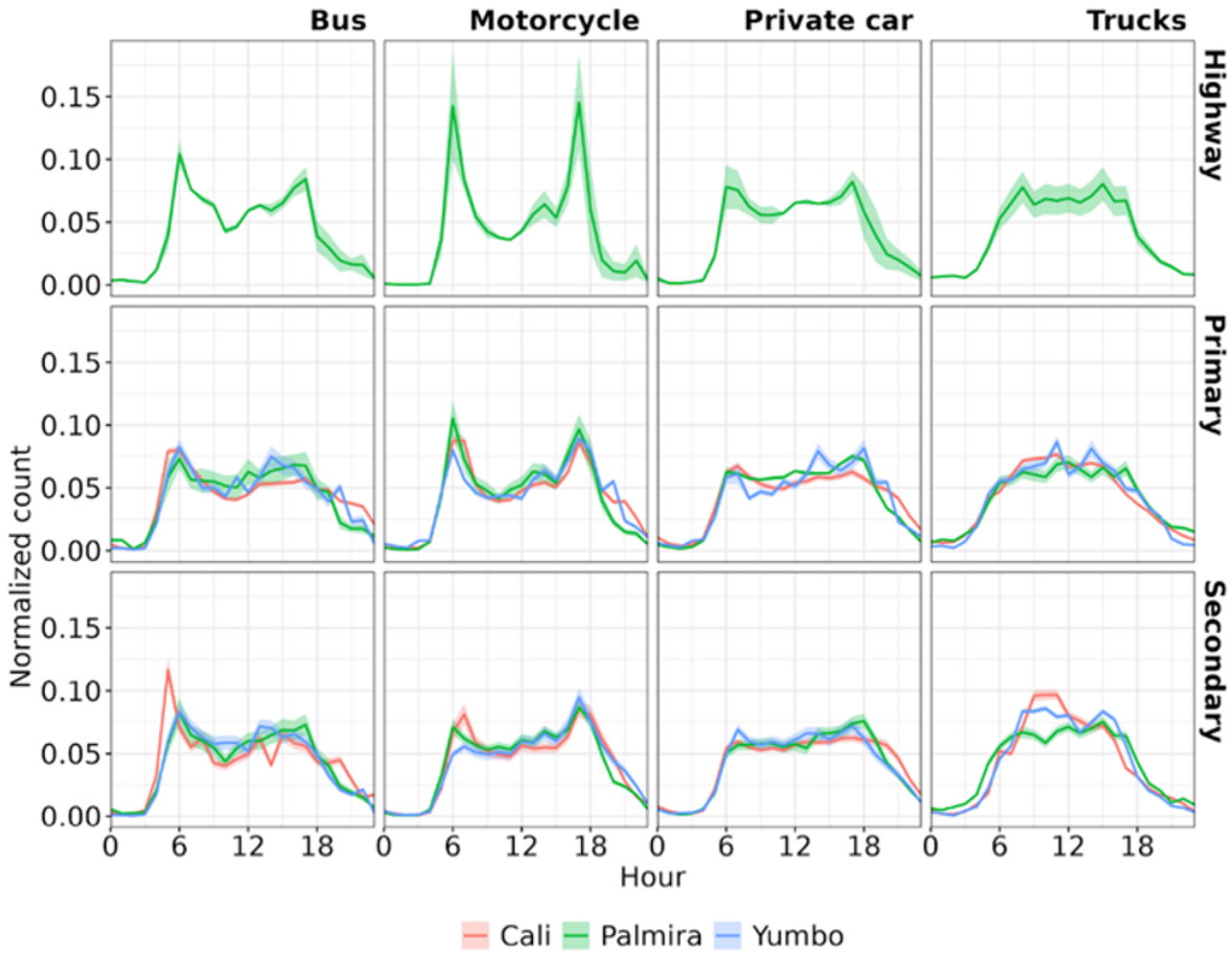


Figura 2.Perfil horario de categorías vehiculares por tipo de vía en Cali, Palmira y Yumbo, durante un día típico. Fuente: Elaboración propia.

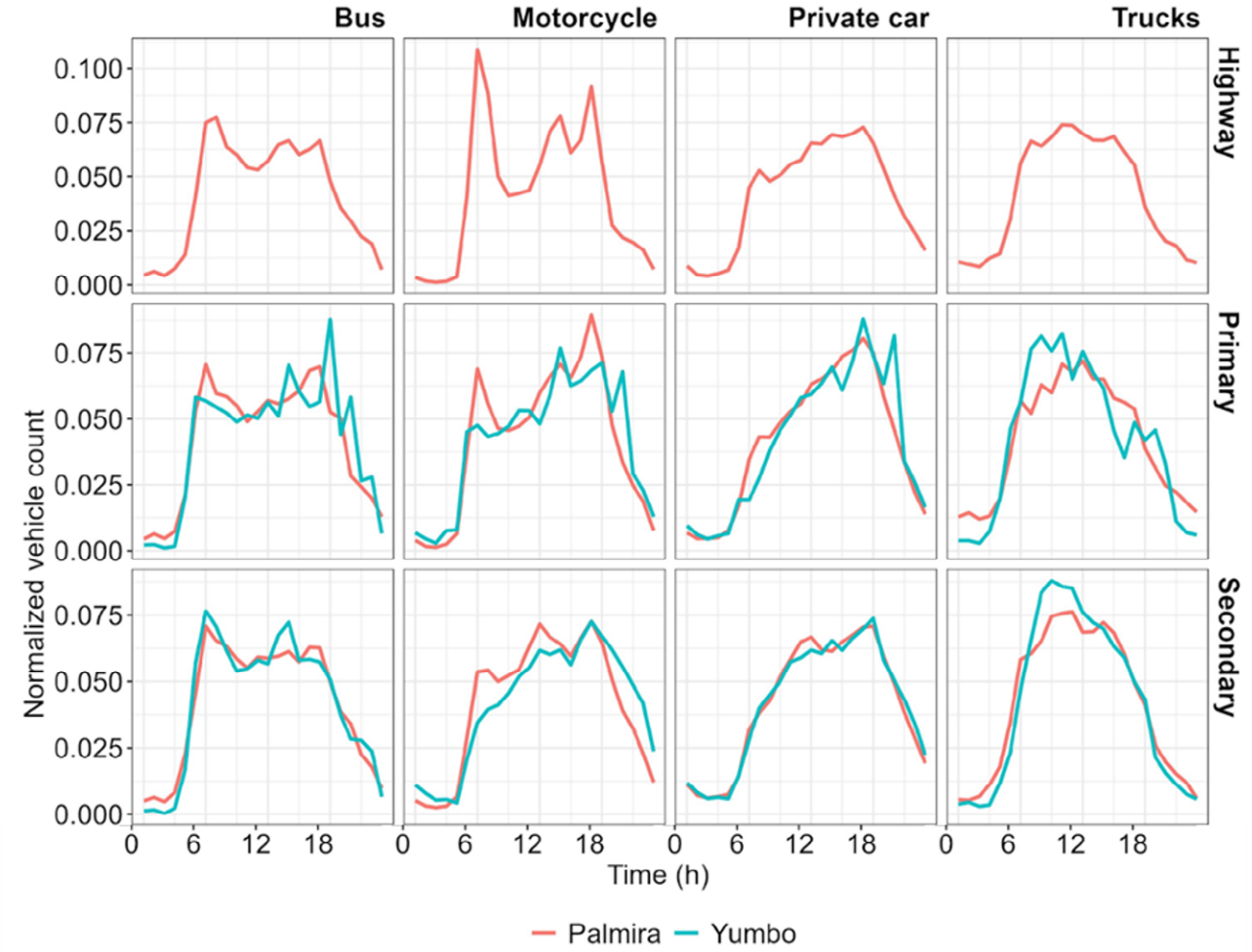


Figura 3. Perfil horario de categorías vehiculares por tipo de vía en Cali, Palmira y Yumbo, durante un día atípico. Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio aporta una herramienta valiosa para la formulación de políticas públicas de movilidad sostenible y gestión de calidad del aire en regiones con información limitada sobre flujos vehiculares. Al normalizar y caracterizar perfiles de tráfico para diferentes categorías de vehículos y tipos de vías, se genera un marco de referencia adaptable a contextos urbanos, industriales y agroindustriales en países en desarrollo. Estos perfiles permiten estimar patrones horarios y diarios de tráfico, fundamentales para evaluar emisiones vehiculares y su impacto en la calidad del aire, incluso en lugares donde no existen datos detallados de aforos. Además, la información generada puede orientar estrategias de restricción vehicular, optimización del transporte público y diseño de políticas de zonificación urbana.

REFERENCIAS

- Banco Mundial. (2022, September 29). Transporte: Panorama general. https://www.bancomundial.org/es/topic/transport/overview#1

- Conceição, M. A., Monteiro, M. M., Kasraian, D., van den Berg, P., Haustein, S., Alves, I., Azevedo, C. L., & Miranda, B. (2022). The effect of transport infrastructure, congestion and reliability on mental wellbeing: a systematic review of empirical studies. Https://Doi.Org/10.1080/01441647.2022.2100943, 43(2), 264–302. https://doi.org/10.1080/01441647.2022.2100943

- Cuellar Cepeda, O. A. (2016). Actualización y Calibración del Modelo de Asignación de Tráfico de Hora Pico para Vehículo Particular y Estudio del Modelo a través del Análisis de Resultados y Sensibilidad. Aplicación al Caso de Bogotá [Universidad Nacional de Colombia]. https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/59026/1026260223.2016.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Decreto No. 411.0.20.0319 "Por Medio Del Cual Se Reglamenta El Tránsito de Los Vehículos de Carga, Pesados o Tractocamiones Por Las Vías de La Ciudad de Santiago de Cali y Se Dictan Otras Disposiciones," 8 (2015).

- Gómez, C. D., González, C. M., Osses, M., & Aristizábal, B. H. (2018). Spatial and temporal disaggregation of the on-road vehicle emission inventory in a medium-sized Andean city. Comparison of GIS-based top-down methodologies. Atmospheric Environment, 179, 142–155. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.01.049

- Miller, M. R., & Newby, D. E. (2020). Air pollution and cardiovascular disease: car sick. Cardiovascular Research, 116(2), 279–294. https://doi.org/10.1093/CVR/CVZ228

- Naiudomthum, S., Winijkul, E., & Sirisubtawee, S. (2022). Near Real-Time Spatial and Temporal Distribution of Traffic Emissions in Bangkok Using Google Maps Application Program Interface. Atmosphere, 13(11), 1803. https://doi.org/10.3390/atmos13111803

- Patiño-Aroca, M., Parra, A., & Borge, R. (2022). On-road vehicle emission inventory and its spatial and temporal distribution in the city of Guayaquil, Ecuador. Science of the Total Environment, 848, 157664. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157664

PREDICCIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE MATERIAL PARTICULADO EN LA CIUDAD DE SANTIAGO DE CALI APLICANDO TÉCNICAS DE INTELIGENCIA ARTIFICAL

Hiran Jeison Flórez Pinzón1, Juan Pablo Silva Vinasco2

[1] Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente, Facultad de Ingeniería, Universidad del Valle, hiran.florez@correounivalle.edu.co . [2] Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente, Facultad de Ingeniería, Universidad del Valle, juan.silva@correounivalle.edu.co

Palabras clave: Gestión de la calidad del aire; material particulado; salud pública; inteligencia artificial; aprendizaje automático

INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica por material particulado PM10 y PM2,5 constituye un tema relevante de investigación, debido a los riesgos asociados a la salud pública y el ambiente. La limitada cobertura del monitoreo, la falta de continuidad, la poca representatividad temporal de los datos y la inexistencia de sistemas de alerta temprana dificultan la gestión de la calidad del aire (IDEAM, 2022). A través de este estudio se desarrolló una herramienta basada en inteligencia artificial (IA) que alimenta un modelo de predicción de concentraciones de PM10 y PM2,5 en la ciudad de Cali, ofreciendo una alternativa al uso de los métodos estadísticos tradicionales. Esta investigación contribuye al fortalecimiento del Sistema de Vigilancia de la Calidad del aire (SVCA) de Cali, proporcionando una herramienta de predicción que optimiza recursos y mejora la toma de decisiones. La integración de la IA representa una solución innovadora y escalable a otras ciudades (Bellinger et al; 2017).

MÉTODOS

Se utilizaron datos históricos de dos estaciones del SVCA de Cali, Univalle y Compartir, desde el año 2020 a 2023, incluyendo registros de PM10 y PM2,5 junto con variables meteorológicas como radiación solar, precipitación, velocidad y dirección del viento. Los datos se preprocesaron en la herramienta estadística R utilizando la librería openair para verificar su validez temporal de acuerdo con el protocolo para el monitoreo de la calidad del aire del IDEAM (2010).

Posteriormente, se diseñó y programó un algoritmo en Python para la predicción de concentraciones de material particulado. El modelo empleó técnicas de aprendizaje profundo como las redes neuronales, debido a su capacidad para manejar series temporales acorde con Chen et al (2020). También se utilizó la regresión de soporte vectorial, como método complementario para comparar la eficacia predictiva.

El algoritmo fue entrenado con un 80% de los datos disponibles, reservando el 20% restante para la validación. La evaluación del desempeño se realizó mediante métricas estándar como el error cuadrático medio y el error absoluto medio. Adicionalmente, se optimizó el modelo ajustando hiperparámetros clave como el tamaño de las capas ocultas y la tasa de aprendizaje. El modelo final fue probado con datos de validación independientes para garantizar su robustez y su capacidad para generalizar predicciones en diferentes escenarios atmosféricos.

RESULTADOS

El modelo desarrollado alcanzó un error cuadrático medio de 4,2 µg/m³ para PM2,5 y de 6,8 µg/m³ para PM10 y un error absoluto medio de 3,0 y 4,3, respectivamente. Por medio del preprocesamiento en R, se identificó una proporción significativa de datos faltantes de incluso meses en algunos de los años de las series históricas obtenidas del Departamento Administrativo de Gestión del Medio Ambiente – DAGMA (2024), sin embargo, esto no fue una limitante para el buen desempeño del modelo. El uso de la IA permitió el entrenamiento con series de tiempo válidas y representativas, lo que garantizó la calidad de los datos usados.

Las predicciones generadas permitieron anticipar episodios de alta contaminación con 24 horas de antelación, mejorando la capacidad predictiva respecto a modelos estadísticos tradicionales. Esto permite alertar oportunamente a la autoridad local para mitigar los riesgos indicados por la Organización Mundial de la Salud – OMS (2022) asociados a la salud pública como enfermedades respiratorias y cardiovasculares.

La implementación del algoritmo en Python no solo facilitó la integración de grandes volúmenes de datos, sino que también permitió generar predicciones precisas en un tiempo computacional reducido. Esto resalta su potencial para la vigilancia de la calidad del aire en tiempo real (Rojas y Medina, 2022).

El algoritmo basado en redes neuronales demostró ser más efectivo que la regresión de soporte vectorial, especialmente en la predicción de concentraciones durante condiciones atmosféricas variables. Además, la implementación en Python facilitó la creación de un sistema escalable a otras ciudades y adaptable con ajustes mínimos.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados de esta investigación abren nuevas posibilidades para la gestión de la calidad del aire y la salud pública en ciudades como Cali. La implementación de herramientas de IA fortalece los sistemas de vigilancia de la calidad del aire, permitiendo la detección temprana de episodios críticos y la toma de decisiones informadas. Al integrar lo anterior con sistemas de alerta temprana, se puede minimizar la exposición de la población a niveles peligrosos de material particulado, reduciendo el impacto en enfermedades respiratorias y cardiovasculares.

La capacidad del modelo para operar con datos faltantes y proporcionar predicciones confiables la convierte en una solución para entornos urbanos con limitaciones técnicas o presupuestales. Además, el análisis predictivo detallado facilita la identificación de áreas de mayor riesgo, guiando las acciones preventivas específicas (Henning, 2024).

La implementación del modelo puede fortalecer los planes municipales y nacionales de calidad del aire, promoviendo estrategias basadas en evidencia y mejorando la sostenibilidad ambiental. De igual forma, fomenta la colaboración interinstitucional entre organismos de salud, ambiente y transporte para abordar de manera integral los desafíos de la contaminación atmosférica (Goiburo et al, 2021).

REFERENCIAS

- Bellinger, C., Mohomed Jabbar, M. S., Zaïane, O., & Osornio-Vargas, A. (2017). A systematic review of data mining and machine learning for air pollution epidemiology. BMC Public Health, 17(1), 907. https://doi.org/10.1186/s12889-017-4914-3

- Chen, X., Yin, L., Fan, Y., Song, L., Ji, T., Liu, Y., Tian, J., & Zheng, W. (2020). Temporal evolution characteristics of PM2.5 concentration based on continuous wavelet transform. Science of The Total Environment, 699, 134244. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134244

- DAGMA. (2024). Sistema de vigilancia de la calidad del aire de Cali. https://www.cali.gov.co/dagma/publicaciones/38365/sistema_de_vigilancia_de_calidad_del_aire_de_cali_svcac/

- Goiburo, D., Hernandez Anel, & Cuesta, O. (2021). Artículo de Revisión Gaussian atmospheric dispersion model AERMOD applications Revista Cubana de Ingeniería, XII(1), 103-120.

- Henning, R. (2024). Particulate Matter Air Pollution is a Significant Risk Factor for Cardiovascular Disease. Current Problems in Cardiology, 49(1), 102094. https://doi.org/10.1016/j.cpcardiol.2023.102094

- IDEAM. (2022). Informe del estado de la calidad del aire en Colombia. http://surl.li/vpndoz

- OMS. (2022). Ambient (outdoor) air pollution. https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health

- Rojas, J., & Medina, E. (2022). Pronóstico de las concentraciones de material particulado en el aire (PM10) utilizando redes neuronales artificiales: caso estudio en el distrito de ate, lima. Revista de la Sociedad Química del Perú, 88(3). https://doi.org/10.37761/rsqp.v88i3.402

MODELO COMPUTACIONAL DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL PARA LA PREDICCIÓN DE EXACERBACIONES DE ASMA, EN POBLACIONES EXPUESTAS A CONDICIONES DE CALIDAD DEL AIRE DESFAVORABLES.

Yesid Orlando Ramírez Castaño[1,2], Juan Diego Lemos Duque[1], Mauricio Andrés Correa Ochoao[2],
[1,2] yesid.ramirez@udea.edu.co, [2]juan.lemos@udea.edu.co, [2]mandres.correa@udea.edu.co

[1] Grupo de Investigación, Bioinstrumentación e Ingeniería Clínica, GIBIC, Facultad de ingeniería, Universidad de Antioquia, grupogibic@udea.edu.co . [2] Grupo de Investigación y Laboratorio de Monitoreo Ambiental G-LIMA, Escuela Ambiental, Universidad de Antioquia, grupoglima@udea.edu.co

Palabras clave: Contaminación ambiental; asma; inteligencia artificial; modelos híbridos; salud pública.

INTRODUCCIÓN

El aumento en la contaminación atmosférica ha sido identificado como un factor determinante en el incremento de enfermedades respiratorias, entre las que destaca el asma (Gandhimathi et al., 2023). En el Valle de Aburrá, investigaciones basadas en técnicas de análisis estadístico y minería de datos han evidenciado los impactos negativos de los contaminantes atmosféricos sobre la salud pública, subrayando la urgencia de implementar estrategias de mitigación (Piñeros Jiménez, 2019; Parra-Sánchez et al., 2020). Este trabajo presenta una revisión exhaustiva sobre el uso de modelos de inteligencia artificial, incluyendo técnicas de Machine Learning y Deep Learning, para analizar la relación entre la contaminación y las patologías respiratorias. Además, propone la aplicación de estos modelos para identificar patrones, predecir picos de asma y generar alertas tempranas, mejorando así la capacidad de respuesta clínica en esta región (Kim et al., 2020; Molfino et al., 2024; Moustris et al., 2012; Usmani et al., 2021).

MÉTODOS

La investigación se estructuró mediante una revisión bibliográfica sistemática para determinar el modelo de inteligencia artificial más adecuado a las condiciones específicas del Valle de Aburrá, considerando factores climáticos, atmosféricos, de calidad del aire y espaciotemporales.

La metodología, organizada en cuatro etapas, incluyó los siguientes pasos:

1. Revisión bibliográfica: Se llevaron a cabo búsquedas exhaustivas en bases de datos académicas como Scopus, Elsevier, SciELO, PubMed, SpringerLink y ScienceDirect, aplicando un enfoque crítico para seleccionar los artículos más relevantes. Se evaluaron 217 artículos, basados en las palabras claves y calidad de los resultados mediante la modelación con técnicas de IA (Liao et al., 2020).

2. Procesamiento de datos: Se identificaron y recopilaron datos relacionados con asma, contaminantes y condiciones atmosféricas (SIATA, Sumimedical). Esta etapa incluyó la limpieza y normalización de datos, una tarea fundamental y de alta demanda temporal (Chaves et al., 2017).

3. Selección de metodologías predictivas: Se analizaron modelos como ARIMA, LSTM, GRU y GCN, evaluando su adecuación a los datos recopilados y sus requisitos para el preprocesamiento (Chang & Ku, 2023; Jin et al., 2023; Li et al., 2016)

4. Implementación y validación: Se desarrollaron y optimizaron los modelos utilizando herramientas como Python y librerías especializadas como Scikit-learn y TensorFlow. El proceso incluyó etapas de entrenamiento, evaluación y refinamiento mediante métricas comúnmente usadas en este tipo de arquitectura de IA como MAE, MSE y RMSE (Betetta-Gomez et al., 2020) Para una mayor claridad del tipo de modelo usado se muestra un esquema general de una red recurrente LSTM y la matemática básica detrás de esta.

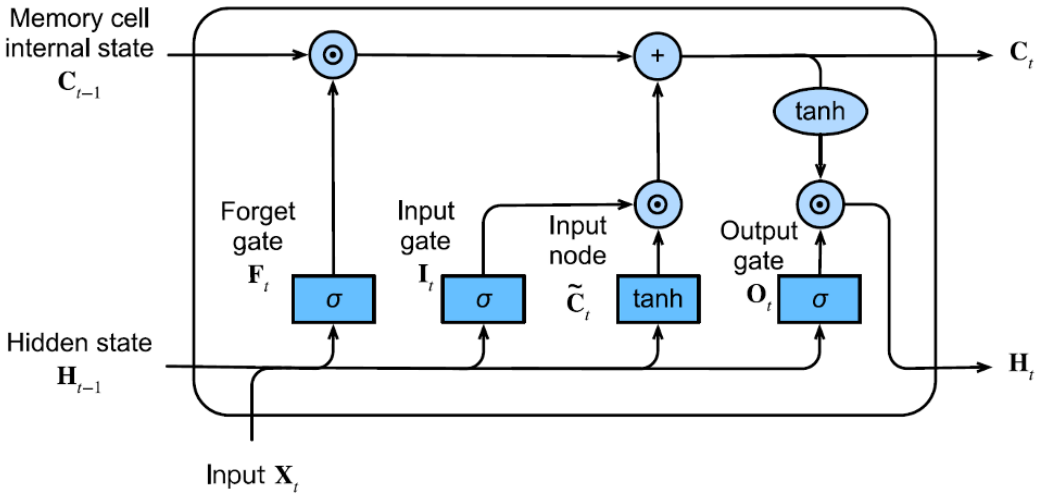


Figura 1. Esquema red LSTM () (Czum, 2020)

$$F_t = \sigma(X_t W_{xf} + H_{t-1} W_{hf} + b_f$$

$$I_t = \sigma(X_t W_{xi} + H_{t-1} W_{hi} + b_i$$

$$O_t = \sigma(X_t W_{xo} + H_{t-1} W_{ho} + b_o$$

$$\tilde{C}_t = tanh(X_t W_{xc} + H_{t-1} W_{hc} + b_c$$

Donde los términos 'W' son matrices de pesos asociados a cada neurona, el término 'X' son las secuencias de las series temporales de cada una de las variables usadas (meteorológicas, atmosféricas y de calidad del aire), para predecir la salida esperada de cantidad de registros de asma, y los términos 'h' son las salidas de los resultados de las recurrencias en la capa anterior. Se debe resaltar, que este tipo de modelo tiene una configuración por compuertas (σ) que tienen

como objetivo realizar un filtrado para conservar información de un tiempo previo (t-1) para calcular un el tiempo actual (t), de forma recurrente, conservando u olvidando así información de salida del sistema que tiene que ver con la información, que viene del mismo sistema en un tiempo anterior. Y de esta manera se obtiene una salida sopesada y adquirida de forma crítica matemáticamente hablando.

RESULTADOS

Revisión sistemática de artículos: La revisión sistemática incluyó 53 estudios relevantes publicados entre 2017 y 2024, seleccionados tras aplicar criterios de inclusión y exclusión a 217 artículos identificados inicialmente. Parte de los resultados obtenidos de esta revisión arrojan el poco uso que se le ha dado con este enfoque a modelos de aprendizaje profundo (Deep Learning) que articulen este tipo de variables ambientales y de calidad del aire con las de salud, para ser especifico con redes LSTM (Figura 1), que tiene un gran campo de acción en la predicción y clasificación.

Filtrado de datos: Los datos de salud se obtuvieron de la IPS Sumimedical entre los años 2019-2023 (Figura 2). Los datos atmosféricos, meteorológicos y de calidad de aire, fueron gestionados a través de SIATA, para el mismo periodo. Son principalmente los resultados de la etapa de limpieza, realizada a partir de herramientas de análisis de datos como Python y librerías como Numpy y Pandas. En la Figura 3, se evidencia la distribución de enfermedades después del filtrado, y los datos de patologías de los pacientes atendidos por Sumimedical en el Valle de Aburrá.

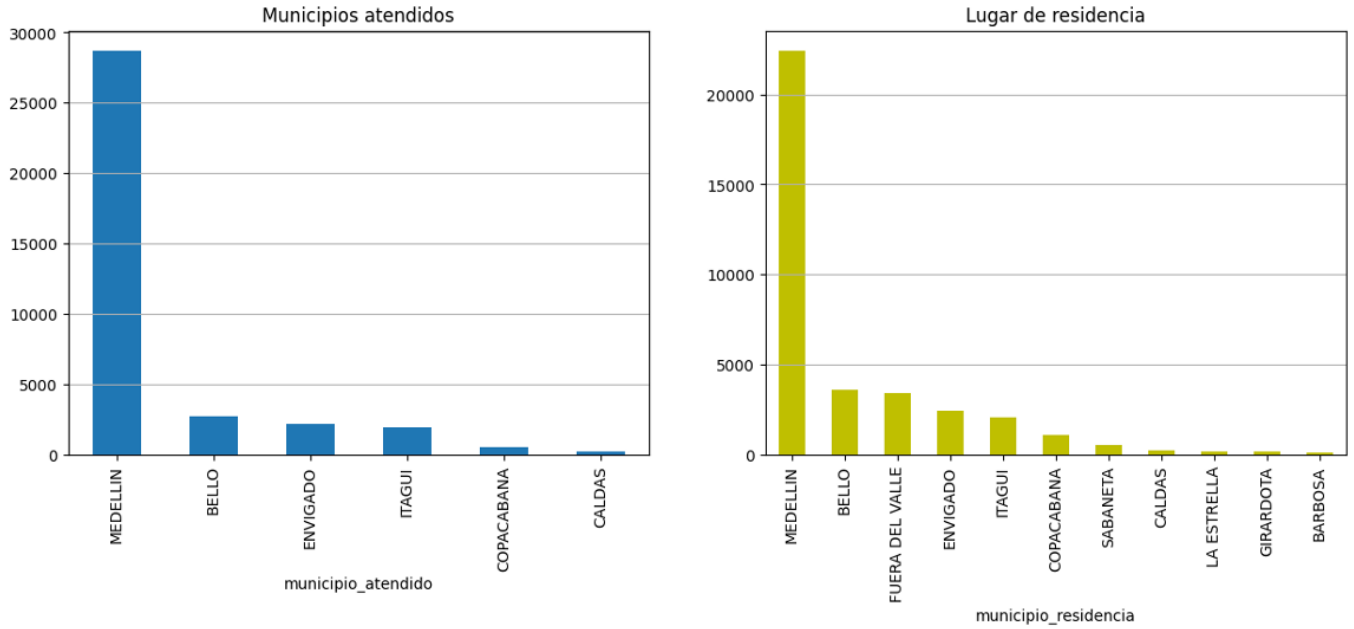


Figura 2. Distribución de pacientes del Valle de Aburrá, entidad Sumimedical (Fuente propia).

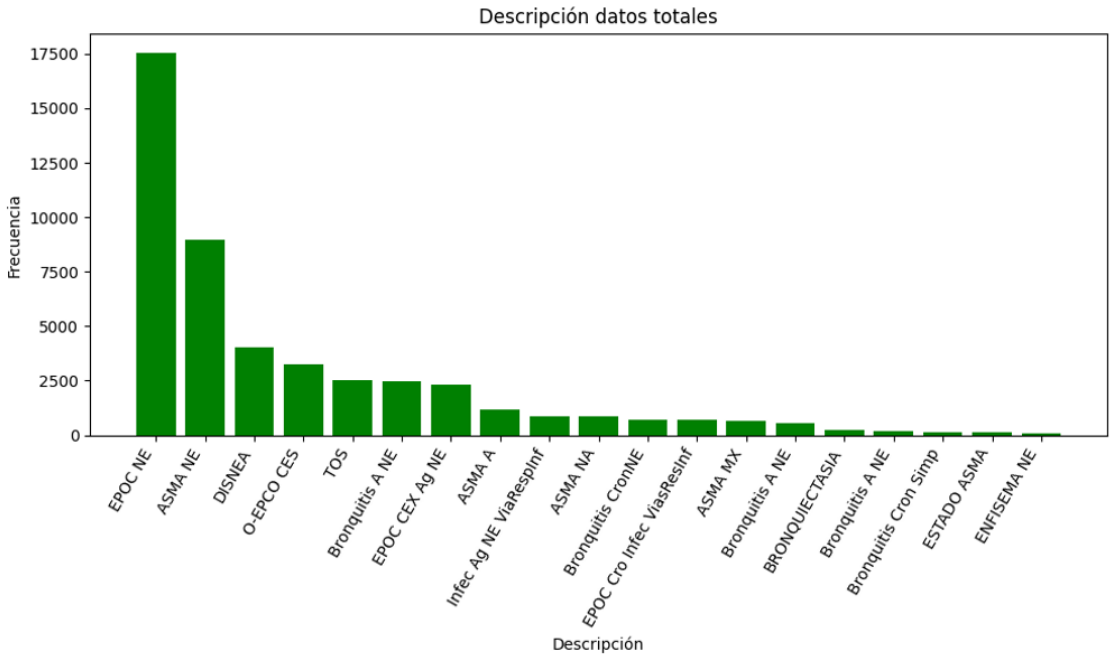


Figura 3. Distribución de datos de patologías respiratorias dadas por Sumimedical (Fuente propia)

Se llevaron a cabo pruebas utilizando la herramienta Colab para entrenar modelos LSTM con diversas configuraciones y cantidades de capas. Los mejores resultados se obtuvieron con una configuración que incluyó dos capas LSTM y una capa densa, entrenadas con datos compuestos por variables atmosféricas, meteorológicas, calidad del aire y salud, para un total de 17 variables. En la Figura 4 se presentan las métricas de error cuadrático medio (MSE) obtenidas al alimentar el modelo con todas las variables, logrando un MSE de entrenamiento de 0,00069, un MSE de validación de 0,00072 y un MSE de prueba de 0,00075. Estos resultados preliminares permiten inferir que, aunque el modelo no presenta un rendimiento poco óptimo en la predicción de la cantidad de personas con exacerbaciones asmáticas, sí es eficiente al predecir el momento en que dichas exacerbaciones ocurren (Figura 5). Por lo tanto, es fundamental realizar pruebas adicionales con otras configuraciones de modelos e hiperparámetros que permitan mejorar la predicción de la magnitud de las exacerbaciones.

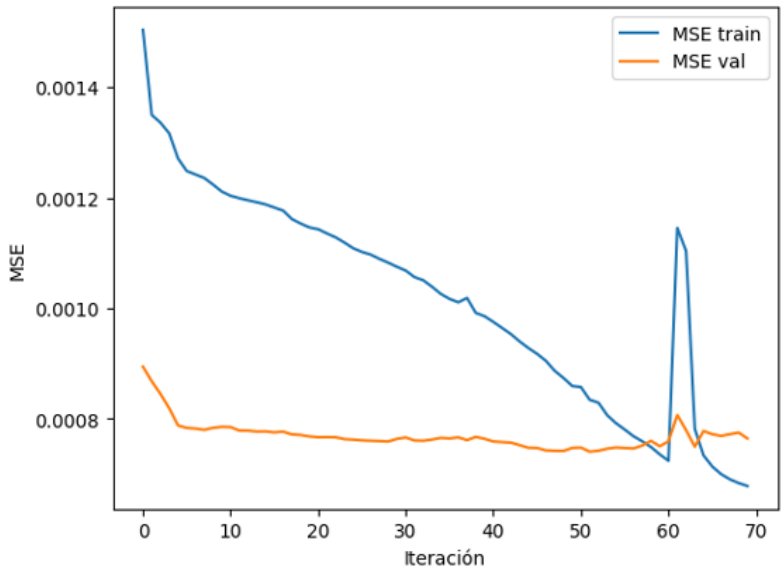


Figura 4. Resultados de rendimiento, evaluados con MSE de un modelo LSTM (Fuente propia).

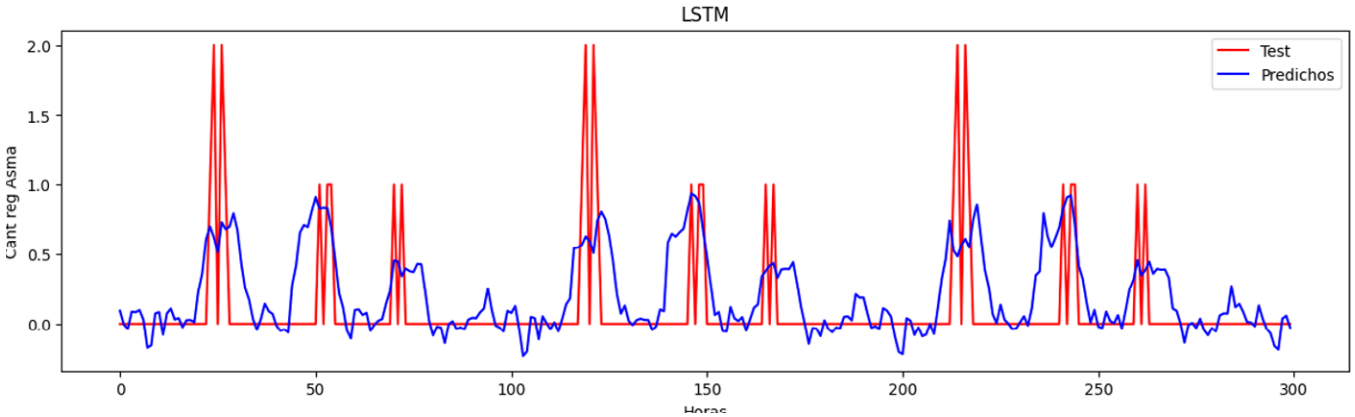


Figura 5. Valores de validación vs valores predichos por el modelo LSTM (Fuente propia).

Finalmente cabe destacar, que parte de un resultado colateral es ver el impacto de todas las variables usadas en las ocurrencias asmáticas, debido a que en la literatura se destacan variables específicas trabajadas de manera independiente; como el material particulado (PM2,5 y PM10) y algunos otros contaminantes como el O3, SO2, NO y NO2 como principales factores que influyen sobre un episodio asmático (Menares et al., 2021), por lo que, el incluir más variables en este caso, amplia las posibilidades, de forma más objetiva, y permite ver la influencia general de estas variables sobre la salud humana. Del mismo modo, es importante mencionar que a pesar de ser una caja negra, en realidad la matemática de tras de esta es robusta, y se debe considerar usar como un instrumento que puede dar muy buenos resultados, con impactos en la salud pública y la economía de una región.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

1. Impacto social: La implementación de sistemas de alerta temprana basados en inteligencia artificial podría revolucionar la gestión de picos de asma, facilitando una respuesta preventiva más efectiva y mejorando sustancialmente la calidad de vida de los habitantes del Valle de Aburrá.

2. Contribución académica: Esta investigación marca un avance en el campo del análisis de datos ambientales y de salud mediante inteligencia artificial, destacándose por su enfoque innovador en el uso de datos locales. Además, abre nuevas oportunidades para estudios futuros en regiones urbanas con características similares.

3. Repercusiones ambientales: Al promover estrategias para optimizar la calidad del aire, el proyecto fomenta un uso sostenible de los recursos ambientales, impactando positivamente en la salud y el bienestar colectivo de la población.

4 . Beneficio económico: Las alertas tempranas podrían disminuir significativamente los costos asociados a hospitalizaciones y tratamientos de emergencia, permitiendo una asignación más

eficiente de los recursos en el sistema de salud, con un efecto multiplicador en la sostenibilidad económica.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento a la empresa SUMIMEDICAL SAS por suministrar los datos anonimizados de pacientes con patologías respiratorias, lo que ha permitido el desarrollo de este estudio. Asimismo, agradecemos al Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá (SIATA), por proporcionar la información climatológica y de calidad del aire, datos fundamentales para el análisis de la relación entre las condiciones ambientales y las patologías respiratorias.

REFERENCIAS

- Betetta-Gomez, J., Medina-Ramos, C., Tafur-Anzualdo, I., & Diaz-Diaz, F. D. M. (2020). Deep Learning to Predict Outpatient Visits by Respiratory Illnesses in a High PM10 Environment. Proceedings of the 2020 IEEE 27th International Conference on Electronics, Electrical Engineering and Computing, INTERCON 2020, 3–6. https://doi.org/10.1109/INTERCON50315.2020.9220211

- Chang, M., & Ku, Y. (2023). LSTM model for predicting the daily number of asthma patients in Seoul, South Korea, using meteorological and air pollution data. Environmental Science and Pollution Research, 30(13), 37440–37448. https://doi.org/10.1007/s11356-022-24956-9

- Chaves, L. E., Nascimento, L. F. C., & Rizol, P. M. S. R. (2017). Fuzzy model to estimate the number of hospitalizations for asthma and pneumonia under the effects of air pollution. Revista de Saude Publica, 51, 1–8. https://doi.org/10.1590/S1518-8787.2017051006501

- Czum, J. M. (2020). Dive Into Deep Learning. Journal of the American College of Radiology, 17(5), 637–638. https://doi.org/10.1016/j.jacr.2020.02.005

- Gandhimathi, A., Manju, R., Ramadevi, K., Rajalakshmi, S., & Mayilvahanan, I. (2023). A study of environmental impact of air pollution on human health: PM deposition modelling. Global Nest Journal, 25(6), 35–40. https://doi.org/10.30955/gnj.004613

- Jin, X. B., Wang, Z. Y., Gong, W. T., Kong, J. L., Bai, Y. T., Su, T. L., Ma, H. J., & Chakrabarti, P. (2023). Variational Bayesian Network with Information Interpretability Filtering for Air Quality Forecasting. Mathematics, 11(4). https://doi.org/10.3390/math11040837

- Juan Gabriel Piñeros Jiménez. (2019). Contaminación atmosférica y sus efectos sobre la salud de los habitantes del Valle de Aburrá (Issue 2).

- Kim, M. S., Lee, J. H., Jang, Y. J., Lee, C. H., Choi, J. H., & Sung, T. E. (2020). Hybrid deep learning algorithm with open innovation perspective: A prediction model of asthmatic occurrence. Sustainability (Switzerland), 12(15). https://doi.org/10.3390/su12156143

- Li, X., Peng, L., Hu, Y., Shao, J., & Chi, T. (2016). Deep learning architecture for air quality predictions. Environmental Science and Pollution Research, 23(22), 22408–22417. https://doi.org/10.1007/s11356-016-7812-9

- Liao, Q., Zhu, M., Wu, L., Pan, X., Tang, X., & Wang, Z. (2020). Deep Learning for Air Quality Forecasts: a Review. Current Pollution Reports, 6(4), 399–409. https://doi.org/10.1007/s40726-020-00159-z

- Menares, C., Perez, P., Parraguez, S., & Fleming, Z. L. (2021). Forecasting PM2.5 levels in Santiago de Chile using deep learning neural networks. Urban Climate, 38. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100906

- Molfino, N. A., Turcatel, G., & Riskin, D. (2024). Machine Learning Approaches to Predict Asthma Exacerbations: A Narrative Review. Advances in Therapy, 41(2), 534–552. https://doi.org/10.1007/s12325-023-02743-3

- Moustris, K. P., Douros, K., Nastos, P. T., Larissi, I. K., Anthracopoulos, M. B., Paliatsos, A. G., & Priftis, K. N. (2012). Seven-days-ahead forecasting of childhood asthma admissions using artificial neural networks in Athens, Greece. International Journal of Environmental Health Research, 22(2), 93–104. https://doi.org/10.1080/09603123.2011.605876

- OMS. (20 de 05 de 2023). https://www.who.int/health-topics/chronic-respiratory-diseases#tab=tab_1. Obtenido de https://www.who.int/

- Parra-Sánchez, J. S., Oviedo-Carrascal, A. I., & Amaya-Fernández, F. O. (2020). Data Analytics: incidence of air pollution on public health in Medellin, Colombia. Revista de Salud Publica, 22(6), 609–617. https://doi.org/10.15446/RSAP.V22N6.78985

- Usmani, R. S. A., Pillai, T. R., Hashem, I. A. T., Marjani, M., Shaharudin, R., & Latif, M. T. (2021). Air pollution and cardiorespiratory hospitalization, predictive modeling, and analysis using artificial intelligence techniques. Environmental Science and Pollution Research, 28(40), 56759–56771. https://doi.org/10.1007/s11356-021-14305-7

IMPACTO EN LA CALIDAD DEL AIRE DE BOGOTÁ POR EL EVENTO INTENSIVO DE INCENDIOS FORESTALES DEL PRIMER TRIMESTRE DE 2024: UN ESTUDIO CON EL MODELO CALPUFF

Diego Roberto Rojas Neisa[1], Edison Yesid Ortiz Duran[2], Karen Ballesteros González[3], Daniela García Aguirre[4]

[1]Secretaría Distrital de Ambiente, roberto.rojas@ambientebogota.gov.co
[2]Secretaría Distrital de Ambiente, karen.ballesteros@ambientebogota.gov.co
[3] Secretaría Distrital de Ambiente, edison.ortiz@ambientebogota.gov.co
[4]Secretaría Distrital de Ambiente, daniela.garcia@ambientebogota.gov.co

Palabras clave: Modelación de calidad del aire, CALPUFF, Incendios Forestales, Bogotá.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales representan una de las mayores fuentes de contaminación atmosférica a nivel global, regional y local, emitiendo contaminantes como PM2.5, CO, NOx y COVs, que afectan la calidad del aire y la salud pública (Johnston et al., 2012 ; Crutzen & Andreae, 1990). Regiones como el norte de Suramérica son particularmente sensibles debido a su biodiversidad, alta ocurrencia de incendios durante períodos secos y una mayor vulnerabilidad a los efectos de cambio climático, que amplifican la frecuencia y severidad de estos eventos (Armenteras et al., 2020).

En Bogotá, la calidad del aire se ve afectada tanto por fuentes locales como por eventos regionales de transporte de contaminantes asociados con incendios forestales. Estudios previos han documentado cómo las emisiones provenientes de incendios en la región amazónica y llanos orientales influyen en episodios críticos de contaminación en la ciudad (Manuel Rincón-Riveros et al., 2020). Sin embargo, el análisis de impactos a nivel local sigue siendo limitado.

Este estudio tiene como objetivo evaluar el impacto de los incendios forestales de en el primer trimestre de 2024 en la calidad del aire de Bogotá, utilizando el modelo CALPUFF para simular la dispersión de contaminantes, cuyo impacto mediático y ambiental conllevó a la declaratoria de la primera alerta de calidad de aire del año 2024 en la ciudad.

MÉTODOS

Para evaluar el impacto de los incendios forestales en la calidad del aire de Bogotá, se utilizó el modelo CALPUFF junto con el posprocesador CALPOST para el periodo entre el 10 de enero y el 26 de febrero de 2024, en el cual se presentaron eventos de incendios intensivos en la ciudad. Los

datos de entrada comprenden información meteorología dinámica de simulaciones regionales del modelo Weather Research & Forecasting desarrollado por el Centro Nacional de Investigaciones Atmosféricas de Estados Unidos, procesados mediante el Programa de Interfaz de Modelos de Mesoescala (MMIF). Las emisiones de los incendios se generaron a partir de información sobre localización, extensión y duración del evento proporcionada por UAE Cuerpo Oficial de Bomberos de Bogotá, datos de cobertura vegetal del Sistema de información Ambiental de Colombia y factores de emisión de contaminantes criterio y carbono elemental recopilados a partir de revisión de literatura específicamente para cada tipo de cobertura encontrada en el área de estudio (Tabla 1). Para la simulación, se asumió que los incendios son una fuente de área (cuadrado) centrada en la localización dada y cuya extensión corresponde a los datos suministrados. El dominio de simulación se muestra en la Figura 1, con respecto a la configuración del modelo, se utilizó una proyección Mercator con resolución de cuadrícula de 1x1 km, las especies incluidas son SOx, NOx, CO, PM_{10}, PM_{25} y BC, con depósitos seco y húmedo activados, además, se empleó un esquema de dispersión basado en coeficientes micrometeorológicos internos. El desempeño de las simulaciones se realizó comparando las anomalías en concentración simuladas con las anomalías observadas en las estaciones de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB). Las anomalías de concentración observadas fueron estimadas como la diferencia entre un perfil horario promedio para épocas sin emisiones significativas de incendios con las concentraciones horarias medidas en el periodo mencionado de alta incidencia de incendios. Finalmente, se evaluó el impacto de los eventos de incendios a partir de la distribución espacio-temporal de anomalías de concentración de contaminantes.

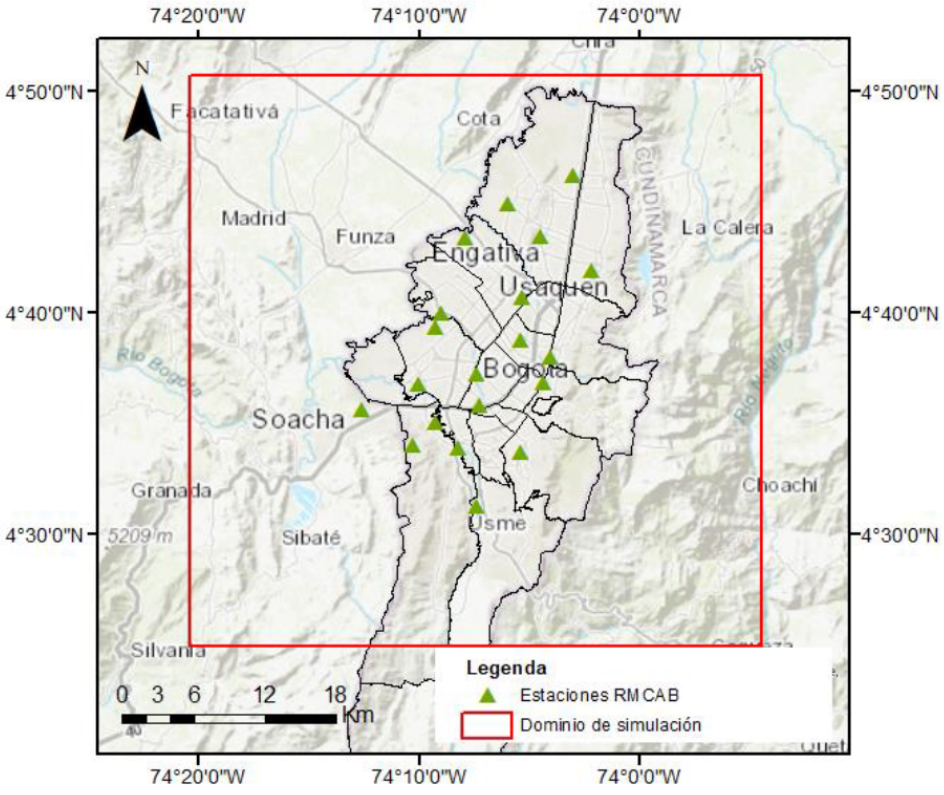


Figura 1. Área de estudio y dominio de simulación. Fuente: Elaboración propia.

Tabla 1. Factores de emisión (g m-2) para diferentes coberturas relevantes para Bogotá y alrededores.

Cobertura	EF_SO2	EF_CO	EF_NO2	EF_PM_{10}	EF_ $PM_{2.5}$	EF_BC
Sabana / pastura	0,34	44,73	2,769	0	5,09	0,26
Bosque	6,06	1.409,88	38,66	280,46	137,95	7,88
Humedal	0	6.970,6	30,64	0	0	7,66

Fuente: Adaptado de Akagi et. al. (2011)

RESULTADOS

En la Figura 2 se presenta la distribución de anomalías de concentraciones máximas horarias del periodo de tiempo simulado. Se evidencian 2 puntos calientes en la zona centro-oriental y sur, los cuales corresponden a los incendios en el cerro el cable y quebrada la vieja en la localidad de Chapinero y el parque entre nubes en la localidad de Usme. Para el caso de los eventos de incendios en Chapinero la dispersión ocurre hacia el nor-occidente de la ciudad principalmente, mientras que la pluma de contaminación centrada en el parque entre nubes presenta un transporte hacia las direcciones sur-oriente y norte. En términos cuantitativos, se observa que los eventos de incendios incrementaron hasta 25$\mu g\ m^{-3}$ la concentración ambiental de $PM_{2.5}$ en el periodo analizado.

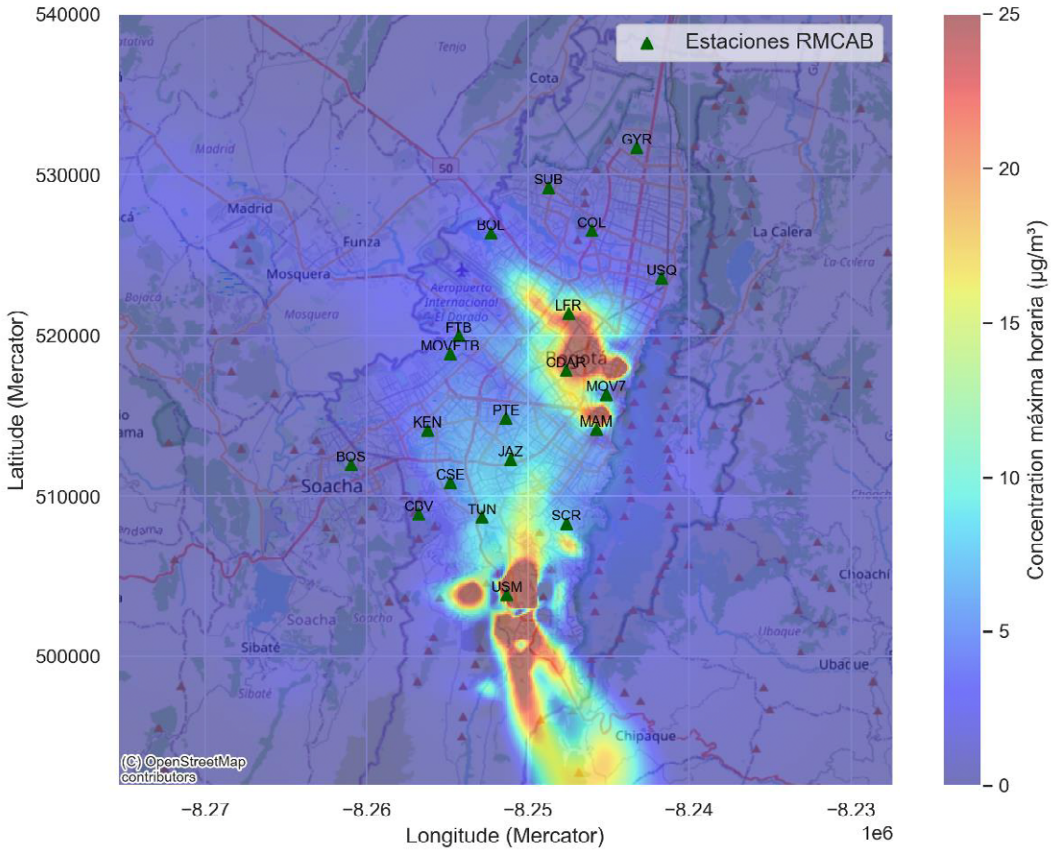


Figura 2. Distribución especial del aporte ene concentración máximo de $PM_{2.5}$ para el periodo 10-ene a 26 feb. Fuente: Elaboración propia.

Respecto a las posibles causas de sesgo en el ejercicio de simulación, se destaca la incertidumbre en la estimación de la localización precisa, extensión y duración real de los focos de incendio, así como las variaciones en la cobertura vegetal afectada. Este tipo de información reportada por el Cuerpo Oficial de Bomberos de Bogotá no siempre está completa y puede presentar limitaciones ya que se deriva de observaciones rápidas en campo o reportes preliminares. Además, la representación de los incendios como fuentes de área de forma cuadrada simplifica la geometría real del evento, lo cual puede influir en la precisión de la pluma de dispersión. Con respecto a la información de factores de emisión, puede presentarse incertidumbre debido a que estos fueron tomados de estudios que no fueron desarrollados específicamente para las condiciones de cobertura vegetal locales. Factores como el contenido de carbono, la humedad del combustible y la densidad de biomasa pueden variar significativamente entre regiones, lo que afecta la cantidad de material efectivamente quemado y, en consecuencia, la estimación de emisiones. Por lo tanto, los resultados deben interpretarse como aproximaciones sujetas a la representatividad limitada de los factores de emisión disponibles para ecosistemas locales, particularmente para la cobertura de páramo, cuya información de factores de emisión es muy limitada o inexistente. Esta limitación resalta la necesidad de estudios específicos que caractericen el comportamiento de emisión de quema de biomasa en el contexto colombiano. Otro aspecto relevante es la ausencia de procesos fotoquímicos y reacciones secundarias en el modelo CALPUFF, lo que limita la capacidad de capturar transformaciones atmosféricas de contaminantes como los COVs o el NO_2. A pesar de estas limitaciones, los resultados obtenidos permiten identificar tendencias espaciales consistentes con la ubicación de los incendios y sugieren un impacto significativo en la calidad del aire urbana.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Aunque los modelos de dispersión como CALPUFF no contemplan todo el estado del arte de las interacciones de contaminantes en la atmósfera en comparación con los modelos de transporte químico, pueden ser útiles como una primera herramienta de “screening” para evaluar el potencial de afectación de eventos de contaminación, particularmente en la gestión de alertas tempranas en donde el uso de modelos de transporte químico tienen la limitante de la capacidad computacional y el tiempo de simulación; a diferencia de modelos gaussianos ampliamente usados, CALPUFF permite tener una mejor representación de la pluma de los incendios debido a que la estimación lagrangiana de los puffs tiene en cuenta el comportamiento diverso de la meteorología en la ciudad.

REFERENCIAS

- Akagi, S. K., Yokelson, R. J., Wiedinmyer, C., Alvarado, M. J., Reid, J. S., Karl, T., Crounse, J. D., & Wennberg, P. O. (2011). Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models. In Atmospheric Chemistry and Physics (Vol. 11, Issue 9, pp. 4039–4072). Copernicus GmbH. https://doi.org/10.5194/acp-11-4039-2011

- Armenteras, D., González, T. M., Ríos, O. V., Elizalde, M. C. M., & Oliveras, I. (2020). Fire in the ecosystems of northern south america: Advances in the ecology of tropical fires in Colombia, Ecuador and Peru. Caldasia, 42(1), 1–16. https://doi.org/10.15446/caldasia.v42n1.77353

- Crutzen, P. J., & Andreae, M. 0. (1990). Biomass Buriing in the Tropics: Impact on Atmospheric Chemistry and Biogeochemical Cycles. www.sciencemag.org

- Johnston, F. H., Henderson, S. B., Chen, Y., Randerson, J. T., Marlier, M., DeFries, R. S., Kinney, P., Bowman, D. M. J. S., & Brauer, M. (2012). Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. Environmental Health Perspectives, 120(5), 695–701. https://doi.org/10.1289/ehp.1104422

- 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

IDENTIFICANDO INCENDIOS EN CHILE POR MEDIO DEL AGRUPAMIENTO DIFUSO ESPACIO TEMPORAL (FUSTA)

Katherine Muñoz-Padilla[1,2], Héctor Jorquera González[3]

[1] Pontificia Universidad Católica de Chile, kmunozpadilla@uc.cl
[2] Universidad Santo Tomás, kmunoz36@santotomas.cl
[3] Pontificia Universidad Católica de Chile, jorquera@uc.cl
El autor de correspondencia será el encargado de verificar la aprobación de todos los autores para la aplicación al evento y enviar el resumen extendido, y será con quien el CASAP X mantendrá comunicación.

Palabras clave: Incendio ; FUSTA ; clúster ; Megaincendios.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, los incendios forestales se han incrementado en frecuencia e intensidad a nivel global, en gran parte debido al cambio climático. En Chile, estos eventos se repiten cada vez con mayor frecuencia, principalmente por las altas temperaturas, residuos mal dispuestos y actividades humanas. A pesar de su relevancia, existe una limitada investigación sobre los impactos locales y regionales de estos incendios en la calidad del aire. Las áreas más afectadas suelen ser rurales, donde no hay un monitoreo regular de la calidad del aire, y las ciudades solo perciben los efectos de grandes incendios, dejando de lado eventos de menor escala. Además, la modelación precisa de estos impactos requiere el uso de modelos avanzados de transporte atmosférico y químicos que no han sido ampliamente aplicados en el contexto chileno.

El principal objetivo de este proyecto doctoral es analizar los impactos de los incendios forestales de la temporada de verano de 2023 sobre la calidad del aire en Chile central, abarcando las regiones de Los Lagos hasta la Metropolitana. Se utiliza la metodología FUSTA (FUzzy SpatioTemporal Apportionment) (Jorquera & Villalobos, 2023) para estimar los impactos específicos de los incendios en estaciones de monitoreo de calidad del aire y así mejorar las predicciones de exposición a contaminantes como ozono y material particulado (MP2.5).

Para lograrlo, se analiza la temporada de incendios desde el 2014-2023 por medio la metodología de Agrupamiento Difuso Espacio Temporal (FUSTA) para identificar de manera precisa los eventos de incendios forestales y su impacto en la calidad del aire, diferenciándolos de otras fuentes de contaminación. La metodología, permite identificar patrones de contaminación asociados exclusivamente a incendios forestales. FUSTA agrupa datos espaciotemporales de concentraciones de contaminantes y meteorología para detectar eventos extremos, como son los incendios, diferenciándolos de fuentes regulares de contaminación. Esto proporciona una evaluación más precisa del impacto de los incendios en la calidad del aire, tanto en áreas

urbanas como rurales. Además, cuando se tenga el análisis de todas las regiones del estudio (en desarrollo) se obtendrá una línea de tiempo de los impactos históricos de los incendios en la calidad del aire en Chile central. Esta información es crucial para mejorar la comprensión de los riesgos para la salud pública asociados a los incendios y para desarrollar políticas públicas más eficaces en la gestión de la calidad del aire y la respuesta ante emergencias ambientales.

El Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire (SINCA), es la red de monitoreo que existe en Chile, la cual tiene mediciones de contaminantes y algunas variables meteorológicas, sin embargo, no todas las estaciones cuentan con la misma información con respecto a las variables y a las fechas. Adicionalmente, la geografía es irregular, lo que puede generar un margen de error, entre las regiones de Los Lagos y la Metropolitana.

MÉTODOS

El algoritmo Fuzzy K-means (Bezdek et al., 1984), es el original, al cual se le hacen ciertas variaciones y se obtiene el modelo FUSTA, el cual sigue la ecuación:

$$\min_{U,C} J_{FKMNE} = \sum_{i=1}^{n}\sum_{k=1}^{p} u_{ik} \cdot \|x_i - c_k\|^2 + t \cdot \sum_{i=1}^{n}\sum_{k=1}^{p} u_{ik} \cdot log(u_{ik}) + \sum_{i=1}^{n} \delta^2 \left(1 - \sum_{k=1}^{p} u_{ik}\right)^2$$

Ecuación 1: "Algoritmo FUSTA"

$$s.a. \quad u_{ik} \in [0,1]; \sum_{k=1}^{p+1} u_{ik} = 1$$

Aquí, el segundo y tercer término corresponden a las variaciones introducidas al algoritmo original. El segundo término de la ecuación puede interpretarse como una restricción de entropía para agrupamientos difusos, que permite evitar soluciones triviales (donde todos los clústeres son iguales) o la solución clásica (k-means). El tercer término corresponde al clúster de ruido, que contiene todas las observaciones anormales (Ferraro & Giordani, 2015), que no forman parte de un clúster regular y que, en el caso de esta investigación, será clave para identificar dichos eventos extremos.

Para poder aplicar el algoritmo de FUSTA, las concentraciones de los contaminantes a estudiar deberán ser llevados a escala logarítmica, de forma de que tengan una distribución normal (aprox.). Adicionalmente se trabajarán con datos meteorológicos, como el vector viento, el cual se debe transformar a las componentes cartesianas de (u,v). Valores que sean atípicos, no serán eliminados, puesto que en esta investigación se busca aquellos momentos o instancias en que los valores de las concentraciones no siguen un patrón establecido, sin embargo, las concentraciones no podrán ser negativas, ya que el valor mínimo de éstas será dado por el límite de detección instrumental. Por último, todas las variables serán estandarizadas antes de ser procesadas por el algoritmo de agrupamiento difuso escogido (Rodríguez et al., 2023).+-

Para este trabajo se analizó sólo una estación de monitoreo llamada Kingston College ubicada en la costa de la Región del Biobío, se toma esta estación por la ubicación y por la información con la que contaba. Se toman las concentraciones del MP2.5, MP10, la temperatura, dirección y velocidad del viento entre los años 2014-2023, los datos son horarios. Se toman todas las estaciones del año para ver si existe algún patrón que destaque en la época de invierno (verano en Latinoamérica). Este es una primera aproximación del estudio, puesto que se seguirán tomando otras estaciones representativas de cada región para ver si existe algún patrón que se pueda asociar a los incendios.

RESULTADOS

Los resultados con los que se cuenta hasta este momento son el análisis de una estación ubicada en la región del Biobío, Kingstone College. Lo primero que se realiza es aplicar la metodología, utilizando diferentes k, de forma de obtener distinto números de clúster. A continuación se muestra el resultado con un k=5:

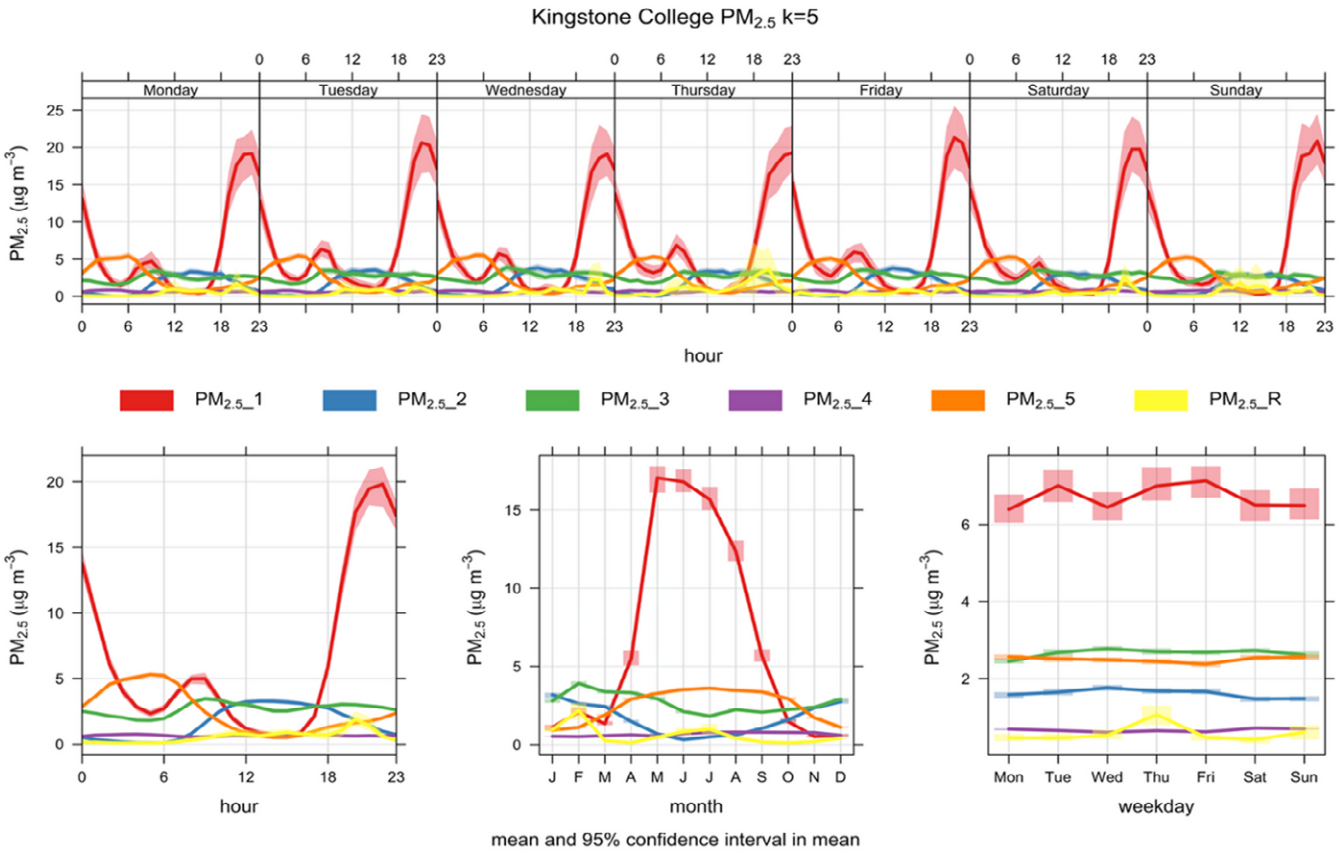


Figura 1: Estación Kingstone College PM2,5 (k=5)
Fuente: Elaboración Propia

De acuerdo la Figura 1, se tiene primero uno semanal por hora, para ver el comportamiento de los clústeres en una semana, luego de izquierda a derecha en los gráficos de abajo, se tiene que primero se analiza el comportamiento del contaminante PM2,5 en un día, luego en un año (promediando mensualmente) y finalmente en una semana (con promedio diario).

Sin embargo, se necesita indicar la Fuente de cada patrón (clúster), y por tanto se analizan por separado, Figura 2, se muestra lo que ocurre con el clúster de "Ruido" el cual suponemos debemos encontrar los incendios.

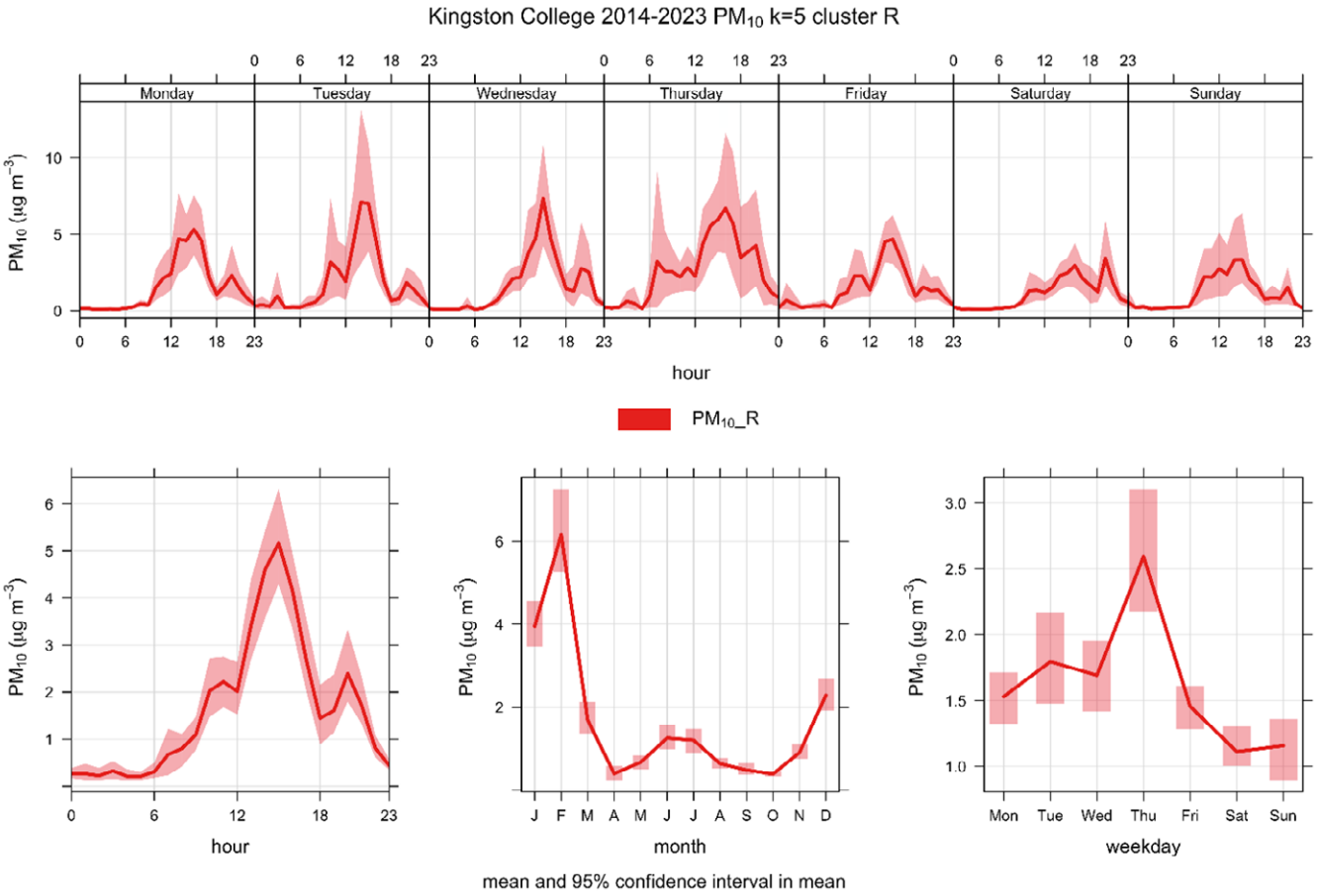


Figura 2: Estación Kingstone College PM2,5 (k=5). Fuente: Elaboración Propia

En la Figura 2, que tiene la misma distribución que en la Figura 1, se tiene que el peak se encuentra en febrero y que el horario más crítico es a partir de las 16 hrs. Por último se presentan unos gráficos polares:

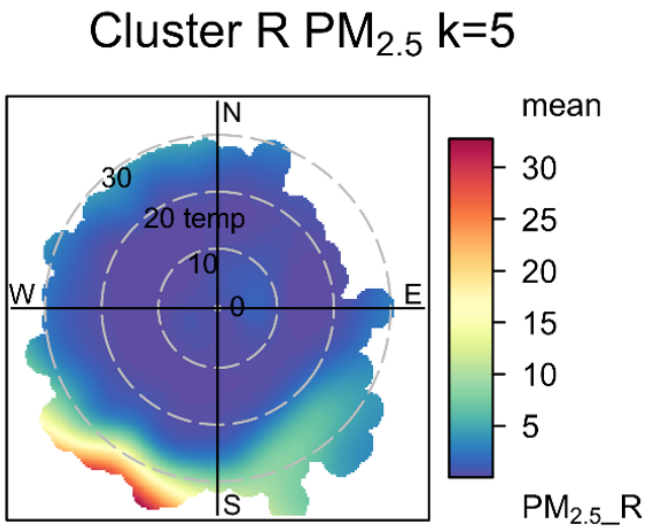


Figura 3: "Gráfico polar de la temperatura y concentración del clúster Ruido". Fuente: Elaboración Propia

De la Figura 3 se desprende que la mayor concentración está en el sur-oeste y que tiene directa relación con la temperatura.

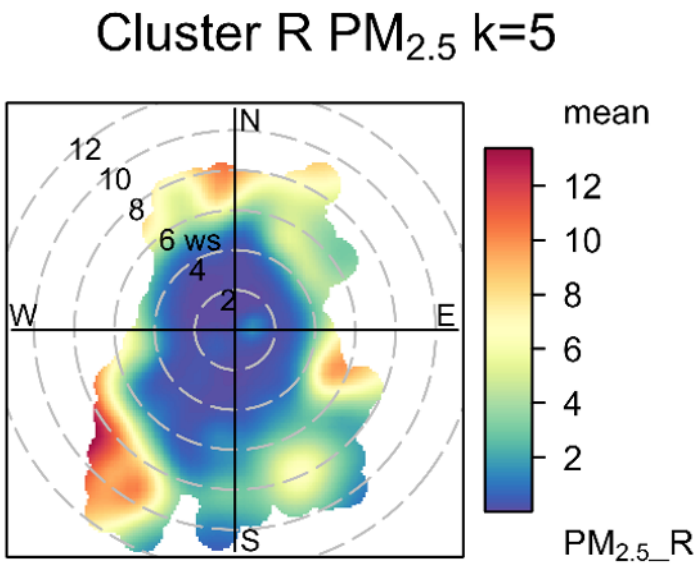


Figura 4: "Gráfico polar de la dirección del viento y concentración del clúster Ruido"
Fuente: Elaboración Propia

De la Figura 4 se desprende que la mayor concentración proviene del oeste-sur y también de otros lugares y que está relacionada con la velocidad del viento.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

En Chile durante la temporada de invierno existen Planes de manejo de la contaminación atmosférica, entre ellos está la condición de: "Alerta, pre-Emergencia y Emergencia". Estos estados son utilizados para algunas ciudades y va a depender de las condiciones en la Calidad del Aire. Sin embargo, al terminar el invierno, no se vuelven a utilizar estas medidas y la temporada de incendios es en la época de Verano (Diciembre a Marzo), principalmente los meses de Enero y Febrero. Es por esto que el proyecto lo que busca es entregar una cuantificación de lo que ocurre con la calidad del aire en temporada de incendios, de forma que se reformulen la época de implementación de las medidas, en otras palabras, que se estudien planes y políticas para el verano en temas de calidad del aire.

REFERENCIAS

- Bezdek, J. C., Ehrlich, R., & Full, W. (1984). FCM: The fuzzy c-means clustering algorithm. Computers & Geosciences, 10(2), 191-203. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0098-3004(84)90020-7

- Ferraro, M. B., & Giordani, P. (2015). A toolbox for fuzzy clustering using the R programming language. Fuzzy Sets and Systems, 279, 1-16. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fss.2015.05.001
- Jorquera, H., & Villalobos, A. M. (2023). A new methodology for source apportionment of gaseous industrial emissions. J Hazard Mater, 443(Pt B), 130335. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130335

- Rodríguez, J., García, M. Á., Pérez, I. A., & Jorquera, H. (2023). Saharan dust contributions to high hourly PM10 concentrations at a background station in Southwestern Europe. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 37(10), 3779-3795. https://doi.org/10.1007/s00477-023-02479-0

COMPARISON OF DEEP LEARNING MODELS' PERFORMANCE FOR 24-HOUR FORECAST OF PARTICULATE MATTER USING ERA5 METEOROLOGICAL DATA

Angie Natali Zambrano Ovalle[1], Erick Giovani Sperandio Nascimento[2], Felipe D. Cunha[3], Boris René Galvis Remolina[4], Taciana Toledo de Almeida Albuquerque[5]

[1]Graduate program in Sanitation, Environment and Water Resources, Av. Presidente Antônio Carlos, 6627, Belo Horizonte, 31270-901, MG, Brazil, natalizambrano512@gmail.com
[2] Clean Air Systems at the Surrey Institute for People-Centred AI, University of Surrey, United Kingdom, erick.sperandio@surrey.ac.uk . [3]Departamento de Ciência da Computação, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Minas Gerais 30535-901, Brasil . felipe@pucminas.br
[4] Escuela de Ingenieria de Recursos Naturales y del Ambiente - Universidad del Valle in Cali, Colombia . boris.galvis@correounivalle.edu.co . [5] Graduate program in Sanitation, Environment and Water Resources, Av. Presidente Antônio Carlos, 6627, Belo Horizonte, 31270-901, MG, Brazil taciana@desa.ufmg.br

Palabras clave: Aprendizaje profundo; Material Particulado; Predicción, Reanálisis meteorológico.

INTRODUTION

The open-pit mining in the state of Minas Gerais is an integral element of the history and development of the region, as well as a significant contributor to the economic development of Brazil. (MIRAGLIA et al., 2014). Particularly, the two largest producers of iron mining in the country, Vale and CSN, are operating in Congonhas municipality, transforming the city into one that has been reliant on the mining industry for than a century (ANGOTTI et al., 2022). In mining regions, such as Congonhas, it is common for there to be exceedances of air quality standards and, consequently, critical pollution events. They often face unique challenges related to air quality due to mining operations, transportation of minerals, and other industrial activities. To mitigate the adverse effects of such events, employing advanced technologies like Deep Learning models can be a valuable approach. This study proposes to explore the use of Deep Learning architecture for forecasting 24-Hour PM concentrations in a mining city with ERA5 reanalysis meteorological data.

METODOLOGY

The models were trained on data from 2018 to 2022 and evaluated on 2023 data. 20% of the training data was reserved for validation. Due to significant missing data in the monitoring network, ERA5 reanalysis data from ECMWF was used. This dataset provides hourly atmospheric

variables and has shown good performance against ground station measurements (HERSBACH et al., 2020).

The dataset was structured with 30 input variables, including PM10 concentrations, ERA5 meteorological variables, station locations, and cyclical weather features. Both training and test datasets were normalized using MixMaxScaler.

Various model architectures were explored, including LSTM, GRU, Conv1D, and their combinations. The Keras Tuner library was used to optimize hyperparameters. All models were trained for 200 epochs with 6 lookbacks, 64 batches, and the Adam optimizer.

The trained models were tested on 2023 data. Performance metrics, such as RMSE, MAE, NMSE, Spearman's coefficient, and Coefficient of Determination, were calculated to assess prediction accuracy. Overall metrics were computed for all expected hours, and a detailed analysis was conducted for each predicted hour.

RESULTS

The overall results, shown in Table 1, the models showed that the GRU-Conv1D model achieved an RMSE of 30.96, indicating a lower root mean squared error. However, the GRU model demonstrated a smaller MAE of 17.81, suggesting lower average absolute errors. Furthermore, the GRU model obtained a slightly higher Spearman correlation coefficient of 0.58, which implies a better correlation between the actual and predicted values. Lastly, the R^2 value of 0.19 was marginally higher for the GRU-Conv1D model, indicating that it explains a slightly greater proportion of the variability in the data.

Table 1. Models' performance metrics

Model	RMSE	MAE	R2	r Spearman
LSTM	32,55	20,23	0,11	0,54
GRU	31,12	17,81	0,18	0,58
Conv1D	32,02	17,99	0,14	0,53
LSTM Conv1D	32,98	18,34	0,08	0,48
GRU Conv1D	30,96	18,58	0,19	0,55

Source: Author.

Figure 1 presents the RMSE and MAE metrics of the models, enabling an analysis of these metrics across different forecasting horizons. In this figure, it was observed that, in general, all models exhibit lower RMSE and MAE values during the initial hours of forecasting. The horizon-based analysis revealed that, although the GRU-Conv1D model displayed a lower average RMSE compared to the GRU model, the latter demonstrated superior performance in the first hour of forecasting. Considering both metrics, it was evident that the GRU model performs better in the predictions for the first five hours.

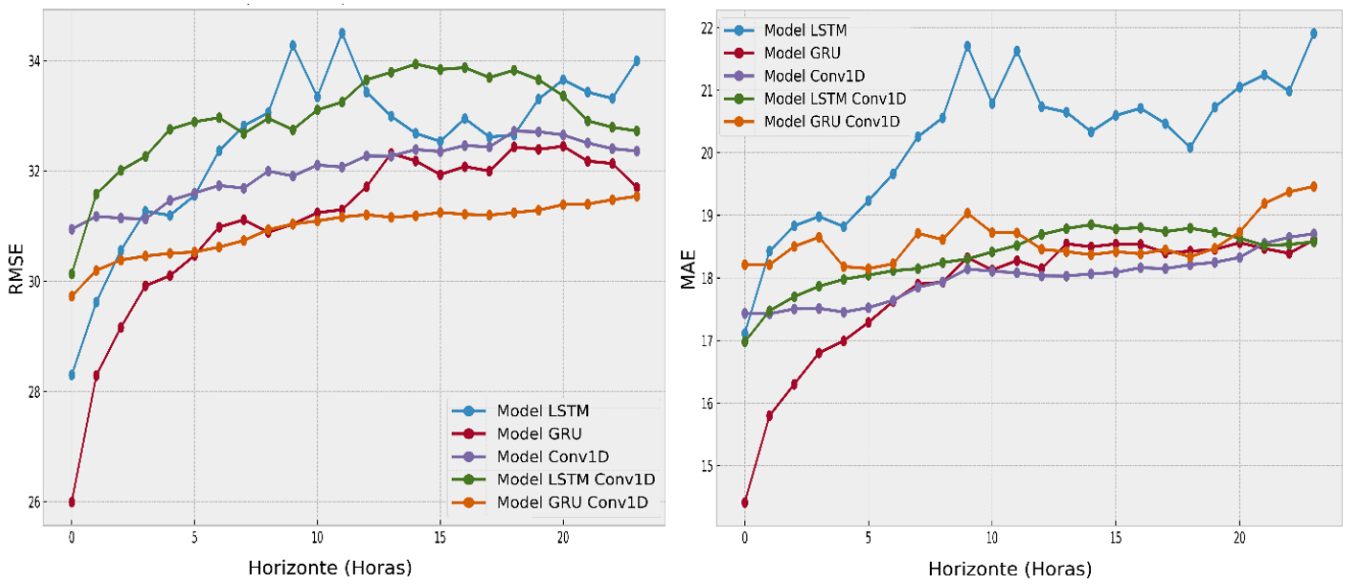


Figure 1: RMSE and MAE for each horizon for each model. Source: Author

The hybrid models LSTM-Conv1D and GRU-Conv1D demonstrated the best performance in 24-hour ahead predictions across all stations, including both training stations and Jardim Profeta and Motas. Horizon-based analysis showed higher correlations (r-Spearman > 0.60) during the first five hours at Basílica and Pires stations. R^2 values were similar in the first hour (0.35–0.40) for training stations, except Lobo Leite, but declined in subsequent hours.

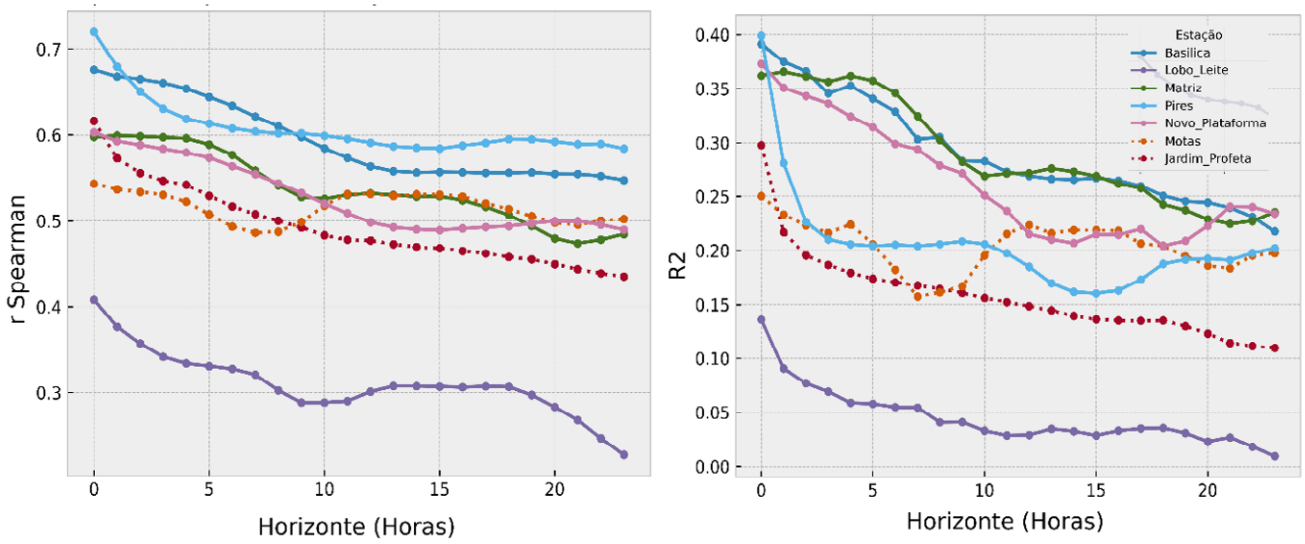


Figure 2: r Spearman and R2 for each horizon for each station. Source: Author

PUBLIC POLICY AND PRACTICAL IMPLICATIONS

The completed project demonstrates significant implications for public policy and environmental management. By developing deep learning models, such as neural networks, to predict atmospheric particulate matter concentrations, a powerful tool is provided for environmental policymakers. These predictions enable proactive responses to critical pollution events, such as restricting emission-generating activities, issuing public alerts, and implementing mitigation strategies tailored to specific areas and situations.

In the municipality of Congonhas, this approach has shown how technology can enhance local air quality monitoring networks. This integration improves resource allocation, allowing interventions to target high-risk areas more effectively. Moreover, the results highlight the potential for replication in other municipalities with similar challenges.

From a practical perspective, these tools empower environmental managers to design evidence-based policies, addressing not only acute environmental emergencies but also chronic exposure to air pollutants. This is especially vital in urban and industrial areas where vulnerable populations are most affected

REFERENCES

- Angotti, M., et al. (2022). Uma abordagem narrativa para relatar impactos contábeis sociais e ambientais no setor de mineração – dando voz às comunidades marginalizadas. Meditari Accountancy Research.

- Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Hirahara, S., Horányi, A., Muñoz-Sabater, J., Nicolas, J., et al. (2020). The ERA5 global reanalysis. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 146(730), 1999–2049. https://doi.org/10.1002/qj.3803

- Miraglia, S. G. E. K., & Gouveia, N. (2014). Custos da poluição atmosférica nas regiões metropolitanas brasileiras. Ciência & Saúde Coletiva, 10, 4141–4147.

HACIA UNA MOVILIDAD SOSTENIBLE: MODELACIÓN Y ANÁLISIS DE EMISIONES DEL TRANSPORTE TERRESTRE, MARÍTIMO Y AÉREO EN CHILE (2015-2050)

Mauricio Osses[1,2] , David Bevilacqua[1,2], Marcos Pereira[1,2] , Benjamín Jimenez[1], Tomás Nuñez[1]

1 Universidad Técnica Federico Santa María, Santiago, Chile . 2 Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia - CR2, Santiago, Chile . Autor de correspondencia: Mauricio Osses (mauricio.osses@usm.cl)

Palabras clave: Emisiones; transporte terrestre; transporte marítimo; transporte aéreo; análisis comparativo.

INTRODUCCIÓN

El sector transporte es un contribuyente clave a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y contaminantes atmosféricos en Chile, lo que representa un desafío significativo en el contexto ambiental [1]. Este reto se enmarca en los compromisos asumidos por el país para alcanzar la neutralidad de carbono en 2050, lo cual exige transformaciones profundas en las actividades y tecnologías de transporte [2]. Este trabajo presenta un análisis exhaustivo de las emisiones asociadas a los modos de transporte terrestre, marítimo y aéreo en el período 2015-2050. Los resultados permiten identificar tendencias en las emisiones generadas por cada modo de transporte y su impacto en el contexto de las metas climáticas nacionales [3]. Esta información busca facilitar el desarrollo de estrategias de mitigación efectivas e integradas que respalden los objetivos de sostenibilidad de Chile.

MÉTODOS

El análisis considera distintos escenarios de proyección, con distintos niveles de penetración de tecnologías convencionales y eléctricas. Para transporte terrestre se consideran tasas de electromovilidad de 10, 45 y 37% anual a partir de 2035, para vehículos livianos y un 100% de flota eléctrica al 240 para transporte público. En el transporte marítimo se analizan dos niveles de electrificación para las maniobras en puerto, mientras que para transporte aéreo se evalúan dos niveles de penetración de flotas de bajo consumo de combustible.

Se empleó una metodología bottom-up basada en la integración de datos de actividad de transporte y factores de emisión específicos, siguiendo estándares internacionales adaptados a las condiciones locales de Chile [4].

Modos de Transporte Analizados

1. Transporte terrestre:

- Incluye vehículos livianos, pesados y motocicletas.
- Factores de emisión provenientes de COPERT 5, ajustados a la composición de flota y normativas chilenas.

2. Transporte marítimo:

- Basado en volúmenes de movimiento de carga en los principales puertos del país.
- Factores de emisión calculados según el tipo de operación y combustible utilizado, siguiendo la metodología de ENTEK UK.

3. Transporte aéreo:

- Considera emisiones de flotas aéreas comerciales y privadas en aeropuertos principales.
- Factores de emisión estimados mediante TIER 3-a de la Agencia Europea de Medio Ambiente [5].

Horizonte Temporal y Validación

- **Período analizado:** 2015-2050, con proyecciones basadas en escenarios de crecimiento poblacional y económico.
- Comparación de resultados con inventarios globales (EDGAR y CEDS) y datos oficiales nacionales [6].

RESULTADOS

El análisis mostró patrones claros de contribución de los distintos modos de transporte a las emisiones totales de GEI y contaminantes:

Transporte terrestre:

Principal generador de emisiones de CO2, con una tendencia decreciente hacia 2050 debido a la electrificación progresiva de flotas y adopción de estándares EURO VI/VII. Se simuló la penetración de electromovilidad de vehículos livianos particulares con 10%, 37% y 45% anual. Con esto se obtiene la meta de emisiones de CO2 basada en la NDC chilena, de 15 millones de toneladas de CO2. Dado que este nivel de penetración es muy alto, se analiza el impacto que deberían tener la inserción de medidas complementarias, tales como teletrabajo, cambio modal a ciclos y expansión masiva de vehículos compartidos.

Transporte marítimo:

Emisiones de CO_2 y NO_x dominan este sector, especialmente en puertos como Valparaíso y San Antonio. Las proyecciones indican un crecimiento moderado asociado al comercio internacional. Se identifica un alto nivel de potencial de reducción de emisiones mediante la electrificación de embarcaciones y puertos para las operaciones a la gira, maniobra y carga/descarga en puerto, así como en el transporte de mercancías en tierra con trenes eléctricos.

Transporte aéreo:

Genera emisiones significativas de CO_2 y $PM_{2.5}$, con un crecimiento sostenido hasta 2050 debido al aumento en el tráfico aéreo. El análisis de vuelos domésticos revela que el cambio a modelos Airbus NEO reduciría las emisiones de CO_2 en un 13,8% si el cambio es inmediato, o en un 12% si se realiza gradualmente entre 2026 y 2050.

Los resultados destacan la necesidad de medidas específicas para cada modo de transporte, dada su contribución diferenciada al total nacional.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este análisis proporciona información esencial para desarrollar estrategias efectivas de mitigación de emisiones en los distintos modos de transporte. Permite priorizar la implementación de tecnologías limpias y el uso de combustibles alternativos que reduzcan el impacto ambiental del transporte terrestre, marítimo y aéreo. Además, sirve como base para orientar políticas regulatorias enfocadas en la electrificación de flotas terrestres y la incorporación de combustibles más sostenibles en las operaciones marítimas y aéreas. La información obtenida también es fundamental para monitorear de manera precisa el avance hacia las metas de neutralidad de carbono, identificando los logros y áreas de oportunidad en cada sector. Este enfoque integral no solo respalda la toma de decisiones informadas, sino que también contribuye a la transición hacia un sistema de transporte más sostenible y alineado con los compromisos climáticos de Chile.

REFERENCIAS

- Osses, M., et al. (2022). High-resolution spatial-distribution maps of road transport exhaust emissions in Chile, 1990–2020. Earth System Science Data, 14, 1359-1376.
- https://doi.org/10.5194/essd-14-1359-2022

- Gobierno de Chile. (2020). Actualización de la Contribución Determinada a Nivel Nacional de Chile. Ministerio del Medio Ambiente. Recuperado de https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2020/11/Actualizaci%C3%B3n-NDC_Chile.pdf

- Rojas, N., et al. (2023). Análisis y evaluación de emisiones de gases de efecto invernadero en el sector transporte de Chile. Environmental Studies, 27(3), 102-119.

- Laengle, I. (2023). Desarrollo de un modelo de emisiones de alta resolución para el transporte en Chile. Tesis de Magíster, Universidad Técnica Federico Santa María.

- EMEP/EEA (2019). Air pollutant emission inventory guidebook 2019. European Environment Agency.

- Veefkind, J. P., et al. (2012). TROPOMI on the ESA Sentinel-5 Precursor: A GMES mission for global observations of atmospheric composition. Remote Sensing of Environment, 120, 70–83.

PREDICCIÓN DEL OZONO TROPOSFÉRICO EN BOGOTÁ: UN ENFOQUE DE APRENDIZAJE AUTOMÁTICO

Diana García1, Daniela Bustos 2, Alejandro Casallas3, Néstor Rojas4, Ellie Anne Lopez-Barrera5

1Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá dgarciami@unal.edu.co . 2Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá, jbustosq@unal.edu.co . 3Institute of Science and Technology Austria Alejandro.casallasgarcia@ist.ac.at . 4Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá, nyrojasr@unal.edu.co . 5Universidad Sergio Arboleda, Instituto de Estudios y Servicios Ambientales-IDEASA, ellie.lopez@usa.edu.co

Palabras clave: Ozono troposférico; machine learning; calidad del aire; predicción; precursores.

INTRODUCCIÓN

El ozono troposférico es una preocupación ambiental que tiene repercusiones tanto en la salud humana como en los ecosistemas, sobre todo cuando su producción depende directamente de factores tanto ambientales como antropogénicos (WHO, 2018). En los últimos años, se ha observado un aumento en la concentración de ozono en Bogotá (IARC, 2016), por lo cual es esencial analizar las emisiones de precursores de ozono, como los óxidos de nitrógeno y los compuestos orgánicos volátiles, para reducir la formación de ozono a nivel del suelo y proteger la salud pública.

Este proyecto tiene dos objetivos, el primero es realizar un estudio de tendencias de O3 pues, Celis et al (2022) y Casallas et al. (2024) reportaron que este contaminante ha incrementando su concentración a lo largo de los últimos años a nivel regional en la zona urbana de Bogotá, por lo que un análisis más detallado permite entender la razón de este comportamiento. El segundo objetivo es diseñar y evaluar con parámetros estadísticos un modelo predictivo de aprendizaje automático (machine learning) de los posibles impactos en la salud pública de los niveles de O3 en Bogotá utilizando para ello los datos de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB), ya que en los últimos años este contaminante ha venido incrementando considerablemente en varias zonas de la ciudad.

MÉTODOS

Se seleccionó el área urbana de Bogotá, por su alta densidad poblacional y el número de estaciones de monitoreo, que incluyen registros históricos de contaminantes y variables meteorológicas (Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá - RMCAB) en el período 2013-2023. La RMCAB inició en 1997 con el nombre DAMAIRE, con 12 estaciones distribuidas por la ciudad, y en 1999 se amplió a 2 estaciones ubicadas en Fontibón y Puente Aranda y eran operadas por IDEAM y

empresas privadas. En la actualidad, la RMCAB cuenta con 20 estaciones de monitoreo, de las cuales 18 son fijas y 2 son móviles, y 18 miden ozono troposférico (SDA, 2023)

Durante la recopilación inicial de información, se observó la ausencia de datos y su baja calidad en algunas estaciones, debido al largo periodo de observación (del 2013 al 2022) y los cambios a través del tiempo, donde en los primeros años la mayoría de las estaciones se limitaban al monitoreo del material particulado. Así mismo, se encontraron periodos vacíos para algunos años en particular, teniendo en cuenta que algunas estaciones como Carvajal fueron vandalizadas en el año 2021. Las estaciones de Colina y Móvil Fontibón fueron instaladas y puestas en marcha desde en el año 2021 (SDA, 2023), por lo que estas estaciones no cuentan con datos en años anteriores. Por otro lado, se tiene en cuenta que las estaciones de Minambiente, Puente Aranda y Fontibón, superan la altura de 10 metros que establece el Protocolo para el Monitoreo y Seguimiento de la Calidad del Aire adoptado a través de la Resolución 650 de 2010 y modificado por la Resolución 2154 de 2010.

Para aquellos datos faltantes, se realizó un procedimiento de llenado con el promedio multianual horario de los valores diarios máximos en un promedio móvil de 8 horas para cada contaminante. Respecto a los demás contaminantes, se llevó a cabo la imputación utilizando el promedio mensual, siguiendo la metodología propuesta por Celis et al. (2022). Adicionalmente, se calcularon los componentes del viento (u y v) multiplicando la velocidad del viento por el seno de la dirección del viento para el componente u y por el coseno para el componente v.

Para predecir las concentraciones de ozono, se desarrolló un modelo basado en redes neuronales convolucionales (CNN) y capas de memoria bidireccional a largo plazo (LSTM) (Huang, C.-J,2018). Se utilizaron variables meteorológicas y precursores de contaminantes, integrando herramientas de TensorFlow-Keras. Las variables de entrada utilizadas incluyen:

Para predecir las concentraciones de ozono, se desarrolló un modelo basado en redes neuronales convolucionales (CNN) y capas de memoria bidireccional a largo plazo (LSTM) (Huang, C.-J,2018). Se utilizaron variables meteorológicas y precursores de contaminantes, integrando herramientas de TensorFlow-Keras. Las variables de entrada utilizadas incluyen:

- Contaminantes: NO, NO_2, CO, SO_2, PM_{10}, $PM_{2.5}$, y O_3 como salida del modelo
- Variables meteorológicas: radiación, rapidez del viento, humedad relativa, temperatura
- Componente zonal y meridional del viento

La validación del modelo se realizó con datos diarios del máximo diario de 8 horas de la media móvil del O3 (13,125 registros) entre julio de 2021 y diciembre de 2022, De tal forma, fue evaluado con nueve parámetros estadísticos (NMB, RMSE, Rho, FAC2, IOA, MB, HIT, FAR y POC), incluyendo tres categóricos para analizar los criterios de Mogollon-Sotelo et al. (2021) sobre la calidad de la predicción. Los valores de referencia para aceptar el modelo se adoptaron con base en estudios previos (Chai et al., 2013; WHO, 2021).

Para estimar el impacto en la salud pública, incluyendo muertes prematuras atribuibles a $PM_{2.5}$, se analizó la información de la Secretaría Distrital de Salud y del Ministerio de Salud sobre mortalidad relacionada con la calidad del aire. Se calculó el riesgo por exposición a $PM_{2.5}$ mediante funcion concentración-respuesta en rangos de edad poblacional y sexo en ocho estaciones de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá - RMCAB (Ballesteros-González et al., 2020; Casallas et al. 2023). El resultado del índice de exposición se le asignó un resultado a partir del factor de riesgo obtenido en cada estación dado por la clasificación (ver Tabla 1).

RESULTADOS

En la ciudad de Bogotá se ha visibilizado la problemática en temas de calidad del aire, principalmente, con la tendencia positiva de los niveles de O_3, el cual tiene repercusiones a la salud humana y a los ecosistemas. El aumento se evidenció en mayor proporción en los años 2020 y 2021, esencialmente por las restricciones de movilidad que se impusieron como control de la pandemia. Sin embargo, en los años posteriores, los niveles de ozono son superiores a los medidos en los años prepandemia, y se debe a circunstancias relacionadas a la quema de biomasa, el aumento de uso de combustible de baja calidad, que favorecen la producción de O_3. Los incrementos se evidenciaron en gran parte de la ciudad, esencialmente en las estaciones de Bolivia, CDAR, Ciudad Bolívar, Fontibón, Guaymaral, Kennedy, Min Ambiente, Puente Aranda, Tunal, Usme, Móvil Fontibón. Aunque los niveles de O_3 no superan los límites permisibles normativos, es preocupante la tendencia que ha mostrado en los últimos años, y por lo que es imperioso continuar con el estudio de este contaminante criterio.

Se observó una tendencia positiva en los niveles de O_3 en 11 estaciones de la RMCAB. Aunque los niveles de O_3 no superan los límites permisibles normativos (Resolución 2254 de 2017), es preocupante la tendencia que ha mostrado en los últimos años, como se observa en la Figura 1. Lo que confirma la necesidad de diseñar modelos de predicción precisos, se muestra un aumento en los niveles de O_3 en 12 de las 18 estaciones de monitoreo en Bogotá, incluyendo Bolivia, CDAR, Fontibón y Kennedy, entre otras.

Este incremento podría estar relacionado con la reducción de NOx durante el confinamiento, junto con factores meteorológicos e incendios forestales. Además, el 70% de las estaciones registraron un aumento en los valores mensuales en 2020 (Figura 1). En contraste, entre 2017 y 2018, estaciones como Kennedy, Las Ferias y Puente Aranda evidenciaron una disminución significativa, posiblemente debido a variaciones locales y la influencia del fenómeno de El Niño en ciertos periodos (Figura 1).

Cabe resaltar que para estaciones como las estaciones de Bolivia, Ciudad Bolívar y Jazmin, se reportaron vacíos años anteriores debido a la falta de mediciones en años pasados (Figura 1 a,d y g), en algunas estaciones por vandalismo (Carvajal, 2021), porque anteriormente no se media Ozono, y por la reciente instalación de Colina y Móvil Fontibón en 2021.

Los resultados obtenidos en la predicción del O_3 y en la validación del modelo mostraron que la red neuronal (CNN) sobreestiman las concentraciones de ozono, especialmente en los picos altos que ocurren a mediodía en los momentos de mayor radiación (Figura 2). La dispersión de los resultados y el coeficiente de correlación mostraron que la sobreestimación es baja, confirmando que el modelo es capaz de reproducir con exactitud los valores de O_3.

Los resultados del modelo determinaron una correlación de Spearman mayor a 0.6, la RMSE se mantuvo por debajo de 10 µg/m³ en todos los casos y el Índice de Ajuste superó el valor de 0.5 en todos los casos, categorizados como bueno, excelente y bueno respectivamente, según los criterios de Mogollón et al. (2021). A su vez, los resultados de los demás parámetros estadísticos indican que el modelo de predicción de O_3 tiene un buen desempeño, con correlaciones positivas, un sesgo promedio cercano a cero y alta precisión según FAC2, IOA y POC (Figura 3). No obstante, la tasa de falsas alarmas (FAR) es relativamente alta, lo que sugiere que el modelo podría sobrestimar ciertos eventos de alerta de calidad del aire en comparación con las observaciones.

Respecto a la evaluación de riesgo poblacional, se destaca que 4 estaciones tienen concentraciones elevadas de $PM_{2.5}$ y O_3, siendo los adultos, especialmente mujeres, los más afectados. Carvajal se identifica como un punto crítico, con un fuerte impacto asociado al exceso de la mortalidad (Tabla 3).

Los resultados a partir del factor de riesgo obtenido en cada estación destacan la estación de Carvajal, registrando un índice de exposición alto para el $PM_{2.5}$ y medio para el O_3, posicionándose como una zona de mayor contaminación en Bogotá (Tabla 2), a su vez la estación Carvajal presentó los mayores casos atribuibles a $PM_{2.5}$, con 56 casos por todas las causas, 14 por causas cardiovasculares y 7 por causas respiratorias. Kennedy también mostró un impacto relevante, con 43 casos adicionales (Tabla 3). En Fontibón y Puente Aranda, la mortalidad estimada fue de 23 y 25 casos, respectivamente, asociada a altas concentraciones de $PM_{2.5}$. La zona suroccidental de la ciudad presentó las mayores concentraciones de contaminantes. Aunque ninguna estación superó el límite anual de ozono, se detectaron valores atípicos que podrían afectar a grupos sensibles.

La mayor afectación de las mujeres adultas a la contaminación por $PM_{2.5}$ evidenciada en los resultados (Tabla 3), puede explicarse a partir de factores fisiológicos, biológicos y conductuales. Estudios previos han demostrado que las mujeres pueden ser más vulnerables a los efectos de la contaminación del aire debido a diferencias en la función pulmonar, la capacidad de ventilación y la respuesta inflamatoria en comparación con los hombres (Chen et al., 2021). La exposición crónica a material particulado fino ($PM_{2.5}$) ha sido asociada con un mayor riesgo de enfermedades respiratorias y cardiovasculares en mujeres, posiblemente debido a su menor volumen pulmonar relativo y una mayor tasa de deposición de partículas en las vías respiratorias (Pinkerton et al., 2015).

Además, los patrones de movilidad y exposición diferencial en la población pueden influir en la mayor afectación de las mujeres. En ciudades latinoamericanas como Bogotá, las mujeres tienden a usar más el transporte público y caminar más en comparación con los hombres, lo que las expone a mayores concentraciones de contaminantes en calles con tráfico intenso (Morais, et al., 2025). También se ha observado que, en muchos hogares, las mujeres están más expuestas a fuentes de contaminación intradomiciliaria, como la quema de combustibles para la cocina, lo que puede agravar los efectos negativos de la contaminación ambiental (Dwivedi et al., 2023). Estos factores combinados explican por qué las mujeres pueden presentar un mayor riesgo de enfermedades relacionadas con la contaminación por $PM_{2.5}$. Es crucial que las políticas públicas y las estrategias de mitigación ambiental consideren estas diferencias en la exposición y vulnerabilidad para reducir los impactos en la salud de la población.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio resalta la necesidad de implementar medidas en las estaciones con niveles medios y altos de contaminantes para proteger la salud y el entorno. Se destaca la complejidad de los riesgos para la salud pública, afectando la esperanza y calidad de vida. Se sugiere el incremento del número de estaciones para comprender mejor la relación entre contaminación, riesgo ambiental y salud pública.

Para estudios futuros, es importante enfocarse en mejorar las herramientas de monitoreo de los sistemas de alertas tempranas de la ciudad, principalmente para los contaminantes, criterio y precursores (PM y O_3). Así mismo, se deben incluir eventos que ocurren en áreas aledañas a Bogotá, como lo son incendios forestales, que impactan significativamente la calidad del aire.

REFERENCIAS

- Ballesteros-González, K., Sullivan, A., & Morales-Betancourt, R. (2020). Estimating the air quality and health impacts of biomass burning in northern South America using a chemical transport model. Science of the Total Environment. doi: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139755

- Casallas, A., Cabrera, A., Guevara-Luna, M-A., Tompkins, A., González, Y., Aranda, J., Belalcazar, L., Mogollon-Sotelo, C., Celis, N., Lopez-Barrera, E., Peña-Rincon, C., Ferro, C. (2024). Air pollution analysis in Northwestern South America: A new Lagrangian framework. Science of The Total Environment. doi: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167350

- Casallas, A., Castillo-Camacho, M., Sanchez, E., González, Y., Celis, N., Mendez-Espinosa, J., Belalcazar, L. & Ferro, C. (2023). Surface, Satellite Ozone Changes in Northern South America During Low Anthropogenic Emission Conditions: A Machine Learning Approach. SSRN. doi: http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4016140

- Celis, N., Casallas, A., López, E., Martínez, H., Peña, C., 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, vol. 127. doi:https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.10.030

- Chen, R., Yin, P., Meng, X., Liu, C., Wang, L., & Kan, H. (2021). Fine particulate air pollution and daily mortality: A nationwide analysis in China. The Lancet Planetary Health, 5(1), e48–e56. https://www.atsjournals.org/doi/pdf/10.1164/rccm.201609-1862OC

- Dwivedi, S., Taushiba, A., Zehra, F., Gupta, S. K., & Lawrence, A. (2023). Revelations to indoor air pollutants and health risk assessment on women: a case study. Hygiene and Environmental Health Advances, 5, 100038. https://doi.org/10.1016/j.heha.2022.100038

- Huang, C.-J., & Kou, P.-H. (2018). A Deep CNN-LSTM Model for Particulate Matter (PM2.5) Forecasting in Smart Cities. Sensors . doi: https://doi.org/10.3390/s18072220

- Inter Agency for Research on Cance. Outdoor air pollution. IARC. (2016). Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans (Vol. Vol. 109). Lyon.

- Mogollón-Sotelo, C., Casallas, A., Vidal, S., Celis, N., Ferro, C., & Belalcazar, L. (2021). A support vector machine model to forecast ground-level PM2.5 in a highly populated city with a complex terrain. Air Qual Atmos Health, vol. 14, pp. 399-409. doi: https://doi.org/10.1007/s11869-020-00945-0

- Morais, L. M. D. O., Borde, E., Guevara, P., Valdebenito, R., Baldovino-Chiquillo, L., Sarmiento, O. L., ... & Caiaffa, W. T. (2025). Gender and urban health: a Latin American structured tool for research and policy. Cadernos de Saúde Pública, 40, e00046124 https://doi.org/10.1590/0102-311XEN046124

- Pinkerton, K. E., Harbaugh, M., Han, M. K., Jourdan Le Saux, C., Van Winkle, L. S., Martin, W. J., & Holian, A. (2015). Women and lung disease: Sex differences and global health disparities. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, 192(1), 11–16. https://doi.org/10.3390/ijms232214203WHO. (2018). Burden of disease from ambient air pollution for 2016. World Health Organization. Obtenido de https://www.who.int/airpollution/data/AAP_BoD_results_May2018_final.pdf?ua=1,

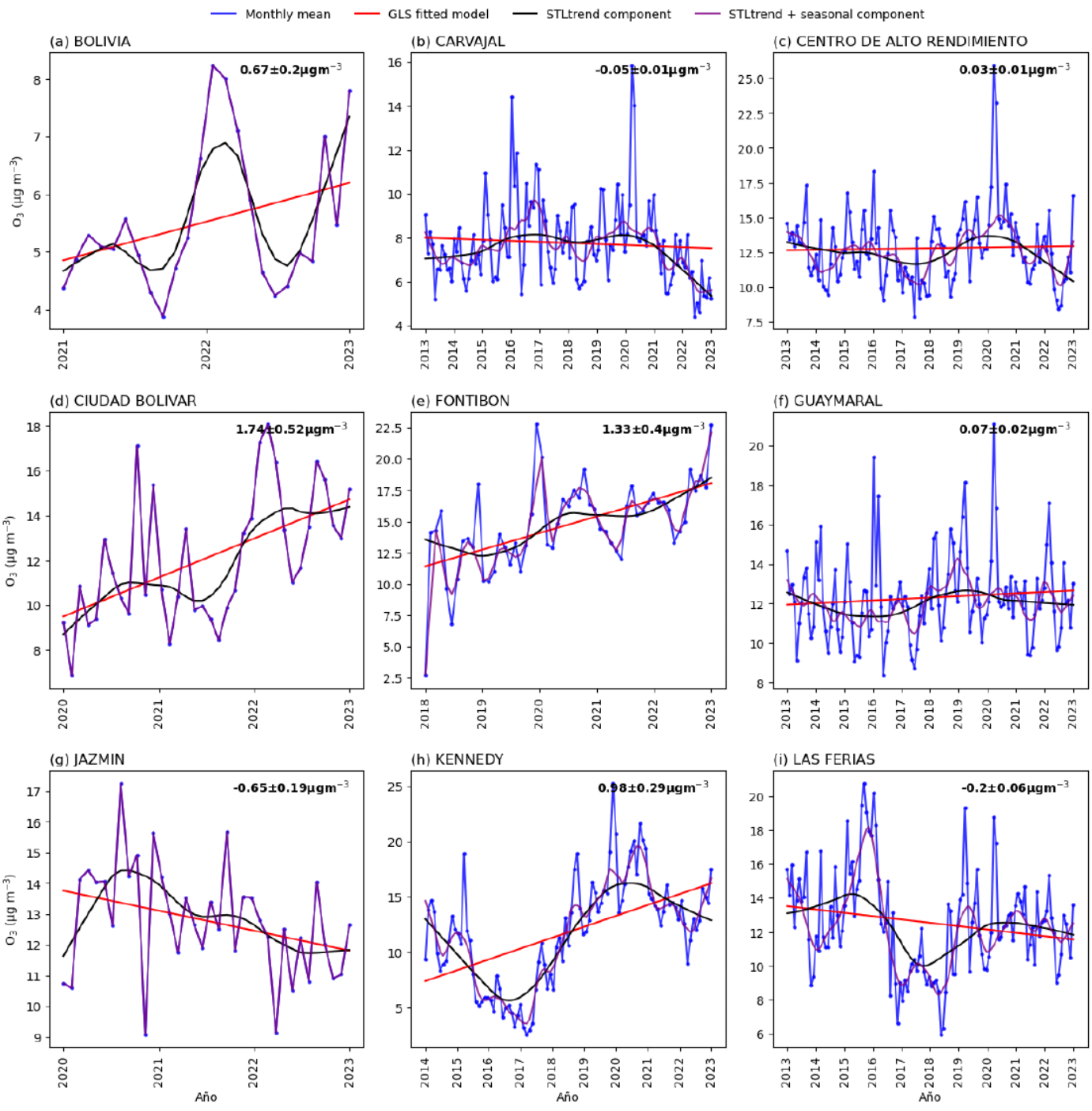


Figura 1. Análisis de Tendencia Multianual Ozono en nueve estaciones de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá - RMCAB. Fuente: Elaboración propia.

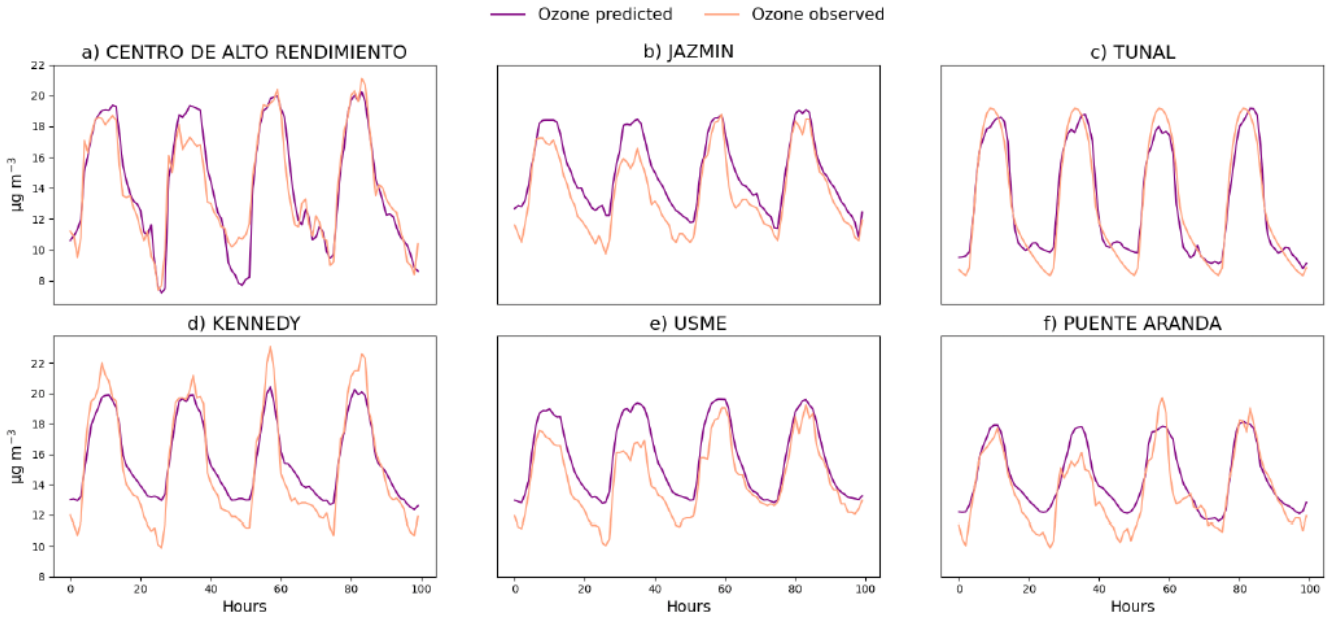


Figura 2. Resultados del modelo de predicción Ozono para seis estaciones de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá - RMCAB. Fuente: Elaboración propia.

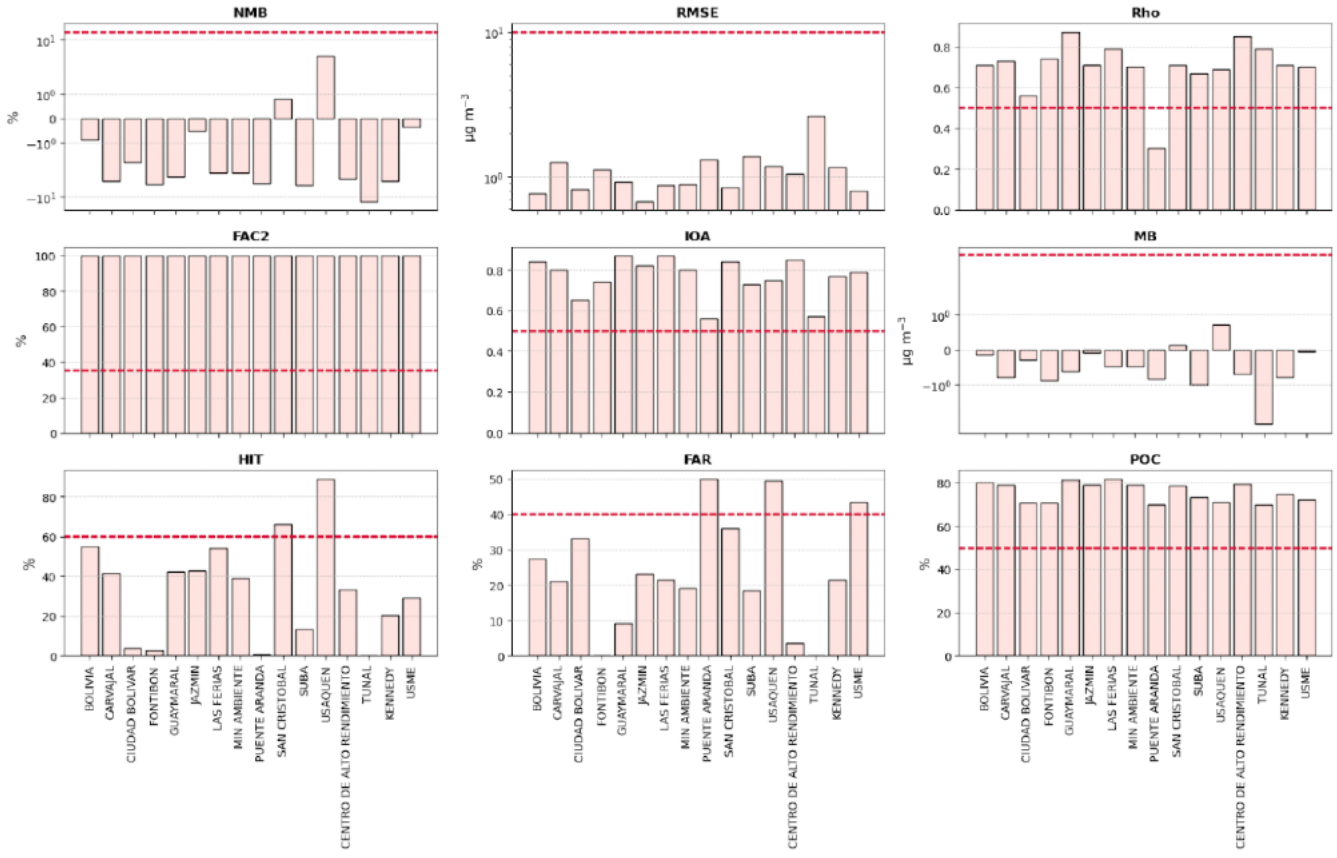


Figura 3. Resultado de los errores estadísticos para la validación del modelo, graficando los valores sombreados en rosa de los parámetros NMB, RMSE, Rho, FAC2, IOA, MB, HIT, FAR, POC de las estaciones que se modelaron de Bogotá. La línea roja punteada indica el valor de referencia

Nivel de exposición	Resultado factor	Calificación
Alto	> 1.00	3
Medio	0,10- 1.00	2
Bajo	< 0,10	1

Tabla 1. Clasificación del riesgo para exposición.

Estación	Factor de exposición		Clasificación de riesgo por exposición	
	PM 2.5	O_3	$PM_{2.5}$	O_3
Carvajal	1.2552	0.3558	3	2
CDAR	0.6444	0.3638	2	2
Fontibón	0.7412	0.3326	2	1
Kennedy	1.0236	0.3522	3	2
Puente Aranda	0.738	0.3176	2	1
Suba	0.6932	0.3424	2	1
Tunal	0.7668	0.3328	2	1
Usaquén	0.5408	0.3532	2	2

Tabla 2. Resultados del cálculo de factor de exposición y clasificación de riesgo por exposición para cada estación de los contaminantes $PM_{2.5}$ y O_3

Estaciones de monitoreo	Concentración $PM_{2.5}$ (µg/m³)	Concentración de Ozono (µg/m³)	Riesgo (%) bebés		Riesgo (%) Niños		Riesgo (%) Jóvenes		Riesgo (%) Adultos		Riesgo (%) Adultos de la tercera edad	
			Femenino	Masculino	Femenino	Masculino	Femenino	Masculino	Femenino	Masculino	Femenino	Masculino
Carvajal	31.38	17.79	1.0962	0.0317898	3.56265	3.71925	7.9083	8.10405	10.37475	9.20025	1.99665	1.4094
Centro de alto rendimiento	16.11	18.19	0.40275	0.43497	1.09548	1.19214	2.98035	3.12534	4.47858	4.1886	1.19214	0.82161
Fontibón	19	16.63	0.48178	0.50031	1.50093	1.55652	3.72453	3.59482	5.28105	4.4472	1.05621	0.70414
Kennedy	26	17.61	0.71652	0.74211	2.32869	2.43105	5.16918	5.29713	6.78135	6.01365	1.30509	0.92124
Puente Aranda	18	15.88	0.5166	0.4797	1.38375	1.476	3.3948	3.7269	4.9815	4.66785	1.27305	0.8487
Suba	17	17.12	0.48524	0.5199	1.49038	1.5597	3.43134	3.37935	4.83507	4.03789	1.00514	0.67587
Tunal	19	16.64	0.69012	0.72846	1.85949	1.917	3.81483	4.06404	4.7925	4.50495	0.99684	0.72846
Usaquén	14	17.66	0.35152	0.36504	1.04104	1.05456	2.51472	2.366	3.9884	3.21776	1.06808	0.71656

Tabla 3. Tabla riesgo poblacional por rango de edad por exposición a $PM_{2.5}$ y O_3 para ocho estaciones de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá - RMCAB

ANÁLISIS DE EMISIONES DE ALTA RESOLUCIÓN ESPACIAL EN CARRETERAS, PUERTOS Y AEROPUERTOS EN CHILE (2015-2050)

David Bevilacqua Donoso[1,2], Mauricio Osses Alvarado[1,2] Marcos Pereira[1,2]

[1] Universidad Técnica Federico Santa María, Santiago, Chile . [2] Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia - CR2, Santiago, Chile . Autor de correspondencia: David Bevilacqua (David.bevilacqua@sansano.usm.cl)

Palabras clave: Emisiones; transporte; alta resolución; desagregación espacial; Chile.

El sector transporte desempeña un papel crucial en la generación de gases de efecto invernadero (GEI) y contaminantes atmosféricos en Chile [1]. Este estudio propone un modelo de alta resolución espacial enfocado en la estimación de emisiones provenientes de carreteras, puertos y aeropuertos durante el periodo 2015-2050. La metodología desarrollada permite realizar una desagregación detallada de las emisiones, lo que facilita la identificación de zonas críticas de contaminación. Estos resultados son esenciales para respaldar la formulación de políticas públicas orientadas a la mitigación de emisiones, así como para implementar estrategias que promuevan una mejor calidad del aire en áreas urbanas y zonas con alta densidad de actividad. Este modelo constituye una herramienta valiosa para la planificación ambiental, al proporcionar información precisa y detallada que contribuye a la toma de decisiones fundamentadas en evidencia [2][3].

MÉTODOS

La metodología utilizada para lograr esta alta resolución espacial se basa en lo siguiente:

- **Enfoque Bottom-Up:** Integración de datos de actividad vehicular y factores de emisión específicos para transporte terrestre, marítimo y aéreo.
- **Fuentes de datos:** Se utilizaron datos de tráfico vehicular, volúmenes de carga en puertos y operaciones aeroportuarias, complementados con datos de OpenStreetMap y estadísticas oficiales.
- **Cálculo de emisiones:** Aplicación de factores de emisión ajustados para condiciones locales mediante COPERT 5 y guías del EMEP/EEA (2019) [4].

Desagregación Espacial

- **Resoluciones espaciales:** Mapas de emisiones en celdas de 1x1 km y 100x100 m, utilizando herramientas GIS y datos topográficos de carreteras, puertos y aeropuertos.

Validación del Modelo

- **Comparación con inventarios globales:** Datos de EDGAR, CAMS y CEDS.
- **Validación satelital:** Uso de datos de NO2 de TROPOMI para verificar patrones de emisión en zonas urbanas como Santiago y Valparaíso. [5]

Visualización

- Generación de mapas temáticos para carreteras, aeropuertos y puertos, mostrando focos críticos de emisiones de CO_2, NO_x y $PM_{2.5}$.

RESULTADOS

- **Carreteras:** Alta concentración de emisiones en autopistas urbanas y rutas interurbanas principales. Por ejemplo, en Santiago, las emisiones de NO_x son significativamente mayores en rutas como la Autopista Central.

- **Puertos:** Los puertos de Valparaíso y San Antonio destacan por sus emisiones de CO_2 debido al tráfico de carga y operaciones marítimas.

- **Aeropuertos:** El Aeropuerto Internacional Arturo Merino Benítez presentó las mayores emisiones, principalmente de CO_2 y $PM_{2.5}$ debido al movimiento de aviones y tráfico terrestre asociado.

Mapas: Los mapas muestran claramente la distribución espacial de las emisiones y permiten identificar áreas de mayor impacto. Estos resultados son fundamentales para desarrollar políticas de mitigación específicas. Para las siguientes figuras, los tonos más cálidos presentan mayor concentración de emisiones de NO_x que los tonos más fríos.

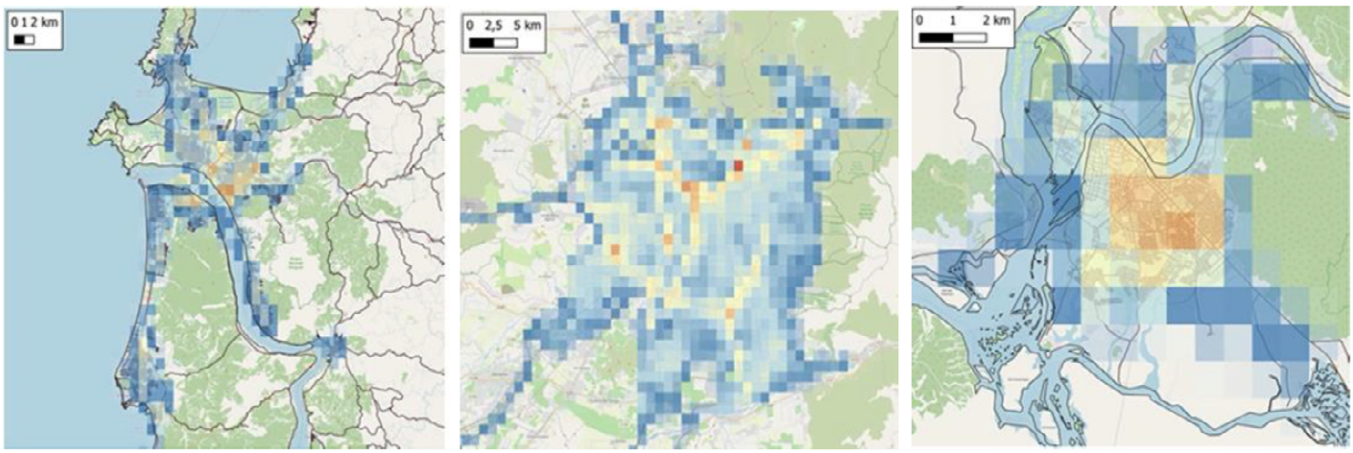


Figura 1. Desagregación espacial de emisiones para Concepción, Santiago y Valdivia en el año 2020. Fuente [1]

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este modelo constituye una herramienta clave para impulsar la sostenibilidad en el sector transporte. Facilita el diseño de políticas orientadas a promover el uso de tecnologías más limpias, como la electrificación de flotas y el empleo de combustibles menos contaminantes. Además, permite la implementación de zonas de bajas emisiones en áreas urbanas de alta densidad, contribuyendo a mejorar la calidad del aire en regiones críticas. Su capacidad de monitoreo posibilita evaluar el impacto y la efectividad de las regulaciones aplicadas, asegurando un seguimiento continuo de los avances en mitigación. También apoya la reducción de emisiones en puntos clave mediante la adopción de tecnologías innovadoras, como vehículos eléctricos y el cumplimiento de normativas avanzadas como los estándares EURO VI/VII.

En conjunto, este modelo proporciona una base sólida para orientar decisiones hacia un futuro de transporte más limpio y sostenible.

REFERENCIAS

- Osses, M., et al. (2022). High-resolution spatial-distribution maps of road transport exhaust emissions in Chile, 1990–2020. Earth System Science Data, 14, 1359-1376. https://doi.org/10.5194/essd-14-1359-2022

- Rojas, N., et al. (2023). Análisis y evaluación de emisiones de gases de efecto invernadero en el sector transporte de Chile. Environmental Studies, 27(3), 102-119.

- Laengle, I. (2023). Desarrollo de un modelo de emisiones de alta resolución para el transporte en Chile. Tesis de Magíster, Universidad Técnica Federico Santa María.

- EMEP/EEA (2019). Air pollutant emission inventory guidebook 2019. European Environment Agency.

- Veefkind, J. P., et al. (2012). TROPOMI on the ESA Sentinel-5 Precursor: A GMES mission for global observations of atmospheric composition. Remote Sensing of Environment, 120, 70–83.

STOCKS DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS DE UN VALLE INTERANDINO EN COLOMBIA: IMPLICACIONES PARA LA MITIGACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Andrea Hoyos Sanclemente[1], Germán Rueda Saa[2]

[1] Universidad Nacional de Colombia sede Palmira, Departamento de Ingeniería, ahoyos@unal.edu.co
[2] Universidad Nacional de Colombia sede Palmira, Departamento de Ingeniería, ghruedas@unal.edu.co

Palabras clave: carbono orgánico del suelo; cambio climático; geoestadística.

INTRODUCCIÓN

El carbono orgánico del suelo (COS) es esencial para la mitigación del cambio climático, ya que los suelos almacenan más carbono que la atmósfera y la vegetación terrestre juntas (Li et al., 2024; Potash et al., 2023). Sin embargo, estas reservas son vulnerables a los impactos del cambio climático y la pérdida de biodiversidad global (IPCC, 2020). En el contexto del Valle del Cauca, esta vulnerabilidad se acentúa por prácticas agrícolas intensivas que reducen drásticamente el COS, evidenciando la urgente necesidad de relacionar la calidad del medio edáfico con las políticas de uso sostenible del suelo. En este sentido, el contenido de COS está influenciado por factores como el clima, la topografía y las propiedades del suelo (Khanal et al., 2023; Zhou et al., 2023). Esta investigación se orientó al análisis de los contenidos y distribución del COS en suelos agrícolas de la cuenca Guachal en el Valle del Cauca. Técnicas de predicción como el Kriging Ordinario (KO) y el Cokriging (CK) han demostrado mejorar su modelación espacial al integrar variables auxiliares (LI et al., 2019; Mallik et al., 2022). Se identificaron factores claves para optimizar el almacenamiento de COS y aportar información para políticas de manejo sostenible del medio edáfico.

MÉTODOS

El estudio se realizó en la cuenca Guachal en el departamento del Valle del Cauca (Colombia), donde se seleccionaron 130 puntos de muestreo para evaluar el contenido de COS a una profundidad de 0-30 cm (ver Figura 1). Para modelar la distribución espacial del COS, se emplearon técnicas geoestadísticas avanzadas como el Kriging Ordinario (KO) y el Cokriging (CK). El KO se utilizó para estimar el COS en puntos no muestreados, aprovechando la autocorrelación espacial de los datos. El CK incorporó variables auxiliares como el nitrógeno total (NT), pH y hierro (Fe), variables que presentaron una alta correlación con el COS, lo que permitió mejorar la precisión de las predicciones (LI et al., 2019; Mallik et al., 2022).

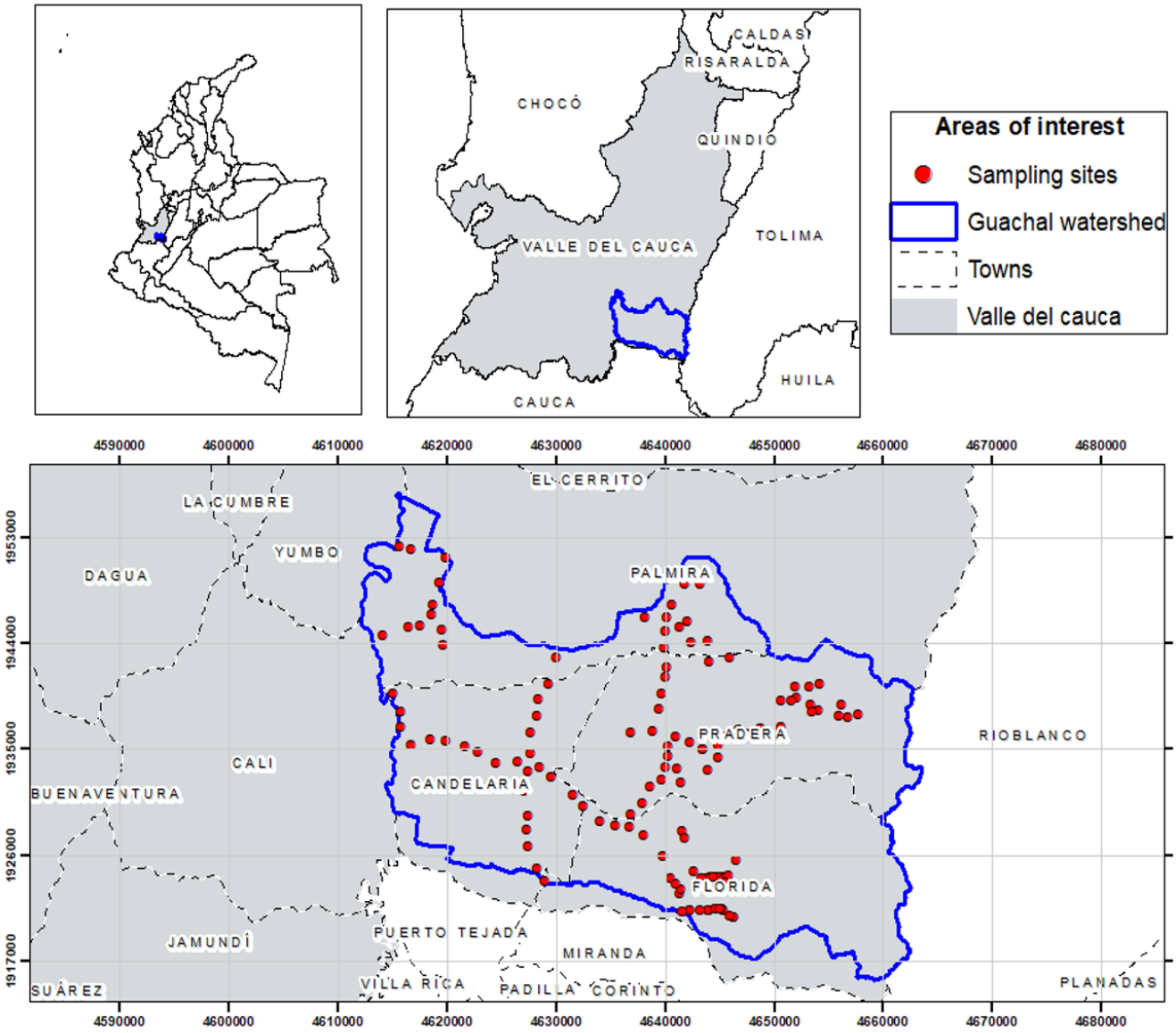


Figura 1. Área de estudio y distribución de los puntos de muestreo en la cuenca Guachal, Valle del Cauca - Colombia. Fuente: Elaboración propia.

Se analizaron 22 propiedades fisicoquímicas del suelo (ver Tabla 1). Las muestras fueron analizadas en el laboratorio Agrosavia, siguiendo métodos estándares. Las propiedades del suelo fueron analizadas mediante estadística descriptiva, y se evaluó su distribución mediante pruebas de normalidad (Kolmogorov-Smirnov).

Para realizar la interpolación espacial, se ajustaron semivariogramas y se utilizó una transformación logarítmica de los datos de COS para cumplir con los supuestos de normalidad requeridos por las técnicas de Kriging (Hengl et al., 2014; Mallik et al., 2022). La precisión de los modelos se evaluó mediante validación cruzada, comparando las predicciones con los valores observados, lo que permitió evaluar el desempeño de los modelos de interpolación y ajustar las variables auxiliares. Este enfoque metodológico permitió obtener mapas detallados de la distribución espacial del COS, fundamentales para la toma de decisiones en políticas de manejo

sostenible del suelo, especialmente en el contexto de cambio climático y la optimización del secuestro de carbono (Baveye et al., 2020; Farooq et al., 2022).

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos del suelo

Parameter	Units	Methods
% sand (% S)	%	Bouyoucos method
% clay (% C)	%	
% silt (% Si)	%	
Textural class	N/A	
Bulk density	g cm^{-3}	Metal cylinder method
pH (1:2.5)	units	GA-R-46, version 05 of 2019-10-02
Electrical conductivity (EC) (1:5)	dS	NTC 5596:2008. Measurement in suspension soil/water ratio 1:5 (weight/volume).
Organic Matter (OM)	g 100 g^{-1}	NTC 5403 Walkey & Black
Organic Carbon (OC)	g 100 g^{-1}	GA-R-119 version 2 2019-09-20
Total Nitrogen (TN)	g 100 g^{-1}	Kjeldahl
Sulfur (S)	mg kg^{-1}	Monobasic calcium phosphate
Boron (B)	mg kg^{-1}	
Phosphorus (P) (Bray II)	mg kg^{-1}	GA-R-48, version 05 of 2019-10-02.
Calcium (Ca)	cmol (+) kg^{-1}	
Magnesium (Mg)	cmol (+) kg^{-1}	
Potassium (K)	cmol (+) kg^{-1}	
Sodium (Na)	cmol (+) kg^{-1}	
Iron (Fe) Olsen	mg kg^{-1}	NTC 5526:2007
Copper (Cu) Olsen	mg kg^{-1}	
Manganese (Mn) Olsen	mg kg^{-1}	
Zinc (Zn) Olsen	mg kg^{-1}	
Cation Exchange Capacity (CEC)	cmol (+) kg^{-1}	1N Ammonium acetate pH 7.0

Fuente: Elaboración propia.

RESULTADOS

Los resultados mostraron una amplia variabilidad en el contenido de COS, con valores que oscilaron entre 20,42 t ha^{-1} y 294,80 t ha^{-1} (ver Figura 2). Los Andisoles, ubicados en áreas con pendientes pronunciadas y climas fríos (12–18 °C) mostraron los valores más altos de COS, alcanzando un promedio de 174,83 t ha^{-1}. Este alto contenido de COS se atribuye a su alta capacidad de retención de materia orgánica, especialmente en áreas con mayor actividad volcánica y en suelos que favorecen la acumulación de carbono (Calabi-Floody et al., 2015; Chen et al., 2023).

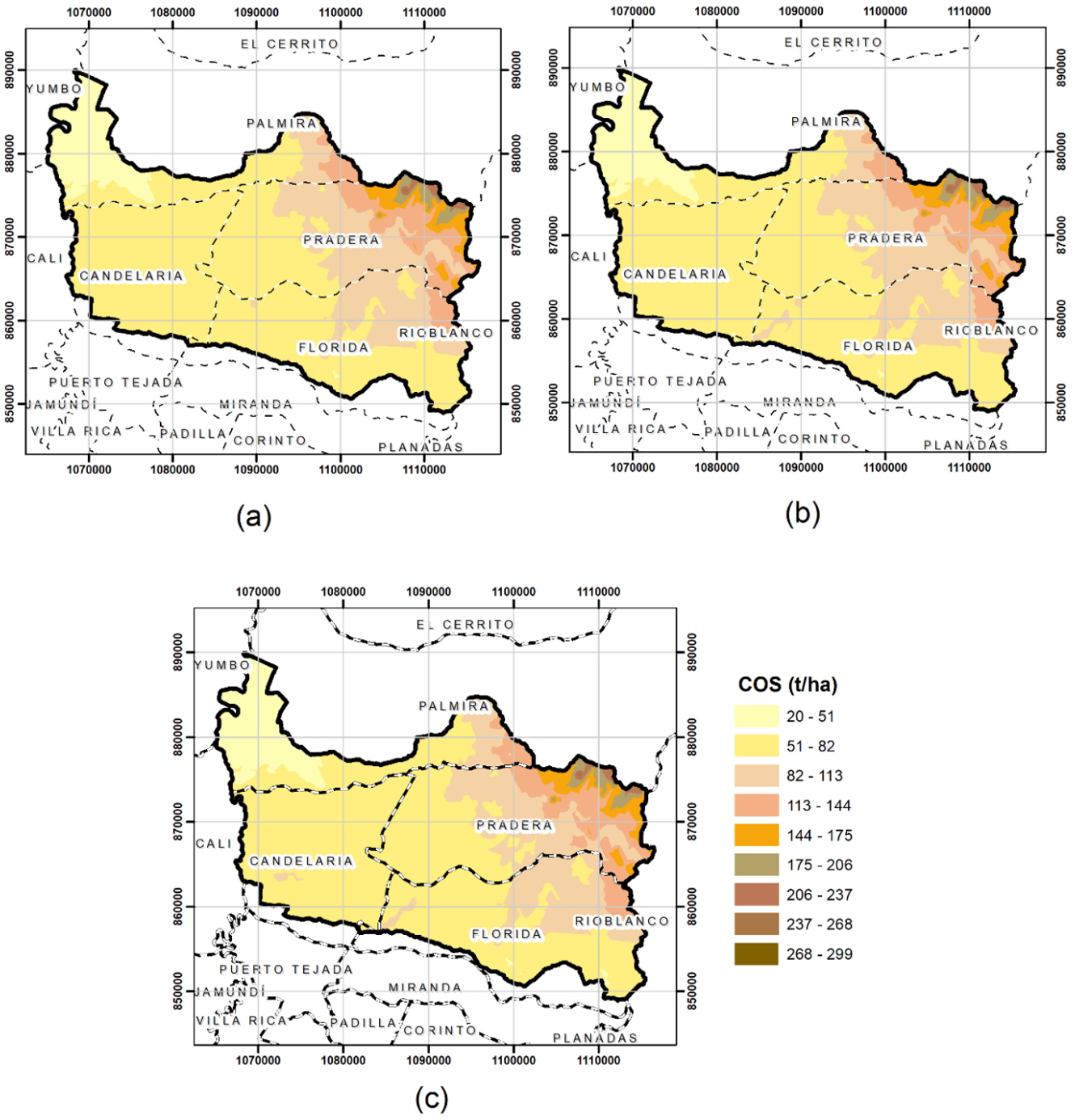


Figura 2. Mapas de COS para el área de estudio. (a) Kriging Ordinario Univariante. (b) Cokriging Multivariante (COS y TN). (c) Cokriging Multivariante (COS, pH y Fe). Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, los Molisoles, predominantemente ubicados en zonas planas con temperaturas superiores a 24 °C y cubiertos por pastos cultivados, mostraron los valores más bajos de COS, con un promedio de 20,42 t ha^{-1}. Esta tendencia puede estar relacionada con la mineralización acelerada del carbono debido a prácticas agrícolas intensivas como el monocultivo de la caña de azúcar y el uso de sistemas de laboreo convencional (Gómez-Balanta & Ramírez-Náder, 2022).

El análisis geoestadístico reveló que el Cokriging (CK) superó al Kriging Ordinario (KO) en la

precisión de las predicciones de COS. La inclusión de variables auxiliares como el nitrógeno total, pH y hierro mejoró considerablemente la exactitud del modelo, reduciendo el error de predicción y capturando mejor la variabilidad espacial del COS (Che et al., 2021; Mallik et al., 2022). Las validaciones cruzadas mostraron que el CK con variables auxiliares presentó una correlación más fuerte con los valores observados, indicando un modelo más confiable para la estimación del COS en la cuenca Guachal (ver Tabla 2 y 3).

Tabla 2. Medición y predicción del COS con una transformación logarítmica hasta 30 cm de profundidad del suelo en el área de estudio.

		Measured	Predicted	Error	StdError	Stdd_Error	NormValue
Ordinary Kriging (OK) - SOC	Standard deviation	41.79	24.32	35.44	13.01	0.83	9.99E-01
	Media	74.25	75.60	1.35	35.85	0.02	0
	Kurtosis	12.26	1.78	8.22	1.70	3.84	-9.46E-02
	Skwness	2.94	1.26	-1.80	1.17	-1.42	-3.32E-17
	Max	324.80	153.13	100.40	80.32	1.44	2.665285
	Min	20.42	32.03	-189.54	12.51	-3.91	-2.665285
CoKriging (CK) - SOC and TN	Standard deviation	41.79	30.08	27.11	13.51	0.73	9.99E-01
	Media	74.25	75.96	1.70	31.52	0.06	0
	Kurtosis	12.26	4.23	11.16	3.90	2.04	-9.46E-02
	Skwness	2.94	1.79	-2.13	1.74	-1.14	6.99E-18
	Max	324.80	201.58	79.58	85.51	1.57	2.665285
	Min	20.42	29.89	-162.79	11.30	-2.57	-2.665285
CoKriging (CK) - SOC, pH and Fe	Standard deviation	41.79	24.05	34.87	13.51	0.79	9.99E-01
	Media	74.25	76.08	1.83	37.63	0.04	0
	Kurtosis	12.26	1.41	11.71	1.23	4.02	-9.46E-02
	Skwness	2.94	1.06	-2.32	0.99	-1.48	-1.75E-17
	Max	324.80	153.74	81.07	78.49	1.50	2.665285
	Min	20.42	35.81	-210.28	13.62	-3.50	-2.665285

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 3. Mediciones de validación cruzada de la interpolación residual para los modelos.

Measure	OK	CK (SOC and NT)	CK (SOC, pH and Fe)
Samples	130	130	130
ME	1,34	1,70	1,83
RMSE	35,33	27,06	34,78
MSE	0,02	0,05	0,03
RMSS	0,82	0,73	0,78
ASE	38,12	34,27	39,96

Fuente: Elaboración propia.

Los patrones de distribución del COS en suelos de la cuenca Guachal reflejan una fuerte influencia del uso actual del suelo. En general, los suelos con prácticas agrícolas intensivas como el monocultivo de caña de azúcar presentan una significativa reducción del COS, mientras que áreas con coberturas naturales o seminaturales evidencian mayores reservas de carbono. Estos hallazgos resaltan la importancia del uso sostenible del suelo como estrategia para la reducción de la liberación del carbono edáfico y su impacto en las emisiones de CO_2 al ambiente, un factor clave en la lucha contra el cambio climático.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Promover acciones para la gestión sostenible del suelo a nivel regional y nacional, que contribuyan a la captura de carbono en suelos agrícolas y naturales, es fundamental para la reducción de las emisiones de CO_2 y el aporte de la agricultura sostenible a la mitigación del cambio climático. Los resultados de este estudio destacan la importancia de integrar prácticas agrícolas sostenibles en políticas públicas para la gestión del carbono en suelos. La variabilidad espacial del carbono orgánico del suelo (COS) evidencia la necesidad de estrategias diferenciadas según el tipo de suelo, pendiente y uso de la tierra, especialmente en regiones agrícolas tropicales (Baveye et al., 2020). La adopción de técnicas de manejo que fomenten la conservación de la materia orgánica, como la rotación de cultivos y el manejo adecuado de residuos, puede mejorar significativamente los niveles de COS, contribuyendo a la mitigación del cambio climático (Cerri et al., 2011). Además, la implementación de políticas que promuevan el uso de herramientas geoestadísticas, como el Kriging y el Cokriging, permitirá la toma de decisiones más precisas sobre la gestión del suelo y la optimización del secuestro de carbono (Farooq et al., 2022). Este enfoque es clave para cumplir con los compromisos internacionales de reducción de emisiones de CO_2 (Rodrigues et al., 2023).

REFERENCIAS

- Baveye, P. C., Schnee, L. S., Boivin, P., Laba, M., & Radulovich, R. (2020). Soil Organic Matter Research and Climate Change: Merely Re-storing Carbon Versus Restoring Soil Functions. Frontiers in Environmental Science, 8. https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579904

- Calabi-Floody, M., Rumpel, C., Velásquez, G., Violante, A., Bol, R., Condron, L. M., & Mora, M. L. (2015). Role of nanoclays in carbon stabilization in andisols and cambisols. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 15(3). https://doi.org/10.4067/S0718-95162015005000026

- Cerri, C. C., Galdos, M. V., Maia, S. M. F., Bernoux, M., Feigl, B. J., Powlson, D., & Cerri, C. E. P. (2011). Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: An examination of existing data. European Journal of Soil Science, 62(1). https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01315.x

- Che, M., Gong, Y., Xu, M., Kang, C., Lv, C., He, S., & Zheng, J. (2021). Effects of elevation and

slope aspect on the distribution of the soil organic carbon associated with Al and Fe mineral phases in alpine shrub–meadow soil. Science of the Total Environment, 753. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141933

- Chen, F., Feng, P., Harrison, M. T., Wang, B., Liu, K., Zhang, C., & Hu, K. (2023). Cropland carbon stocks driven by soil characteristics, rainfall and elevation. Science of the Total Environment, 862. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160602

- Farooq, I., Bangroo, S. A., Bashir, O., Shah, T. I., Malik, A. A., Iqbal, A. M., Mahdi, S. S., Wani, O. A., Nazir, N., & Biswas, A. (2022). Comparison of Random Forest and Kriging Models for Soil Organic Carbon Mapping in the Himalayan Region of Kashmir. Land, 11(12). https://doi.org/10.3390/land11122180

- Gómez-Balanta, F. Z., & Ramírez-Náder, L. M. (2022). Carbon and nitrogen content of the soil in a high Andean agroecosystem of Valle del Cauca, Colombia. Revista U.D.C.A Actualidad and Divulgacion Cientifica, 25(2). https://doi.org/10.31910/rudca.v25.n2.2022.2057

- Hengl, T., De Jesus, J. M., MacMillan, R. A., Batjes, N. H., Heuvelink, G. B. M., Ribeiro, E., Samuel-Rosa, A., Kempen, B., Leenaars, J. G. B., Walsh, M. G., & Gonzalez, M. R. (2014). SoilGrids1km - Global soil information based on automated mapping. PLoS ONE, 9(8). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105992

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2020). Climate Change and Land - Summary for policy makers. In Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.

- Khanal, S., Nolan, R. H., Medlyn, B. E., & Boer, M. M. (2023). Mapping soil organic carbon stocks in Nepal's forests. Scientific Reports, 13(1). https://doi.org/10.1038/s41598-023-34247-z

- Li, Q., Chen, B., Yuan, H., Li, H., & Zhuang, S. (2024). Characterization of controlling factors for soil organic carbon stocks in one Karst region of Southwest China. PLoS ONE, 19(1 January). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0296711

- LI, S., LI, Q. quan, WANG, C. quan, LI, B., GAO, X. song, LI, Y. ding, & WU, D. yong. (2019). Spatial variability of soil bulk density and its controlling factors in an agricultural intensive area of Chengdu Plain, Southwest China. Journal of Integrative Agriculture, 18(2). https://doi.org/10.1016/S2095-3119(18)61930-6

- Mallik, S., Bhowmik, T., Mishra, U., & Paul, N. (2022). Mapping and prediction of soil organic carbon by an advanced geostatistical technique using remote sensing and terrain data. Geocarto International, 37(8). https://doi.org/10.1080/10106049.2020.1815864

- Potash, E., Guan, K., Margenot, A. J., Lee, D. K., Boe, A., Douglass, M., Heaton, E., Jang, C., Jin, V., Li, N., Mitchell, R., Namoi, N., Schmer, M., Wang, S., & Zumpf, C. (2023). Multi-site evaluation of stratified and balanced sampling of soil organic carbon stocks in agricultural fields. Geoderma, 438. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116587

- Rodrigues, C. I. D., Brito, L. M., & Nunes, L. J. R. (2023). Soil Carbon Sequestration in the Context of Climate Change Mitigation: A Review. Soil Systems 2023, Vol. 7, Page 64, 7(3), 64. https://doi.org/10.3390/SOILSYSTEMS7030064

- Zhou, T., Lv, Y., Xie, B., Xu, L., Zhou, Y., Mei, T., Li, Y., Yuan, N., & Shi, Y. (2023). Topography and Soil Organic Carbon in Subtropical Forests of China. Forests, 14(5). https://doi.org/10.3390/f14051023

ANÁLISIS DE LA VALIDEZ DEL EMPLEO DE INFORMACIÓN METEOROLÓGICA EN MODELOS DE DISPERSIÓN DE CALIDAD DE AIRE

Juan Alejandro Carmona[1], Edgar Alejandro Vélez [2], David Arboleda Gonzales[3]
Carlos Mario Sepulveda[4], Esteban Echeverri[5]

EYC GLOBAL S.A.S, jcarmona@eycglobal.com. avelez@eycglobal.com . darboleda@eycglobal.com
csepulveda@eycglobal.com . echeverry@eycglobal.com

Palabras clave: validez de información; consistencia meteorológica; origen de información; análisis estadísticos.

INTRODUCCIÓN

En relación con el empleo de información meteorológica asociada con los modelos de dispersión, primero debe precisarse cuál es la guía de la modelación vigente en la actualidad, al respecto el Protocolo para el Control y Vigilancia de La Contaminación Atmosférica Generada por Fuentes Fijas, el Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial afirma que, los modelos que se apliquen para el desarrollo de esta alternativa deben cumplir lo establecido por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos US-EPA (Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2010).

Por lo anterior la guía vigente en la actualidad de modelación de la EPA señala, respecto de la calidad de los datos meteorológicos de entrada, que la representatividad de los datos medidos depende de numerosos factores como la proximidad del lugar de vigilancia meteorológica a la zona considerada, la complejidad del terreno, la exposición del lugar de vigilancia meteorológica y el período de tiempo durante el cual se recopilan los datos (US Environmental Protection Agency, 2017).

En relación con el origen de la información, las opciones citadas por la guía de la EPA, señala: "… c. Los datos meteorológicos deben ser adecuadamente representativos y pueden ser datos específicos del sitio, datos de un Servicio Meteorológico Nacional (NWS) o una estación comparable cercana, o datos meteorológicos de pronóstico. …" (US Environmental Protection Agency, 2017).

MÉTODOS

Se toma la información de una serie meteorológica de un modelo de meso escala WRF representativa de un área de estudio en el departamento del Tolima. Se presenta para la serie

WRF, el análisis de tamizado de datos sugerido por la EPA para la información meteorológica, señalando si la totalidad de los parámetros se ajustan a los criterios de tamizado sugeridos.

Además, se realiza el análisis establecido por el Protocolo para el Monitoreo y Seguimiento de la Calidad de Aire del Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, relacionada con la elaboración de diagramas de cajas y bigotes y con el análisis de datos por fuera del rango.

RESULTADOS

De acuerdo con el análisis de consistencias, la información de pronóstico WRF del año 2023 presenta buena consistencia en los registros y su empleo cumple con los criterios establecidos en el Protocolo de modelación de calidad de aire vigente de la EPA.

Tabla 1. Análisis de tamizado de información meteorológica WRF 2023. Criterios EPA. Fuente: EYC GLOBAL 2024

Parámetro	Criterio	Resultados Datos
Velocidad del viento	Es menor que cero o mayor que 25 m/s	El valor máximo es 10,8 y el mínimo es 0,0
	No se mueve más de 0,1 m/s durante 3 horas consecutivas	Del total de datos se registra el 10,4% con esta condición.
	No se mueve a más de 0,5 m/s durante 12 horas consecutivas	No se registran datos con esta condición
Dirección del viento	Es menos de cero o más de 360 grados	El máximo es 360 y el mínimo es 0
	No varía en más de 1 grado durante más de 3 horas consecutivas	Se registran 43 eventos teniendo en cuenta este criterio
	No varía en más de 10 grados durante 18 horas consecutivas	No se registran eventos conste criterio
Temperatura	Es mayor que el récord local de altura	Mínimo 16,05 máximo 35,65. En el rango de la zona
	Es menor que el récord local bajo (Los límites anteriores podrían aplicarse sobre una base mensual)	Mínimo 16,05 máximo 35,65. En el rango de la zona
	Es mayor que un cambio de 5°C desde la hora anterior	Se registran 29 eventos
	No varía en más de 0,5°C durante 12 horas consecutivas	No se registran datos con esta condición
Presión	Es mayor de 950 mb	El máximo es 929
	Es menos de 900 Mb	El mínimo es 917
	Cambios de más de 6 Mb en tres horas	Se registra un dato con esta condición
Radiación	Es mayor que cero en la noche	No se registran datos con esta condición
	Es mayor que el máximo posible para la fecha y la latitud	El valor máximo registrado es 1093 W/m^2 registra

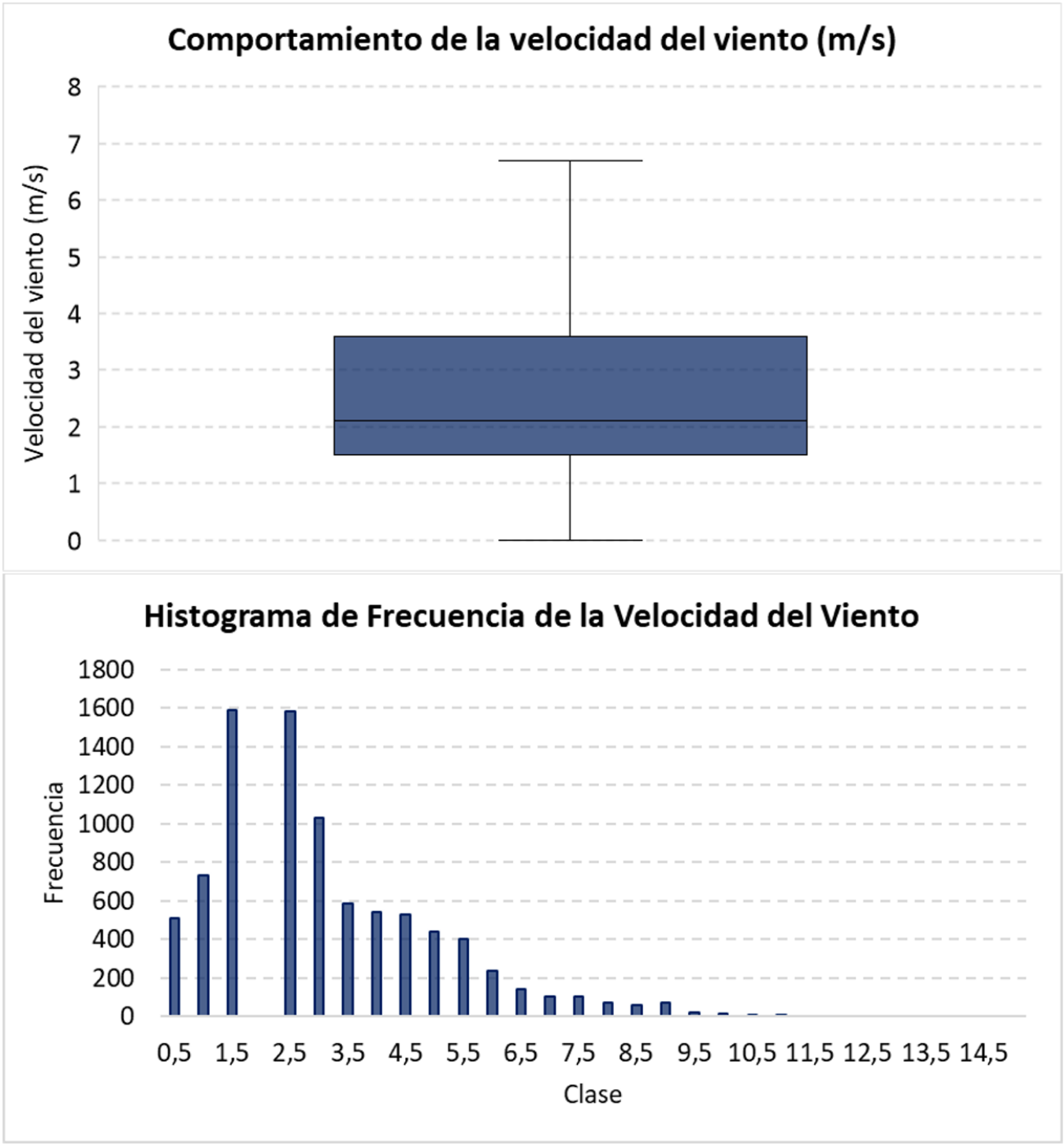


Figura 1 Diagrama de cajas y bigotes e histograma de frecuencia para la velocidad del viento – WRF 2023. Fuente: EYC GLOBAL 2024

ANÁLISIS SEGÚN LA ORGANIZACIÓN METEOROLÓGICA MUNDIAL

De acuerdo con lo señalado por (Amado, Ulke, Marino, & Thomas, 2012), los análisis de consistencia pueden agruparse en tres tipos:

- Consistencia interna.
- Consistencia temporal.
- Consistencia espacial.

Por su parte la Organización Meteorológica mundial (World Meteorological Organization, 2004) plantea elementos complementarios como variación en la tasa de cambio de parámetros y chequeo de consistencia interna por la relación entre parámetros.

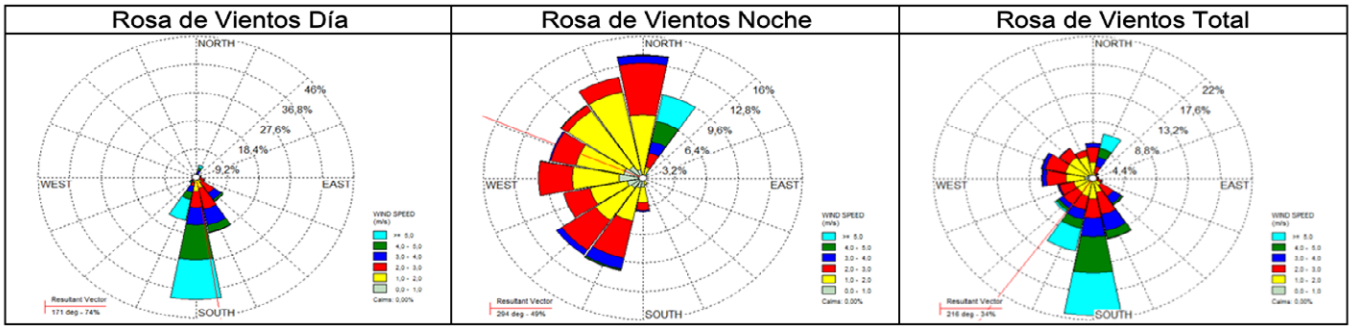
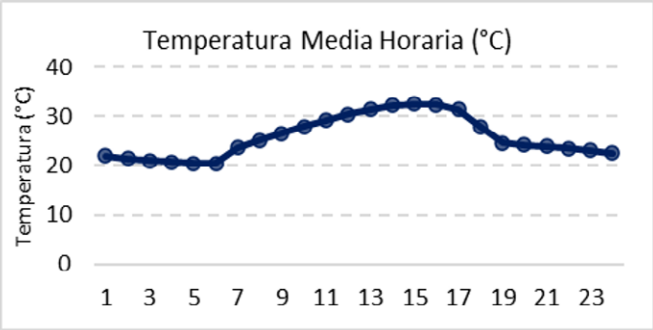
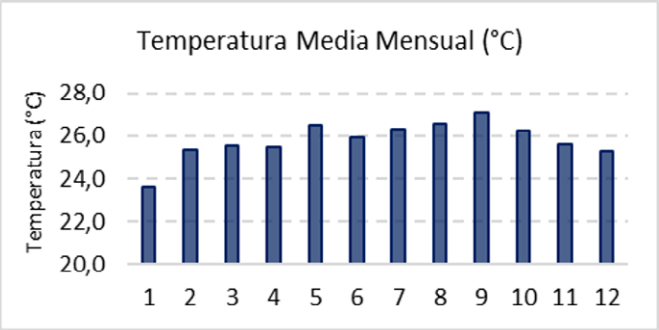


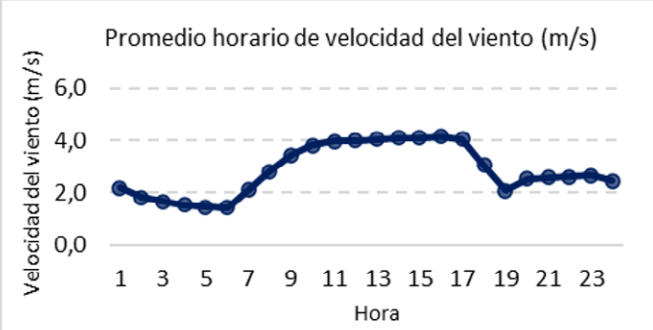
Figura 2 Rosa de vientos – WRF 2023. Fuente: EYC GLOBAL 2024

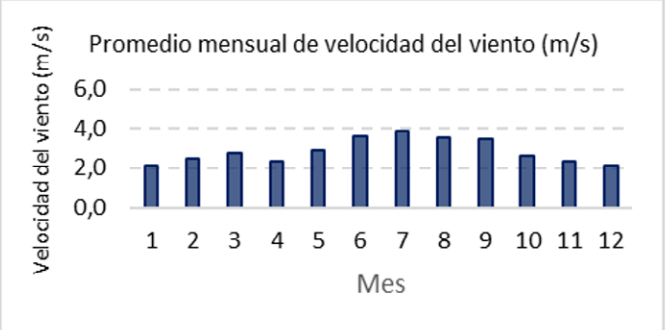
Comportamientos medios horarios y mensuales de temperatura





Comportamientos medios horarios y mensuales de la velocidad del viento





Comportamiento medio horario de la radiación solar

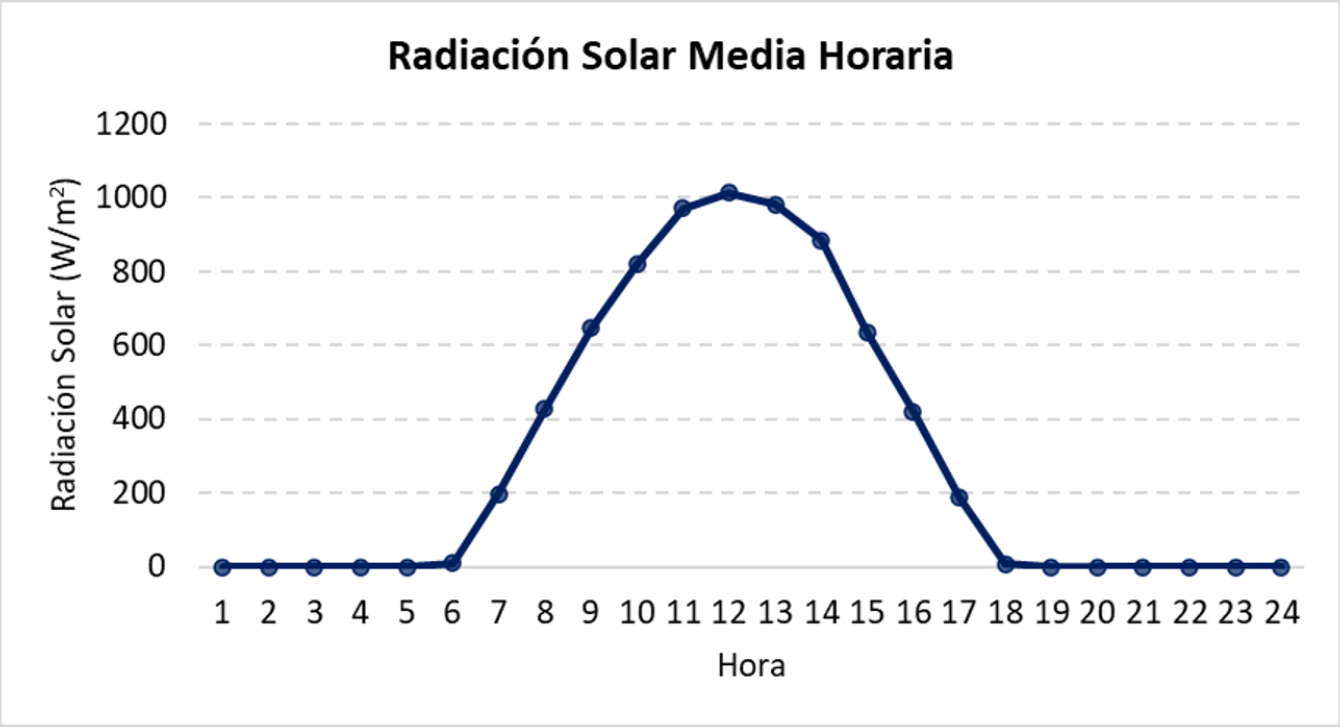


Figura 3 Temperatura, velocidad de viento y radiación solar – WRF 2023
Fuente: EYC GLOBAL 2024

OTRAS CONSIDERACIONES IMPORTANTES

En la dispersión de contaminantes atmosféricos también desarrolla un papel importante la variable de altura de mezcla, la cual se define como un parámetro meteorológico que nos indica, en relación con el nivel del suelo, cual es la altura hasta la cual se presenta mezclado vertical en la atmósfera. Por lo tanto, a medida que aumenta la altura de mezcla será mayor la presencia de condiciones favorables para la dispersión de contaminantes.

Altura de Mezcla

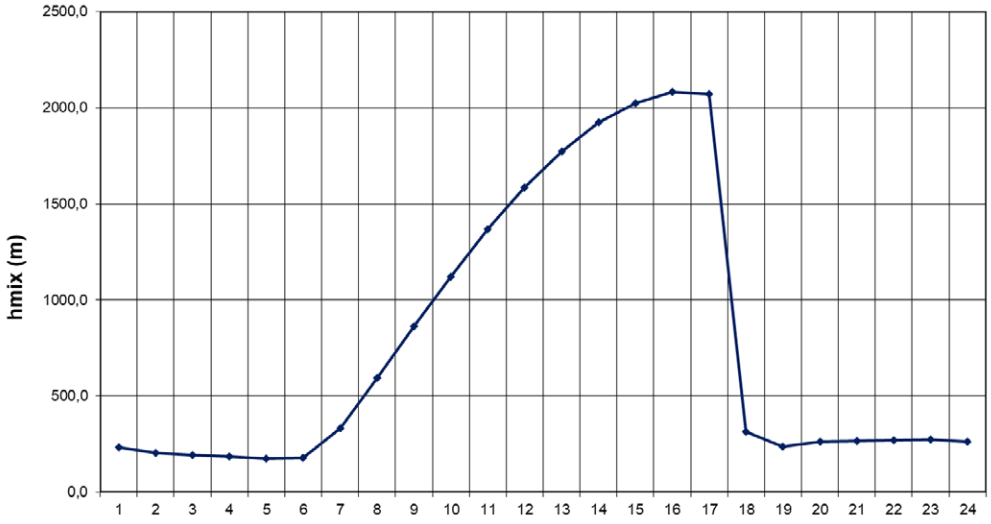


Figura 4 Altura de mezcla – WRF 2023
Fuente: EYC GLOBAL 2024

Por su parte, la estabilidad atmosférica se calcula como una función de la información meteorológica de temperatura, dirección y velocidad del viento y radiación solar. De acuerdo con la clasificación presentada por Pasquill - Gifford se identifican seis tipos de estabilidad atmosférica, para atmósferas inestables se tienen las clasificaciones A, B o C, para condiciones neutras D y para condiciones estables pueden ser E o F.

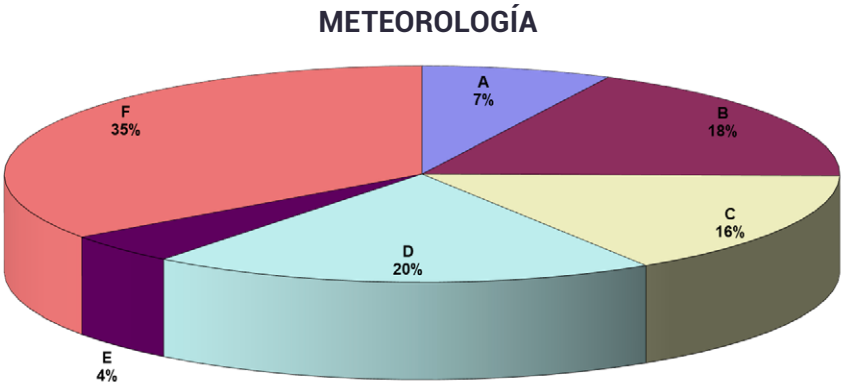


Figura 5. Estabilidad atmosférica – WRF 2023
Fuente: EYC GLOBAL 2024

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Utilizar información meteorológica consistente en el desarrollo de un modelo de emisión permite el uso de la herramienta representando de forma más aproximada el fenómeno evaluado, estableciendo una línea base como punto de partida para la definición de redes de monitoreo o ayudando a definir sistemas de control necesarios en proyectos de diversa índole.

REFERENCIAS

- Amado, V., Ulke, A., Marino, B., & Thomas, L. (2012). Análisis de la consistencia de los datos meteorológicos registrados durante la operación normal de una central nuclear. Cusco, Perú.

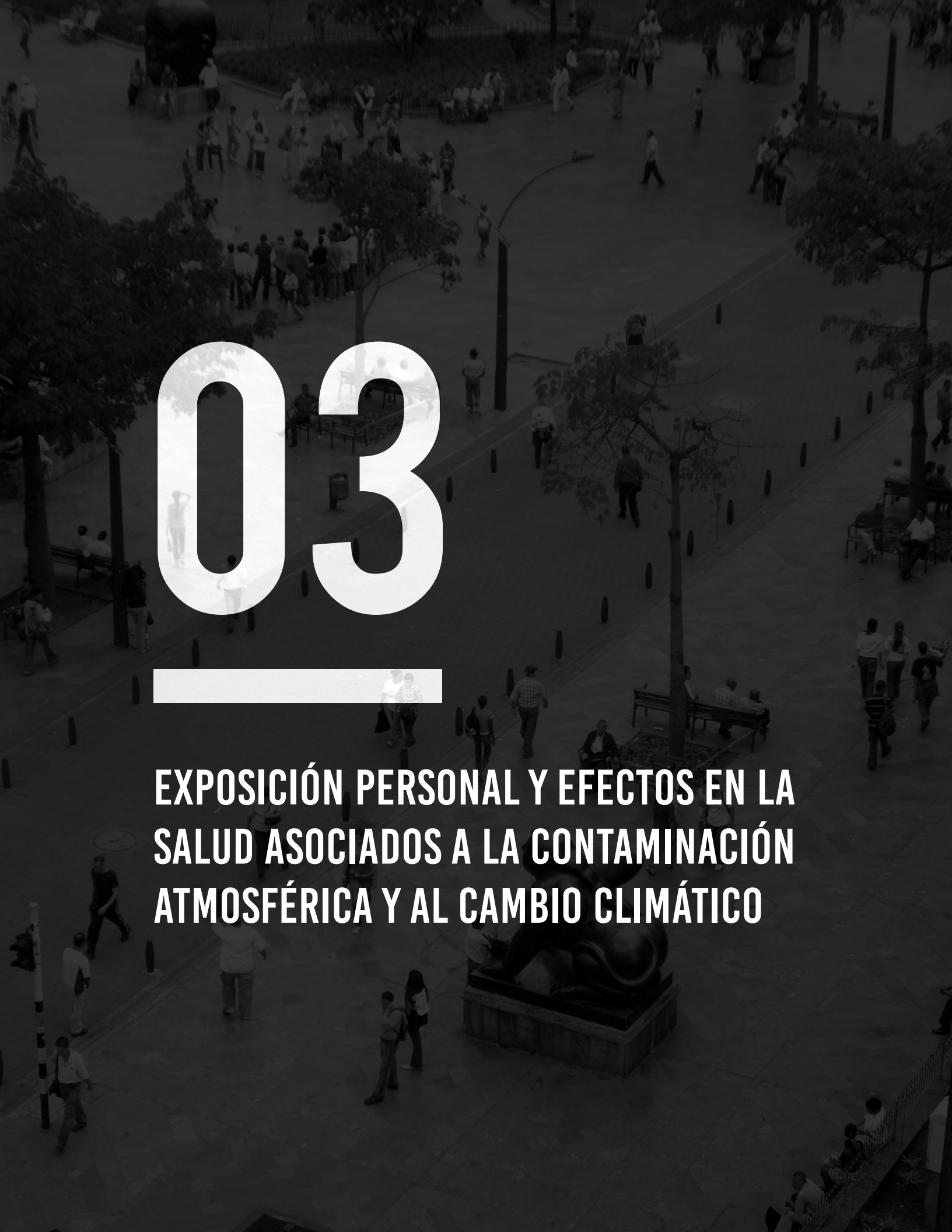
- Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. (Abril de 2010). PROTOCOLO PARA EL CONTROL Y VIGILANCIA DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA GENERADA POR FUENTES FIJAS. Bogotá.

- US Environmental Protection Agency. (Febrero de 2000). Meteorological Monitoring Guidance for Regulatory Modeling Applications. Raleigh, NC.

- US Environmental Protection Agency. (Enero de 2017). Appendix W to Part 51—Guideline on Air Quality Models. Washington.

- World Meteorological Organization. (2004). Guidelines on Quality Control Procedures for Data from Automatic Weather Stations. Geneva, Switzerland.





03

EXPOSICIÓN PERSONAL Y EFECTOS EN LA SALUD ASOCIADOS A LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA Y AL CAMBIO CLIMÁTICO

NIVELES DE BPA Y BPF EN $PM_{2.5}$ DE LA ATMÓSFERA DE LA CIUDAD DE MÉXICO

José Gustavo Ronderos-Lara[1], Fernando Millán-Vázquez[2], Mario Alfonso Murillo-Tovar3, Hugo A. Saldarriaga-Noreña[4], Brenda L. Valle-Hernández[5], Violeta Mugica-Álvarez[6]

[1] División Ciencias Básicas e Ingenierías, departamento de Ciencias Básicas, área de Química Aplicada. Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco. CDMX, México. ronderos92@gmail.com . [2] División Ciencias Básicas e Ingenierías, departamento de Ciencias Básicas, área de Química Aplicada. Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco. CDMX, México. fernandomillan117@gmail.com . [3] Facultad de Ciencias Químicas e Ingenierías. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Morelos, México mario.murillo@uaem.mx . [4] Centro de Investigaciones Químicas Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Morelos, México. hsaldarriaga@uaem.mx . [5] División Ciencias Básicas e Ingenierías, departamento de Ciencias Básicas, área de Química Aplicada. Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco. CDMX, México. blvh@azc.uam.mx . [6] División Ciencias Básicas e Ingenierías, departamento de Ciencias Básicas, área de Química Aplicada. Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco. CDMX, México. vma@azc.uam.mx

Palabras clave: Bisfenol A; Bisfenol F; Material particulado ($PM_{2.5}$); Atmósfera; Ciudad de México.

INTRODUCCIÓN

El bisfenol A (BPA) y bisfenol F (BPF) son compuestos empleados a nivel industrial en la elaboración de diversos artículos empleados en la vida cotidiana. Sin embargo, diversos estudios han determinado que estos bisfenoles presentan fuertes correlaciones entre la exposición humana y el desarrollo de diversos tipos de cáncer, así como de otras enfermedades en el sistema nervioso central (Montano et al., 2022; Vom Saal & Vandenberg, 2021; Moore et al., 2016).

A nivel mundial se han realizado diversos estudios relacionados con la presencia de BPA en material particulado (PM) suspendido en la atmósfera (Fu & Kawamura, 2010), siendo escasos los estudios relacionados con la presencia de BPF en la atmósfera. En México se carece de este tipo de estudios científicos, por lo que, es importante determinar su presencia en la atmósfera para estudiar su posible relación con efectos a la salud de la población.

Por lo tanto, en este estudio se realizó la determinación de BPA y BPF contenidos en $PM_{2.5}$ de la atmósfera de la ciudad de México, así como el efecto estrogénico debido a estos compuestos en la población a través del ingreso de estos compuestos en el sistema respiratorio.

MÉTODOS

Descripción del sitio de muestreo

El muestreo se llevó a cabo en la Ciudad de México (CDMX), México, la cual es la capital del país

y es considerada una de las ciudades más pobladas del mundo con 9.2 millones de habitantes en el 2020 (INEGI, 2024). El punto de muestreo fue ubicado en las azoteas de la Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco (9°30'13.6" N 99°11'09.0"W), localizada al norte de la ciudad.

En los alrededores de este sitio se encuentra ubicada una zona industrial en la cual se realiza la producción de maquinaria, alimentos, bebidas, así como sustancias químicas y productos derivados del petróleo (Municipios.mx 2023).

Muestreo de PM2.5

El muestreo se realizó siguiendo las indicaciones del procedimiento de operaciones para el muestreo de aire ambiente (SESDPROC-303-R5, 2024) emitido por la agencia de protección ambiental de los Estado Unidos de América (US-EPA por sus siglas en inglés). El $PM_{2.5}$ fue depositado en filtros de cuarzo (20 cm X 25 cm) utilizando un equipo de succión de aire High-Vol (marca Tish). La colecta de muestras se realizó cada 6 días durante 24 horas, empleando un flujo de succión de aire de 1.13 m3 min-1 en promedio. Previo al muestreo los filtros de cuarzos fueron acondicionados mediante calentamiento en mufla a 800 °C por 3 horas. Las muestras fueron colectadas durante un año (desde julio de 2021 hasta junio 2022).

Extracción y análisis de muestras

Las muestras fueron extraídas mediante extracción asistida por ultrasonido empleando acetona:hexano (1:1) en baño de agua a temperatura ambiente. La identificación de los compuestos de interés fue realizada mediante cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas tándem masas (CG-EM/EM).

RESULTADOS

Las concentraciones de BPA determinadas a lo largo del año oscilaron entre 24 pg m^{-3} y 2694 pg m^{-3}. Entre temporadas la concentración decreció en el orden fría seca (noviembre 2021 a febrero 2022) > cálida seca (marzo 2022 a mayo 2022) > lluvias (julio 2021 a octubre 2021). Adicionalmente, entre temporadas fueron determinadas diferencias significativas (U de Mann Whitney) entre fría seca y cálida seca, así como entre fría seca y lluvias, indicando que la temperatura y las condiciones en las corrientes de masas de aire influyen de manera importante en el comportamiento de BPA en la atmósfera.

En el caso de BPF las concentraciones determinadas a lo largo del año oscilaron entre 0.88 pg m^{-3} y 283 pg m^{-3}. Entre temporadas la concentración decreció en el orden fría seca > cálida seca > lluvias, presentando diferencias significativas entre las temporadas de lluvias y fría seca, sugiriendo que las precipitaciones pluviales son un factor importante para la disminuir la concentración de BPF en la atmósfera.

Adicionalmente, las concentraciones determinadas de BPA a lo largo del año no representan riesgo estrogénico para la población (Tabla 1), aunque es importante mencionar que debido a la falta de valores de equivalente estrogénico para BPF respecto a E_2, el valor estrogénico fue determinado únicamente para BPA.

Tabla 1 Estrogenicidad equivalente a E2 determinada a lo largo del año para BPA

Edad	Género	Vol. de inhalación (m^3/día)	ΣEEQ_{E2} (pg/m^3)
1-2	Niños	6.8	0.07
15-18	Mujeres	12.0	0.12
15-18	Hombres	17.0	0.18
19-65+	Mujeres	11.3	0.13
19-65+	Hombres	15.2	0.16

Concentraciones <1 pg/m³ no representan riesgo estrogénico para la población (Céspedes et al., 2004)

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La información generada con relación a las concentraciones de BPA y BPF determinadas en este estudio podrían ser útiles para que autoridades dedicadas al cuidado del ambiente y de la salud promuevan acciones que prevengan la emisión de este tipo de compuestos hacia el ambiente, así como acciones que ayuden a prevenir la exposición de BPA y BPF. Ya que, actualmente en México no se cuenta con normas que regulen la emisión de BPA y BPF hacía la atmósfera.

REFERENCIAS

- Céspedes, R., Petrovic, M., Raldúa, D., Saura, Ú., Piña, B., Lacorte, S., Viana, P., & Damià, B. (2004). Integrated procedure for determination of endocrine-disrupting activity in surface waters and sediments by use of the biological technique recombinant yeast assay and chemical analysis by LC-ESI-MS. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 378(3), 697-708. https://doi.org/10.1007/s00216-003-2303-5

- Fu, P., & Kawamura, K. (2010). Ubiquity of bisphenol A in the atmosphere. Environmental Pollution, 158(10), 3138-3143. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.06.040

- INEGI. (2024). México en Cifras. https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=07000009#collapse-Resumen

- Montano, L., Pironti, C., Pinto, G., Ricciardi, M., Buono, A., Brogna, C., Venier, M., Piscopo, M., Amoresano, A., & Motta, O. (2022). Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in the Environment: Occupational and Exposure Events, Effects on Human Health and Fertility. Toxics, 10(7), 365. https://doi.org/10.3390/toxics10070365

- Moore, S. C., Matthews, C. E., Ou Shu, X., Yu, K., Gail, M. H., Xu, X., Ji, B.-T., Chow, W.-H., Cai, Q., Li, H., Yang, G., Ruggieri, D., Boyd-Morin, J., Rothman, N., Hoover, R. N., Gao, Y.-T., Zheng, W., & Ziegler, R. G. (2016). Endogenous Estrogens, Estrogen Metabolites, and Breast Cancer Risk in Postmenopausal Chinese Women. Journal of the National Cancer Institute, 108(10), djw103. https://doi.org/10.1093/jnci/djw103

- Municipios.mx. (2023). Azcapotzalco. http://www.municipios.mx/distrito-federal/axcapotzalco/

- SESDPROC-303-R5. (2024). Ambient air sampling SESDPROC-303-R5. https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-06/Ambient%20Air%20Sampling%28SESDPROC-303-R5%29_0.pdf (último acceso 20 de diciembre de 2024)

- Vom Saal, F. S., & Vandenberg, L. N. (2021). Update on the Health Effects of Bisphenol A: Overwhelming Evidence of Harm. Endocrinology, 162(3), bqaa171. https://doi.org/10.1210/endocr/bqaa171

ESTUDIO DE LA COHORTE MEDELLÍN, EXPOSICIÓN A PM2.5 Y EVENTOS CARDIOVASCULARES Y RESPIRATORIOS, 2009-2022

Juan Gabriel Piñeros Jiménez[1], Hugo Grisales Romero[2], Emmanuel Nieto López[3], Nora Adriana Montealegre[4], Fernan Alonso Villa[5], Difariney González[6], Eliana Martínez Herrera[7], Jaime Alberto Gallo[8], Carolina Betancur Figueroa[9], Sindy Yurany Álvarez[10], Carolina Agudelo[11], Verónica Lopera[12], Ana Zuleima Orrego[13], Angela Lucia Molina[14]

Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia, juan.pineros@udea.edu.co [1] [2] hugo.grisales@udea.edu.co . [3] emmanuel.nieto1@udea.edu.co . [4] nora.montealegre@udea.edu.co [5] Facultad de Minas, Universidad Nacional sede Medellín, favilla0@unal.edu.co . [6] Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia, difariney.gonzalez@udea.edu.co . [7] eliana.martinez@udea.edu.co . [8] jaime.gallo@udea.edu.co . [9] carolina.betancurf@udea.edu.co . [10] Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia, sindy.alvarez@udea.edu.co . [11] Secretaria de Salud de Medellín, carolina.agudelo@medellin.gov.co . [12] Secretaria de Salud de Medellín, veronica.lopera@medellin.gov.co [13] Subdirección Ambiental, Área Metropolitana del Valle de Aburrá, ana.orrego@metropol.gov.co Subdirección Ambiental, Área Metropolitana del Valle de Aburrá, angela.molina@metropol.gov.co

Palabras clave: Contaminación del aire, material particulado fino, estudio de cohorte, eventos respiratorios, enfermedades cardiovasculares

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire, identificada como la principal amenaza ambiental según el Índice de Desempeño Ambiental de la Universidad de Yale, representa un desafío global con graves consecuencias para la salud pública (Block et al., 2024). En 2019, esta problemática contribuyó significativamente al aumento de las defunciones a nivel mundial, siendo el cuarto factor de riesgo de muerte y discapacidad, principalmente por enfermedades cardiovasculares y respiratorias(GBD, 2020). No obstante, en el ámbito colombiano, la investigación epidemiológica sobre la contaminación del aire ha enfrentado limitaciones, a pesar de los avances en este campo. Además, la Organización Mundial de la Salud (OMS) destaca la importancia de considerar las condiciones específicas de cada territorio para comprender de manera más precisa la relación entre la calidad del aire y la salud (WHO, 2021).

Para abordar esta necesidad, se desarrolló el estudio de la cohorte MEDELLÍN, cuyo objetivo fue evaluar la asociación entre la exposición a $PM_{2.5}$ y la incidencia de eventos cardiovasculares y respiratorios en personas menores de 16 años y mayores de 44 años en la ciudad de Medellín entre 2008 y 2022.

MÉTODOS

Se realizó un estudio de tipo cohorte ambispectiva fija de dos brazos (brazo 1: menores de 16 años y brazo 2: mayores de 44 años). Los participantes fueron seleccionadas mediante un muestro aleatorio multietápico (comuna-manzana-vivienda). Para estimar las variaciones espaciales del PM2.5 se desarrollaron modelos LUR para los años 2018, 2019, 2021 y 2022, que permitió establecer la concentración de contaminantes en áreas de pequeña escala ($100m^2$). A cada participante se le asignó un valor de exposición correspondiente a la mediana de los años de estudio en las coordenadas del sitio de residencia y se clasificó la exposición según percentiles (P): baja <P25, intermedia entre P25-P75 y alta ≥P75.

De cada participante se recolectaron datos demográficos, antecedentes personales y clínicos; características socioeconómicas; se realizó un examen físico; y se obtuvieron datos de la atención en los servicios de salud de la ciudad entre los años 2009 y 2022 obtenidos de los Registros individuales de Prestación de Servicios (RIPS), siguiendo los protocolos de calidad de datos desarrollados en el Sistema de Vigilancia en Salud Ambiental (Piñeros-Jiménez, 2018).
Se hizo una descripción de línea de base de la cohorte incluidos los niveles de exposición a PM2.5 y variables generales de los participantes y atenciones de salud según el tipo de evento. Se construyeron modelos de regresión logística binaria con variable explicativa evento de interés y variables independientes sexo, grupo de edad, comuna, antecedentes de enfermedades, variables socioeconómicas, hábitos saludables entre otras. Para todos estos análisis estadísticos se utilizó el software SPSS® Statistics.

RESULTADOS

Se ingresaron 1701 personas a la cohorte, 52% (n=877) residentes de la comuna de Belén y 48% (n= 824) de Aranjuez. Predominó el grupo de mayores de 44 años con el 56% (n=953), con una participación de 1,7 mujeres por cada hombre. Los participantes presentaron una mediana de concentración anual de $PM_{2.5}$ de 17,6 mg/m^3 (RIQ: 2,5). El 48,1% (n= 819) de los participantes registraron alguna atención, con un total de 1774 eventos durante el periodo de estudio. Entre los participantes se registró un promedio 2.2 atenciones-persona. El 75,5% (n=1340) corresponden a eventos respiratorios agudos, 16,2% a eventos crónicos (n=288) y 8,3% (n=146) a eventos cardiovasculares. Un participante falleció durante el seguimiento.

Se calculó un riesgo relativo (RR) de 1,292 (IC95%: 0,957 -1,745) de presentar eventos respiratorios y de 2,317 (IC95%: 1,112 – 4,828) de eventos cardiovasculares en relación con la exposición superior al P75 de $PM_{2.5}$ (>19,4 mg/m^3), respectivamente.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La cohorte MEDELLIN es una de las primeras investigaciones de base poblacional realizada en el

país. Se destacó por la aplicación de metodologías para la asignación de la exposición según el sitio de residencia (Rodriguez-Villamizar et al., 2024; Eeftens et al., 2012). También logró evaluar los impactos de salud asociados a la exposición de largo plazo a $PM_{2.5}$. (Grisales-Romero et al., 2021).

Se conformó una cohorte fija que cumplió los criterios de rigurosidad metodológica (Dominici et al., 2017). Se calcularon riesgos un poco superiores a los de otras cohortes (Rodriguez-Villamizar et al., 2012). Este proyecto presentó resultados innovadores en el contexto latinoamericano donde este tipo de diseños no son habituales. Estos resultados se suman al esfuerzo global por dilucidar los impactos de salud asociados a este factor de riesgo ambiental (GBD, 2020) y aportar al calculó de indicadores para la toma de decisiones, además de ser una herramienta importante para avanzar en la vigilancia activa de la contaminación del aire y los sistemas de segunda y tercera generación.

REFERENCIAS

- Block, S., Emerson, J. W., Esty, D. C., de Sherbinin, A., Wendling, Z. A., et al. (2024). 2024 Environmental Performance Index. New Haven, CT: Yale Center for Environmental Law & Policy. epi.yale.edu

- Dominici, F., & Zigler, C. (2017). Best Practices for Gauging Evidence of Causality in Air Pollution Epidemiology. American journal of epidemiology, 186(12), 1303–1309. https://doi.org/10.1093/aje/kwx307

- Eeftens, M., Beelen, R., de Hoogh, K., Bellander, T., Cesaroni, G., Cirach, M., Declercq, C., Dėdelė, A., Dons, E., de Nazelle, A., Dimakopoulou, K., Eriksen, K., Falq, G., Fischer, P., Galassi, C., Gražulevičienė, R., Heinrich, J., Hoffmann, B., Jerrett, M., Keidel, D., … Hoek, G. (2012). Development of Land Use Regression models for PM(2.5), PM(2.5) absorbance, PM(10) and PM(coarse) in 20 European study areas; results of the ESCAPE project. Environmental science & technology, 46(20), 11195–11205. https://doi.org/10.1021/es301948k.

- GBD 2019 Risk Factors Collaborators (2020). Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990-2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. Lancet (London, England), 396(10258), 1223–1249. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)30752-2.

- Grisales-Romero, H., Piñeros-Jiménez, J. G., Nieto, E., Porras-Cataño, S., Montealegre, N., González, D., & Ospina, D. (2021). Local attributable burden disease to PM 2.5 ambient air pollution in Medellín, Colombia, 2010-2016. F1000Research, 10, 428.
- https://doi.org/10.12688/f1000research.52025.2

- World Health Organization. (2021). WHO global air quality guidelines. https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/345329/9789240034228-eng.pdf?sequence=

- Piñeros-Jiménez, J.G., Grisales- Romero, H., Nieto-López, E., Montealegre, N.A, Villa, F. Contaminación atmosférica y sus efectos sobre la salud de los habitantes del Valle de Aburrá, 2008-2015 [Internet]. 2018 [citado el 1 de marzo de 2024]. Disponible en: https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Biblioteca-aire/Reanalisis/ContaminacionAtmosferica_y_sus_Efectos_en_la_Salud-AMVA_2019.pdf

- Rodriguez-Villamizar, L. A., Rojas, Y., Grisales, S., Mangones, S. C., Cáceres, J. J., Agudelo-Castañeda, D. M., Herrera, V., Marín, D., Jiménez, J. G. P., Belalcázar-Ceron, L. C., Rojas-Sánchez, O. A., Ochoa Villegas, J., López, L., Rojas, O. M., Vicini, M. C., Salas, W., Orrego, A. Z., Castillo, M., Sáenz, H., Hernández, L. Á., … Rojas, N. Y. (2024). Intra-urban variability of long-term exposure to PM2.5 and NO2 in five cities in Colombia. Environmental science and pollution research international, 31(2), 3207–3221. https://doi.org/10.1007/s11356-023-31306-w

- Rodriguez-Villamizar, L. A., Castro-Ortiz, H., & Rey-Serrano, J. J. (2012). The effects of air pollution on respiratory health in susceptible populations: a multilevel study in Bucaramanga, Colombia. Cadernos de saude publica, 28(4), 749–757. https://doi.org/10.1590/s0102-311x2012000400014

ASOCIACIÓN DE LA EXPOSICIÓN A CONTAMINACIÓN DEL AIRE ($PM_{2,5}$) Y VARIABILIDAD EN LA FUNCIÓN PULMONAR: CASO COHORTE MEDELLÍN

Carolina Betancur Figueroa[1], Juan Gabriel Piñeros[2], Jaime Alberto Gallo[3], Blanca Rosmary Mendoza[4], Sol Angie Romero[5], Eliana Martínez[6]

[1] Universidad de Antioquia, carolina.betancurf@udea.edu.co
[2] Universidad de Antioquia, juan.pineros@udea.edu.co
[3] Universidad de Antioquia, jaime.gallo@udea.edu.co
[4] Institución Universitaria Visión de las Américas, blanca.mendoza@uam.edu.co
[5] Institución Universitaria Visión de las Américas, sol.romero@uam.edu.co
[6] Universidad de Antioquia, eliana.martinez@udea.edu.co

Palabras clave: contaminación del aire; material particulado; espirometría; función pulmonar.

INTRODUCCIÓN

En 2021, el 99% de la población mundial estuvo expuesta a niveles de contaminación del aire (CA) superiores a los límites establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS). La CA fue responsable de 8,1 millones de muertes a nivel global para el mismo año, de las cuales el Material Particulado de 2,5µ ($PM_{2,5}$) fue responsable del 58% de éstas. Es por esto que, la CA en el segundo factor de riesgo para mortalidad global en la población general en la actualidad (Health Effects Institute, 2024). Estudios han documentado la relación entre la exposición al $PM_{2,5}$ y reducciones en la función pulmonar, asociados a mortalidad global y cardiovascular (Weinmayr et al., 2020). Se investigó la asociación entre la exposición al $PM_{2,5}$ y la variabilidad en la función pulmonar en población infantil y adulta durante el año 2022 en la ciudad de Medellín.

MÉTODOS

Se realizó un estudio observacional de tipo transversal anidado en una cohorte (cohorte MEDELLIN), que evaluó la relación entre la exposición individual a $PM_{2,5}$ y la variabilidad de indicadores de función pulmonar en ≤16años y ≥45años, con más de 5 años de residencia en las áreas de estudio, sin diagnóstico de enfermedad grave. Los participantes fueron seleccionados mediante un muestreo multietápico (comuna-manzana-vivienda), se obtuvieron datos demográficos, antropométricos y antecedentes personales, y se evaluaron parámetros de función pulmonar (VEF1, CVF y la relación VEF1/CVF) mediante la realización de espirometrías en reposo. A cada participante se le asignó una exposición al contaminante $PM_{2,5}$ para el año 2022 según su sitio de residencia, a partir de un Modelo de Regresión de Usos de Suelo (LUR) desarrollado para la ciudad para dicho año (Ramírez-Vélez et al., 2023). La exposición se clasificó en expuesto y no expuesto según la mediana de la muestra. También se consideró el contexto

de contingencia ambiental (meses de febrero, marzo y octubre) en el momento de realización de la prueba. Se realizaron modelos de regresión lineal múltiples, ajustados por variables como sexo, nivel socioeconómico, grupo étnico, antecedentes patológicos (incluido SARS COV2) y de exposición al tabaco. El análisis se realizó con software Stata® versión 14.2

RESULTADOS

Se estudió una muestra de 192 participantes (anidada en la Cohorte Medellín) para el análisis de la relación de la contaminación del aire ($PM_{2,5}$) durante el año 2022 con la variabilidad en la función pulmonar. Del total de la población estudiada, el 65,1% fueron mujeres (n= 125) y el 80,7% adultos (n= 155), y la totalidad de la muestra se identificó como mestiza. En promedio de edad para el grupo de ≤16 años fue de 10,8 +- 2,42 años y para el grupo ≥45años 60,9 +- 8,01 años. Más del 50 % de la población tenía antecedente de sobrepeso u obesidad y 50% ha tenido exposición al humo de tabaco ya sea como tabaquismo activo, ex tabaquismo o exposición pasiva. Entre las personas que fueron evaluadas se encontró una media de exposición al $PM_{2,5}$ de 19 ± 1,57 µg/m3 y una mediana de exposición al $PM_{2,5}$ de 19,8 +- 1,57 µg/m³; de las cuales el 52,6% (n= 101) se consideraron expuestas. El 31,3% de las espirometrías fueron realizadas en periodo de contingencia y del total de las espirometrías, el 25,5% se encontraron alteradas.

En las personas con una exposición mayor a 19,8µg/m3 de $PM_{2,5}$ ("Expuestas") no se observó un efecto significativo en la función pulmonar para ninguna de las variables espirométricas estudiadas: VEF1 coef. ß 0,09, p= 0,599, CVF coef. ß 0,14, p= 0,444 y la relación VEF1/CVF coef. ß -0,07, p= 0,649; con respecto a aquellos que no estuvieron expuestos al contaminante durante el año 2022. En los modelos ajustados, tampoco se observó un efecto significativo en la función pulmonar.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Fortalecimiento de los sistemas de vigilancia ambiental: los niveles de exposición promedio al PM2,5 (19 µg/m³) en la muestra superaron los límites establecidos por la OMS (5µg/m³) (WHO, 2021). Lo anterior, plantea la necesidad de fortalecer las políticas públicas sobre Calidad del Aire. Prevención de la enfermedad y promoción de la salud: Se documentó una alta prevalencia en sobrepeso y obesidad, las cuales también son reconocidas como factores de riesgo cardiovascular. Así mismo, el $PM_{2,5}$ continúa siendo un factor de riesgo para morbimortalidad por enfermedades cardiovasculares y respiratorias. De manera que, es importante fortalecer los programas de Educación para la salud que permitan empoderar a las personas sobre sus modos de vida, así como de sus entornos; en especial aquellas que perteneces a grupos susceptibles y/o vulnerables a la CA.

Implicaciones académicas y de investigación: Aunque esta investigación de diseño transversal no identificó una relación estadísticamente significativa entre la exposición al $PM_{2,5}$ y la función

pulmonar, sus resultados aportan valiosa evidencia científica a nivel local y nacional. Estos resultados destacan la necesidad de llevar a cabo estudios con diseños más complejos, como los de tipo cohortes, que permitan establecer causalidad entre la exposición individual a la CA, y su impacto en la función pulmonar.

REFERENCIAS

- Health Effects Institute. (2024). State of Global Air 2024. Special Report. https://www.stateofglobalair.org/resources/report/state-global-air-report-2024

- Ramírez-Vélez, A. M., Mejía-Osorio, S., & Murillo Arango, W. (2023). Percepción del riesgo para la salud de la población y exposición a material particulado $PM_{2,5}$ en el distrito de innovación del complejo Ruta N de Medellín, 2018-2022. Universidad de Antioquia

- Weinmayr, G., Schulz, H., Klenk, J., Denkinger, M., Duran-Tauleria, E., Koenig, W., Dallmeier, D., Rothenbacher, D., Böhm, B., Geiger, H., Laszlo, R., Steinacker, J. M., Ludolph, A., von Arnim, C., Lukas, A., Peter, R., Rapp, K., Riepe, M., Scharffetter-Kochanek, K., & Stingl, J. (2020). Association of lung function with overall mortality is independent of inflammatory, cardiac, and functional biomarkers in older adults: the ActiFE-study. Scientific Reports, 10(1), 11862. https://doi.org/10.1038/s41598-020-68372-w

- WHO. (2021). WHO global air quality guidelines. World Health Organization, 1–300. https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/345329/9789240034228-eng.pdf?sequence=1

NITRO HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS EN PARTÍCULAS FINAS DE LA ZONA METROPOLITANA DEL VALLE DE TOLUCA

Montes Gorgua Yatziry[1], Neria Hernández Alma Angélica[2], Valle Hernández Brenda Liz[1], Millán Vázquez Fernando[1], Miguel Torres Rodríguez[1], Mugica Álvarez Violeta[1]

[1]Universidad Autónoma Metropolitana unidad Azcapotzalco . [2]Facultad de QuímicaUniversidad Autónoma del Estado de México . al2212800034@azc.uam.mx. El autor de correspondencia será el encargado de verificar la aprobación de todos los autores para la aplicación al evento y enviar el resumen extendido, y será con quien el CASAP X mantendrá comunicación.

Palabras clave: $PM_{2.5}$., Nitro-HAPs., Potencial cancerígeno y mutagénico.

INTRODUCCIÓN

Los contaminantes atmosféricos de interés se encuentran las $PM_{2.5}$ debido a su tamaño ≤25µm pueden ingresar al sistema circulatorio a través de los alveolos derivado a la respiración (Chen et al., 2020), no obstante, dichas partículas pueden estar conformadas por nitro-hidrocarburos aromáticos policíclicos (nitro-HAPs) los cuales pueden tener efectos significativos para la salud debido a que son posibles contribuidores de mutagenicidad y carcinogenicidad en los seres vivos(Mastandrea et al., 2005).

De acuerdo con la red automática de monitoreo atmosférica de la Zona metropolitana del Valle de Toluca (ZMVT) el índice de contaminación atmosférica ha incrementado considerablemente. El inventario de emisiones del 2019 reporta que las concentraciones de $PM_{2.5}$ en la ZMVT rebaso la NOM-025-SSA1-2014 entonces vigente. En la ZMVT el 70% de los días del año que tenía como límite máximo permisible 30 µg/m^3 por día, así como rebaso el límite promedio anual aproximadamente 3 veces la norma (SEMARNAT, 2021).

MÉTODOS

El muestreo se realizó durante tres temporadas del año de julio del 2022 a junio del 2023, lluvia (LL) que corresponde a los meses de junio a octubre, seca fría (SF) de noviembre a febrero y seca caliente (SC) de marzo a junio, donde la colecta de $PM_{2.5}$se realizó con muestreadores de alto volumen (Hi-vol), utilizando filtros de cuarzo, cada 6 días de acuerdo con la NOM-035-SEMARNAT-1993 (DOF, 1993). Posteriormente, se extrajeron los compuestos orgánicos de las PM2.5 mediante una extracción asistida por ultrasonido (SKYMEN JP-080S) a 60 °C, con un dispositivo de enfriamiento acoplado, como se establece en la metodología de Valle-Hernández y colaboradores (Valle-Hernández et al., 2010). Los nitro-HAPs se analizaron por cromatografía

de gases acoplada a espectrometría de masas (Thermo Scientific) por ionización química negativa y el potencial cancerígeno y mutagénico de los nitro-HAPs se determinó de acuerdo a la metodología de Nisbet y Lagoy (Nisbet y Lagoy, 1992).

RESULTADOS

En los dos sitios de estudio, SMA y SCH, se rebasó el límite máximo permisible promedio anual de $PM_{2.5}$ establecido en la NOM-025-SSA1-2021, 2 y 4 veces, respectivamente. Los días en los que se presentaron mayores concentraciones en SCH fueron el 21 de agosto con 71 µg/m^3 y el 1 de noviembre con 51.41 µg/m^3, mientras que SCH se encontraron concentraciones alrededor de 41µg/m^3. La concentración de $PM_{2.5}$ fue mayor para el sitio de SCH en comparación con SMA en la figura 1 se muestran las rosas de concentración de $PM_{2.5}$ obtenidas por temporada para cada sitio mostrando la dispersión de partículas de acuerdo con el viento.

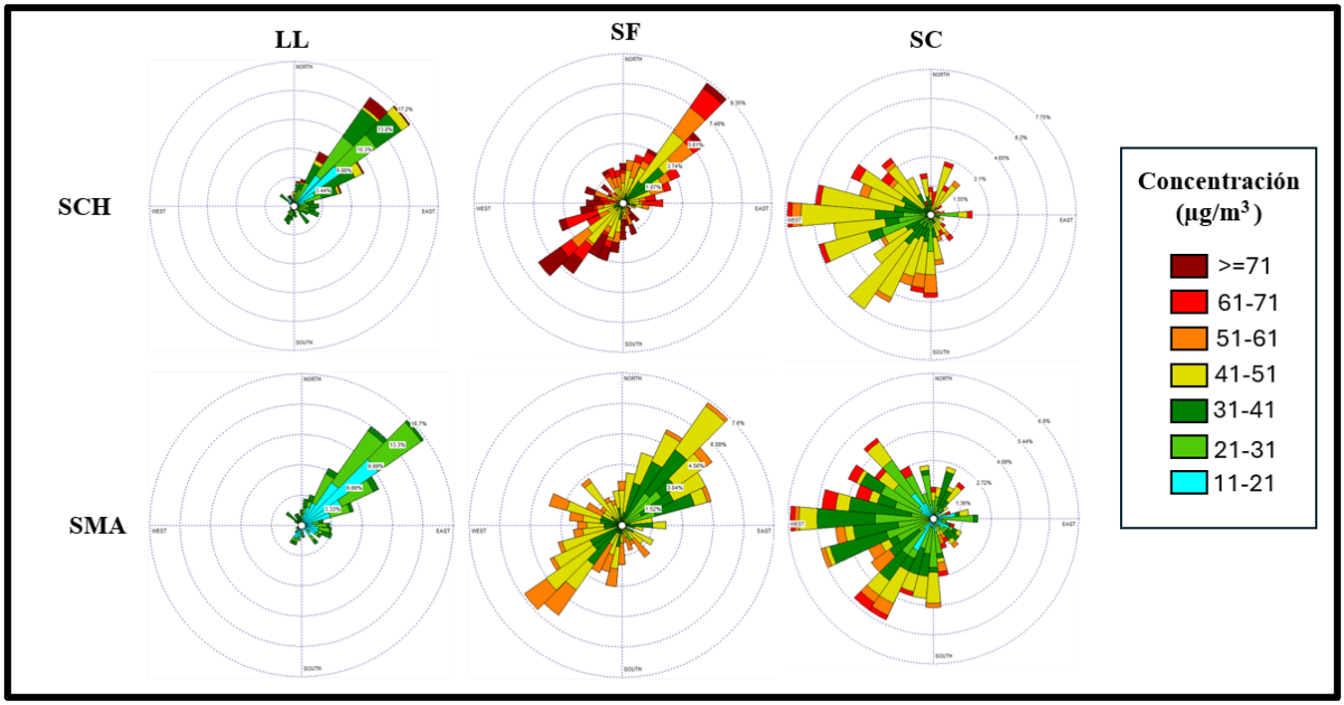


Figura 1. Rosa de concentración de $PM_{2.5}$.

En la temporada SF, en el mes de diciembre, se encontraron las mayores concentraciones de partículas $PM_{2.5}$, detectando concentraciones de 120 µg/m^3 el día 25 y 162 µg/m^3 el día 31 para el sitio de SCH, mientras que para el sitio de SMA, se encontraron concentraciones de 45 µg/m^3 para estos mismos días. Es posible, que esto se deba a que existe una mayor influencia de transporte y zonas industriales en SCH en comparación de SMA.

Las mayores concentraciones de nitro-HAPs se presentaron durante la temporada de SF, con una concentración total de 2.2 ng/m^3, de los cuales 0.24 ng/m^3 pertenecía a los nitro-HAPs cancerígenos en SCH. En SMA, durante esta temporada (SF) se presentó una concentración de nitro-HAPs totales de 1.7 ng/m^3, de las cuales 0.18 ng/m^3 pertenecían a los nitro-HAPs cancerígenos. Esto debido a que solo se consideraron los nitro-HAPs determinados como posibles cancerígenos humanos hasta el momento, sin embargo, no existen muchos estudios con los demás nitro-HAPs que confirmen los daños a la salud.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

En la república Mexicana la NOM-025-SSA1-2021es la encargada de establecer los Lineamientos para la obtención y comunicación del índice de calidad del aire y riesgos a la salud la cual abarca los límites máximos permisibles referentes con las $PM_{2.5}$ dicho contaminante atmosférico fue rebasado en los sitios de análisis de la ZMVT.

REFERENCIAS

- Diario Oficial de la Federación. (2021). NORMA Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-2021, Salud ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto a las partículas suspendidas PM_{10} y $PM_{2.5}$. Valores normados para la concentración de partículas suspendidas PM_{10} y $PM_{2.5}$ en el aire ambiente, como medida de protección a la salud de la población. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5633855&fecha=27/10/2021#gsc.tab=0

- Valle-Hernández, B. L., Mugica-Álvarez, V., Salinas-Talavera, E., Amador-Muñoz, O., Murillo-Tovar, M. A., Villalobos-Pietrini, R., & De Vizcaya-Ruíz, A. (2010). Temporal variation of nitro-polycyclic aromatic hydrocarbons in PM_{10} and $PM_{2.5}$ collected in Northern Mexico City. Science of the Total Environment, 408(22), 5429-5438. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.065

- Chen, L., Zhu, J., Liao, H., Yang, Y., & Yue, X. (2020). Meteorological influences on $PM_{2.5}$ and O3 trends and associated health burden since China's clean air actions. Science of the Total Environment, 744(219), 140837. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140837.

- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)(2021)., Dirección General de Calidad del Aire y Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes, Guía de Elaboración y Usos de Inventarios de Emisiones, INE, Primera edición.

- Mastandrea, C., Chichizola, C., Ludueña, B., Sánchez, H., Álvarez, H., & Gutiérrez, A. (2005). Hidrocarburos aromáticos policíclicos. Riesgos para la salud y marcadores biológicos Palabras clave: hidrocarburos aromáticos policíclicos carcinógenos mutá-genos disruptores endocrinos hidroxiderivados aductos biomarcadores. polycyclic aromatic hydrocarbons * carcinogens mutagens * endocrin disruptors hydroxy derivatives adducts biomarkers. Acta Bioquím Clín Latinoam, 39(1), 27–36. https://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S0325-29572005000100006&script=sciarttext&tln_g=pt

- Nisbet, I. C. T., & LaGoy, P. K. (1992). Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Regulatory Toxicology and Pharmacology, 16(3), 290–300. https://doi.org/10.1016/0273-2300(92)90009-X

COMPORTAMIENTO DE CONCENTRACIONES DE MATERIAL PARTICULADO EN LA BARRERA ARBÓREA DEL JARDÍN BOTÁNICO DE BOGOTÁ

Miguel Quirama Aguilar [1], Laura Julieth Monroy Rodríguez [2]

[1] Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, monroyjulieth15@gmail.com
[2] Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis, dm.quirama@gmail.com

Palabras clave: Arbolado urbano, Barrera vegetal arbórea, Sensores de bajo costo, Exposición personal.

INTRODUCCIÓN

Se analizan las concentraciones de material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) muestreadas en el Jardín Botánico José Celestino Mutis (JBB) durante el 2024, utilizando tres sensores estratégicamente ubicados, equidistantemente a 300 metros entre ellos, para evaluar el impacto de la vegetación arbórea en formación de barrera (Figura 1). Los resultados mostraron que el sensor ubicado en la Avenida Rojas, con exposición directa a vías principales (mE2_00006) registró las mayores concentraciones de $PM_{2.5}$. Por otro lado, el sensor del Tropicario, en el centro del JBB (mE2_00007) presentó las más bajas concentraciones, y el sensor de científica, ubicado en el otro extremo de la barrera, sin exposición directa a vías, presentó concentraciones intermedias. Al comparar el tiempo en el que los tres sensores estuvieron en funcionamiento, se acentúa el potencial efecto mitigador de picos de contaminación de la barrera vegetal. En un ejercicio intermedio, correlaciones lineales entre la estación Centro de Alto Rendimiento (CDAR) y los sensores del JBB indicaron que los datos del JBB son consistentes tendencialmente con los datos de la estación oficial. Finalmente, se realizan análisis estadísticos (ANOVA y Tukey HSD) con los que se validaron las diferencias significativas entre las zonas de medición, ratificando la presunción que la barrera arbórea es fundamental para reducir la cantidad de material particulado dentro del JBB y destaca el valor de los árboles en la gestión de calidad del aire urbana.

MÉTODOS

Para medir calidad del aire se posicionaron en el JBB ((Figura 1), durante el 2024, 3 sensores de medición de contaminantes de bajo costo Plantower modelo PMS7003 contenidos en un equipo "EvaLite" de la marca "Makesens". Los tres sensores se identifican con las siguientes series: mE2_00006 (Portería Av. Rojas), mE2_00007 (Tropicario) y mE2_00008 (Científica).

Para analizar datos, en primer lugar, se organizan las bases de datos de los 3 sensores, haciendo uso de un software estadístico R. Dicho proceso de organización consistió en unificar los

tiempos en que los 3 sensores estuvieron operativos al mismo tiempo y descartar los datos en los que uno o dos sensores estuvieron fuera de operación. Lo anterior fue necesario puesto que los sensores mE2_00006 y mE2_00008, estuvieron fuera de operación por largos periodos de tiempo continuos, solo estando disponibles el 60,34% y el 72,33% del tiempo del año. No se realizaron procesos de estimación de datos faltantes. Los datos de PM_{10} y $PM_{2.5}$ de los sensores fueron obtenidos con un intervalo de 5 minutos y se les fue aplicada una media móvil quincenal (mms) que describiera de una manera global el comportamiento de estos (Figura 3).

Posteriormente, se realizaron dos procesos que en conjunto guiaron a validar la idoneidad de los datos de los sensores de bajo costo. El primero, fue una correlación lineal entre los datos de los tres sensores, puesto que, aunque se esperan cambios de magnitudes entre ellos, por su cercanía, se espera un mismo comportamiento explicado con altas correlaciones entre los sensores. El segundo proceso constó en contrastar la información del JBB con los datos respectivos de la estación oficial CDAR de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB) de la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), la cual se encuentra 2 Km al oriente del JBB y cumple con procesos de validación acreditados estatalmente. Para estos, se realizaron dos nuevas correlaciones: i) PM_{10} y $PM_{2.5}$ de los 3 sensores con sus respectivos datos de CDAR, y ii) mms de los 3 sensores con mms de CDAR. Los datos de CDAR del 2024 se organizaron consistentemente con los datos de los 3 sensores, como se describió previamente.

En tercer lugar, partiendo de la premisa de haber ubicado los tres sensores de calidad del aire en diferentes zonas del JBB (Figura 1), se infiere que las diferencias entre lo que cada uno de los sensores está captando, contribuye a estimar la intervención de la barrera arbórea entre cada uno de los sensores. Es así como se hace uso de cuatro métodos estadísticos para buscar las diferencias entre los valores de concentración obtenidos por los sensores, y que en conjunto buscan evaluar la hipótesis que existe una diferencia entre los sensores debido a su ubicación.

En el software estadístico R, se calcula i) la media, ii) la mediana, iii) el porcentaje de superioridad y iv) la magnitud mediante diferencia relativa. Estos métodos estadísticos se aplican únicamente sobre la serie de datos que obtuvo mayor correlación lineal tiene con respecto a la estación CDAR, resultado del paso anterior. La media y la mediana son análisis básicos de tendencia central que indican superioridad de los datos comparados en términos del nivel que representan los valores que las conforman, sin embargo, no explican completamente la dominancia de un sensor por encima de otro, puesto que los valores, aunque diferentes, tienen la misma magnitud y no están muy separados entre ellos. Para identificar esa dominancia, se calcula el porcentaje de superioridad, el cual se expresa como el porcentaje de veces que los valores de un sensor están por encima de los valores de los otros dos sensores, y así, mediante conteo, calcular el porcentaje de veces que esto ocurre con respecto al total de datos. Complementariamente, se calcula la magnitud mediante diferencia relativa, un análisis estadístico que permite comparar de manera más detallada las tres medias móviles en términos de su "dominancia" con respecto a sus diferencias relativas. Es decir, complementa al porcentaje de superioridad al identificar que

tanto más grande es un set de datos de un sensor mayor al set de datos de otro sensor.

Finalmente, al encontrarse diferencias entre sensores en el paso inmediatamente anterior, se realizan nuevas pruebas para determinar si dichas diferencias son estadísticamente significativas, y no obedecen al azar. Para dicho fin se aplican sobre las series de datos comparadas una prueba de ANOVA y un test de Tukey HSD, donde se busca que el valor de significancia estadística, también conocido como valor p (p-value) sea menos que el umbral de 0.05, lo que representaría una diferencia significativa entre las series de datos evaluadas, y por lo tanto un indicio mayor de la relevancia de la barrera arbórea como factor determinante en dichas diferencias.

RESULTADOS

El proceso de validación de datos de los sensores con la estación CDAR indicó que los datos de media móvil quincenal (mms) de los datos de $PM_{2.5}$ de los tres sensores, mostrados en la Figura 2, tenían mayor correlación (0,8923669, 0,8810955 y 0,8716638, respectivamente para mms06, mms07 & mms09) que los datos de mms de PM10, y los datos crudos de cada 5 minutos de los sensores tanto para PM_{10} como para $PM_{2.5}$, por lo que se realizaron los análisis estadísticos sobre los valores de mms de $PM_{2.5}$ de los tres sensores en el JBB. Paralelamente, como se muestra en la Figura 3, el comportamiento de los sensores dentro del JBB tiene alta similitud entre ellos.

Inicialmente, se evaluó la media y la mediana como medidas de tendencia central de las tres medias móviles $PM_{2.5}$. Se identifica que, tanto para media como para mediana, la mms06 presenta valores superiores, seguido de los valores de la mms07 y mm08 (Valores de media y mediana mostrados en la Tabla 1). Posteriormente, se evalúa el porcentaje de superioridad de las mms, el cual es una medida de las veces que una mms estuvo por encima de las otras dos, y se muestra que la mms06 está por encima de las otras dos medias el 70,2% del tiempo. En esta misma línea el análisis de magnitud de diferencias relativas entre los pares de mms, indicó que los valores de la mms06 son 10,1 veces más grandes que el promedio entre la mms06 y la mm07, por lo que podemos indicar una diferencia alta entre los valores de la mms06 (ubicada en la Av. Rojas) y la mms07 (ubicada en el Tropicario). Estos datos estadísticos iniciales son relevantes cuando se ubican las estaciones en sus respectivos lugares dentro del JBB, y se estima que las diferencias allí enmarcadas se deben a la presencia de las coberturas arbóreas en disposición de barrera, por lo que mms07, que está dentro de la barrera tiende en todos los casos a reportar valores menores, y respaldan la superioridad en magnitud de las observaciones del mms06 del sensor ubicado en las afueras del JBB junto a calles principales. Finalmente, el test ANOVA y la prueba de pares Tukey HSD, fortalecen el indicio inicial al presentar que las diferencias entre los valores de los diferentes sensores son estadísticamente significativas, como se puede apreciar en la Tabla 2 y Tabla 3, respectivamente.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El arbolado urbano en Bogotá ha sido tradicionalmente relacionado a servicios ecosistémicos como la captación de carbono, el sostenimiento de biodiversidad y paisajismo. El resultado del presente estudio da indicios claros de la importancia del arbolado para reducir la exposición personal en cercanía arbolado en disposición de barrera y, por lo tanto, una oportunidad para localizar árboles hacer siembras y gestión eficiente del arbolado en pro a garantizar un mejor entorno para la salud humana y de los ecosistemas.

REFERENCIAS

- Grote, R., Samson, R., Alonso, R., Amorim, J. H., & Tiwary, A. (2016). Functional traits of urban trees for improving air quality. Frontiers in Ecology and the Environment, 14(10), 543–550. https://doi.org/10.1002/fee.1433

- Kumar, P., Morawska, L., & Martani, C. (2015). El auge de los sensores de bajo costo para gestionar la contaminación del aire en las ciudades. Environment International, 75, 199-205. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.11.019

- Organización Mundial de la Salud. (2022). Partículas en suspensión y su impacto en la salud. Recuperado de https://www.who.int



Figura 1. Representación espacial de los sensores dentro del JBB

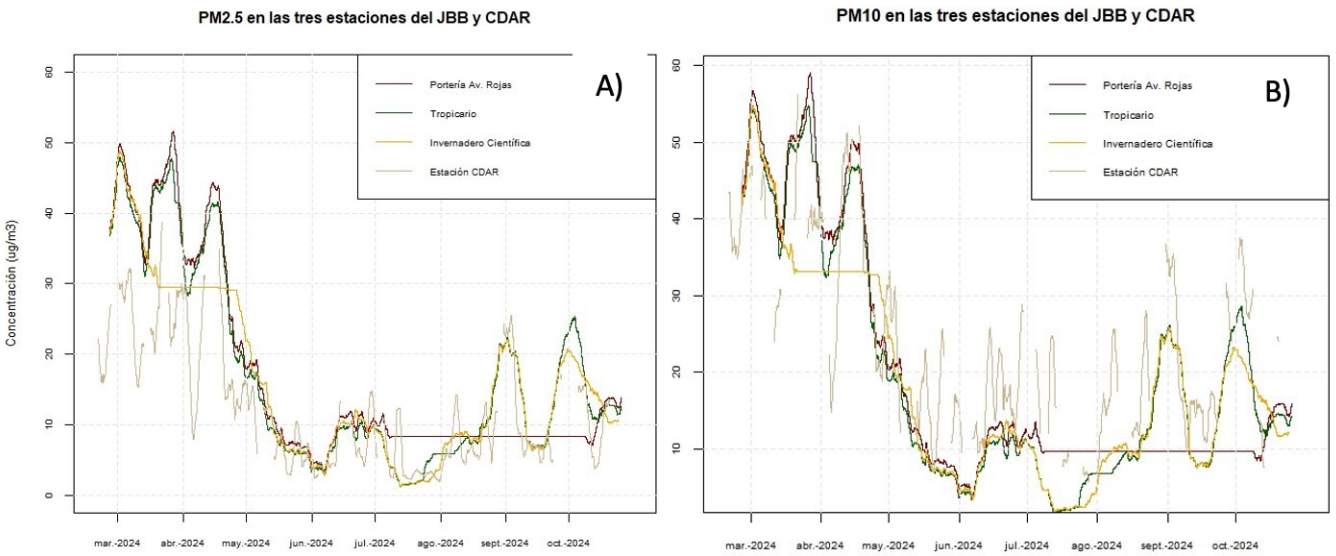


Figura 2. Comparación de los sensores del JBB y la estación oficial CDAR. A) $PM_{2.5}$. B) PM_{10}.

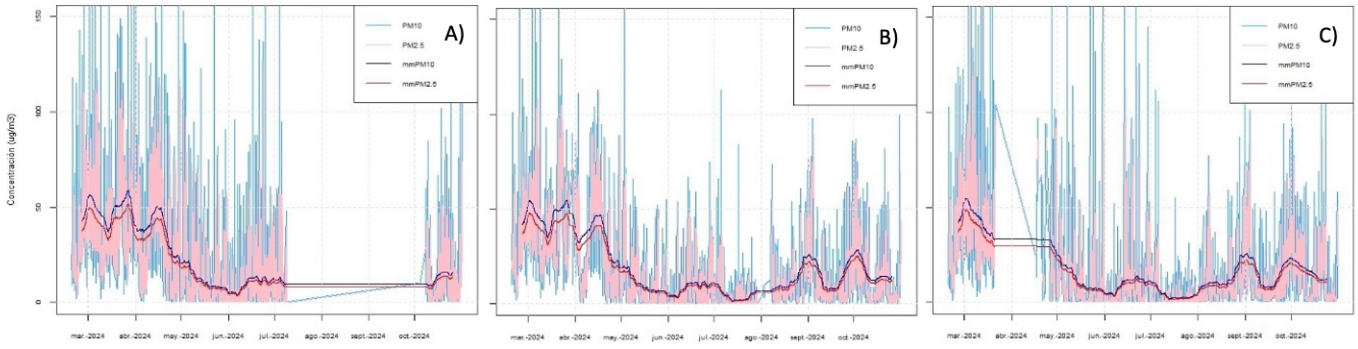


Figura 3. Comportamiento del material particulado de los sensores. En azul y rojo claro se muestran los datos con intervalo de 5 minutos para PM_{10} y $PM_{2.5}$, respectivamente. En azul y rojo oscuro se muestran los datos de media móvil de 15 días para PM10 y PM2.5, respectivamente. A) mE2_00006 en el Av. Rojas. B) mE2_00007 en el Tropicario. C) mE2_00008 en el Invernadero de Científica

Tabla 1. Valores de la Media y la Mediana de las medias móviles (mms) de PM2.5.

PM2.5	Media	Mediana
mms06	22,15322	13,72174
mms07	17,24362	11,57648
mms08	13,85039	9,937028

Tabla 2. Resultados de la prueba ANOVA de medias móviles de $PM_{2.5}$

term	df	Sum sq	Mean sq	Statistic (F)	p. value
mms_PM25	2	140893	70447	405	1,36e-171
Residuals	13808	2402610	174	NA	NA

Tabla 3. Resultados de la prueba Tukey HSD de los pares de medias móviles de $PM_{2.5}$

Comparación	diff	lwr	upr	P-value adj
mms07 vs mms06	-4.909.596	-5.571.919	-4.247.272	2,501089 e-09
mms08 vs mms06	-8.302.825	-8.987.111	-7.618.540	2,501089 e-09
mms08 vs mms07	-3.393.230	-4.007.348	-2.779.111	2,501089 e-09

DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE RESPECTO A LA PRESENCIA DE SUSTANCIAS DE INTERÉS EN EL PM_{10} EN EL CAMPUS AGUAS CLARAS DE LA UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS, VILLAVICENCIO

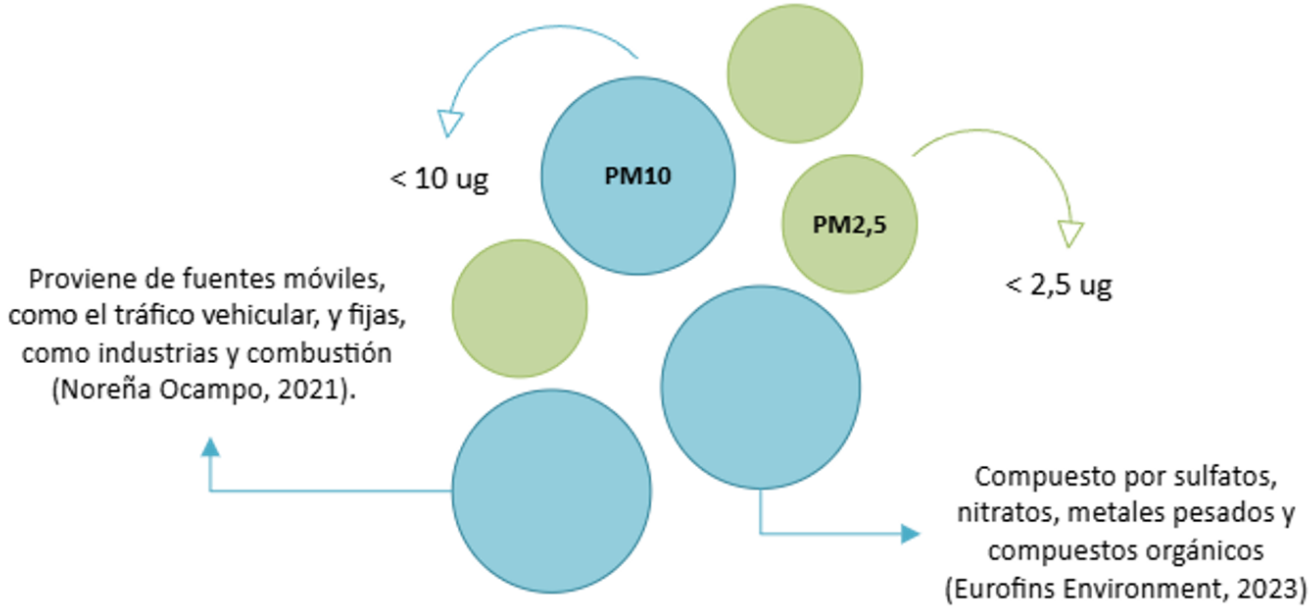
Diego Andrey Cortés Naranjo[1], María Alejandra Pulido Gallego[2], Juan José García Velásquez[3]

Universidad Santo Tomás, diegocortes@ustavillavicencio.edu.co[1] . maria.pulido@ustavillavo.edu.co [2] . [3] juangarcia@ustavillavo.edu.co

Palabras clave: Calidad del aire; Material particulado; Contaminación atmosférica; Salud pública.

INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica es un desafío ambiental y de salud pública a nivel global. El material particulado, en especial el PM_{10}, impacta la calidad del aire y la salud humana (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2024). Su monitoreo es clave para evaluar riesgos y diseñar estrategias de mitigación alineadas con los ODS 3, 11 y 13 (United Nations, 2015).



Material particulado

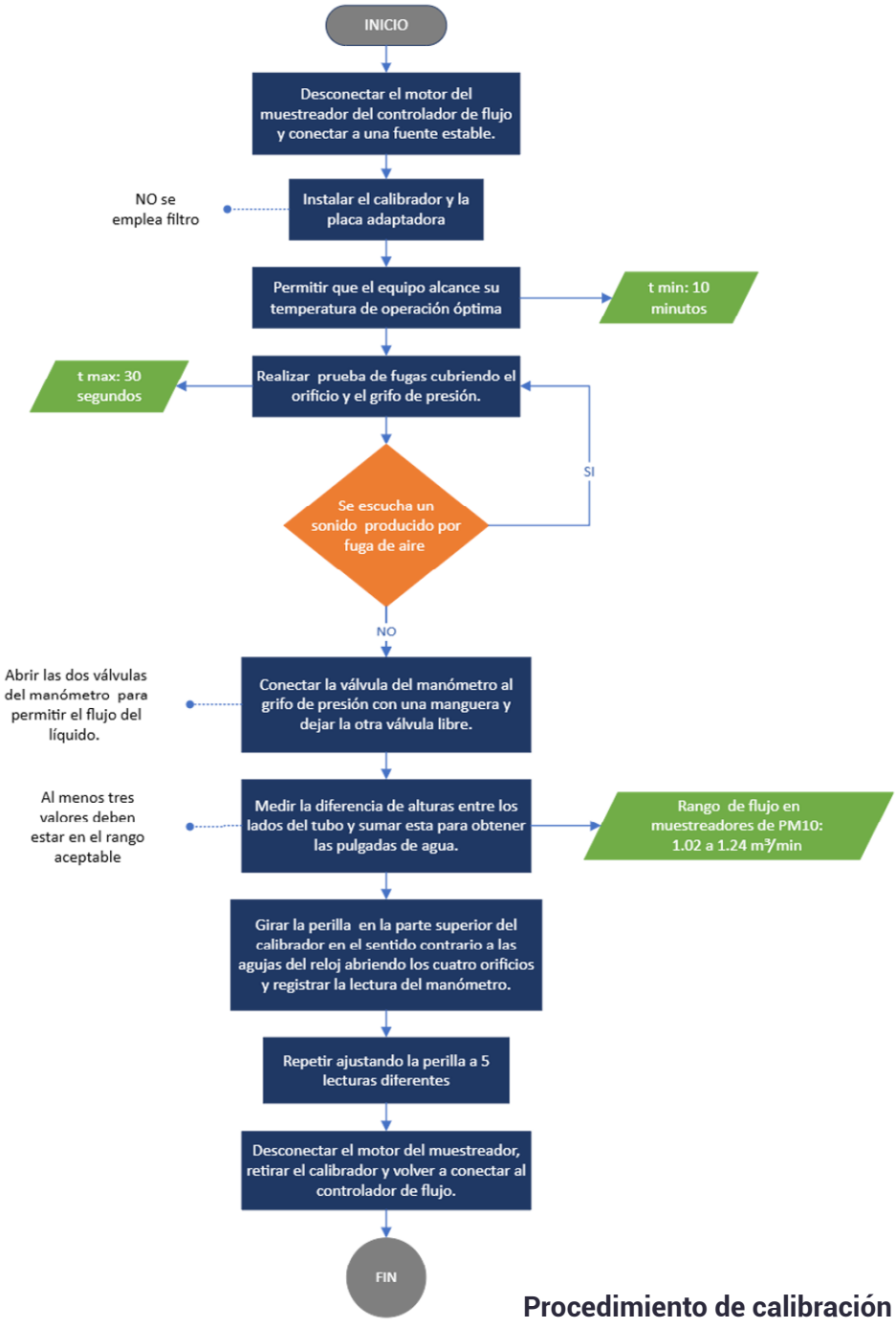
Este estudio evalúa la calidad del aire en la Universidad Santo Tomás, Villavicencio, analizando sustancias presentes en el PM_{10}. Para ello, se empleó muestreo de alto volumen y caracterización elemental por fluorescencia de rayos X y espectroscopía de absorción atómica. La investigación busca contribuir a la identificación de elementos dentro del material particulado y formulación de estrategias para el control de la contaminación atmosférica que permitan garantizar una buena calidad del aire.

MÉTODOS

El muestreo se realizó considerando las fuentes fijas, el anillo vial de la ciudad y la influencia de variables meteorológicas en la dispersión de contaminantes.

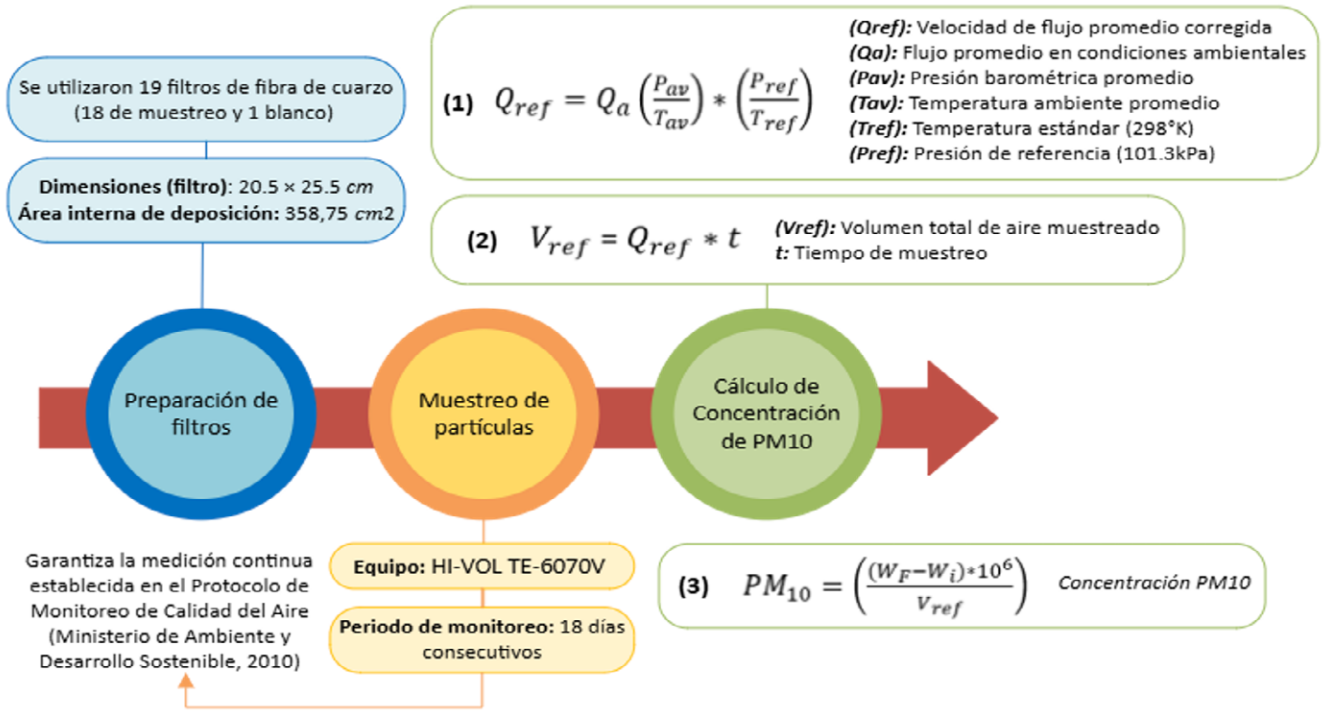
Calibración del muestreador

Se empleó un kit de orificios TE-5028. Se registró la temperatura, presión y características del equipo, ajustando la velocidad de flujo para garantizar mediciones representativas (Tisch Environmental, 2024b).



Procedimiento de calibración HIVOL

Muestreo y análisis gravimétrico

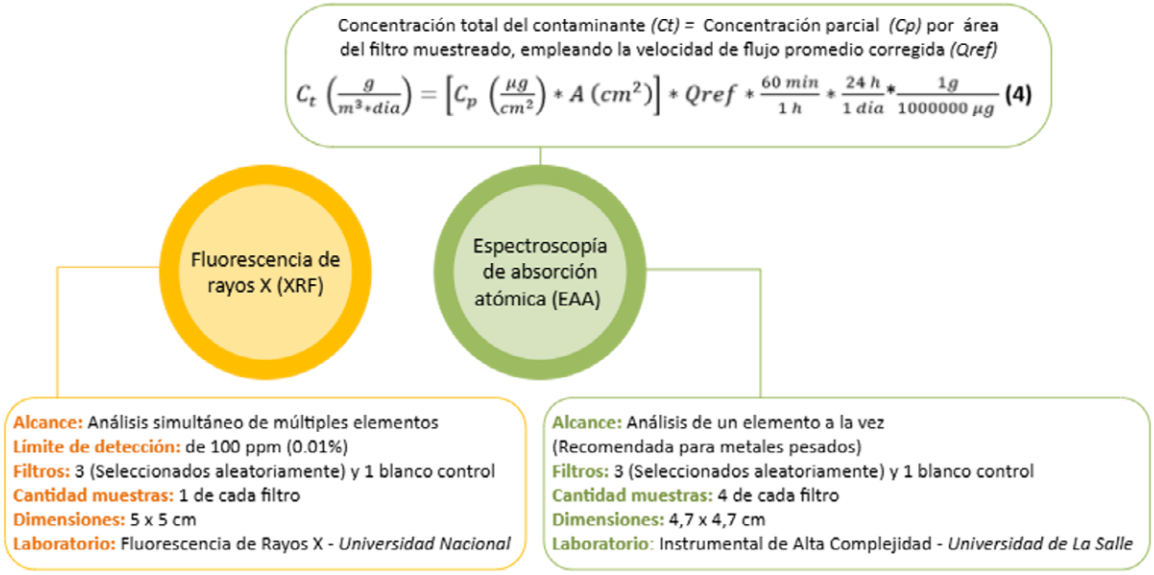


Se calculó el Índice de Calidad del Aire (ICA), según la Resolución 2254, utilizando la concentración del contaminante (C_p) (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2017).

$$ICA_p = \frac{Ialto - Ibajo}{PC_{alto} - PC_{bajo}} * (C_p - PC_{bajo}) + I_{bajo} \quad \textbf{(5)}$$

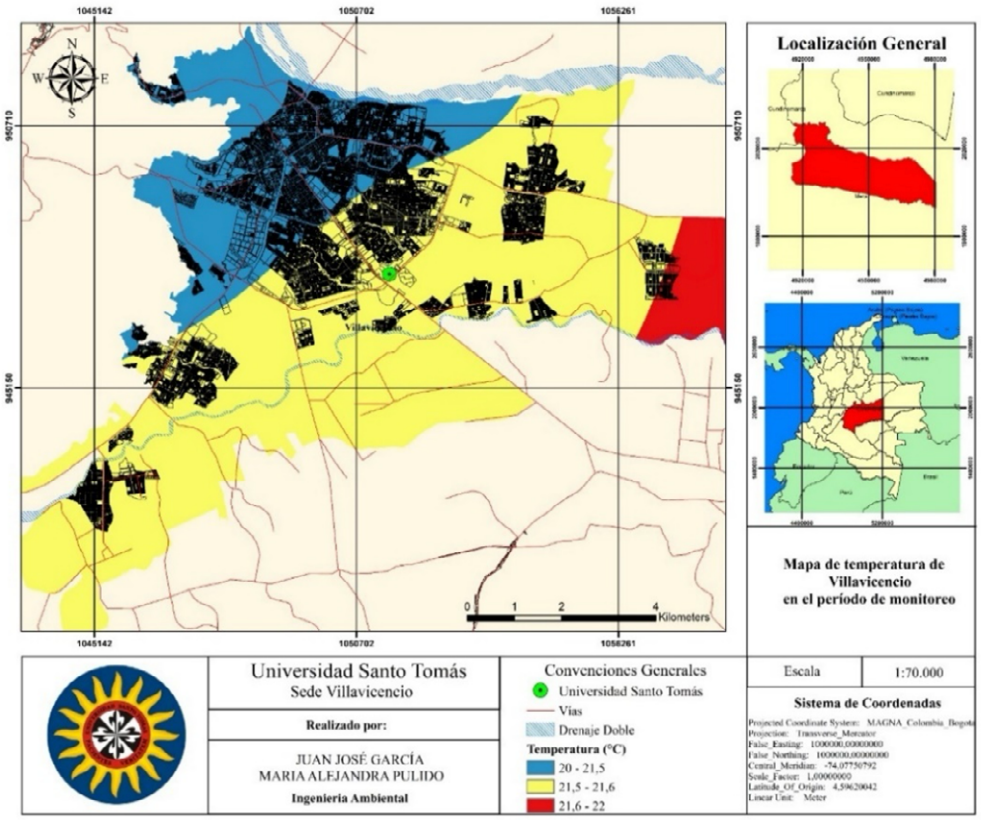
Análisis elemental

La composición química se analizó por XRF, y los elementos en mayor presencia, junto con elementos criterio regulados, se cuantificaron por EAA. Dado que la norma exige monitorear sustancias libres en el aire, se empleó una matriz de material particulado y un factor de conversión.

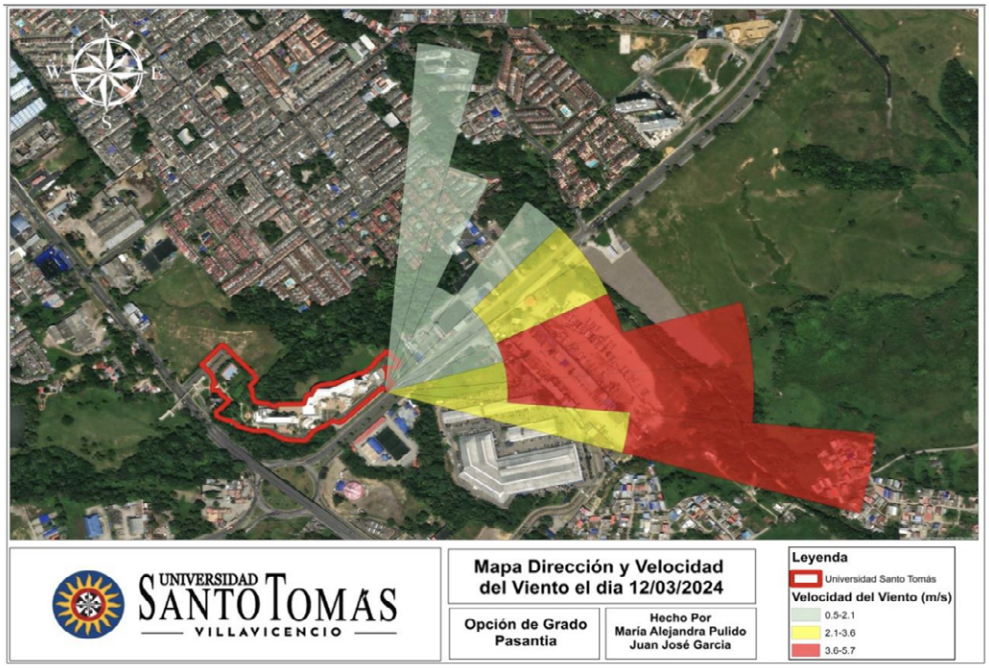


RESULTADOS

Las variables meteorológicas se determinaron anual multianual. La temperatura promedio de 21,5 °C favoreciendo la formación de contaminantes secundarios y las corrientes predominantes vienen del sureste (3,9 m/s) y noreste (0,5-2,1 m/s).

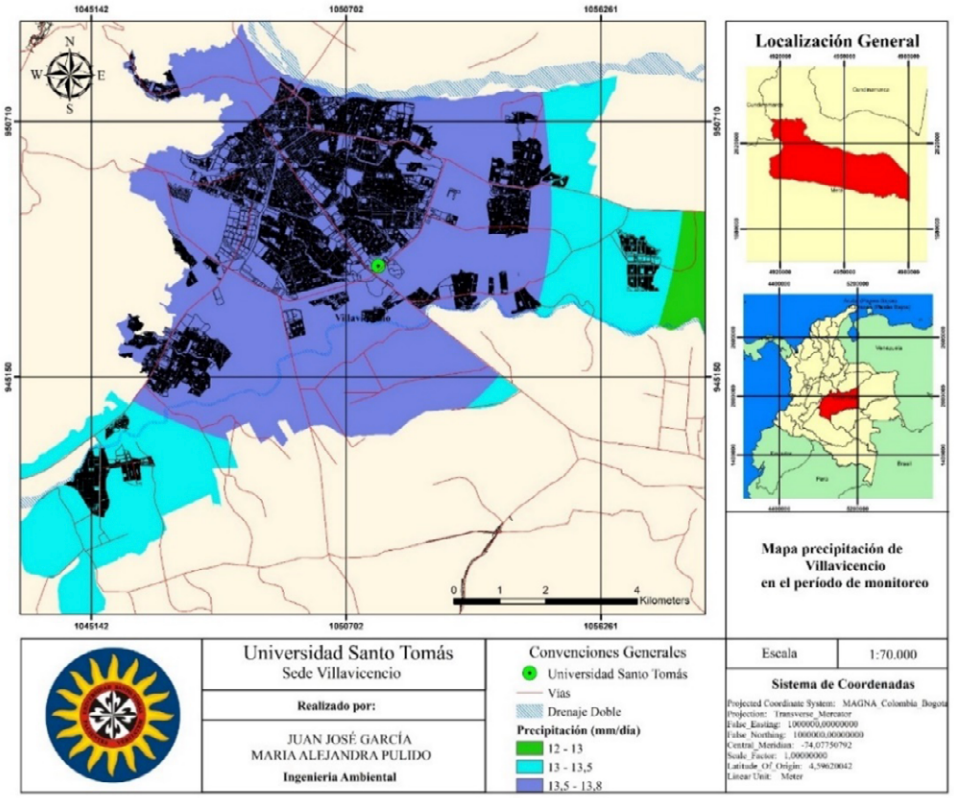


Mapa temperatura



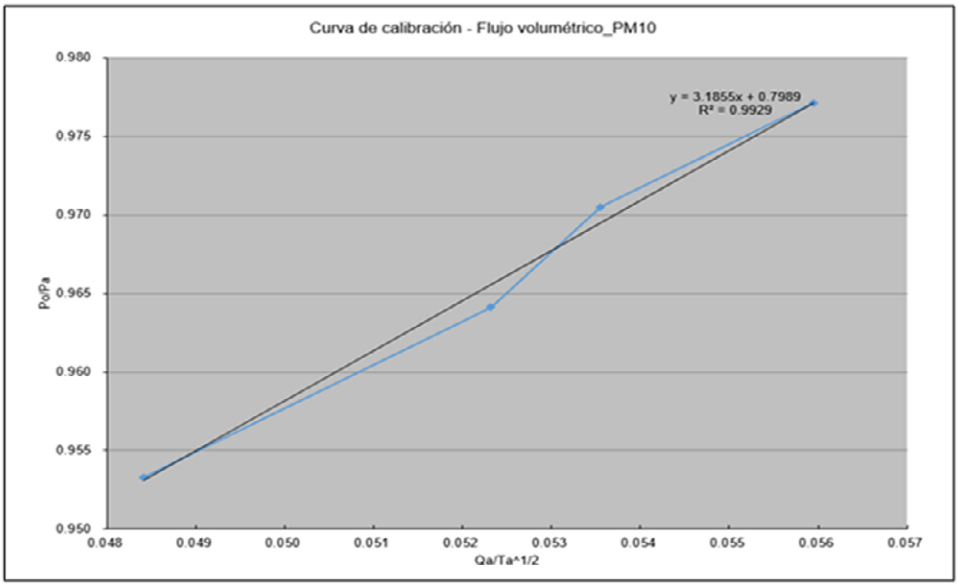
Mapa viento

La precipitación varía entre 13,5 y 13,8 mm/día, influyendo en la dispersión y deposición de partículas, reduciendo la concentración de contaminantes en el aire.



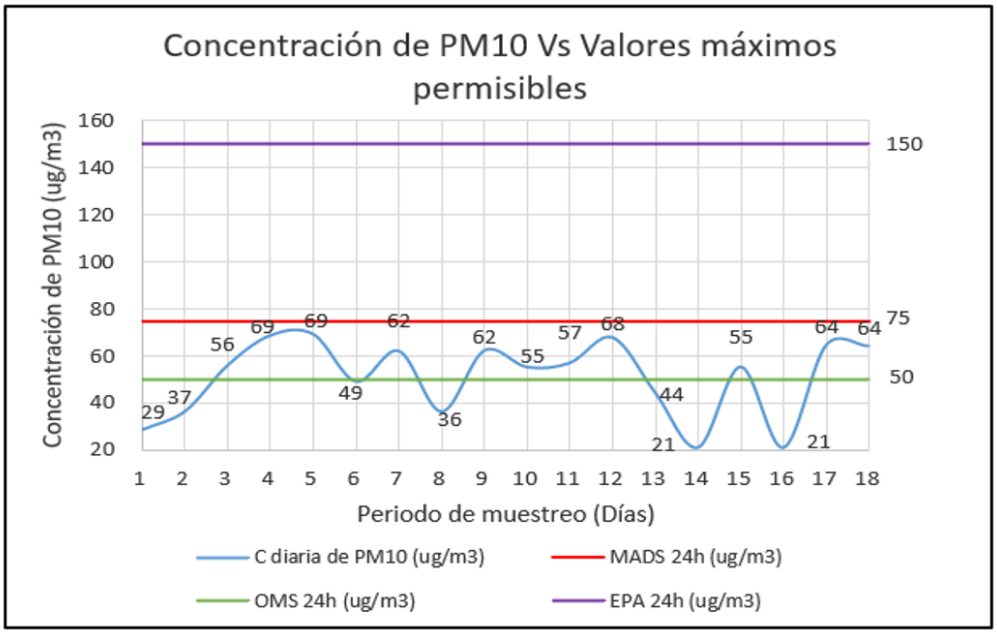
Mapa precipitación

La calibración indica que el equipo es altamente sensible, con un aumento de 3,1855 en y por cada unidad de x. El intercepto de 0,7989 sugiere una leve señal de fondo. Con r2=0,9929r^2 = 0,9929r2=0.9929, el modelo explica el 99,29% de la variabilidad, confirmando su precisión para futuras mediciones.



Curva de calibración

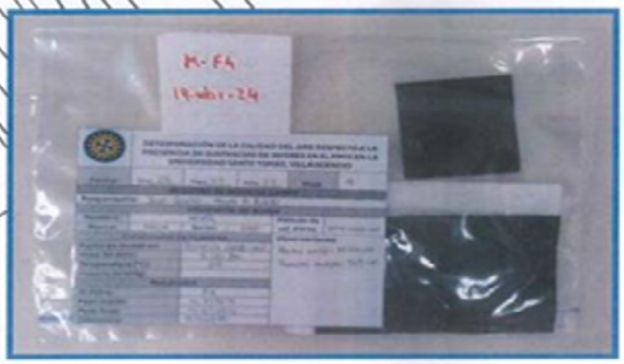
Las concentraciones de PM_{10} excedieron el límite de la OMS (50 µg/m³), lo que sugiere un riesgo potencial para la salud, especialmente en poblaciones sensibles. Sin embargo, se mantuvieron por debajo de los límites establecidos por la Resolución 2254 de 2017, que fija un máximo de 100 µg/m³ para promedios de 24 horas.



Comparación de PM_{10} con la normatividad vigente

La muestra control de XRF presentó **99.65% de Silicio**, material del cual está hecho el filtro. En los filtros se detectaron **Aluminio (19.00%-31.32%), Azufre (0.06%-30.89%)**, Calcio, Sodio, Potasio, Hierro, Fósforo y Titanio. La variabilidad del Azufre sugiere diferencias mineralógicas. Plomo y Cadmio no fueron detectados por XRF y se analizaron por EAA.

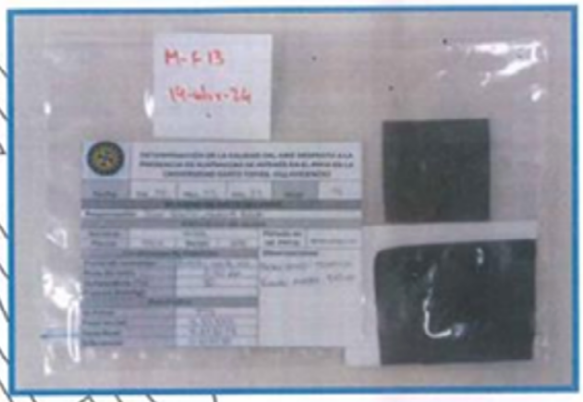
Nombre	Elemento y/o Compuesto	XRF-8941 M-F4 -U. SANTO TOMAS- (% en peso)
Aluminio	Al	31,32%
Azufre	S	25,26%
Calcio	Ca	11,89%
Sodio	Na	10,77%
Potasio	K	8,22%
Magnesio	Mg	6,45%
Hierro	Fe	2,38%
Cloro	Cl	1,42%
Fósforo	P	1,14%
Titanio	Ti	0,88%
Cobre	Cu	0,27%



Resultados F4

Universidad Nacional de Colombia

Nombre	Elemento y/o Compuesto	XRF-8942 M-F13 -U. SANTO TOMAS- (% en peso)
Azufre	S	30,89%
Aluminio	Al	29,52%
Potasio	K	12,21%
Calcio	Ca	11,59%
Sodio	Na	5,69%
Magnesio	Mg	3,55%
Hierro	Fe	2,61%
Fósforo	P	2,48%
Titanio	Ti	1,48%



Resultados F13

Nombre	Elemento y/o Compuesto	XRF-8943 M-F21 -U. SANTO TOMAS- (% en peso)
Azufre	S	28,80%
Aluminio	Al	28,20%
Potasio	K	12,66%
Calcio	Ca	10,30%
Sodio	Na	9,81%
Magnesio	Mg	4,76%
Fósforo	P	2,34%
Hierro	Fe	2,26%
Cloro	Cl	0,89%



Resultados F21

Los análisis por EAA muestran que el **Plomo**, asociado a trastornos cognitivos, enfermedades cardiovasculares y renales (Rodríguez Rey et al., 2016), se detectó en concentraciones de **0,01 g/(m³·día)**, cumpliendo con el límite normativo. El cadmio, asociado al cáncer y afecciones cardiovasculares (Campo & Simanca, 2019), no fue detectado. Los niveles de **Aluminio** oscilaron entre **0,55 y 13,05 g/(m³·día)**, valores significativos, aunque no regulados, lo que subraya la necesidad de un monitoreo continuo para evaluar su impacto. El Azufre, con concentraciones de 2,18 a 3,90 g/(m³·día), representa un riesgo para la salud y el ambiente al estar vinculado a afecciones respiratorias y cardiovasculares (Oyarzún, 2010).

Tabla 1. Resultados EAA

Código	Matríz	Método	Unidad	Resultado
15480	Material particulado	Al ICP PLASMA EPA 625/R 96/010 Método IO-3.4	$\frac{g}{m^3 * dia}$	0,94
15484				0,55
15488				13,05
15485		Cd ICP PLASMA EPA 625/R 96/010 Método IO-3.4		NO
15489				NO
15481				NO
15482		Pb ICP PLASMA EPA 625/R 96/010 Método IO-3.4		0,01
15490				0,01
15486				0,01
15483		S ICP PLASMA EPA 625/R 96/010 Método IO-3.4		3,90
15487				2,71
15491				2,18

Los niveles de Azufre podrían estar asociados a emisiones de fuentes fijas como metalúrgicas y refinerías (Pérez & Hernández, 2006; Aguilera, 2018). Además, el parque automotor, compuesto principalmente por motocicletas, vehículos diésel y automóviles sin catalizador, contribuye a las emisiones de PM_{10} y óxidos de nitrógeno, intensificando la contaminación en el Anillo Vial.

El Índice de Calidad del Aire (ICA) mostró condiciones clasificadas entre "Buena" y "Aceptable", indicando que aunque el aire es generalmente seguro, existen jornadas con riesgos moderados para una población sensible.

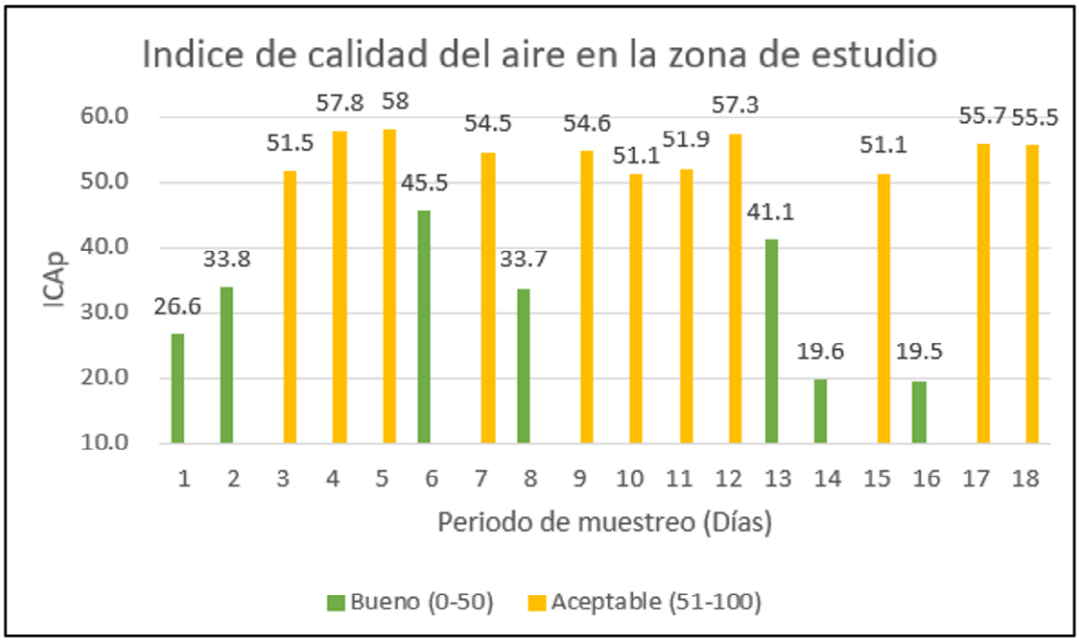


Figura 5. Índice de Calidad Del Aire

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Las universidades pueden replicar y liderar iniciativas para sensibilizar a la comunidad sobre la contaminación atmosférica, trabajando con autoridades ambientales y comunidades locales para mejorar el control de la calidad del aire. Este estudio destaca la necesidad de fortalecer normativas ambientales y la implementación de sistemas de monitoreo continuo para detectar cambios, reducir riesgos y determinar posibles alteraciones en la salud pública. Estas acciones contribuyen a abordar tanto problemas locales como globales, apoyando los ODS 3, 11 y 13 al reducir enfermedades vinculadas a la contaminación y mitigar el impacto ambiental además de generar conocimiento sobre las sustancias circundantes en el aire que puedan afectar a corto, mediano y largo plazo la salud de las personas.

REFERENCIAS

- Campo, N. & Simanca, K. (2019). Evaluación de las concentraciones de Cadmio, Plomo, Zinc y Cromo en especies ícticas del departamento de la Guajira, Colombia y riesgo de exposición en humanos [Corporación Universidad De La Costa]. https://repositorio.cuc.edu.co/server/api/core/bitstreams/bf648e58-1bfe-42d2-bfc3-89ded932fd16/content

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2010). Protocolo para el monitoreo y seguimiento de la calidad del aire. https://www.minambiente.gov.co/documento-entidad/manual-de-operacion-de-sistemas-de-vigilancia-de-la-calidad-del-aire/

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2017). Resolución 2254. Norma de calidad del aire o nivel de inmisión. https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/10/Resolucion-2254-de-2017.pdf

- Organización de Naciones Unidas (ONU). (2015). Objetivos de desarrollo sostenible. https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/

- Organización Mundial de la Salud (OMS). (2020). Contaminación del aire ambiente (exterior) y salud. https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health

- Oyarzún G, M. (2010). Contaminación aérea y sus efectos en la salud. Revista Chilena de Enfermedades Respiratorias, 16–25. https://revchilenfermrespir.cl/pdf/S0717-73482010000100004.pdf

- Rodríguez Rey, A., Cuellar Luna, L., Maldonado Cantillo, G., & Suardiaz Espinoza, M. (2016). Efectos nocivos del plomo para la salud del hombre. Revista Cubana de Investigaciones Biomédicas., 3. https://www.medigraphic.com/pdfs/revcubinvbio/cib-2016/cib163f.pdf

- Tisch Environmental. (2024b). TE-6070V (VFC) PM10 - Ambient Air Sampler. https://tisch-env.com/high-volume-air-sampler/pm10

- Vidal, O. & Pérez, A. (2018). Estimación de la Dispersión de Contaminantes Atmosféricos Emitidos por una Industria Papelera Mediante el Modelo AERMOD. Ingeniería, 23(1), 31-47. https://doi.org/10.14483/23448393.12262

RELACIÓN ENTRE LA EXPOSICIÓN AMBIENTAL A MATERIAL PARTICULADO FINO Y LA CONDICIÓN FÍSICA EN ADULTOS DEL ESTUDIO DE LA COHORTE MEDELLÍN, 2022-2023

Duván Alexis Gómez Castro1, Ana Liseth Herrera Gómez2, Carolina Betancur Figueroa3, Juan Gabriel Piñeros Jiménez4, Jaime Alberto Gallo Villegas5

1 Facultad de Medicina, Universidad de Antioquia, dalexis.gomez@udea.edu.co
2 Facultad de Medicina, Universidad de Antioquia, liseth.herrera@udea.edu.co
3 Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia, carolina.betancurf@udea.edu.co
4 Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia, juan.pineros@udea.edu.co
5 Facultad de Medicina, Universidad de Antioquia, jaime.gallo@udea.edu.co

Palabras clave: Contaminación del aire; material particulado fino; condición física, condición cardiorrespiratoria; condición muscular.

INTRODUCCIÓN

La condición física es un indicador robusto de salud que da cuenta del funcionamiento fisiológico global. La condición cardiorrespiratoria manifiesta el potencial de respuesta sistémica de un sujeto para satisfacer las demandas de oxígeno (Nieman et al. 2019) y un predictor del riesgo cardiovascular (Kondamudi et al., 2021; Qiu et al., 2021). Por otro lado, la condición muscular es la capacidad neurológica y musculoesquelética para realizar un trabajo, comprende el control neuromotor, la fuerza y la resistencia (Lim et al, 1999) la cual se asocia con el estado funcional y es un factor protector de la mortalidad (Vaishya et al., 2024). Es posible que la exposición a la contaminación del aire por PM2.5 impacte negativamente la condición física de las personas (Cipryan et al., 2024). A la fecha no se encuentran estudios que evalúen esta relación en población latinoamericana. El objetivo del estudio fue evaluar la relación entre la exposición a PM2.5 y la condición física cardiorrespiratoria y muscular en adultos de la de cohorte MEDELLIN.
MÉTODOS

Se anidó un diseño transversal enfocado en el análisis de indicadores de condición física en personas mayores de 44 años seleccionadas mediante un muestreo aleatorio multietapico, residentes por cinco años o más en dos zonas urbanas que se escogieron según las estimaciones geográficas de la concentración de PM2.5 (Grisales-Vargas, 2020). Se asignaron las concentraciones anuales de PM2.5 según el sitio de residencia y se clasificó la exposición según percentiles (P): baja <P25, intermedia entre P25-P75 y alta ≥P75.

De cada participante se recolectaron datos demográficos, clínicos y de hábitos; se realizó un examen físico; y se calculó el índice de Charlson para evaluar la comorbilidad (Charlson et al.,

1987); y la actividad física autoinformada (WHO, 2020). Se realizó la prueba del escalón del protocolo Dundee (Lim et al, 1999), y se calculó el porcentaje de reserva de frecuencia cardíaca (%FCr). Para calcular la potencia muscular relativa se realizó prueba de sentarse y pararse durante 30 segundo (Brawner et al., 2004), y se midió la fuerza de agarre isométrica de ambas manos (Swain et al., 2002).

Se construyeron modelos de regresión lineal múltiple para evaluar la relación entre la exposición a PM2.5 y los indicadores de condición física. Estos análisis se realizaron utilizando Stata 18.

RESULTADOS

De las 2200 personas que conformaron la cohorte 954 participantes tenían más de 44 años; No obstante, solo 320 personas aceptaron la evaluación clínica. Entre las personas evaluadas se encontró un promedio de edad de 60 ± 8,7 años, el 71,2% (n = 228) eran mujeres y un 22,5% (n = 72) eran empleados. El promedio de índice de masa corporal fue de 28,3 ± 5,1 Kg/m^2, con un 33,4% (n = 107) de participantes con diagnóstico de obesidad y un 39,7% (n = 127) de sujetos con hipertensión arterial. El 11,4% (n = 43) fumaba y un 61,9% (n =198) no realizaba la cantidad de actividad física recomendada. Además, se reportó una media de exposición al $PM_{2.5}$ de 18,9 ± 1,75 $\mu g/m^3$.

En las personas con mayor exposición a PM2,5 se observó un mayor uso del %FCR con relación al grupo de menor exposición (coeficiente ß=7,11; IC 95% 1,11-13,12; valor p = 0,02), luego de ajustar por edad, IMC, sexo, nivel de actividad física, índice de comorbilidad de Charlson, estrato socioeconómico y consumo de cigarrillo. Las personas con mayor exposición a $PM_{2,5}$ presentaron una mejor condición física muscular con relación al grupo de menor exposición, en la potencia relativa al peso (coeficiente ß=0,50; IC 95% 0,23-0,77; valor p < 0,01) y en la fuerza de agarre (coeficiente ß=3,59; IC 95% 1,63-5,56; valor p < 0,01), luego de ajustar por edad, IMC, sexo, nivel de actividad física, índice de comorbilidad de Charlson, estrato socioeconómico y consumo de cigarrillo.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio es uno de los primeros en Latinoamerica que analiza la condición física y la exposición de largo plazo a PM2.5, en una ciudad cuya calidad del aire transita el camino de cumplimiento de metas intermedias (meta intermedia No. 2: <25µg/m3) de la OMS (WHO, 2021). Se destaca por explorar el imapcto del fenómeno ambiental en un indicador robusto de salud cardiovascular, producto de una serie de adaptaciones fisiológicas de largo plazo, cuyo desmedro se asocia con el riesgo de morbimortalidad. Sus resultados deben interpretarse en el contexto de exposición acumulativa y adaptación continua al ambiente.

La complejidad de las relaciones entre condición física y contamainación del aire requieren un

análisis más profundo y es imperativo continuar con esta línea de investigación y desarrollar estrategias efectivas a través de la actividad física y del ejercicio para mitigar los impactos adversos de la exposición a material particulado en la salud humana.

REFERENCIAS

- Brawner, C. A., Ehrman, J. K., Schairer, J. R., Cao, J. J., & Keteyian, S. J. (2004). Predicting maximum heart rate among patients with coronary heart disease receiving beta-adrenergic blockade therapy. American heart journal, 148(5), 910–914. https://doi.org/10.1016/j.ahj.2004.04.035.

- Charlson, M. E., Pompei, P., Ales, K. L., & MacKenzie, C. R. (1987). A new method of classifying prognostic comorbidity in longitudinal studies: development and validation. Journal of chronic diseases, 40(5), 373–383. https://doi.org/10.1016/0021-9681(87)90171-8.

- Cipryan, L., Litschmannova, M., Barot, T., Dostal, T., Sindler, D., Kutac, P., Jandacka, D., & Hofmann, P. (2024). Air pollution, cardiorespiratory fitness and biomarkers of oxidative status and inflammation in the 4HAIE study. Scientific reports, 14(1), 9620. https://doi.org/10.1038/s41598-024-60388-w.

- Grisales-Vargas SC. (2020) Modelos de regresión de usos del suelo para la caracterización espacial de la contaminación del aire por PM2.5 en la ciudad de Medellín-Colombia, 2018 [master´s thesis]. Facultad Igieneria, Universidad de Antioquia.

- Kondamudi, N., Mehta, A., Thangada, N. D., & Pandey, A. (2021). Physical Activity and Cardiorespiratory Fitness: Vital Signs for Cardiovascular Risk Assessment. Current cardiology reports, 23(11), 172. https://doi.org/10.1007/s11886-021-01596-y.

- Lim, P., Shiels, P., Anderson, J., & MacDonald, T. (1999). Dundee step test: a simple method of measuring the blood pressure response to exercise. Journal of human hypertension, 13(8), 521–526. https://doi.org/10.1038/sj.jhh.1000869.

- Nieman, D. C., & Wentz, L. M. (2019). The compelling link between physical activity and the body's defense system. Journal of sport and health science, 8(3), 201–217. https://doi.org/10.1016/j.jshs.2018.09.009.

- Qiu, S., Cai, X., Sun, Z., Wu, T., & Schumann, U. (2021). Is estimated cardiorespiratory fitness an effective predictor for cardiovascular and all-cause mortality? A meta-analysis. Atherosclerosis, 330, 22–28. https://doi.org/10.1016/j.atherosclerosis.2021.06.904.

- Swain, D. P., & Franklin, B. A. (2002). VO(2) reserve and the minimal intensity for improving

cardiorespiratory fitness. Medicine and science in sports and exercise, 34(1), 152–157. https://doi.org/10.1097/00005768-200201000-00023

- Vaishya, R., Misra, A., Vaish, A., Ursino, N., & D'Ambrosi, R. (2024). Hand grip strength as a proposed new vital sign of health: a narrative review of evidences. Journal of health, population, and nutrition, 43(1), 7. https://doi.org/10.1186/s41043-024-00500-y

- World Health Organization. (2020). WHO guidelines on physical activity and sedentary behavior: at a glance [Internet]. https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/337004/9789240014817-spa.pdf?sequence=1#:~:text=Para%20mejorar%20la%20salud%20y,los%20niños%20y%20los%20adolescentes.

- World Health Organization. (2021). WHO global air quality guidelines. https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/345329/9789240034228-eng.pdf?sequence=

EVALUACIÓN DE BENEFICIOS EN SALUD POR MEJORAS EN LA CALIDAD DEL AIRE EN BARRANQUILLA - COLOMBIA

Agudelo-Castañeda Dayana[1], Rojas Rueda David[2], Castillo Sanith[3], Castillo Margarita[4], Mendoza Martha[4], Juan José Castillo Lugo[5]

[1]Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad del Norte, mdagudelo@uninorte.edu.co
[2]Colorado State University, david.rojas@colostate.edu
[3]Secretaría de salud, alcaldía de Barranquilla, scastillo@barranquilla.gov.co
[4]Establecimiento Público Ambiental Barranquilla verde, margarita.castillo@barranquillaverde.gov.co
[4] Corporación Universitaria Reformada, m.mendoza@unireformada.edu.co.
[5]Organización Panamericana de la Salud, email

Palabras clave: PM_{10}, $PM_{2.5}$, AIRQ+, Salud Ambiental

INTRODUCCIÓN

La mayor parte de la población del mundo respira concentraciones de contaminantes que superan las Guías de Calidad del Aire (GCA) (OMS, 2021) de la Organización Mundial de la Salud (OMS) para exposición a largo plazo por $PM_{2.5}$. De acuerdo a la OMS, se estima que cada año ocurren al menos 180,000 muertes prematuras por contaminación del aire de exteriores en América Latina y el Caribe (ALC). La evaluación de riesgo en salud (ERS) provee un dato cuantitativo de los impactos en salud por contaminación del aire o de los beneficios en salud por mejoras en la calidad del aire, convirtiéndose en un elemento crítico para la toma de decisiones y el diseño de política pública en materia de calidad del aire y salud. Para abordar este problema, empleamos la herramienta AIRQ+ para cuantificar los beneficios en salud por reducción de $PM_{2.5}$ que podrían prevenirse mediante la adopción de las nuevas GCA (5 µg/m³).

MÉTODOS

Se empleó el método estandarizado descrito por la OMS para desarrollar la ERS (OMS, 2024). Los cálculos de AirQ+ se basaron en metodologías y funciones de concentración-respuesta determinadas por estudios epidemiológicos disponibles y su metaanálisis. Se evaluó el impacto en salud en términos de muertes evitables de acuerdo a reducciones hipotéticas de concentraciones de $PM_{2.5}$ (14,78 µg/m3) en Barranquilla, Colombia. El año de referencia usado para población y concentración de contaminantes del aire fue 2022. Población expuesta: El área de estudio para el año base incluyó una población de 1.312.473 habitantes de los cuales 804.010 corresponden a 25 años y más, y de 695.217 corresponden a 30 años y más obtenidas de la estadística oficial del DANE. Se analizó mortalidad por todas las causas y por causas específicas (enfermedad isquémica del corazón, enfermedad cerebrovascular, enfermedad pulmonar obstructiva crónica

y cáncer de pulmón) para $PM_{2.5}$. Los datos de salud se obtuvieron de estadísticas oficiales del país. Se seleccionaron las FCR de los metanálisis solicitados por la OMS para actualizar las GCA (Chen & Hoek, 2020, para $PM_{2.5}$).

RESULTADOS

En la ciudad de Barranquilla, Colombia, la concentración promedio anual de partículas $PM_{2.5}$es 14.78 µg/m3, casi tres veces el valor de GCA para $PM_{2.5}$. Las fuentes principales de emisión incluyen sector industrial y fuentes móviles. La reducción de los niveles actuales de $PM_{2.5}$ a la GCA de la OMS evitaría alrededor de 518 (95% IC: 396-576) muertes anuales en toda el área de estudio o 75 muertes por cada 100,000 habitantes (Tabla 1).

Tabla 1. Resultados de muertes prematuras anuales que podrían evitarse (mortalidad por todas las causas) si se alcanzaran las GCA de la OMS para $PM_{2.5}$

Category	Type	Central estimation	Low confidence interval	High confidence interval
2022 vs Air Quality Guidelines				
Attributable number of estimated cases		518	396	577
Rate per 100,000		75	57	83
2022 vs 2018				
Estimated attributable number of cases		121	92	135
Rate per 100,000		17.40	13.20	19.47

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados sugieren que mejorar la calidad del aire en la ciudad de Barranquilla, logrando alcanzar los niveles sugeridos por la OMS en las guías de calidad del aire, puede resultar en grandes beneficios para la salud. Además, en el 2022, 121 muertes prematuras se han evitado anualmente por la reducción en la contaminación del aire comparado con las concentraciones del año 2018.

REFERENCIAS

- Chen, J., & Hoek, G. (2020). Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105974

- EPA Barranquilla Verde (2023). https://barranquillaverde.gov.co

- OMS. (2024). Evaluación de impacto en salud de la contaminación del aire: Manual de introducción a AirQ+. https://www.who.int/es/publications/m/item/evaluaci-n-de-impacto-en-salud-de-la-contaminaci-n-del-aire--manual-de-introducci-n-a-airq

- OMS (2021) . WHO global air quality guidelines. Disponible en: https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329

- OMS (2022). Air pollution data portal. https://www.who.int/data/gho/data/themes/air-pollution

- OMS (2013) Tools and methods [cited 2013 Jun 11]. http://www.who.int/hia/tools/en/

- Schraufnagel, D.E. (2020) The health effects of ultrafine particles. Exp Mol Med 52, 311–317. https://doi.org/10.1038/s12276-020-0403-3

ASSESSMENT OF THE IMPORTANCE OF INCLUDING METEOROLOGICAL VARIABLES IN MODELS FOR PREDICTING HOSPITALIZATION DUE TO RESPIRATORY DISEASES

Gregori de A. Moreira [1], Alexandre Cacheffo [2], Andrés M. Vélez-Pereira [3], Antônio A. Gomes [4], Dirk Thielen[5], Ediclê de S. F. Duarte[6], Eduardo Landulfo [4], Ezequiel Z. Ledesma [5], Fábio J. da S. Lopes [7], Henrique Aveiro1, Jonatan João da Silva [8], Juan Pallota[9], Juan L. Guerrero-Rascado [10], Laura S. Pelicer 1, Luiz G. E. Souza [2], Maria F. Torres [11], Maria J. T. Costa [5], Marlon M. C. Puig [12], Mary Puche[5], Náiade Rodrigues Rosa[1], Paloma C. González[10], Samara Carbone [2], Thiago Paulon Diaz[7]

[1] Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Estado de São Paulo, gregori.moreira@ifsp.edu.br, náiade.luz@aluno.ifsp.edu.br . [2]Univerisdade Federal de Uberlândia, cachefo@ufu.br, luisespinosa@ufu.br, samara.carbone@ufu.br . [3]Universidad de Tarapcá, avelezp@academicos.uta.cl . [4]Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, antonio.gomes@usp.br, elandulf@ipen.br . [5]Universidad Tecnica de Manabí, ezequiel.zamora@utm.edu.ec, dirkthielen@gmail.com, maryluzpuche@gmail.com . [6]Univerisdade de Évora, edicle.duarte@uevora.pt, mjcosta@uevora.pt . [7]Universidade Federal do Estado de São Paulo, fjslopes@unifesp.br, thiagodiaz@unifesp.br . [8]Universidade Federal do Oeste da Bahia, silva.jonatan@ufob.edu.br . [9]Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones, juanpallota@gmail.com . [10]Universidad de Granada, rascado@ugr.es, palomacg@ugr.es . [11]Universidad Tecnologica Nacional, mtames@mendoza-conicet.gob.ar, [12]Faculdade Sete Lagoas, marlonsamba83@yahoo.es

Keywords: Deep Learning; Respiratory Diseases; Meteorological Variables; Human Health; CAIPORA Projetct.

INTRODUCTION

In the last decade, the use of techniques based on artificial intelligence to solve problems in the most varied areas of knowledge has been increasing (Silva, 2006). Many solutions based on Machine Leaning or Deep Learning have been quite successful, and in the area of Biometeorology and Public Health it has been no different. However, one of the most complex points during the process of developing these models is the choice of input variables, either due to the limitation of access to certain data, or due to the complexity that they can add to the model. This paper will present a comparison between two Deep Learning models, used to predict respiratory diseases CIDs [J00, J01, J02, J03, J04, J05, J06, J11, J18, J20, J21, J22, 23, J30, J32, J40, J44, J45, J46, J47] in the city of São Paulo, one of which is univariate, having as input only past values, while the other will be a multivariate model, which have as input, in addition to past values, information associated with pollutant concentration and meteorological variables. This comparison seeks to demonstrate the degree of importance of the use of meteorological data and pollutant concentration in the construction of predictive models in the area of public health.

METHODS

The project involves two stages: first, data analysis and creation of a predictive model with Artificial Neural Networks (ANN) for the city of São Paulo. This model will use as input air pollution data, surface meteorological variables, social indicators from IBGE and information on hospitalizations and deaths provided by DATASUS. From there, a Recursive Neural Network (RNN) will be built so that it is possible to predict the variation of the diseases analyzed. The second stage will be the replication of the methodology in other Brazilian capitals using Transfer Learning. This technique consists of using the ANN structure initially created and training only the external layers. This will make it possible to create an RNN even for capitals with little data.

RESULTS

Although both methods present a similar correlation (R^2) values (0.72 and 0.74 to univariate and multivariate methods, respectively).The univariate model presents satisfactory results when compared with the mean value of the series, with a Mean Absolute Error (MAE) of approximately 35 cases. However, when performing a more detailed analysis, it is possible to observe that during the winter months, the period in which hospitalizations peak, the univariate model is unable to correctly predict the peaks. On the other hand, the multivariate model is able to predict the peaks of the winter months satisfactorily, and the periods in which there are few variations, resulting in an MAE of 15 cases.

IMPLICATIONS IN PUBLIC POLICIES AND PRACTICE

In the context of public health, the results of the CAIPORA project allow decision-makers to forecast the number of users of the public health system, especially during periods when the number of cases tends to increase abruptly due to weather conditions. Such forecasts will enable advance organization, so that the health system is already prepared for a possible high demand of users.

REFERENCES

Silva, R. G. (2006). A biometeorologia e o desafio das mudanças climáticas. 2006.

CAIPORA PROJECT: USING DEEP LEARNING TO UNDERSTAND THE RELATIONSHIP BETWEEN CLIMATE AND HUMAN HEALTH

Gregori de A. Moreira [1], Alexandre Cacheffo [2], Andrés M. Vélez-Pereira [3], Antônio A. Gomes [4], Dirk Thielen[5], Ediclê de S. F. Duarte[6], Eduardo Landulfo [4], Ezequiel Z. Ledesma [5], Fábio J. da S. Lopes [7], Henrique Aveiro[1], Jonatan João da Silva [8], Juan Pallota[9], Juan L. Guerrero-Rascado [10], Laura S. Pelicer 1, Luiz G. E. Souza [2], Maria F. Torres [11], Maria J. T. Costa [5], Marlon M. C. Puig [12], Mary Puche[5], Náiade Rodrigues Rosa[1], Paloma C. González [10], Samara Carbone [2], Thiago Paulon Diaz[7]

[1] Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Estado de São Paulo, gregori.moreira@ifsp.edu.br, náiade.luz@aluno.ifsp.edu.br
[2]Univerisdade Federal de Uberlândia, cachefo@ufu.br, luisespinosa@ufu.br, samara.carbone@ufu.br
[3]Universidad de Tarapcá, avelezp@academicos.uta.cl
[4]Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, antonio.gomes@usp.br, elandulf@ipen.br
[5]Universidad Tecnica de Manabí, ezequiel.zamora@utm.edu.ec, dirkthielen@gmail.com, maryluzpuche@gmail.com
[6]Univerisdade de Évora, edicle.duarte@uevora.pt, mjcosta@uevora.pt
[7]Universidade Federal do Estado de São Paulo, fjslopes@unifesp.br, thiagodiaz@unifesp.br .
[8]Universidade Federal do Oeste da Bahia, silva.jonatan@ufob.edu.br
[9]Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones, juanpallota@gmail.com
[10]Universidad de Granada, rascado@ugr.es, palomacg@ugr.es
[11]Universidad Tecnologica Nacional, mtames@mendoza-conicet.gob.ar
[12]Faculdade Sete Lagoas, marlonsamba83@yahoo.es

Keywords: Deep Learning, Climate Change, Human Health.

INTRODUCTION

Nowadays, due to the advent of Biometeorology, there is a consensus that many existing diseases present specific interactions with the environment in which they are located (Silva, 2006). Brazil has a complex regional diversity with regard to the spatial and temporal distributions of specific morbidities, which are directly associated with the country's considerable cultural, climatic, and ecological diversity, specifically affecting individuals and social groups when exposed to certain climate changes. Within this scenario, the project entitled: "Application of Deep Learning in Landscape Epidemiology using DataSUS data for spatial prediction of endemic and chronic non-communicable diseases in Brazil: CAIPORA" will develop, test, and validate (for all Brazilian capitals) a predictive model for mortality cases and hospital admissions for illnesses registered in the various database systems of the SUS IT Department (DATASUS), using ICD-10 as a reference.

METHODS

The project involves two stages: first, data analysis and creation of a predictive model with Artificial Neural Networks (ANN) for the city of São Paulo. This model will use as input air pollution data, surface meteorological variables, social indicators from IBGE and information on hospitalizations and deaths provided by DATASUS. From there, a Recursive Neural Network (RNN) will be built so that it is possible to predict the variation of the diseases analyzed. The second stage will be the replication of the methodology in other Brazilian capitals using Transfer Learning. This technique consists of using the ANN structure initially created and training only the external layers. This will make it possible to create an RNN even for capitals with little data.

RESULTS

The results obtained so far demonstrate that there is a strong correlation (>0.6) between pollutants, such as Particulate Matter and NO_2, and respiratory diseases such as bronchitis and asthma. Relationships were also observed between extremes of temperature, humidity, and fires, with an increase in the number of occurrences of cerebrovascular diseases. In addition, it is important to highlight that the different atmospheric variables and pollutants interact differently with age groups, with the elderly and children being the most affected.

IMPLICATIONS IN PUBLIC POLICIES AND PRACTICE

In the context of public health, the results of the CAIPORA project allow decision-makers to forecast the number of users of the public health system, especially during periods when the number of cases tends to increase abruptly due to weather conditions. Such forecasts will enable advance organization, so that the health system is already prepared for a possible high demand of users.

REFERENCES

Silva, R. G. (2006). A biometeorologia e o desafio das mudanças climáticas. 2006.

CONTAMINACIÓN DEL AIRE RELACIONADA AL TRÁFICO (TRAP): REVISIÓN DE ALCANCE SOBRE SUS EFECTOS EN SALUD EN LATINOAMÉRICA

Duván Stiven Suárez-Moreno[1], Juan Gabriel Piñeros-Jiménez [2]

[1] Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia. Email: dstiven.suarez@udea.edu.co
[2] Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia. Email: juan.pineros@udea.edu.co

Palabras clave: Contaminación por tráfico vehicular; Contaminación del Aire; Impactos de la Polución en la Salud; Salud Pública; América Latina.

INTRODUCCIÓN

Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), cinco de las 20 principales causas de causas de muerte y discapacidad en el mundo son ambientales, entre ella está la contaminación del aire (World Health Organization, 2023). Según el Instituto de Métricas y Evaluación en salud (IHME por sus siglas en inglés) en su reporte del estado de calidad del aire publicado en 2020, estimo que más del 90% de la población mundial aún vive en zonas donde las concentraciones de $PM_{2,5}$ no cumple los límites máximos permisibles establecidos por la OMS (Estado de la calidad del aire en el mundo, 2024). Estas zonas en general son centros urbanos, donde el transporte genera un problema de salud ambiental que la literatura denomina Contaminación del Aire relacionada con el Tráfico (TRAP por sus siglas en ingles) (Matz et al., 2019) . A nivel mundial se ha estudiado este fenómeno y sus efectos en salud, sin embargo, no existe una revisión sistemática que exponga de manera detallada y organizada todos los efectos en salud relacionados con este fenómeno. Por lo cual, este estudio sistematizo artículos de investigación sobre el TRAP y sus efectos en salud desarrollados en el continente latinoamericano.

MÉTODOS

Se realizó una revisión tipo Scopping Review para indagar por estudios relacionados con la contaminación del aire relacionada al tráfico y sus efectos en salud publicados en los últimos 10 años (2013-2023) por medio de las bases de datos que tuvieran acceso disponible por medio de la hemeroteca digital de la Universidad de Antioquia. Se utilizaron términos establecidos a partir de los tesauros MeSH y DeCS para crear las combinaciones de búsqueda. Al momento de la búsqueda se aplicaron algunos criterios como: i) la ubicación de los términos en el texto estuviera en el Titulo y/o resumen, o solo en el titulo; ii) la disponibilidad de los estudios fuese completos y gratis. Luego se aplicaron criterios de inclusión y exclusión algunos como: i) que en su apartado de título o resumen estuviera de manera explícita o implícita la contaminación

del aire relacionada al tráfico y sus efectos en la salud y/o su influencia en cambio de medidas antropométricas, flora intestinal, bacteriana, marcadores de capacidad respiratoria, entre otros; ii) la fuente de emisión de contaminación del aire no fuera relacionada con el tráfico, entre otros. Por último, se analizó la información por medio de una matriz de lectura realizada en el programa Microsoft Office Excel en donde se consignó los aspectos de interés del estudio: i) objetivo del estudio; ii) Indicador TRAP; iii) evento en salud; iv) covariables; v) fuentes de información ambiental, salud y de las covariables; vi) metodología de analisis de información; vii) grupos de edad del estudio; viii) principales resultados, ix) conclusiones, entre otros.

RESULTADOS

La búsqueda de artículos produjo 2168 estudios, los cuales después de aplicar los criterios de inclusión y exclusión se seleccionaron 9 artículos. Estos exploraron la relación entre la contaminación asociada al tráfico con sus efectos en salud, en la alteración de indicadores antropométricos relacionados con la variabilidad de la frecuencia cardiaca (VFC), a través de la exposición a contaminantes como NO_2, $PM_{2,5}$ y black carbon (BC) (Achakulwisut et al., 2019; Anenberg et al., 2022; Bose et al., 2018; Carvalho et al., 2018; Hansel et al., 2019; Malagón-Rojas et al., 2022; Rodríguez-Villamizar et al., 2018; Shields et al., 2013), o por el establecimiento de intervenciones directas que modifican el comportamiento y/o control del tráfico (Araujo & Araujo, 2020).

En Colombia entre 2011 y 2014 se identificó que los cambios de concentraciones de NO_2, se relacionó con cambios en visitas de urgencias por enfermedades respiratorias en menores de 5 años, y cardiovasculares en población mayor a 60 años. (Rodríguez-Villamizar et al., 2018).
En Ribeirão Preto, Brasil, entre los años 2011 y 2013, se asoció el aumento de hospitalizaciones por infecciones respiratorias agudas con el incremento de concentraciones de NO_2 (Carvalho et al., 2018). En la Ciudad de México en 2013 se realizó un estudio el cual reveló una asociación entre la exposición a $PM_{2,5}$ relacionada con el tráfico y cambios agudos en la variabilidad de la frecuencia cardíaca (VFC) cuando las exposiciones a $PM_{2,5}$ fueron relativamente bajas (14 $\mu g/m^3$) (Shields et al., 2013). En 2018, en la ciudad de Lima, Perú, se determinó la asociación de las concentraciones ambientales de $PM_{2,5}$ y BC con la calidad de vida de la rinitis entre niños y adolescentes con asma que viven en regiones periurbanas del Perú (Bose et al., 2018), además, una mayor exposición ambiental al NO_2 aumentó significativamente el riesgo de un niño de padecer asma no controlada y de tener un impacto en la calidad de vida debido al asma (Hansel et al., 2019). Para el año 2019, se realizó un estudio el cual estimó los casos atribuibles de asma infantil al dióxido de nitrógeno NO_2 tanto a nivel mundial como regional. A escala global se presentaron 4000 nuevos casos de asma infantil explicados por exposición al NO_2. Con respecto de Latinoamérica, explican que la incidencia de nuevos casos de asma infantil presenta disparidades en la misma región (Achakulwisut et al., 2019), en donde las fracciones atribuibles en la regiones disminuyeron 16%, se evidencia un aumento en la incidencia del asma en el sur de Latinoamérica (Anenberg et al., 2022). En Sao Paulo en 2020 se publicó un estudio

que analizó el impacto de dos intervenciones (implementación y suspensión de la inspección obligatoria de vehículos) sobre la morbilidad y mortalidad por afecciones relacionadas con la contaminación del aire entre los años 2008 a 2017 (Araujo & Araujo, 2020). Por último, en Bogotá, Colombia, entre 2020 y 2021, se evaluó la asociación del material particulado $PM_{2,5}$ y el BC con la salud respiratoria en usuarios de diferentes modos de transporte en cuatro vías de la ciudad, en donde si bien, las concentraciones de ambos contaminantes fueron mayores en los autobuses, las dosis inhaladas fueron mayor en ciclistas, seguido de los usuarios de autobuses (Malagón-Rojas et al., 2022).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados de esta revisión plantean la necesidad desde la política publica el establecimiento de acciones en salud pública para la prevención y control de factores ambientales emitidos por sectores como el transporte; para ello es necesario el fortalecimiento de las redes de monitoreo de calidad del aire, aumentar la investigación aplicada y estudios de efectividad de la implementación de políticas públicas en salud ambiental. Así mismo es necesario transformar el enfoque de las políticas públicas de movilidad en donde se priorice el establecimiento de estrategias de movilidad sostenible en los centros urbanos. Los resultados de esta revisión también demuestran que en la región Latinoamericana los avances del estudio de la contaminación del aire y sobre los efectos en salud aún son incipientes y no permiten establecer un panorama general del estado de la problemática en toda la región, por lo cual es necesario el fortalecimiento de las investigaciones en los centros urbanos enfocados por el aporte de sectores a la contaminación del aire.

REFERENCIAS

- Achakulwisut, P., Brauer, M., Hystad, P., & Anenberg, S. C. (2019). Global, national, and urban burdens of paediatric asthma incidence attributable to ambient NO2 pollution: Estimates from global datasets. The Lancet Planetary Health, 3(4), e166–e178. https://doi.org/10.1016/S2542-5196(19)30046-4

- Anenberg, S. C., Mohegh, A., Goldberg, D. L., Kerr, G. H., Brauer, M., Burkart, K., Hystad, P., Larkin, A., Wozniak, S., & Lamsal, L. (2022). Long-term trends in urban NO2 concentrations and associated paediatric asthma incidence: Estimates from global datasets. The Lancet Planetary Health, 6(1), e49–e58. https://doi.org/10.1016/S2542-5196(21)00255-2

- Araujo, O. R. de, & Araujo, M. C. (2020). The zero impact of the Vehicle Inspection Program on public health in São Paulo, SP. Revista De Saude Publica, 54, 84. https://doi.org/10.11606/s1518-8787.2020054001856

- Bose, S., Romero, K., Psoter, K. J., Curriero, F. C., Chen, C., Johnson, C. M., Kaji, D., Breysse, P. N., Williams, D. L., Ramanathan, M., Checkley, W., & Hansel, N. N. (2018). Association of traffic

air pollution and rhinitis quality of life in Peruvian children with asthma. PLOS ONE, 13(3), e0193910. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193910

- Carvalho, P. C., Nakazato, L. F., & Nascimento, L. F. C. (2018). Exposure to NO2 and children hospitalization due to respiratory diseases in Ribeirão Preto, SP, Brazil. Ciência & Saúde Coletiva, 23, 2515–2522. https://doi.org/10.1590/1413-81232018238.16312016

- Hansel, N. N., Romero, K. M., Pollard, S. L., Bose, S., Psoter, K. J., J. Underhill, L., Johnson, C., Williams, D., Curriero, F. C., Breysse, P., Koehler, K., Checkley, W., Galvez, R., Tarazona, C., Rice, J., Malpartida, G., Negherbon, J., & Chen, C. (2019). Ambient Air Pollution and Variation in Multiple Domains of Asthma Morbidity among Peruvian Children. Annals of the American Thoracic Society, 16(3), 348–355. https://doi.org/10.1513/AnnalsATS.201807-448OC

- Informe sobre el estado de la calidad del aire en el mundo 2024 | Estado de la calidad del aire en el mundo. (s/f). Recuperado el 12 de septiembre de 2024, de https://www.stateofglobalair.org/resources/report/state-global-air-report-2024

- Malagón-Rojas, J. N., Parra-Barrera, E. L., Toloza-Pérez, Y. G., Soto, H., Lagos, L. F., Mendez, D., Rico, A., Almentero, J. E., Quintana-Cortes, M. A., Pinzón-Silva, D. C., García, A., Benavides-Piracón, J. A., Zona-Rubio, D. C., Portilla, C., Wilches-Mogollon, M. A., Romero-Díaz, S. A., Hernández-Florez, L. J., Morales, R., & Sarmiento, O. L. (2022). Assessment of Factors Influencing Personal Exposure to Air Pollution on Main Roads in Bogota: A Mixed-Method Study. Medicina, 58(8), Article 8. https://doi.org/10.3390/medicina58081125

- Matz, C. J., 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

- Rodríguez-Villamizar, L. A., Rojas-Roa, N. Y., Blanco-Becerra, L. C., Herrera-Galindo, V. M., & Fernández-Niño, J. A. (2018). Short-Term Effects of Air Pollution on Respiratory and Circulatory Morbidity in Colombia 2011–2014: A Multi-City, Time-Series Analysis. International Journal of Environmental Research and Public Health, 15(8), Article 8. https://doi.org/10.3390/ijerph15081610

- Shields, K. N., Cavallari, J. M., Hunt, M. J. O., Lazo, M., Molina, M., Molina, L., & Holguin, F. (2013). Traffic-related air pollution exposures and changes in heart rate variability in Mexico City: A panel study. Environmental Health: A Global Access Science Source, 12, 7. https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-7

- World Health Organization. (2023). Public health and environment. https://www.who.int/data/gho/data/themes/public-health-and-environment

ESPORAS FÚNGICAS ALERGÉNICAS EN EL AIRE DE SANTA MARTA, CARIBE COLOMBIANO

Damaris A. Jimenez-Uribe[1], Rosa Acevedo-Barrios[2], Carolina Rubiano-Labrador[2]

[1] Dirección de Ciencias Básicas, Universidad Tecnológica de Bolívar, duribe@utb.edu.co
[2]Dirección de Ciencias Básicas, Universidad Tecnológica de Bolívar, Km 1, vía Turbaco, Parque Industrial y Tecnológico Carlos Vélez Pombo, Cartagena, Colombia.

Palabras clave: alérgenos; aire exterior, esporas fúngicas, hongos.

INTRODUCCIÓN

Las esporas fúngicas son partículas biológicas suspendidas en el aire, que afectan la salud humana por su capacidad de causar alergias respiratorias (Humbal et al., 2018; Spicer & Gangloff, 2010). Año tras año las enfermedades alérgicas van en aumento; debido al reporte de mayores recuentos de esporas fúngicas asociadas a la contaminación atmosférica y al cambio climático (Lundbäck et al., 2016; Pawankar et al., 2011). Las alergias generan altos costos económicos, laborales y una disminución en la calidad de vida (Cervantes-De La Torre et al., 2018; Charalampopoulos et al., 2022).

Por lo anterior, la ocurrencia de las enfermedades alérgicas se puede predecir; identificando las esporas de los géneros fúngicos presentes en el aire, su tamaño, concentración y capacidad alergénica (Blais-Lecours et al., 2015; Uk Lee et al., 2016). Para abordar este problema, se evaluó la concentración de las esporas de hongos en Santa Marta, Colombia; así como, las variables meteorológicas, con el objetivo de establecer relaciones entre la dinámica de estos bioaerosoles fúngicos y las afecciones respiratorias alérgicas en la población.

MÉTODOS

Se realizó un muestreo aerobiológico de esporas fúngicas por medio de un captador volumétrico tipo Hirst (Lanzoni SL, Italia) ubicado en Santa Marta, desde el 1 de junio del 2023 hasta el 31 de mayo del 2024, de manera continua 24h/7dias. Las muestras diarias se procesaron colocándolas en portaobjetos, fijados con gelatina de glicerina y teñidos con azul de metileno, para posteriormente analizarlas en microscopía óptica a 40x10 aumentos (Lacey & West, 2006). La identificación de los diferentes géneros fúngicos se realizó mediante identificación morfológica microscópica. Para el recuento se implementaron 2 barridos horizontales continuos a lo largo de toda la preparación; contando el número de esporas de hongos para cada género obteniendo la concentración fúngica expresada, como una media diaria de esporas por m^3 (Galán et al., 2007).

Para evaluar la influencia de las variables meteorológicas en las concentraciones diarias promedio de esporas fúngicas; se aplicó la prueba de correlación de Spearman, dado que los datos no seguían una distribución normal. Los registros meteorológicos diarios fueron obtenidos de la estación UNIMAG KOICA, parte del SVCA de CORPAMAG; ubicada en la misma institución donde se llevó a cabo el muestreo aerobiológico.(Grinn-Gofroń & Bosiacka, 2015; Oteros et al., 2013; Rojo et al., 2016; Sadyś et al., 2015; Skjøth et al., 2016).

Para el análisis del potencial alergénico, se emplearon los espectros aerofúngicos de la ciudad, teniendo como variable de análisis, frecuencia, concentración, predominancia absoluta y relativa de cada género, junto con reportes bibliográficos de alergenicidad (Cariñanos et al., 2017, 2019; Kasprzyk et al., 2019).

RESULTADOS

El monitoreo aerobiológico de esporas fúngicas evidenció variaciones significativas en la concentración de los 8 principales géneros identificados durante los primeros 6 meses del estudio. Los taxones predominantes fueron: Cladosporium sp., Ganoderma sp., Coprinus sp., Xylaria sp., Leptosphaeria sp., Agrocybe sp., Curvularia sp. y Didymella sp. (ver Figura 1). Las concentraciones diarias promedio oscilaron entre 73 y 575 esporas/m³, dependiendo del género, mientras que los valores mensuales exhibieron patrones estacionales con picos marcados en octubre, alcanzando un máximo de 89,677 esporas/m³. Los géneros con mayor abundancia relativa fueron: Coprinus, Ganoderma y Didymella, representando el 65% del total de esporas colectadas.

El análisis de la influencia de las variables meteorológicas reveló, que la mayoría de los géneros cuantificados mostraron una correlación positiva con la humedad relativa. Asimismo, Cladosporium sp., Leptosphaeria sp., Didymella sp. y Xylaria sp. evidenciaron una asociación positiva con la precipitación, mientras que Didymella sp. y Xylaria sp. se correlacionaron con la radiación solar. En contraste, Curvularia sp. fue el único género que no presentó correlación significativa con ninguna de las variables meteorológicas analizadas (ver Tabla 1).

Estos resultados sugieren que los factores climáticos y los ciclos reproductivos, influyen en la dispersión y concentración de esporas en la atmósfera. Además, los géneros Cladosporium, Curvularia, Coprinus, Ganoderma y Agrocybe, reconocidos por su potencial alergénico, registraron concentraciones significativamente elevadas durante los meses de julio y octubre de 2023. Los resultados resaltan la necesidad de incluir el monitoreo de esporas fúngicas en los programas de vigilancia aerobiológica y en las estrategias preventivas para mitigar sus efectos sobre poblaciones vulnerables.

Tabla 1. Correlación de Spearman: Géneros fúngicos y variables meteorológicas

Géneros fúngicos	Temperatura (°C)	Humedad relativa (%)	Precipitación (mm)	Radiación solar (Wh/m²)
Coprinus sp.	-0.038	**0.253**	0.065	-0.113
Cladosporium sp.	-0.059	**0.281**	**0.168**	-0.065
Ganoderma sp.	-0.032	**0.333**	0.101	-0.106
Curvularia sp.	0.064	0.0761	-0.053	0.059
Didymella sp.	-0.093	**0.193**	**0.295**	**-0.277**
Leptosphaeria sp.	-0.068	**0.302**	**0.300**	-0.119
Xylaria sp.	**-0.172**	**0.29**	**0.189**	**-0.248**
Agrocybe sp.	-0.127	**0.226**	0.110	-0.016

Las correlaciones (p < 0,05) están marcadas en negrita.
Fuente: Autores.

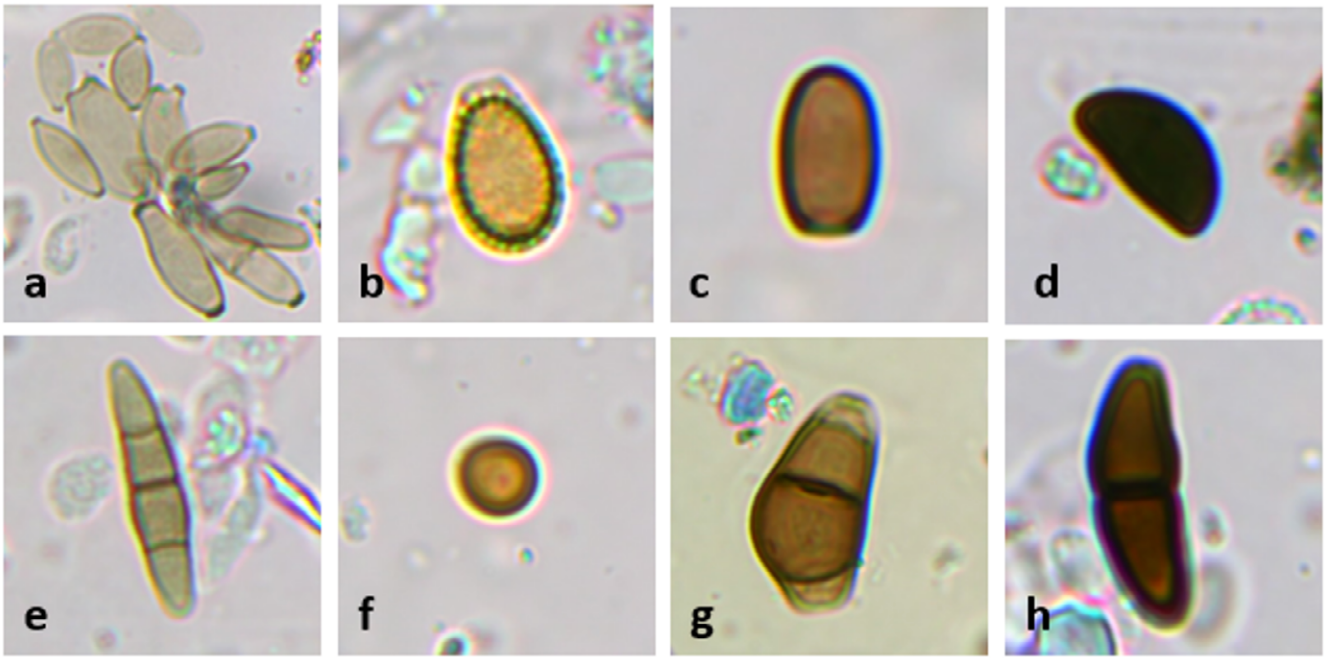


Figura 1. Tipos de esporas fúngicas encontradas durante el muestreo, Santa Marta, Colombia. a. Cladosporium sp. b. Ganoderma sp. c. Coprinus sp. d. Xylaria sp. e. Leptosphaeria sp. f. Agrocybe sp. g. Curvularia sp. h. Didymella sp. Fuente: Autores.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados del presente estudio permitirán establecer una línea base, para las conexiones entre la dinámica de las esporas fúngicas y la incidencia de afecciones respiratorias alérgicas en la población, a través del desarrollo de un calendario fúngico, que identifique los géneros con mayor potencial alergénico, sus posibles umbrales de riesgo, y los periodos del año con mayor incidencia. Este calendario contribuye a la salud pública al ser una herramienta de información y prevención dirigida a las personas más vulnerables. Esto no solo mejoraría la comprensión de

la dinámica de las alergias respiratorias causadas por las esporas fúngicas; sino que también fortalecería las capacidades de las entidades públicas para emitir alertas tempranas, implementar campañas educativas y desarrollar políticas de control ambiental. De esta manera, se podría reducir el impacto de las alergias asociadas a esporas fúngicas y mejorar significativamente la calidad de vida de los pacientes atópicos.

REFERENCIAS

- Blais-Lecours, P., Perrott, P., & Duchaine, C. (2015). Non-culturable bioaerosols in indoor settings: Impact on health and molecular approaches for detection. Atmospheric Environment, 110, 45–53. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.03.039

- Cariñanos, P., Casares-Porcel, M., Díaz de la Guardia, C., Aira, M. J., Belmonte, J., Boi, M., Elvira-Rendueles, B., De Linares, C., Fernández-Rodriguez, S., Maya-Manzano, J. M., Pérez-Badía, R., Rodriguez-de la Cruz, D., Rodríguez-Rajo, F. J., Rojo-Úbeda, J., Romero-Zarco, C., Sánchez-Reyes, E., Sánchez-Sánchez, J., Tormo-Molina, R., & Vega Maray, A. M. (2017). Assessing allergenicity in urban parks: A nature-based solution to reduce the impact on public health. Environmental Research, 155, 219–227. https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.02.015

- Cariñanos, P., Grilo, F., Pinho, P., Casares-Porcel, M., Branquinho, C., Acil, N., Andreucci, M. B., Anjos, A., Bianco, P. M., Brini, S., Calaza-Martínez, P., Calvo, E., Carrari, E., Castro, J., Chiesura, A., Correia, O., Gonçalves, A., Gonçalves, P., Mexia, T., … Vilhar, U. (2019). Estimation of the Allergenic Potential of Urban Trees and Urban Parks: Towards the Healthy Design of Urban Green Spaces of the Future. International Journal of Environmental Research and Public Health, 16(8), Article 8. https://doi.org/10.3390/ijerph16081357

- Cervantes-De La Torre, K., Guillen-Grima, F., Aguinaga-Ontoso, I., & Mendoza-Mendoza, A. (2018). Presencia de alergias en menores por consumo temprano de alimentos en Barranquilla, Colombia. Revista de Salud Pública, 20, 177–181. https://doi.org/10.15446/rsap.v20n2.62997

- Charalampopoulos, A., Damialis, A., & Vokou, D. (2022). Spatiotemporal assessment of aeromycoflora under differing urban green space, sampling height, and meteorological regimes: The atmospheric fungiscape of Thessaloniki, Greece. International Journal of Biometeorology, 66(5), Article 5. https://doi.org/10.1007/s00484-022-02247-9

- Galán, C., Cariñanos, P., Alcázar, P., & Domínguez, E. (2007). Manual de Calidad y Gestión de la Red Española de Aerobiología. SERVICIO DE PUBLICACIONES DE LA UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA.

- Grinn-Gofroń, A., & Bosiacka, B. (2015). Effects of meteorological factors on the composition of selected fungal spores in the air. Aerobiologia, 31(1), Article 1.

https://doi.org/10.1007/s10453-014-9347-1

- Humbal, C., Gautam, S., & Trivedi, U. (2018). A review on recent progress in observations, and health effects of bioaerosols. Environment International, 118, 189–193. Scopus. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.05.053

- Kasprzyk, I., Wójcik, T., Cariñanos, P., Borycka, K., & Ćwik, A. (2019). Evaluation of the allergenicity of various types of urban parks in a warm temperate climate zone. Aerobiologia, 35(1), Article 1. https://doi.org/10.1007/s10453-018-9537-3

- Lacey, M., & West, J. (2006). The air spora: A manual for catching and identifying airborne biological particles. Springer.

- Lundbäck, B., Backman, H., Lötvall, J., & Rönmark, E. (2016). Is asthma prevalence still increasing? Expert Review of Respiratory Medicine, 10(1), 39–51. https://doi.org/10.1586/17476348.2016.1114417

- Oteros, J., García-Mozo, H., Hervás, C., & Galán, C. (2013). Biometeorological and autoregressive indices for predicting olive pollen intensity. International Journal of Biometeorology, 57(2), Article 2. https://doi.org/10.1007/s00484-012-0555-5

- Pawankar, R., Canonica, G. W., Holgate, S. T., & Lockey, R. F. (2011). Libro Blanco sobre Alergia de la WAO. 26.

- Rojo, J., Orlandi, F., Pérez-Badia, R., Aguilera, F., Ben Dhiab, A., Bouziane, H., Díaz de la Guardia, C., Galán, C., Gutiérrez-Bustillo, A. M., Moreno-Grau, S., Msallem, M., Trigo, M. M., & Fornaciari, M. (2016). Modeling olive pollen intensity in the Mediterranean region through analysis of emission sources. Science of The Total Environment, 551–552, 73–82. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.193

- Sadyś, M., Strzelczak, A., Grinn-Gofroń, A., & Kennedy, R. (2015). Application of redundancy analysis for aerobiological data. International Journal of Biometeorology, 59(1), Article 1. https://doi.org/10.1007/s00484-014-0818-4

- Skjøth, C. A., Damialis, A., Belmonte, J., De Linares, C., Fernández-Rodríguez, S., Grinn-Gofroń, A., Jędryczka, M., Kasprzyk, I., Magyar, D., Myszkowska, D., Oliver, G., Páldy, A., Pashley, C. H., Rasmussen, K., Satchwell, J., Thibaudon, M., Tormo-Molina, R., Vokou, D., Ziemianin, M., & Werner, M. (2016). Alternaria spores in the air across Europe: Abundance, seasonality and relationships with climate, meteorology and local environment. Aerobiologia, 32(1), Article 1. https://doi.org/10.1007/s10453-016-9426-6

- Spicer, R. C., & Gangloff, H. J. (2010). Differences in detection frequency as a bioaerosol data criterion for evaluating suspect fungal contamination. Building and Environment, 45(5), Article 5. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.11.012

- Uk Lee, B., Lee, G., & Joon Heo, K. (2016). Concentration of culturable bioaerosols during winter. Journal of Aerosol Science, 94, 1–8. https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2015.12.002

EXPOSICIÓN A LARGO PLAZO DEL $PM_{2.5}$ Y NO_2 SOBRE LAS EXACERBACIONES DE LA ENFERMEDAD PULMONAR OBSTRUCTIVA CRÓNICA, EN MEDELLÍN

Astrid Berena Herrera[1], María Patricia Arbeláez[2], Horacio Riojas-Rodriguez[3], Néstor Rojas Y[4], Claudia Diaz Bossa[5]; Laura Andrea Rodríguez-Villamizar[6].

[1]Universidad de los Andes, ab.herrera@uniandes.edu.co
[2] Universidad de Antioquia, mariapatriciaa@gmail.com
[3] Dirección de Salud Ambiental, Centro de Investigación en Salud Poblacional, Instituto Nacional de Salud Pública, Cuernavaca, México; hriojas@insp.mx
[4] Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia; nyrojasr@unal.edu.co,
[5] Neumóloga en Neumomed,
[6] Departamento de Salud Pública, Escuela de Medicina, Universidad Industrial de Santander, laurovi@uis.edu.co

Palabras clave: efecto a largo plazo; enfermedad pulmonar obstructiva crónica; exacerbaciones de la EPOC; modelo de Cox.

INTRODUCCIÓN

La enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC) se ha convertido en una crisis sanitaria global, en parte por del fracaso de eliminar el tabaquismo y el hecho de sobre valor otras exposiciones ambientales. Los factores de riesgos no relacionados con el tabaco son cada vez más responsables de la carga de la EPOC. Es así como esta enfermedad sigue siendo un importante problema de salud pública (Lopez et al., 2006). La Organización Mundial de la Salud (OMS), prevé que la EPOC será la cuarta causa de muerte hacia el 2030, en el mundo (Mathers & Loncar, 2006).

La EPOC se caracteriza por presentar frecuentes exacerbaciones (E-EPOC) que producen un deterioro de la función pulmonar (Cavailles et al., 2020), el estado de salud, restringe las Actividades de la Vida Diaria (AVD) (Hurst et al., 2020), incrementa las posibilidades de morir por esta causa y generan altos costos asistenciales (González Del Castillo et al., 2018; Stanford et al., 2020).

Aunque existe amplia evidencia de los efectos de la contaminación del aire sobre las enfermedades respiratorias, es controversial dicho efecto frente la incidencia y la exacerbación de la EPOC, así como cuáles contaminantes criterio que incrementa el riesgo de exacerbación de la enfermedad (Thurston et al., 2020) (Santos et al., 2021).

En general, los resultados de los estudios epidemiológicos que han investigado los efectos de la exposición a la contaminación del aire sobre las E-EPOC, son inconsistentes. Algunos informaron que la contaminación del aire aumentó el riesgo de exacerbación o mortalidad de la EPOC (Blanco-Becerra et al., 2014; M.-H. Li et al., 2016; Neuberger et al., 2013; Xu et al., 2000), mientras que otros no encontraron asociaciones (de Miguel-Díez et al., 2019; Yang et al., 2005) y otros estudios relacionan solo para contaminantes seleccionados (Boehm et al., 2021; J. Li et al., 2016).

MÉTODOS

Realizamos un estudio de cohorte dinámica retrospectiva entre 2018 a 2021, utilizando datos de pacientes con diagnóstico de EPOC residentes habituales de Medellín y atendidos en Neumomed, que es una institución prestadora de salud, con un programa de asistencial y multidisciplinario para personas con la EPOC. La cohorte se ensambló a partir de los pacientes con EPOC, que cumplió con los criterios de elegibilidad: personas de 40 años o más, residentes en Medellín y con diagnóstico clínico de EPOC atendidos en la institución entre 2018 y 2021. Se excluyeron los sujetos que no asistieron al programa en el último año.

Los datos de los contaminantes y meteorológicos fueron facilitados por la Corporación Autónoma de Antioquia, del Sistema de Alertas Tempranas del Valle de Aburrá – (SIATA) que cumplieran con la representatividad temporal ≥ al 75% datos diarios. La exposición a largo plazo del $PM_{2.5}$ y NO_2 se estimó para cada paciente utilizando el método de regresión ponderada del inverso de la distancia al cuadrado (IDWR, por sus siglas en inglés). Utilizando la dirección del paciente y la localización de las estaciones de monitoreo de calidad del aire, con zonas de amortiguación de 5km y 10km para la interpolación. Se calcularon las Hazard ratio (HR) para las E-EPOC durante el seguimiento mediante modelos de Cox, ajustado por variables meteorológicas (temperatura, humedad relativa y radiación solar), demográficas (sexo, edad, ocupación y nivel educativo) y clínicas (función pulmonar, soporte de oxígeno, clasificación de la EPOC según el GOLD). La exposición a contaminantes se analizó de manera continua y categórica, teniendo como categorías de referencia los niveles establecidos en la guía de la Organización Mundial de la Salud (OMS): 5 µg/m³ para $PM_{2.5}$ y 25 µg/m³ para NO_2. Todas los datos se procesaron en Rstudio, versión 4.1.2 (Integrated Development Environment for R & Robert Gentleman y Ross Ihaka, 2022). Este estudio fue aprobado por el comité de ética de la Facultad Nacional de Salud Pública de la Universidad de Antioquia (CEI- 21030002-00162).

RESULTADOS

La cohorte estuvo conformada por 153 pacientes, de los cuales el 51,63% (74) registró al menos un episodio de E-EPOC. La edad media fue de 80,0 años, el 60% fueron hombres, (79 pacientes, 51,60%), con antecedentes de exposición al humo de tabaco directo en 90 pacientes (58,80%). El Volumen espiratorio forzado en el primer segundo pre-broncodilatador (FEV1 pre-BD (L))

y Capacidad Vital Forzada pre-broncodilatador (CVFpre-BD (L)) promedio fueron 58,7 y 75,2 litros, respectivamente. Las concentraciones promedio anual de $PM_{2.5}$ y NO_2 estimadas para los pacientes de la cohorte fueron de 18,6 ± 1,55 µg/m^3 y de 25,8 ± 7,07 µg/m^3, respectivamente.

La exposición a largo plazo del $PM_{2.5}$ se asoció con las E-EPOC (HR= 3,88; IC95% = 2,77 – 5.51), este valor en la magnitud se explica porque el valor mínimo al cual estaban expuestos los pacientes de la cohorte fue de 17,20 µg/m^3. El número eventos de E-EPOC durante el seguimiento incrementó el riesgo de E-EPOC en el 72,0% (HR:1,72, IC95%:1,25 – 2,37). El HR estimado para el uso de oxígeno suplementario fue del 0,49 (IC95%:0,26 – 0,90). Por el contrario, para el Flujo Espiratorio Forzado en el Primer Segundo (VEF1) pre- broncodilatador, la tasa de riesgo fue 1,01 (IC95%:0,99 – 1,02).

La exposición a largo plazo del NO_2 se asoció con las E-EPOC (HR:1,14, IC95%:1,09-1,19), con pacientes que tenían uso de oxígeno medicinal (HR: 0,48, IC95%:0,25-0,94), y número eventos de E-EPOC durante el seguimiento (HR: 3.23, IC95%:2,42- 4,32). Los modelos de Cox cumplieron con el supuesto de proporcionalidad del riesgo evaluada por pruebas de Schoenfeld y el gráfico de Schoenfeld.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los efectos a largo plazo del $PM_{2.5}$ y NO_2 sobre la E-EPOC pueden proporcionar información sobre el valor de introducir estrategias adicionales de prevención de las exacerbaciones más allá de las opciones disponibles actualmente (Guo et al., 2020). Además, contribuye a la política nacional de salud ambiental y la de prevención y manejo de las enfermedades respiratorias crónicas (EPOC) en el país. De igual manera, aporta evidencia para reducir las muertes y enfermedades producidas por la contaminación del aire, el agua y el suelo, según la Agenda 2030 para el desarrollo sostenible.

Una recomendación desde la salud pública es la inclusión de un sistema de vigilancia epidemiológica de salud y ambiente en tiempo real, que identifique forma oportuna y eficaz los episodios de contaminación del aire en diferentes ciudades del país. Esta experiencia la ha desarrollado la Secretaría de Salud de Medellín y se complementa con el Plan Operacional para enfrentar Episodios de Contaminación Atmosférica Metropolitana del Valle de Aburrá (POECA). Para el POECA, se sugiere que las medidas sean específicas para cada grupo de riesgo en el caso de los pacientes con EPOC, asma y otras enfermedades cardiovasculares y cáncer.

Otra implicación para la política pública es la conformación y construcción de espacios de formación dirigido a los profesionales de salud, la comunidad y los tomadores de decisión sobre la relación y las consecuencias de los efectos de la calidad de aire y cambio climático.

REFERENCIAS

- Blanco-Becerra, L. C., Miranda-Soberanis, V., Hernández-Cadena, L., Barraza-Villarreal, A., Junger, W., Hurtado-Díaz, M., & Romieu, I. (2014). Effect of particulate matter less than 10μm (PM10) on mortality in Bogota, Colombia: a time-series analysis, 1998-2006. Salud Publica de Mexico, 56(4), 363–370. https://doi.org/10.21149/spm.v56i4.7356

- Boehm, A., Aichner, M., Sonnweber, T., Tancevski, I., Fischer, T., Sahanic, S., Joannidis, M., Weiss, G., Pizzini, A., & Loef, J. (2021). COPD exacerbations are related to poor air quality in Innsbruck : A retrospective pilot study. 50, 499–503. https://doi.org/10.1016/j.hrtlng.2021.02.012

- Cavailles, A., Melloni, B., Motola, S., Dayde, F., Laurent, M., Le Lay, K., Caumette, D., Luciani, L., Lleu, P. L., Berthon, G., & Flament, T. (2020). Identification of Patient Profiles with High Risk of Hospital Re-Admissions for Acute COPD Exacerbations (AECOPD) in France Using a Machine Learning Model. International Journal of Chronic Obstructive Pulmonary Disease, 15, 949–962. https://doi.org/10.2147/COPD.S236787

- de Miguel-Díez, J., Hernández-Vázquez, J., López-de-Andrés, A., Álvaro-Meca, A., Hernández-Barrera, V., & Jiménez-García, R. (2019). Analysis of environmental risk factors for chronic obstructive pulmonary disease exacerbation: A case-crossover study (2004-2013). PLOS ONE, 14(5), e0217143. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217143

- González Del Castillo, J., Candel, F. J., de la Fuente, J., Gordo, F., Martín-Sánchez, F. J., Menéndez, R., Mujal, A., & Barberán, J. (2018). Integral approach to the acute exacerbation of chronic obstructive pulmonary disease TT - Manejo integral del paciente con exacerbación aguda de la enfermedad pulmonar. Revista espanola de quimioterapia : publicacion oficial de la Sociedad Espanola de Quimioterapia, 31(5), 461–484. https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30284414

- Guo, J., Chen, Y., Zhang, W., Tong, S., & Dong, J. (2020). Moderate and severe exacerbations have a significant impact on health-related quality of life, utility, and lung function in patients with chronic obstructive pulmonary disease: A meta-analysis. International Journal of Surgery (London, England), 78, 28–35. https://doi.org/10.1016/j.ijsu.2020.04.010

- Hurst, J. R., Skolnik, N., Hansen, G. J., Anzueto, A., Donaldson, G. C., Dransfield, M. T., & Varghese, P. (2020). Understanding the impact of chronic obstructive pulmonary disease exacerbations on patient health and quality of life. European Journal of Internal Medicine, 73(January), 1–6. https://doi.org/10.1016/j.ejim.2019.12.014

- Integrated Development Environment for R, & Robert Gentleman y Ross Ihaka. (2022). RStudio Team (R 4.1.2). http://www.rstudio.com/

- Li, J., Sun, S., Tang, R., Qiu, H., Huang, Q., Mason, T. G., & Tian, L. (2016). Major air pollutants and risk of COPD exacerbations: a systematic review and meta-analysis. International Journal of Chronic Obstructive Pulmonary Disease, 11, 3079–3091. https://doi.org/10.2147/COPD.S122282

- Li, M.-H., Fan, L.-C., Mao, B., Yang, J.-W., Choi, A. M. K., Cao, W.-J., & Xu, J.-F. (2016). Short-term Exposure to Ambient Fine Particulate Matter Increases Hospitalizations and Mortality in COPD: A Systematic Review and Meta-analysis. Chest, 149(2), 447–458. https://doi.org/https://doi.org/10.1378/chest.15-0513

- Lopez, A. D., Shibuya, K., Rao, C., Mathers, C. D., Hansell, A. L., Held, L. S., Schmid, V., & Buist, S. (2006). Chronic obstructive pulmonary disease: current burden and future projections. European Respiratory Journal, 27(2), 397 LP – 412. https://doi.org/10.1183/09031936.06.00025805

- Mathers, C. D., & Loncar, D. (2006). Projections of Global Mortality and Burden of Disease from 2002 to 2030. PLOS Medicine, 3(11), e442. https://doi.org/10.1371/journal.pmed.0030442

- Neuberger, M., Moshammer, H., & Rabczenko, D. (2013). Acute and subacute effects of urban air pollution on cardiopulmonary emergencies and mortality: time series studies in Austrian cities. International Journal of Environmental Research and Public Health, 10(10), 4728–4751. https://doi.org/10.3390/ijerph10104728

- Santos, U. de P., Arbex, M. A., Braga, A. L. F., Mizutani, R. F., Cançado, J. E. D., Terra-Filho, M., & Chatkin, J. M. (2021). Environmental air pollution: respiratory effects. Jornal Brasileiro de Pneumologia : Publicacao Oficial Da Sociedade Brasileira de Pneumologia e Tisilogia, 47(1), e20200267–e20200267. https://doi.org/10.36416/1806-3756/e20200267

- Stanford, R. H., Engel-Nitz, N. M., Bancroft, T., & Essoi, B. (2020). The Identification and Cost of Acute Chronic Obstructive Pulmonary Disease Exacerbations in a United States Population Healthcare Claims Database. COPD, 17(5), 499–508. https://doi.org/10.1080/15412555.2020.1817357

- Thurston, G. D., Balmes, J. R., Garcia, E., Gilliland, F. D., Rice, M. B., Schikowski, T., Van Winkle, L. S., Annesi-Maesano, I., Burchard, E. G., Carlsten, C., Harkema, J. R., Khreis, H., Kleeberger, S. R., Kodavanti, U. P., London, S. J., McConnell, R., Peden, D. B., Pinkerton, K. E., Reibman, J., & White, C. W. (2020). Outdoor Air Pollution and New-Onset Airway Disease. An Official American Thoracic Society Workshop Report. Annals of the American Thoracic Society, 17(4), 387–398. https://doi.org/10.1513/AnnalsATS.202001-046ST

- Xu, Z., Yu, D., Jing, L., & Xu, X. (2000). Air pollution and daily mortality in Shenyang, China. Archives of Environmental Health, 55(2), 115–120. https://doi.org/10.1080/00039890009603397

- Yang, Q., Chen, Y., Krewski, D., Burnett, R. T., Shi, Y., & McGrail, K. M. (2005). Effect of short-term exposure to low levels of gaseous pollutants on chronic obstructive pulmonary disease hospitalizations. Environmental Research, 99(1), 99–105. https://doi.org/10.1016/j.envres.2004.09.014

AEROBACTERIAS AISLADAS DE UN SISTEMA AGRÍCOLA REGADO CON AGUAS RESIDUALES EN HIDALGO, MÉXICO

Cervantes, G.S.[1], Martínez, L.[1], Salinas, E.[1], Ladino, L.A.[1], López -Vidal, Y.[2], Bobadilla del Valle, M.[4], Lüneberg, K.[3], Siebe, C.[3], Jaramillo, A.[1] y Rosas-Pérez, I.[1]

[1]Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, Universidad Nacional Autónoma de México, CDMX 04510, México. Gigdem_Cervantes@ciencias.unam.mx, iarp@atmosfera.unam.mx
[2]Departamento de Microbiología y Parasitología, Facultad de Medicina, Universidad Nacional Autónoma de México, CDMX 04510, México
[3]Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, CDMX 04510, México
[4]Departamento de Infectología, Dirección de Medicina, Instituto Nacional de Ciencias Médicas y Nutrición Salvador Zubirán, CDMX 14080, México

Palabras clave: aerobacterias; aguas residuales; resistencia a antibióticos, Escherichia coli.

INTRODUCCIÓN

La agricultura en México es una actividad primaria de gran importancia, que consume cerca del 40% del agua subterránea disponible. Sin embargo, la actividad agrícola en áreas de clima semiárido emplea principalmente agua residual tratada y no tratada, la cual es apreciada por los agricultores por su alto contenido de nutrientes. Desafortunadamente, la calidad microbiológica de esta agua representa un riesgo para la salud.

El Estado de Hidalgo recibe el agua residual doméstica proveniente de 20 millones de habitantes de la Ciudad de México, de ésta el 40% se trata y el resto se emplea directamente en diferentes campos agrícolas, a través de canales que los rodean. El agua residual durante su trayectoria pasa por diferentes pendientes y está sujeta al movimiento eólico y la evapotranspiración, generándose así aerosoles que pueden llevar consigo contaminantes químicos y microbiológicos. El objetivo de este trabajo fue evaluar la concentración de aerobacterias aerozolizadas en los canales de riego del Valle del Mezquital y su susceptibilidad a antibióticos.

MÉTODOS

El muestreo se realizó durante los meses de junio, agosto y octubre del 2023, y enero del 2024, a un metro de distancia de los canales de riego y a una altura de 1.5 m sobre el nivel del suelo a favor del viento, durante dos períodos del día, de 6:00-8:00 y de 18:00-20:00 h. Se utilizó el impactador BioStage® Standard Single-stage Bioaerosol, con un flujo de aire de 28.3 L/min, durante 15 min. Se emplearon agar de soya y tripticaseína (TSA) para bacterias mesofílicas cultivables y agar MacConkey para Gram-negativas. Las cajas impactadas se incubaron a 35°C durante 48 h, las

colonias desarrolladas se cuantificaron y se expresaron en Unidades Formadoras de Colonias por metro cúbico de aire (UFC/m^3). Las bacterias se seleccionaron por morfotipos para su posterior identificación con el equipo automatizado MALDI-TOF.

Se seleccionó la bacteria Escherichia coli, indicadora de contaminación fecal y fue caracterizada filogenéticamente por Reacción en Cadena de la Polimerasa (PCR) con los genes chuA y JyaA y el fragmento de DNA TSPE4.C2 (Clermont 2013). Se evaluó su susceptibilidad a 23 antibióticos, pertenecientes a ocho familias (β-lactámicos, β-lactámicos con inhibidor, carbapenémicos, quinolonas, tetraciclinas, sulfonamidas, aminoglucósidos y gliciclinas), con el sistema MicroScan. Se compararon las concentraciones bacterianas entre la mañana y la tarde mediante una prueba no paramétrica de Wilcoxon con un valor de significancia de $p < 0.05$ y la correlación entre el déficit de presión de vapor y la concentración bacteriana se evaluó con la prueba de Spearman ($p < 0.05$), utilizando el sofware R versión 4.4.2 (R Core Team, 2024).

RESULTADOS

En total se colectaron 154 muestras de aire. La concentración promedio de aerobacterias por la mañana fue de 2.631 UFC/m^3 para bacterias totales y 78 UFC/m^3 para Gram-negativas; por la tarde fue de 2.129 UFC/m^3 de bacterias totales y 65 UFC/m^3 de Gram-negativas. Se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de la mañana y tarde de bacterias mesofílicas cultivables ($p=0.039$), pero no hubo diferencia entre las Gram-negativas. No se encontró una correlación entre la concentración de bacterias y el déficit de presión de vapor (Figuras 1 y 2). Se identificaron 64 especies de Gram-positivas, dentro de las que destacan Bacillus, Staphylococcus y Exiguobacterium, y 50 especies de Gram-negativas, siendo las más abundantes Pseudomonas, Citrobacter y Escherichia coli, esta última con 71 aislados confirmados. Se logró aislar E. coli en el 15% de los muestreos totales; de este porcentaje, el 69% se aislaron durante la mañana y el 31% durante la tarde. El filogrupo más abundante fue A1 (32%), seguido por B1 (25%). En menor proporción se detectaron los filogrupos D (15%) y B2 (4%), lo cual es importante debido a que la mayoría de las E. coli patógenas extraintestinales han sido clasificadas en estos dos últimos filogrupos (Barzan et al., 2017; Pokharel et al., 2023). De las pruebas de susceptibilidad a antibióticos, el 69% fueron resistentes al menos a un antibiótico, y el 20% fueron multidrogorresistentes principalmente a tetraciclina, ampicilina y trimetoprim/sulfametoxazol (Figura 3), lo cual indica que esta ruta aérea puede contribuir a la dispersión de bacterias y genes de resistencia a los antibióticos en el ambiente, representando un riesgo para la población.

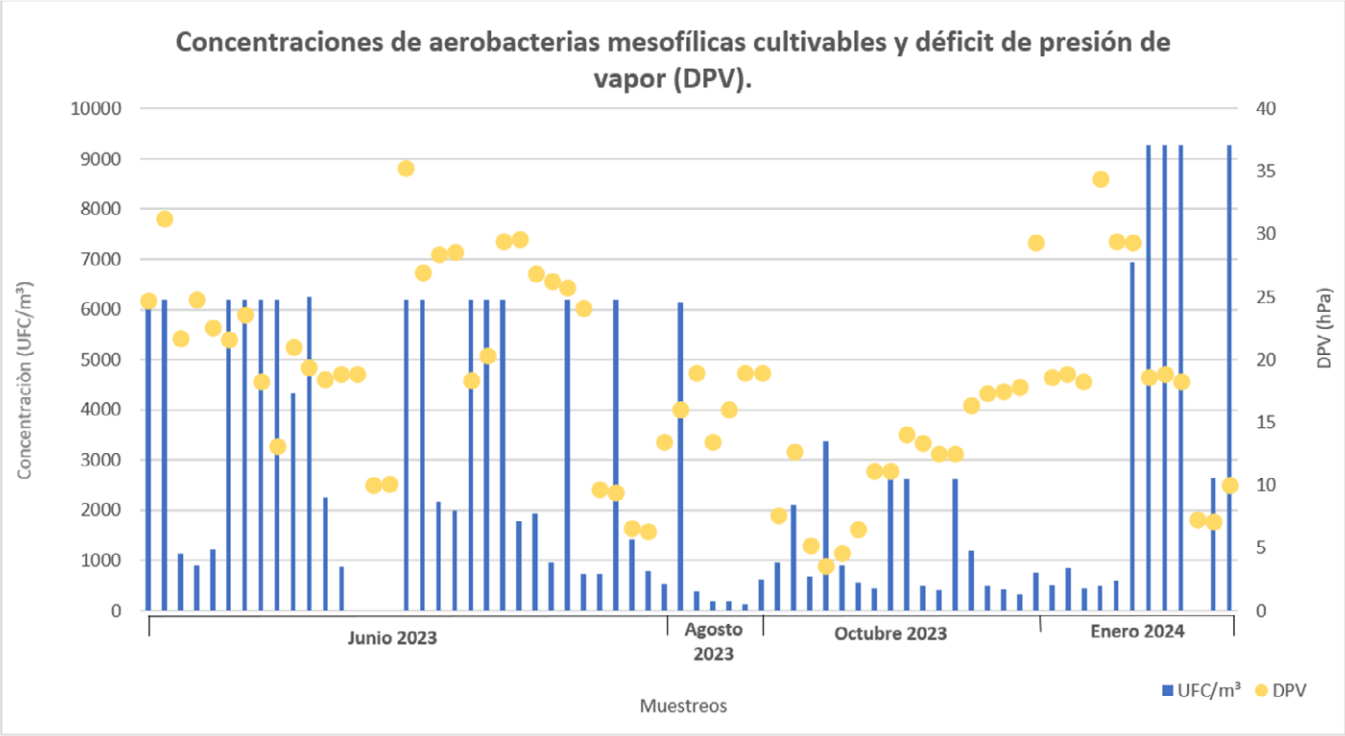


Figura 1. Concentración de aerobacterias mesofílicas cultivables por muestreo y déficit de presión de vapor durante la colecta.

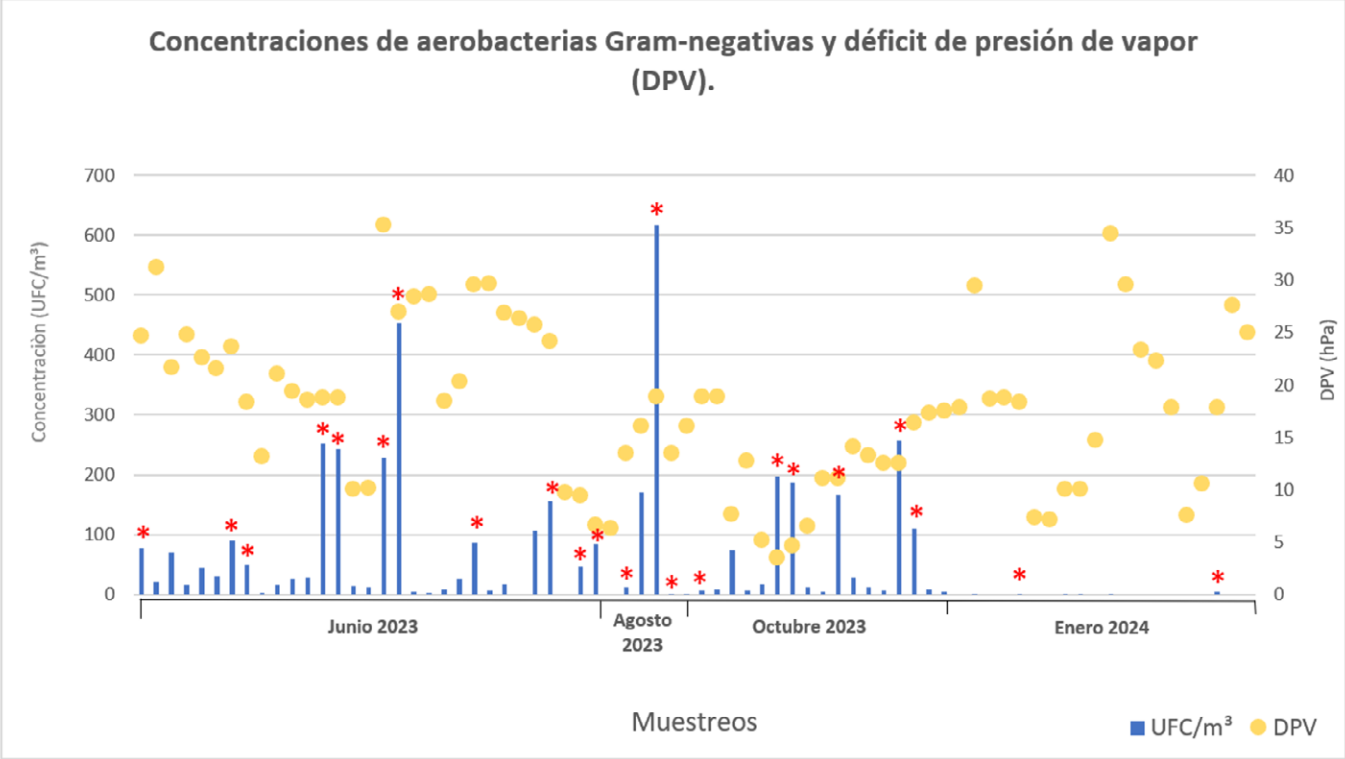


Figura 2. Concentración de bacterias Gram-negativas por muestreo, y déficit de presión de vapor durante la colecta. El símbolo ⋆ indica los muestreos en los que se aisló Escherichia coli.

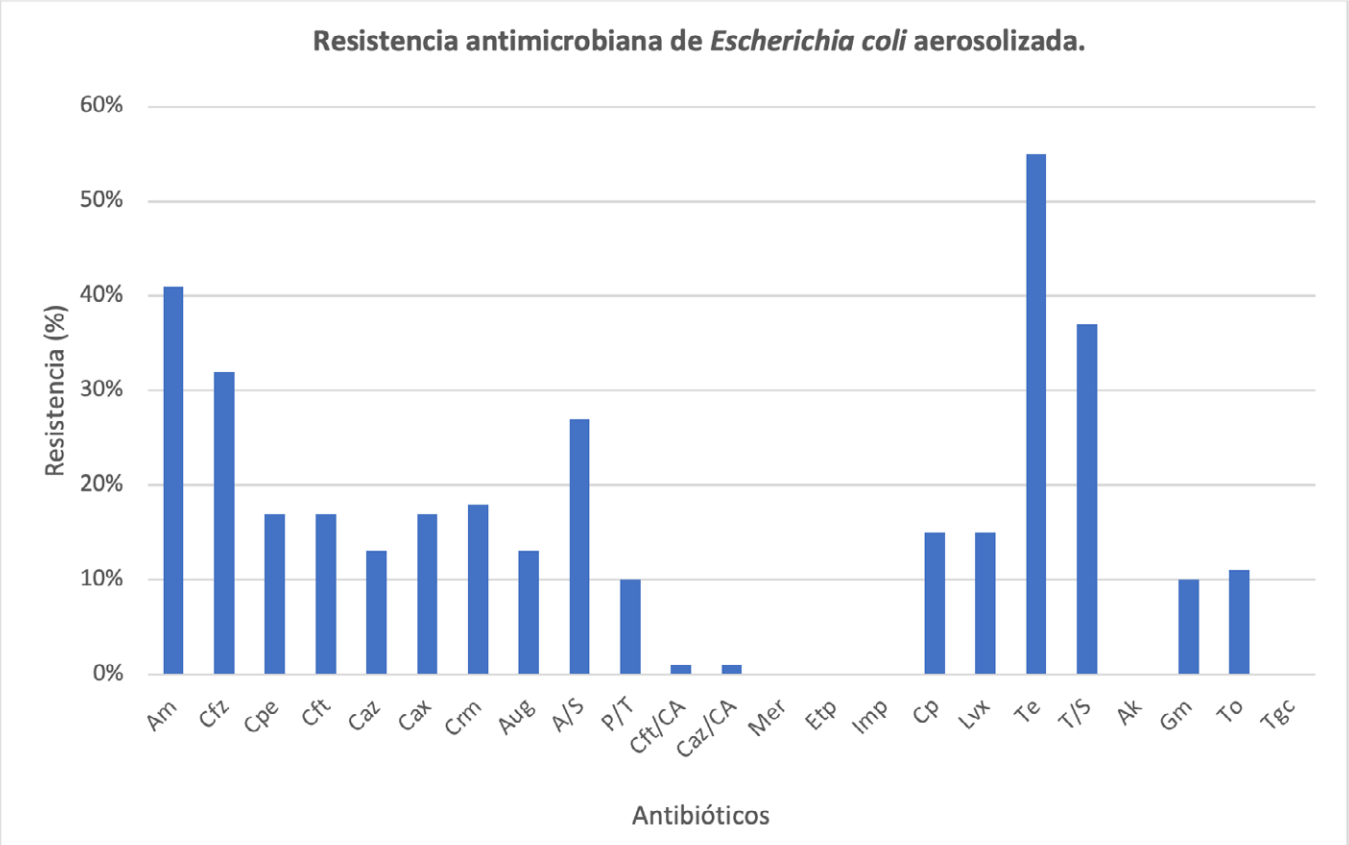


Figura 3. Porcentaje de Escherichia coli aisladas de bioaerosoles generados en canales de agua residual empleada en el riego. Antibióticos: β-lactámicos (Am=Ampicilina, Cfz= Cefazolina, Cpe= Cefepima, Cft= Cefotaxima, Caz= Ceftazidima, Cax= Ceftriaxona, Crm=Cefuroxim); β-lactámicos con inhibidor (Aug= Amoxicilia/Ácido clavulánico, A/S= Ampicilina/sulbactam, P/T= Piperacilina/tazobactam, Cft/CA= Cefotaxima/ácido clavulánico, Caz/CA= Ceftazidima/ácido clavulánico); carbapenémicos (Mer= Meropenem, Etp= Ertapenem, Imp= Imipenem); quinolonas (Cp=Ciprofloxacina, Lvx= Levofloxacina); tetraciclinas (Te= Tetraciclina); sulfonamidas (T/S= Trimetoprim/sulfametoxazol); aminoglucósidos (Ak= Amicacina, Gm= Gentamicina, To= Tobramicina); gliciclinas (Tgc= Tigeciclina).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Se ha puesto un énfasis especial en las aerobacterias Gram-negativas, cuya exposición puede ser inhalatoria, ya que una parte estructural de su membrana externa es el lipopolisacárido (endotoxina) con potencial inflamatorio. La presencia de las aerobacterias evidencia la dispersión de bacterias importantes para los ecosistemas, además de aquellas de origen fecal, lo que representa un riesgo por su capacidad para transferir diversos factores de virulencia y resistencia antimicrobiana, que pueden estar relacionados con la salud de plantas, animales y humanos (Adegoke et al., 2018; Al-Hazmi et al., 2023, Caliskan et al., 2021). Es necesario continuar con la caracterización microbiana del agua residual en sus diferentes usos, así como de los aerosoles que se generan, fomentando un manejo adecuado de la misma entre los investigadores y tomadores de decisión.

REFERENCIAS

- Adegoke, A. A., Amoah, I. D., Stenström, T. A., Verbyla, M. E., & Mihelcic, J. R. (2018). Epidemiological Evidence and Health Risks Associated with Agricultural Reuse of Partially Treated and Untreated Wastewater: A Review. Frontiers in Public Health, 6(DEC), 337. https://doi.org/10.3389/FPUBH.2018.00337

- Al-Hazmi, H. E., Mohammadi, A., Hejna, A., Majtacz, J., Esmaeili, A., Habibzadeh, S., Saeb, M. R., Badawi, M., Lima, E. C., & Mąkinia, J. (2023). Wastewater reuse in agriculture: Prospects and challenges. Environmental Research, 236, 116711. https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2023.116711

- Barzan, M., Gharibi, D., Ghorbanpoor, M., Haji Hajikolaei, M., & Pourmehdi-Boroujeni, M. (2017). Phylogenetic Grouping and Phenotypic Detection of Extended-Spectrum β-Lactamases Among Escherichia coli From Calves and Dairy Cows in Khuzestan, Iran. International Journal of Enteric Pathogens, 5(1), 24–29. https://doi.org/10.15171/ijep.2017.06

- Caliskan, D., Bakkaloğlu, Z., Numanoglu Cevik, Y., Suzuk Yildiz, S., & Kaskatepe, B. (2021). Maldi-TOF MS identification and antibiotic resistance of Escherichia coli isolated from playground. Microbial Pathogenesis, 159, 105155. https://doi.org/10.1016/J.MICPATH.2021.105155

- Clermont, O., Christenson, J. K., Denamur, E., & Gordon, D. M. (2013). The Clermont Escherichia coli phylo-typing method revisited: Improvement of specificity and detection of new phylo-groups. Environmental Microbiology Reports, 5(1), 58–65. https://doi.org/10.1111/1758-2229.12019

- Garduño-Jiménez, A. L., Durán-Álvarez, J. C., Ortori, C. A., Abdelrazig, S., Barrett, D. A., & Gomes, R. L. (2023). Delivering on sustainable development goals in wastewater reuse for agriculture: Initial prioritization of emerging pollutants in the Tula Valley, Mexico. Water Research, 238, 119903. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2023.119903

- Hernández-Espinosa, A. K., Otazo-Sánchez, E. M., Román-Gutiérrez, A. D., & Romo-Gómez, C. (2021). El Sistema de drenaje de la Ciudad de México. Pädi Boletín Científico de Ciencias Básicas e Ingenierías Del ICBI, 9(17), 24–30. https://doi.org/10.29057/ICBI.V9I17.7146

- Kataki, S., Patowary, R., Chatterjee, S., Vairale, M. G., Sharma, S., Dwivedi, S. K., & Kamboj, D. V. (2022). Bioaerosolization and pathogen transmission in wastewater treatment plants: Microbial composition, emission rate, factors affecting and control measures. Chemosphere, 287, 132180. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.132180

- Pokharel, P., Dhakal, S., & Dozois, C. M. (2023). The Diversity of Escherichia coli Pathotypes and Vaccination Strategies against This Versatile Bacterial Pathogen. Microorganisms, 11(2). https://doi.org/10.3390/MICROORGANISMS11020344

- R Core Team. (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. https://www.R-project.org/

ASOCIACIÓN ENTRE CONTAMINACIÓN DEL AIRE Y PERFIL MOLECULAR DEL CÁNCER DE PULMÓN DE CÉLULAS NO PEQUEÑAS EN UNA POBLACIÓN HISPANA

Olga Lucía Sarmiento[1], Beatriz Wills [2], Nicolás Duque[3], Mateo Tamayo[4], Astrid Berena Herrera[5], Baldovino- Chiquillo[6], María Paula Uchima[7], Andrés Felipe Bejarano[8], Erick Cantor[9], Andrés Felipe Cardona[10]

[1] Universidad de los Andes, Facultad de Medicina, osarmien@uniandes.edu.co
[2] Universidad de los Andes, Fundación Santa Fe de Bogotá, willsbeatriz@gmail.com
[3] Fundación Santa Fe de Bogotá, n.duquec@uniandes.edu.co
[4] Fundación Santa Fe de Bogotá, mateo.tamayo@fsfb.org.co
[5] Universidad de los Andes, Facultad de Medicina, ab.herrera@uniandes.edu.co
[6] Universidad de los Andes, Facultad de Medicina, Fundación Santa Fe de Bogotá, l.baldovino10@uniandes.edu.co
[7] Universidad de los Andes, Facultad de Medicina, m.uchima@uniandes.edu.co
[8] Fundación Santa Fe de Bogotá, abejaranomd@outlook.com
[9] Fundación Santa Fe de Bogotá, erickrizo777@gmail.com
[10] Centro de Tratamiento e Investigación sobre Cáncer Luis Carlos Sarmiento Angulo (CTIC), acardona@fctic.org
El autor de correspondencia será el encargado de verificar la aprobación de todos los autores para la aplicación al evento y enviar el resumen extendido, y será con quien el CASAP X mantendrá comunicación.

Palabras clave: Cáncer de pulmón no microcítico; contaminación del aire; perfil molecular; cohorte retrospectiva; urbano

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire es reconocida como un factor de riesgo ambiental crítico para el cáncer de pulmón, representado uno de los mayores problemas actuales para la salud global. Evidencia emergente sugiere que los contaminantes, especialmente las partículas finas ($PM_{2.5}$), se infiltran en los tejidos pulmonares, induciendo inflamación y potencialmente iniciando alteraciones genéticas que contribuyen a la carcinogénesis, especialmente entre los no fumadores (Hill, Nature, 2023). Este estudio explora la asociación entre la exposición a la contaminación del aire y las mutaciones conductoras en pacientes hispanos con cáncer de pulmón de células no pequeñas (NSCLC, por sus siglas en inglés) en Bogotá, Colombia. Aunque estudios previos han establecido un vínculo entre los contaminantes del aire y el riesgo de cáncer de pulmón, nuestra investigación es una de las primeras en América Latina en evaluar la asociación entre la mala calidad del aire y el perfil molecular del NSCLC en esta población.

MÉTODOS

Se realizó un estudio de cohorte retrospectivo. Participaron 205 pacientes diagnosticados con carcinoma de células no pequeñas de pulmón en la Fundación Santa Fe de Bogotá, entre el periodo de 2015 a 2022. Se recolectaron datos demográficos, clínicos y moleculares, como presencia mutaciones del receptor del factor de crecimiento epidérmico (EGFR), quinasa de linfoma anaplásico (ALK) o sobreexpresión del ligando 1 de muerte programada (PD-L1). Por su parte, los datos de calidad del aire provienen de las 19 de 20 estaciones de la red de monitoreo de calidad del aire de Bogotá, incluyendo material particulado ($PM_{2.5}$), dióxido de nitrógeno (NO_2), monóxido de carbono (CO), dióxido de sulfuro (SO_2), que cumplieron la representatividad temporal adecuada mayor o igual al 75% de los registros diarios.

A cada paciente se georreferenció la dirección residencial para la medición de la exposición para cada contaminante en los cinco años previo al diagnóstico, utilizando la media de concentración de cada contaminante del aire de acuerdo con su localidad de residencia y la estación de monitoreo correspondiente a su localidad.

Para determinar la mediana de supervivencia se estimó por medio de la curva de supervivencia de Kaplan Meier. Se construyeron modelos logísticos para estimar las asociaciones entre cada contaminante del aire y la presencia de mutaciones o sobreexpresión de PD-L1, ajustando por tabaquismo, exposición al humo de leña, edad, sexo y el nivel socioeconómico. Los modelos se realizó análisis de residuales para la bondad de ajuste del modelo y la colinealidad por el factor de inflación de la varianza. Todos los análisis estadísticos se realizaron en Python versión 3.13.0.

RESULTADOS

La mediana de edad al diagnóstico fue de 69 años (IQR: 58-75), y el 60% eran hombres. La mayoría de los casos se diagnosticaron en estadio avanzado, con el 62.5% en estadio IV, 15.1% en estadio III y 22.4% en estadios localizados (I y II). En cuanto a alteraciones moleculares, el 12.1% presentó reordenamientos de ALK, el 27.9% mutaciones en EGFR (deleción en el exón 19 o mutación en el exón 21), y el 46.8% tuvo expresión positiva de PD-L1 (>1%). La mediana de seguimiento fue de 29 meses, mientras que la mediana de supervivencia estimada fue de 31 meses. No hubo diferencia entre la supervivencia entre hombres y mujeres.

En relación con la contaminación ambiental, se analizaron niveles medios de contaminantes en los cinco años previos al diagnóstico. Las medianas fueron: $PM_{2.5}$, 14.41 µg/m³ (IQR: 14.01-17.14); SO_2, 3.55 µg/m³ (IQR: 1.85-4.81); NO_2, 24.2 µg/m³ (IQR: 23.18-30.4); O_3, 30.75 µg/m³ (IQR: 24.16-33.96); y CO, 597.88 µg/m³ (IQR: 581.93-616.22). Todos los contaminantes sobrepasaron los objetivos intermedios propuestos por la guía de calidad de aire de la OMS, a excepción del O_3.

En el análisis de regresión logística multivariable, ajustado por edad, sexo y tabaquismo, se observó una asociación positiva entre la presencia de la mutación del receptor EGFR y la exposición de $PM_{2.5}$ ($PM_{2.5}$ =OR: 1,16; IC95%:1,02-1,33), dióxido de azufre (SO_2=OR: 1,30, IC95%:1,01-1,69) y dióxido de nitrógeno NO_2 = OR: 1,14; IC95%: 1,03-1,26). Esta asociación no fue evidente para el monóxido de carbono (CO = 1,002; IC95%: 0,99-1,005). La mutación del receptor EGFR se ha relacionado con un mayor riesgo de desarrollar cáncer de pulmón de células no pequeñas. Los resultados sugieren que la exposición a estos contaminantes podría estar asociada con un incremento en la frecuencia de esta mutación, aunque se requieren estudios adicionales para confirmar esta relación causal.

Mientras que con la proteína de las células T, PD-L1, al ajustar por las mismas variables se obtuvo una relación inversa entre monóxido de carbono (CO= OR: 0,996; IC95%: 0,993-0,999), indicando que existe una disminución en la expresión de PD-L1 a medida que aumentan las concentraciones ambientales del CO. Cabe señalar, que no se evidencio asociación entre PD-L1 con las concentraciones de $PM_{2.5}$, NO_2 y SO_2 en el periodo de análisis. El análisis de residuales indico un buen ajuste del modelo y no se detectó colinealidad entre las covariables. Estos resultados sugieren que, la exposición $PM_{2.5}$, NO_2 y SO_2 incrementan la probabilidad cáncer de pulmón de células no pequeñas ajustando por sexo, edad y tabaquismo. Sin embargo, se requieren estudios adicionales con poblaciones más grandes para confirmar estos hallazgos y explorar posibles mecanismos biológicos subyacentes.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este es el primer estudio en América Latina que resalta el impacto potencial de la contaminación del aire en la presencia de mutaciones en NSCLC en la población hispana. Este estudio muestra una asociación significativa entre la mutación EGFR y la exposición a los contaminantes $PM_{2.5}$, SO_2 y NO_2. Así mismo, se identificó una asociación inversa entre la expresión de PD-L1 con las concentraciones de CO. Estos resultados no sólo permiten entender mejor el impacto de la contaminación del aire en la biología del cáncer de pulmón, sino que también resaltan la necesidad urgente de crear estrategias de prevención específicas, incluyendo la regulación de emisiones de contaminantes, la promoción de programas de tamizaje dirigidos y el diseño de intervenciones clínicas adaptadas al contexto local en zonas urbanas de América Latina. Lo anterior es importante para lograr reducir la carga de enfermedad generada por el cáncer de pulmón de células de células no pequeñas, una de las principales causas de mortalidad en el mundo.

REFERENCIAS

- Hill W, Lim EL, Weeden CE, Lee C, Augustine M, Chen K, et al. Lung adenocarcinoma promotion by air pollutants. Nature. 2023 Apr;616(7955):159–67. https://doi.org/10.1038/s41586-023-05874-3

CARACTERIZACIÓN DE LA EXPOSICIÓN POR FUENTES DE CONTAMINACIÓN DEL AIRE EN EL MUNICIPIO DE YUMBO: UN ENFOQUE DESDE LA METODOLOGIA MINSALUD (2018)

*Nubia Madeleine Bastidas[1], Marleni Marín-Ocampo[3], Germán Rueda-Saa[3]**

[1] Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca - CVC , Dirección Técnica Ambiental., nubia-madeleine.bastidas@cvc.gov.co
[2] Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca - CVC , Dirección Ambiental Regional Suroccidente, marleny.marin@cvc.gov.co>
[3] Universidad Nacional de Colombia sede Palmira, Departamento de Ingeniería, Grupo de Investigación Prospectiva ambiental, ghruedas@unal.edu.co

Palabras clave: Material particulado; exposición, fuentes de emisión, caracterización de zonas.

INTRODUCCIÓN

La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha establecido directrices y valores guía de contaminantes atmosféricos con el fin de reducir el impacto por la exposición a la contaminación del aire y proteger la salud pública (OMS, 2022). Se han desarrollado diferentes estrategias para reducir la contaminación del aire en Colombia y en el año 2018 el Ministerio de Salud presentó la "*Metodología para la caracterización de zonas con exposición a posibles fuentes de contaminación de aire*", como una estrategia para identificar y describir el grado de exposición a contaminantes del aire de receptores sensibles (Minsalud, 2018). Este proyecto de investigación se orientó a evaluar la aplicabilidad de esta metodología en Yumbo, un municipio con alta actividad industrial en el suroccidente colombiano. A partir de la caracterización de las fuentes de contaminación del aire y factores socioeconómicos en cinco zonas priorizadas del municipio, y posterior a realizar ajustes de la metodología para su implementación se logró establecer que los sectores Urbano y Arroyohondo presentan un riesgo "Marginal", los sectores Puerto Isaacs y Acopi un riesgo "Moderado" y el sector Cencar un riesgo "Alto", debido principalmente a las actividades industriales, emisiones vehiculares y quemas a cielo abierto.

MÉTODOS

La investigación se llevó a cabo en el municipio de Yumbo situado a 3°34'50" de latitud Norte y a 76°29'41" Longitud Oeste, en el Suroccidente del Valle del Cauca, a una altitud de 1021 m.s.n.m. Su área abarca 230 km^2 y limita al sur con el municipio de Santiago de Cali, al norte con Vijes, al este con Palmira y al oeste con La Cumbre y la cordillera Occidental (Alcaldía de Yumbo, 2023). La priorización de las cinco zonas geográficas se definió de acuerdo con lo establecido en el PBOT de Yumbo - Acuerdo 028 de 2001. Las áreas seleccionadas (5) son representativas de

la zona urbana e industrial del municipio de Yumbo y están localizadas en los sectores: Zona Urbana (comunas 2, 3 y 4), Puerto Isaacs (Comuna 1), Cencar, Arroyohondo y Acopi; estos cuatro últimos sectores con connotación industrial y de servicios. (Figura 1)



Figura 1. Área de estudio. Fuente: Elaboración propia.

Para la identificación del riesgo a la exposición por contaminación del aire por material particulado, se utilizó la metodología del Ministerio de Salud (Minsalud, 2018). Dicha metodología utiliza información cuantitativa y cualitativa del municipio (Figura 2). Estableciendo una calificación a los siguientes indicadores de exposición:

- **Índice de Calidad del Aire (ICA):** Datos del Sistema de Vigilancia de Calidad del Aire (SVCA) de CVC, o calificación alta en caso de no contar con esta.

- **Densidad de Fuentes Fijas (DFF):** identificación de las fuentes de emisión y su distribución en las áreas.

- **Intensidad del Tráfico Pesado (ITP):** identificación de los vehículos de carga según conteos vehiculares.

- **Estado de las Vías (EV):** calificación de la Infraestructura vial según su distribución en las áreas.

- **Otras Fuentes de Contaminación (OFF):** Identificación de las fuentes fijas dispersas (quemas, industria informal, emisiones comerciales).

- **Uso de Combustibles Sólidos en Viviendas (COMB):** identificación los combustibles contaminantes en hogares (encuesta APS).

- **Condiciones Estructurales de la Vivienda (VIV1):** Evaluación del tipo de construcción relacionado con el efecto en la exposición a contaminantes (encuesta APS).



Figura 2. Pasos para la caracterización de zonas con exposición a posibles fuentes de contaminación del aire - Metodología Minsalud. Fuente: Minsalud (2018)

La metodología de Minsalud se ajustó aplicando un modelo de ponderación de estos indicadores para estimar la exposición en cada zona priorizada, esto permitió categorizar las zonas en función del riesgo por exposición a material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) usando los siguientes rangos de categorización: marginal (0.0 a 0.4), moderada (0.4 a 0.6), alta (0.6 a 0.8), muy alta (0.8 a 1.0). complementando el análisis espacial mediante SIG y la generación del mapa de riesgo según los resultados de categorización en el municipio.

RESULTADOS

El municipio de Yumbo tiene 18295 predios registrados, 16993 en la zona urbana y 1302 en la zona industrial. Con relación al estado de las vías en el centro poblado el 14,1% se califica en mal estado (Secretaría infraestructura Yumbo, 2021), en los otros sectores es menor al 6%. En el inventario de emisiones por fuentes fijas 2021 del municipio de Yumbo (CVC-UNAL, 2021) se identificaron 327 chimeneas distribuidas en 96 empresas, se destaca que en el sector de Puerto Isaacs se ubican 4 grandes empresas que aportan la mayor carga contaminante en el municipio. El inventario de fuentes móviles para Yumbo arrojó una actividad vehicular de 352452, de los cuales 83414 son vehículos de carga pesada. De acuerdo con la información aportada por la "Encuesta atención prioritaria de salud" el 97.15% de los hogares cuenta con gas natural y solo 2,85% utilizan combustibles sólidos como la leña, en ese mismo estudio, se estableció que las viviendas (>70%) son de ladrillo y concreto, seguido de madera, más de 6000 viviendas cuentan con acabados en pisos y paredes. Con los datos de monitoreo en las estaciones fijas del SVCA de la CVC, se logró determinar que en la Estación Las Américas sector Puerto Isaacs y la Estación Celsia en Acopi, el valor del Índice de Calidad del Aire (ICA) es "moderado", mientras

que la estación Yumbo ubicada en la zona urbana se clasifica como “buena”.

En la Tabla 1 se presenta el resumen de la valoración del riesgo por indicador y acumulada para las zonas del municipio de Yumbo.

Tabla 1. Valoración del riesgo para las zonas en el municipio de Yumbo.

Variable	Zona				
	Zona Urbana	Acopi	Arroyohondo	Cencar	Puerto Isaacs
ICA	0,01	0,05	0,05	0,05	0,05
DFF	0,03	0,24	0,12	0,12	0,24
ITP	0,02	0,08	0,08	0,16	0,02
EV	0,01	0,04	0.01	0,08	0,01
OFF	0,08	0,02	0,08	0,16	0,16
COMB	0,005	0,005	0,005	0,02	0,005
VIV1	0,02	0,02	0,02	0,04	0,02
Total	**0,175**	**0,455**	**0,365**	**0,63**	**0,505**
Caracterización	Marginal	Moderada	Marginal	Alta	Moderada

ICA: Índice de Calidad del Aire; DFF: Densidad de Fuentes Fijas; ITP: Intensidad del tráfico pesado: EV: Estado de las vías; OFF: Otras fuentes que generan contaminación; COMB: Uso de combustibles sólidos en casa; VIV1: condiciones estructurales de la vivienda (1 y 2)
Fuente: Elaboración propia.

El riesgo de exposición a Material Particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) evaluado a partir de la metodología Minsalud 2018 ajustada, evidenció diferencias significativas entre las zonas industriales y urbanas, confirmando una correlación directa entre la densidad de fuentes contaminantes y la calidad del aire:

- **Cencar (Riesgo Alto, 0.63):** Es la zona más afectada por la contaminación debido a la combinación de alta densidad industrial, tráfico pesado y condiciones socioeconómicas precarias, marcadas en un sector de condiciones de ilegalidad. Los valores de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en esta área son superiores a los reportados en otras zonas, indicando una mayor exposición de la población a material particulado.

- **Puerto Isaacs y Acopi (Riesgo Moderado, 0.51 y 0.46 respectivamente):** Estas zonas presentan una alta actividad vehicular e industrial, lo que contribuye a niveles elevados de material particulado. Se identificó que las emisiones industriales y el tránsito de vehículos pesados son los principales contribuyentes a la contaminación del aire.

- **Zona Urbana y Arroyohondo (Riesgo Marginal, 0.18 y 0.37 respectivamente):** Estas áreas tienen mejor infraestructura vial y menor densidad de fuentes fijas, lo que se traduce en una menor exposición a contaminantes. Los datos de monitoreo muestran valores de $PM_{2.5}$ por debajo del umbral crítico definido por la OMS.

La metodología para la caracterización de zonas con exposición a posibles fuentes de contaminación del aire del Ministerio de Salud proporciona una base sólida, pero requiere ajustes para mejorar la interpretación y ponderación de los índices. Es necesario realizar ajustes en los rangos de evaluación de los indicadores y su peso ponderado, esto teniendo en cuenta que no existe homogeneidad al realizar la calificación de las variables, ya que se incluyen índices con rangos mínimos y máximos, asociado a índices simples como DFF, ITP, OFF, COMB. Mientras que otros tienen escala de valoración (alto, medio y bajo) o una escala de calificación mayor a menor en el caso del índice ICA, EDV o VIV, que se clasifican como índices compuestos.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La caracterización de la exposición a contaminantes atmosféricos en municipios colombianos es una gran apuesta que busca implementar acciones interinstitucionales que permitan la reducción del riesgo en la salud humana relacionados con el material particulado y contaminantes atmosféricos por parte de receptores sensibles. Este es el primer piloto que se aplica en un municipio del Suroccidente de Colombia con vocación industrial y un alto número de fuentes de emisión.

Se hace necesario revisar y validar la caracterización de áreas a partir de la metodología Minsalud con datos de monitoreo de calidad del aire en las ciudades y la dinámica meteorológica específica. De igual forma, se recomienda correlacionar los resultados de este análisis con estudios de epidemiología locales, con el fin de establecer la relación con los indicadores de morbi-mortalidad asociada.

REFERENCIAS

- Organización Mundial De La Salud (2022). Contaminación del aire ambiente (exterior) https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health

- CVC. Universidad Nacional de Colombia. (2021). Inventario de emisiones a la atmósfera por fuentes móviles para el municipio de yumbo. Año base 2021. Convenio interadministrativo no. 036 de 2021 CVC – UNAL. Recuperado de: https://calidadaire.cvc.gov.co/inventario-de-emisiones-la-atmosfera-fuentes-moviles-yumbo-2021

- Ministerio de salud. Dirección de promoción y prevención (2018). Metodología para la caracterización de zonas con exposición a posibles fuentes de contaminación del aire. Recuperado de: https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/VS/PP/SA/metodologia-fuentes-aire.pdf

EL IMPACTO DEL DISEÑO URBANO EN LA CALIDAD DEL AIRE DE UNA VÍA PRINCIPAL: EL CORREDOR DE LA SÉPTIMA EN BOGOTÁ

Daniela Mendez Molano[1], Diego Roberto Rojas[2], Jesus Efrén Martín[3], Luis Angel Guzman[4], Ricardo Morales Betancourt[5]

[1] Universidad de los Andes, d.mendez1467@uniandes.edu.co 2 Universidad de los Andes, dr.rojas11@uniandes.edu.co
[3] Universidad de los Andes, jemartindel@gmail.com
[4] Universidad de los Andes, la.guzman@uniandes.edu.co
[5] Universidad de los Andes, r.moralesb@uniandes.edu.co

Palabras clave: Contaminación del aire; exposición personal; diseño urbano; transporte activo

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire en entornos urbanos es una de las principales causas de exposición a contaminantes atmosféricos a nivel mundial, afectando gravemente la salud de las poblaciones (Salmond et al., 2018) (Borck & Schrauth, 2024). Mas aún, la exposición en áreas adyacentes a vías principales puede superar varias veces las concentraciones reportadas por estaciones de monitoreo fijas (Chaney et al., 2017)(Qiu et al., 2019)(Lv et al., 2021)(Kumar et al., 2014) . Estudios recientes destacan la necesidad de mapear con alta resolución espacial las concentraciones de contaminantes y comprender los factores urbanos que influyen en su distribución (Voordeckers et al., 2024); (Ren et al., 2023); (Jia et al., 2021); (Gilliland et al., 2018) (Fallah-Shorshani et al., 2017). Este trabajo evalúa la exposición a contaminantes atmosféricos de modos activos de transporte en un corredor vial de Bogotá, Colombia. Se analizan variables como el índice de cañón urbano, la densidad de árboles y de empleo, y su relación con las concentraciones de material particulado fino ($PM_{2,5}$), carbono negro (BC) y partículas ultrafinas (UFP).

MÉTODOS

Durante el periodo de agosto a noviembre de 2023, se recolectaron datos geolocalizados de alta resolución temporal de material particulado fino ($PM_{2,5}$), carbono negro (eBC) y partículas ultrafinas (UFP) para evaluar la exposición de peatones y ciclistas a contaminantes atmosféricos. El estudio se llevó a cabo en un segmento de 25 km en Bogotá (carrera séptima). Se implementaron dos estrategias de monitoreo. La primera consistió en monitoreos fijos en 9 paraderos de buses a lo largo del corredor, utilizando un microaetalómetro AE-51, un contador de partículas NanoScan y un dispositivo óptico DustTrak II, para registrar datos de eBC, UFP y $PM_{2,5}$ respectivamente. La segunda estrategia consistió en llevar a cabo mediciones personales

de exposición mediante equipos portátiles transportados por investigadores que transitaban el corredor a pie o en bicicleta, cubriendo tramos de 2 a 4 km por sesión. Estos dispositivos incluyeron un microaetalómetro AE-51, un contador de partículas CPC-3007 y un DustTrak II, complementados con dispositivos GPS para geolocalizar las mediciones. Estas mediciones se realizaron entre 3 y 4 veces por semana, durante los horarios de máxima afluencia, en las mañanas (6:30-9:30 a.m.) y tardes (4:00-7:00 p.m.).

Además, se caracterizó el entorno construido utilizando un modelo tridimensional (3D) que permitió analizar diversos indicadores clave: **1- Índice de cañón urbano (USC):** Se calculó como la relación entre el área de las fachadas de los edificios y la superficie del suelo; **2 - Densidad arbórea:** Es la cantidad de árboles por metro cuadrado en cada sección del corredor a partir de un inventario georreferenciado del Jardín Botánico de Bogotá; **3- Densidad de empleos y densidad de población:** Esta variable se definió como la cantidad de puestos de trabajo por unidad de área en la zona (densidad de empleos), y se estimó también el número de habitantes por kilómetro cuadrado de acuerdo a la información censal disponible. Se espera que la densidad de empleos y la densidad de población sea una variable proxy para tráfico vehicular pues es un indicador de la demanda de viajes; 4 -Infraestructura vial y peatonal: Para cada tramo se analizaron variables como el número de carriles vehiculares, la presencia de ciclorrutas y el ancho de las aceras.

El análisis de datos incluyó regresiones lineales y modelos espacialmente ponderados (GWR) para identificar relaciones entre los indicadores del entorno urbano y los niveles de exposición. Además, se realizaron análisis en sistemas de información geográfica (SIG) para identificar patrones y puntos críticos de contaminación, proporcionando una evaluación detallada de las variaciones locales en los contaminantes atmosféricos.

RESULTADOS

Durante el estudio se realizaron 77 sesiones de monitoreo, acumulando más de 98 horas de mediciones. La concentración promedio de $PM_{2,5}$ fue de 55,4 µg/m³ en paraderos de buses, 34,4 µg/m³ para ciclistas y 64,9 µg/m³ para peatones. Estas cifras son significativamente mayores que las registradas por las estaciones de monitoreo ambiental cercanas (Figura 1, panel verde). Los niveles de carbono negro (eBC) presentaron valores medios de 16,4 µg/m³ en paraderos, 20,7 µg/m³ para ciclistas y 19,7 µg/m³ para peatones, siendo estos valores mucho más elevados que los reportados en estudios similares. Por su parte, las partículas ultrafinas (UFP) superaron consistentemente las 40.000 partículas/cm³, con valores medios de 56.600 partículas/cm³ en paraderos, 46.000 partículas/cm³ para ciclistas y 59.600 partículas/cm³ para peatones.

El análisis espacial mostró que los niveles más altos de contaminación se concentraron en los segmentos del corredor con alta densidad de empleos, bajo índice de cobertura arbórea y valores elevados del índice de cañón urbano (USC > 0,8). Estas áreas se caracterizan por configuraciones urbanas cerradas, que restringen la ventilación natural y facilitan la

acumulación de contaminantes. Por otro lado, los segmentos con menor densidad construida y mayor cobertura arbórea registraron menores concentraciones de contaminantes. En estas zonas, el efecto combinado de una mayor ventilación y la presencia de árboles contribuyó a la reducción de los niveles de exposición. Los modelos de regresión geográficamente ponderada (GWR) confirmaron que el índice de cañón urbano y la densidad de empleos son los factores más determinantes para las variaciones locales de las concentraciones de eBC. Aunque limitada en algunas secciones del corredor, la densidad arbórea demostró un efecto mitigador significativo en áreas específicas, especialmente donde la cobertura superaba 0,0006 árboles/m². Estos hallazgos subrayan la importancia de integrar vegetación y optimizar el diseño urbano para reducir la exposición a contaminantes.

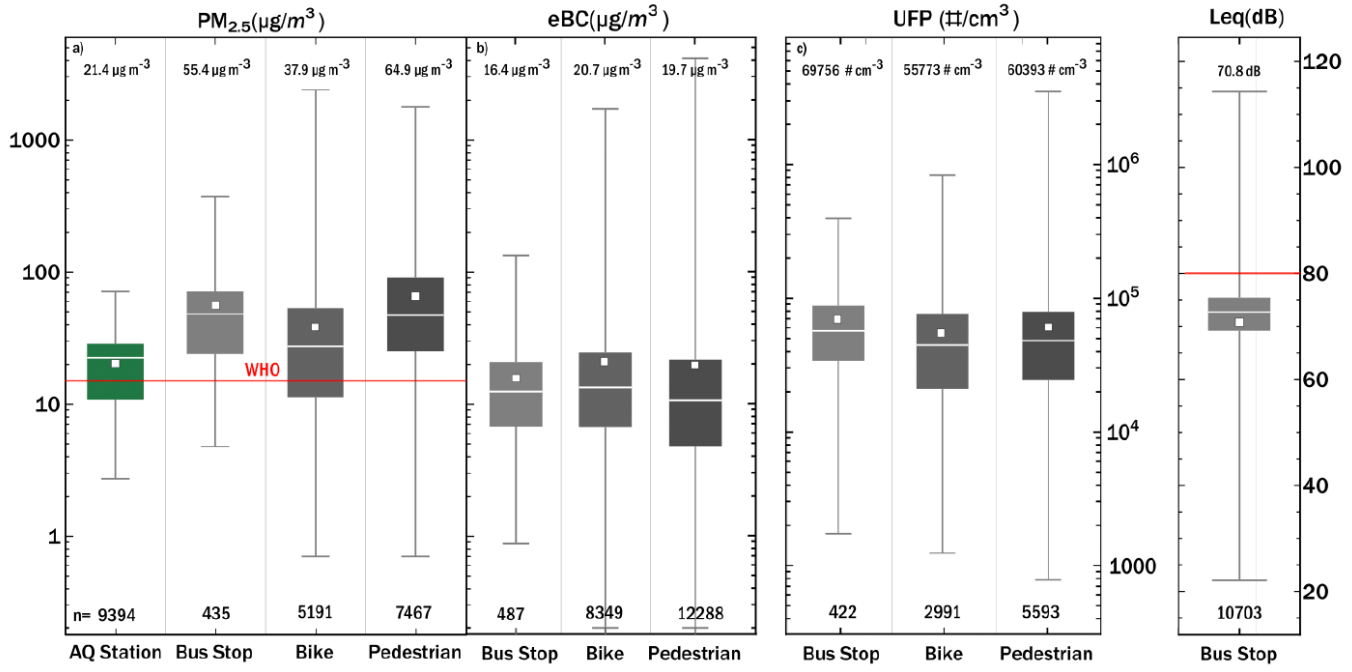


Figura 1. Distribución de los datos medidos para $PM_{2.5}$, eBC, y UFP en paraderos, así como para peatones y ciclistas. En la figura, AQ Station corresponde a los datos reportados por los monitores oficiales de la red de monitoreo de calidad del aire de la ciudad. La línea roja representa la concentración promedio diaria de los recientes lineamientos de la OMS para $PM_{2.5}$. En el extremo derecho de la gráfica se indica los niveles de presión sonora (Leq en dB) obtenidos mediante el despliegue de sonómetros en los puntos de muestreo. Fuente: elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados de este estudio destacan la urgente necesidad de integrar el diseño urbano y la planificación de transporte con estrategias de mejora en la calidad del aire. La alta exposición a contaminantes atmosféricos en entornos cercanos a vías principales subraya la importancia de considerar factores como el índice de cañón urbano, la densidad arbórea y la configuración de la infraestructura vial en las políticas públicas.

Se recomienda priorizar intervenciones que promuevan corredores verdes en zonas con alta densidad de tráfico y construcciones, mediante la inclusión de árboles y barreras vegetales estratégicamente ubicadas. Asimismo, es esencial fomentar el uso de modos de transporte activo mediante el diseño de ciclovías y aceras que minimicen la exposición a contaminantes.

Finalmente, los hallazgos sugieren que los programas de renovación vehicular y electrificación del transporte deben ser complementados con acciones de urbanismo sostenible para maximizar su impacto en la salud pública y la calidad del aire en áreas urbanas densamente pobladas.

REFERENCIAS

- Borck, R., & Schrauth, P. (2024). Urban pollution: A global perspective. Journal of Environmental Economics and Management, 126. https://doi.org/10.1016/j.jeem.2024.103013

- Chaney, R. A., Sloan, C. D., Cooper, V. C., Robinson, D. R., Hendrickson, N. R., McCord, T. A., & Johnston, J. D. (2017). Personal exposure to fine particulate air pollution while commuting: An examination of six transport modes on an urban arterial roadway. PLoS ONE, 12(11). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188053

- Fallah-Shorshani, M., Shekarrizfard, M., & Hatzopoulou, M. (2017). Integrating a street-canyon model with a regional Gaussian dispersion model for improved characterisation of near-road air pollution. Atmospheric Environment, 153, 21–31. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.01.006

- Gilliland, J., Maltby, M., Xu, X., Luginaah, I., & Shah, T. (2018). Influence of the Natural and Built Environment on Personal Exposure to Fine Particulate Matter (PM2.5) in Cyclists Using City Designated Bicycle Routes. Urban Science, 2(4), 120. https://doi.org/10.3390/urbansci2040120

- Jia, Y. P., Lu, K. F., Zheng, T., Li, X. B., Liu, X., Peng, Z. R., & He, H. Di. (2021). Effects of roadside green infrastructure on particle exposure: A focus on cyclists and pedestrians on pathways between urban roads and vegetative barriers. Atmospheric Pollution Research, 12(3), 1–12. https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.01.017

- Kumar, P., Morawska, L., Birmili, W., Paasonen, P., Hu, M., Kulmala, M., Harrison, R. M., Norford, L., & Britter, R. (2014). Ultrafine particles in cities. In Environment International (Vol. 66, pp. 1–10). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.01.013

- Lv, H., Li, H., Qiu, Z., Zhang, F., & Song, J. (2021). Assessment of pedestrian exposure and deposition of PM10, PM2.5 and ultrafine particles at an urban roadside: A case study of Xi'an, China. Atmospheric Pollution Research, 12(4), 112–121. https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.02.018

- Qiu, Z., Lv, H., Zhang, F., Wang, W., & Hao, Y. (2019). Pedestrian exposure to PM2.5, BC and UFP of adults and teens: A case study in Xi'an, China. Sustainable Cities and Society, 51. https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101774

- Ren, F., Qiu, Z., Liu, Z., Bai, H., & Gao, H. O. (2023). Trees help reduce street-side air pollution: A focus on cyclist and pedestrian exposure risk. Building and Environment, 229. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2022.109923

- Salmond, J., Sabel, C. E., & Vardoulakis, S. (2018). Towards the integrated study of urban climate, air pollution, and public health. In Climate (Vol. 6, Issue 1). MDPI AG. https://doi.org/10.3390/cli6010014

- Voordeckers, D., Lauriks, T., Baetens, D., Ysebaert, T., Denys, S., Billen, P., Tytgat, T., & Van Acker, M. (2024). Numerical study on the impact of traffic lane adjustments and low boundary walls on pedestrian exposure to NO2 in street canyons. Landscape and Urban Planning, 243. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2023.104974

DISEÑO DE UN INSTRUMENTO PARA LA SELECCIÓN DE ALTERNATIVAS MÁS COSTO EFICIENTES PARA LA REDUCCIÓN DE EMISIONES DE GASES EFECTO INVERNADERO EN EMPRESAS DEL SECTOR HIDROCARBUROS

Leidy Marcela Molina[1], *Felipe Andrés Noreña*[2]

[1] Ingeniera en Recursos Hídricos y Gestión Ambiental, marcela.molina@hcl.com.co
[2] Ingeniero Químico, felipe.norena@hocol.com.co

Palabras clave: Mitigación; Cambio Climático; Costos Marginales; Abatimiento; Gases Efecto Invernadero.

INTRODUCCIÓN

La Agencia Internacional de Energía – IEA, señala que para 2020, la producción de petróleo crudo en todo el mundo fue poco menos de 78 MBOE/día (otros 17 MBOE/día consisten en LGN – Gas Licuado de Petróleo, incluidos los condensados). El desarrollo de la cadena de valor del petróleo y gas es un componente importante para suplir la demanda mundial de energía, de igual manera llevar estos combustibles a los usuarios es una fuente generadora de emisiones globales de GEI.[1]

Al revisar las diferentes subcategorías establecidas en el inventario de emisiones nacional, se evidencia que la subcategoría 1A1. Industria de la energía, contribuye con 24,53 $MtCO_{2e}$, dentro de esta la actividad tiene mayor participación la fabricación de combustibles sólidos y otras industrias energéticas con un 39% equivalente a 9,64 $MtCO_{2e}$, seguido de la producción de electricidad y calor con un 34% equivalente a 8,34 $MtCO_{2e}$ y la actividad de refinación de petróleo 27% que equivale a 6,62 $MtCO_{2e}$.[2]

El sector de petróleo y gas genera en su proceso emisiones de Gases Efecto Invernadero - GEI, por el uso de combustibles fósiles y emisiones fugitivas derivadas del proceso productivo, aportando alrededor del 1,8% de las emisiones totales de Colombia.[5]

Teniendo en cuenta la relevancia del sector, este estudio tuvo como objetivo diseñar un instrumento para identificar las alternativas más potenciales desde una perspectiva de costo-efectividad para la reducción de emisiones de GEI, donde se analizan los resultados de los inventarios de emisiones de HOCOL S.A. una compañía con casi siete décadas con presencia en Colombia, que en 2020 completó la adquisición de una importante participación del Contrato de Asociación Guajira y su operación, siendo un actor principal en la producción y suministro de gas en el país. El contrato Asociación Guajira cubre una extensión de 81.971,01 hectáreas y se localizan en Colombia, en el departamento de la Guajira, en jurisdicción del municipio de Manaure y en aguas

territoriales del mar Caribe en jurisdicción de la Dirección General Marítima DIMAR. Actualmente, en el área se opera los campos: Chuchupa que se desarrolla en aguas marinas, es decir, es una operación (Offshore) y el campo Ballenas en la zona continental (OnShore), los cuales producen gas natural.[6]

Mediante de una revisión de información secundaria se identificaron las alternativas de mitigación aplicables a este campo de producción de petróleo crudo y gas natural y utilizando el método de clasificación jerárquica del AHP, se evalúan los criterios ambientales, financieros y operativos para cada opción de mitigación.

MÉTODOS

Tomando como base los resultados de los diferentes inventarios de emisiones adelantados por Hocol S.A., se analizó las emisiones de GEI para cada uno de los campos con el fin de seleccionar el caso de estudio, para lo cual se consideraron los siguientes criterios: emisión de GEI en términos de toneladas de CO_2e del campo; fuentes de generación; intensidad de carbono; medidas de mitigación o acciones operativas que permite la reducción de emisiones y que se encuentran en ejecución; condiciones operacionales del campo; reservas probadas y obligaciones expresas en los instrumentos de manejo y control ambiental del proyecto relacionadas con cambio climático y/o emisiones de GEI.

A partir de lo anterior, se obtuvo como resultado que el campo con mayor significancia para el desarrollo del presente proyecto corresponde a la Asociación Guajira con un puntaje total de seis (6) puntos, seguido en segundo lugar por las áreas de Espinal y Ocelote-Guarrojo con cinco (5) puntos.

Por otra parte, se generó una curva de costos marginales de abatimiento, mostrando que existen alternativas de mitigación que generan ahorros a través de su implementación y otras que, si bien implican un costo, siguen siendo importantes. Aunque las energías alternativas reducirían un volumen importante de emisiones, su coste de implementación sigue siendo elevado respecto a otras alternativas analizadas.

Al comparar los resultados del uso del método de jerarquización AHP (Analytic Hierarchy Process, por sus siglas en ingles) y la curva de costo de abatimiento se puede evidenciar que los análisis realizados son complementarios y permiten que la toma de decisiones para la implementación de alternativas de mitigación sea evaluada desde diferentes ópticas, de manera que se seleccione la que presenta mayor costo efectividad y además atienda a criterios operativos.

El diseño de este instrumento es una guía para los tomadores de decisiones en lo que respecta a la elección de alternativas costo eficientes para la mitigación de emisiones en el sector de petróleo y gas específicamente en la etapa de Upstream.

RESULTADOS

Al comparar los resultados de priorización obtenidos de la aplicación del método de jerarquización AHP y la curva costo marginal de abatimiento, se evidencia que los programas de detección y mantenimiento de emisiones fugitivas y el uso de tecnologías avanzadas para su detección son acciones que representan un costo beneficio para la compañía. Aunque se requiere una inversión para su ejecución se puede obtener ahorros por el gas que se reincorpora al sistema, además se puede reducir las emisiones fugitivas entre un 40 y 80% dependiendo de la frecuencia en la ejecución de las jornadas de inspección.

De otra parte, las alternativas relacionadas con quema del gas que hoy es venteado en la Asociación Guajira e implementación de sistemas para mejorar la eficiencia en la quema a través de sistemas de autoencendido, cambio de pilotos de baja eficiencia y detección de fugas en la válvula de la antorcha o tea, son alternativas que representarían un costo beneficio puesto que se estaría dejando de emitir CH_4 directamente a la atmosfera, que en términos ambientales tiene un potencial de calentamiento global superior al dióxido de carbono.

Las opciones de mitigación relacionadas con el uso de energías alternativas tanto por el método de jerarquización AHP como la curva de costo marginal de abatimiento no obtuvieron una ponderación y un costo de abatimiento favorable, puesto que existen otras alternativas asociadas a la reducción de emisiones derivadas de proceso que representan un menor costo que se pueden implementar previamente.

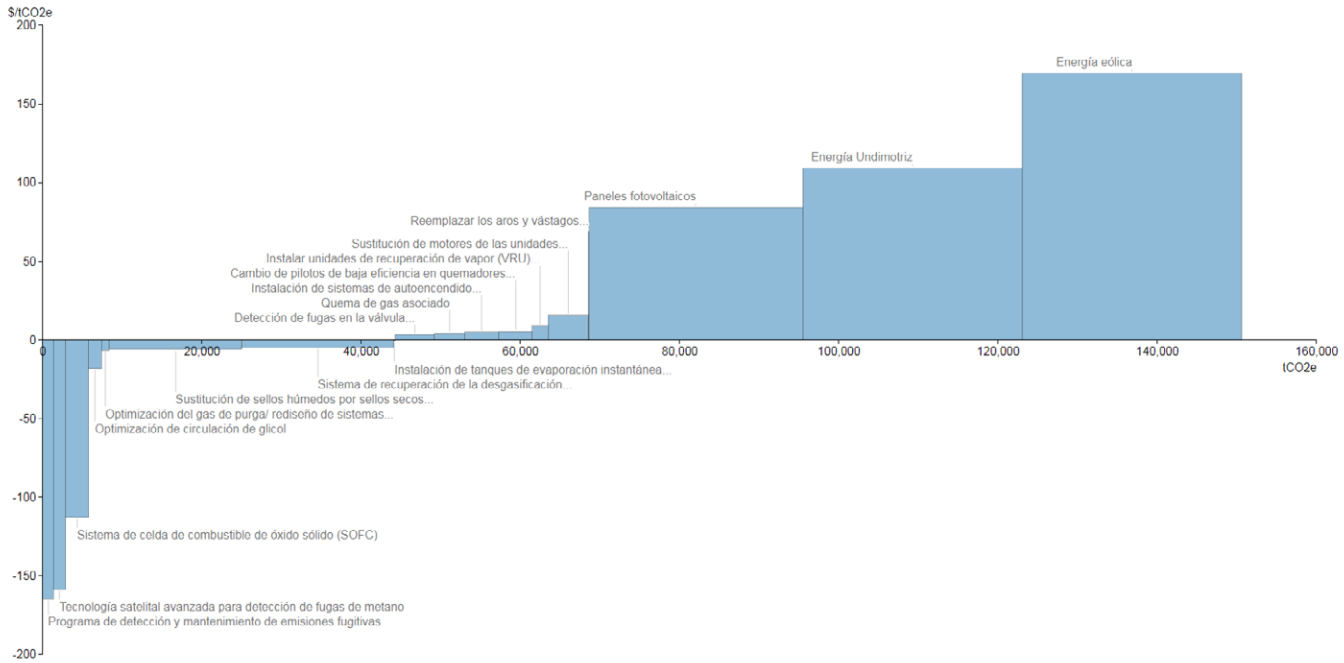


Figura 1. Curva de Costos Marginales de Abatimiento

Mediante la implementación de las alternativas no excluyentes de Cambio de pilotos de baja eficiencia en quemadores continuos o intermitentes, programa de detección y mantenimiento de emisiones fugitivas, optimización de circulación de glicol, sistema de recuperación de la desgasificación de presión intermedia de los sellos húmedos, se lograría una reducción de las emisiones de GEI de alrededor del 22,47%, en este sentido son acciones que pueden ser objeto de evaluación para su implementación a corto plazo, dado que representaría un aporte en la reducción de emisiones que actualmente genera la Asociación Guajira y a su vez se reflejaría en el total de emisiones que genera la Compañía.[3]

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Tras el análisis de las alternativas aplicables, podemos deducir que el método de jerarquización AHP es una metodología práctica en la evaluación multicriterio de las alternativas de mitigación, así mismo, los criterios ambiental, financiero y operativo permitieron priorizar las opciones tecnológicas teniendo en cuenta tanto características cualitativas como cuantitativas.

Algunas de estas alternativas hacen referencia a la elaboración del plan energético para las instalaciones, aumento de la digitalización, gestión de datos y analítica para mejorar la eficiencia energética de sistemas de levantamiento artificial.[4]

La implementación de programas de detección y mantenimiento de fugas, así como el uso de tecnologías más avanzadas para su detección permiten que la compañía tome acciones preventivas y correctivas para su reducción. Aunado a lo anterior, coadyuva en la identificación de los equipos que requiere mayor monitoreo. Cabe mencionar que, conforme a la revisión de información secundaria, la efectividad de este tipo de programas está directamente relacionada con la frecuencia en su ejecución.

REFERENCIAS

- 1 IEA, «The Oil and Gas Industry in Energy Transitions», París, 2020.
- 2 IDEAM, Fundación Natura, PNUD, MADS, DNP, CANCILLERÍA, «Tercer Informe Bienal de Actualización de Colombia a la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC)», Bogotá D.C, 2021.
- 3 W. &. H. W. K. Veerkamp, «A Strategy for the reduction of greenhouses gas emissions», de Society of Petroleum Engineers», 2006.
- 4 Ministerio de Minas y Energía, «Plan de Acción de Mitigación del Sector Energético Hidrocarburos», Bogotá, 2015.

- 5 Ministerio de Minas y Energía, «Plan Integral de Gestión del Cambio Climático / Sector Minero Energético», 2020.

- 6 HOCOL S.A., «Informe de Sostenibilidad», Bogotá D.C., 2022.

DESARROLLO DE UN SISTEMA PARA LA MEDICIÓN DEL DEPÓSITO DE PARTÍCULAS ULTRAFINAS Y CARBONO NEGRO EN EL TRACTO RESPIRATORIO

Angela Viviana Moreno Sánchez[1], Ricardo Morales Betancourt[2], Boris Rene Galvis[3]

[1] Universidad de Los Andes, av.morenos1@uniandes.edu.co
[2] Universidad de Los Andes, r.moralesb@uniandes.edu.co
[3] Universidad del Valle, boris.galvis@correounivalle.edu.co

Palabras clave: Dosis depositada, fracción depositada, eBC, UFP.

INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica en ambientes urbanos representa un desafío para la salud pública, pues los habitantes en las ciudades están expuestos a altos niveles de material particulado y otros contaminantes. Por la naturaleza de las fuentes en dichos entornos, las partículas ultrafinas (UFP) y el carbono negro (eBC) son muy prevalentes. La exposición a esta fracción del material particulado y sus efectos sobre la salud han sido menos estudiados que el $PM_{2.5}$ (Löndahl et al., 2014). Para cuantificar la exposición a material particulado, diversos estudios han recurrido a la estimación de la dosis potencial inhalada (Morales Betancourt et al., 2019;Nazelle et al., 2012), mediante un método que combina las concentraciones de contaminantes ambiente con el tiempo de exposición y tasas de ventilación promedio específicas según el nivel de actividad física determinado por medio de un acelerómetro. Sin embargo, la dosis potencial no brinda una cuantificación directa de la fracción de material particulado que se deposita en el tracto respiratorio. Por tanto, este estudio tiene como objetivo desarrollar un sistema móvil experimental diseñado específicamente para medir el depósito en el tracto respiratorio de partículas de carbono negro y partículas ultrafinas, mediante la estimación de la fracción depositada real, abordando las limitaciones la estimación de la dosis potencial.

MÉTODOS

El sistema está basado en un desarrollo reciente aplicado en Bolivia y en Filipinas (Madueño et al., 2022; Madueño et al., 2019). Dichos dispositivos estaban limitados a la medición de la dosis depositada de eBC. En este trabajo se incorporó además un contador de partículas ultrafinas. Este sistema incluye un desecador para reducir la humedad relativa del aire exhalado, microaetalómetros para la medición de eBC, y contadores de partículas por condensación (CPC) para las UFP. Además, se utilizó un medidor de flujo másico para registrar el volumen de aire exhalado, mientras que un microcomputador Raspberry Pi 4 permitió la sincronización y almacenamiento de los datos en tiempo real (ver Figura 1).

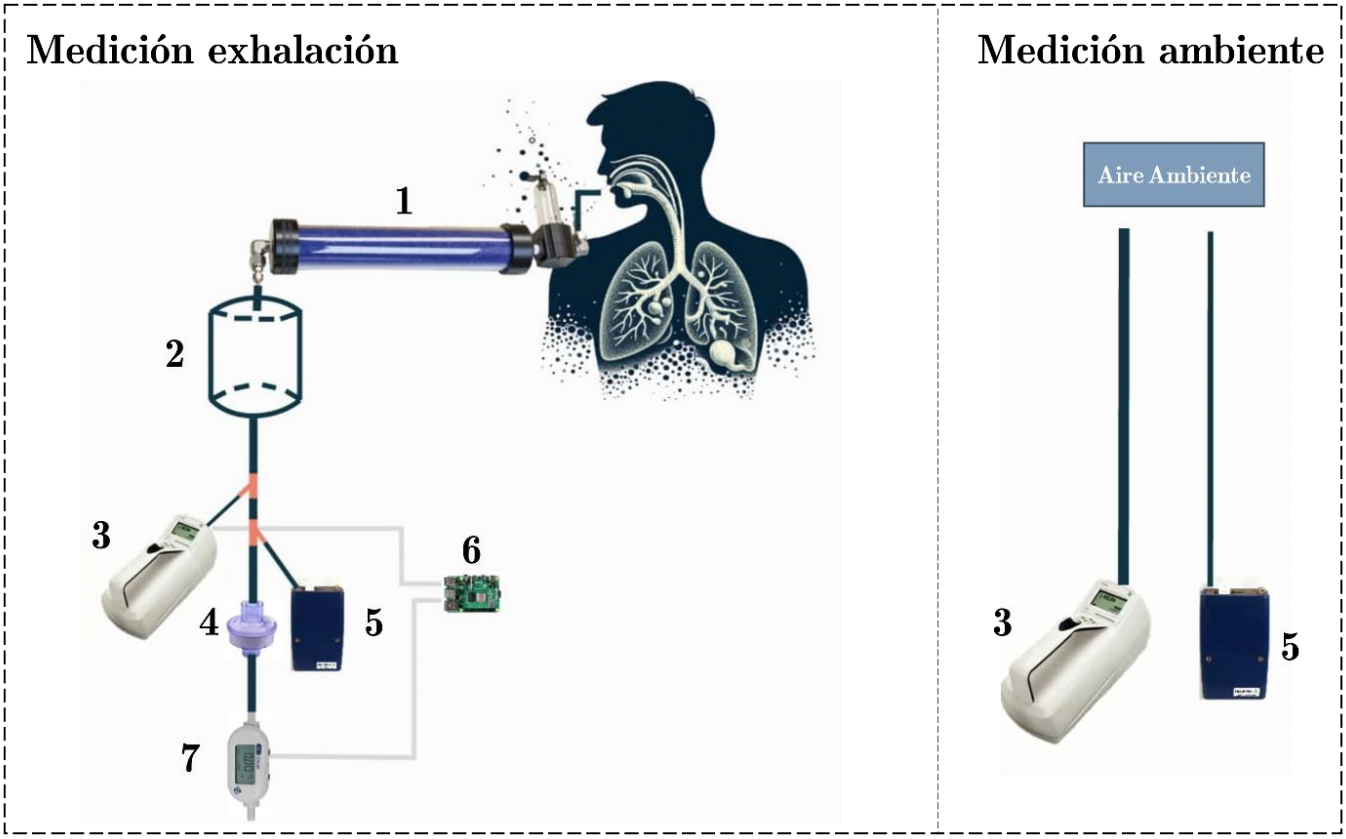


Figura 1. Montaje experimental del sistema para la medición de partículas ultrafinas y eBC. (A) Configuración del sistema para medición de concentraciones de eBC y UFP de aire exhalado. (B) Configuración del sistema para medición de concentraciones de eBC y UFP del aire inhalado (ambiente). Los componentes numerados corresponden a: (1) Desecador por difusión, (2) Cámara de retención, (3) Contador de partículas de condensación – CPC 3007, (4) Filtro de partículas, (5) MicroAeth Modelo AE51, (6) Microcomputador, y (7) Medidor de flujo másico modelo 4045.
Fuente: Elaboración propia

Las mediciones de depósito se calculan a partir de la diferencia entre las concentraciones de partículas en el aire ambiente y exhalado. Para minimizar los posibles sesgos asociados al montaje, se realizaron pruebas que incluyeron la evaluación de diferentes configuraciones de desecadores, comparabilidad de mediciones entre equipos y la ejecución de códigos que permiten la comunicación por puerto serial con el medidor de flujo y los medidores de partículas.

Adicionalmente, la pérdida de partículas asociada al montaje se determinó experimentalmente mediante la medición simultánea de la concentración con dos equipos: uno operando en condiciones ambientales y el otro conectado al sistema de montaje, pero sin acoplarlo a un individuo. Se utilizó una bomba de succión para tratar de emular el flujo de exhalación. Antes de realizar la comparación entre los datos, se aplicó un ajuste a la concentración medida en condiciones ambientales para tener en cuenta el efecto de retraso y de atenuación de la cámara presente en el montaje de tal forma que las dos mediciones sean comparables. Estas pruebas se realizaron para un ambiente con concentraciones de fondo de la ciudad relativamente alejado de fuentes de emisión.

RESULTADOS

Los resultados indican que el desecador por difusión es el más eficiente, logrando reducir la humedad relativa del aire exhalado a un promedio de 18.6%, en comparación con configuraciones usando 2 desecadores de membrana en paralelo (44.78%) y sin desecador (99.94%). Los datos de flujo exhalado muestran patrones cíclicos consistentes con los volúmenes ventilatorios típicos reportados en la literatura (ver Figura 2). Además, la corrección por atenuación aplicada a los microaetalometros garantiza evitar subestimaciones en la concentración de eBC por perdida de sensibilidad a atenuación altas.

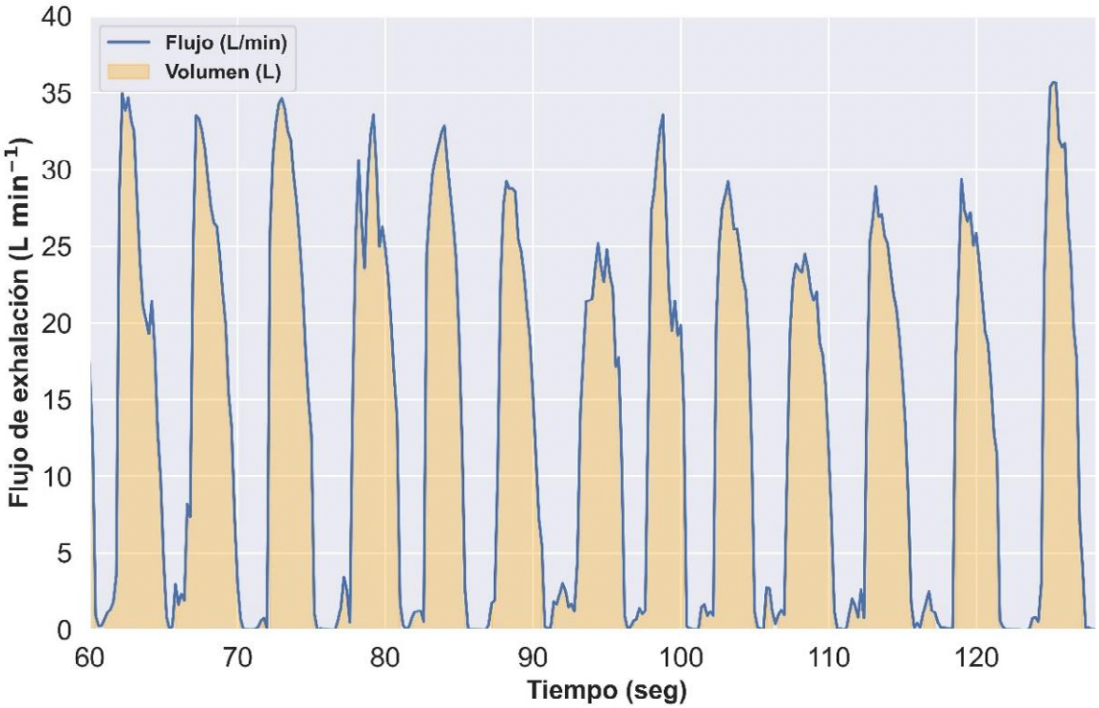


Figura 2. Flujo de exhalación medido por el sensor de flujo 4045, medición de ciclos de exhalación para una persona adulta (L/min) para una ventana de tiempo de 1 minuto. El área sombreada representa la estimación del volumen por ventilación a partir del cálculo del área bajo la curva por medio de integración numérica. Fuente: Elaboración propia

Las mediciones simultáneas de los microaetalómetros y CPC mostraron un buen ajuste lineal ($R^2 > 0.9$), validando la comparabilidad de los equipos. Posteriormente, se utilizó la ecuación de regresión para ajustar los valores de un dispositivo en función del otro. Para evaluar el sesgo remanente entre pares de sensores tras el ajuste, se emplearon diagramas de Bland-Altman con un nivel de confianza del 95%.

En el caso de los microaetalómetros (eBC, µg m^{-3}), se realizaron dos pruebas independientes: una con tiempo base de 10 segundos y otra con resolución de 1 segundo. En la prueba a 10 segundos (ver Figura 3), los límites de concordancia fueron estrechos (±1.22 µg m^{-3}), evidenciando baja dispersión y buena precisión. En contraste, la prueba con tiempo base de 1 segundo (ver

Figura 4) presentó límites de ±9.92 µg m^{-3}, reflejando la mayor variabilidad esperada por el ruido instrumental y las oscilaciones rápidas de la señal a alta resolución temporal.

Para los CPCs (partículas cm^{-3}), los límites de concordancia se ubicaron en ±9026.50 partículas cm^{-3}, con la mayoría de los datos dentro de este rango. El patrón general sugiere buena concordancia y ausencia de tendencias sistemáticas entre las parejas de sensores.

Estos resultados demuestran que, tras un ajuste estadístico apropiado, es posible unificar la señal de los sensores de eBC y UFP, manteniendo la validez comparativa.

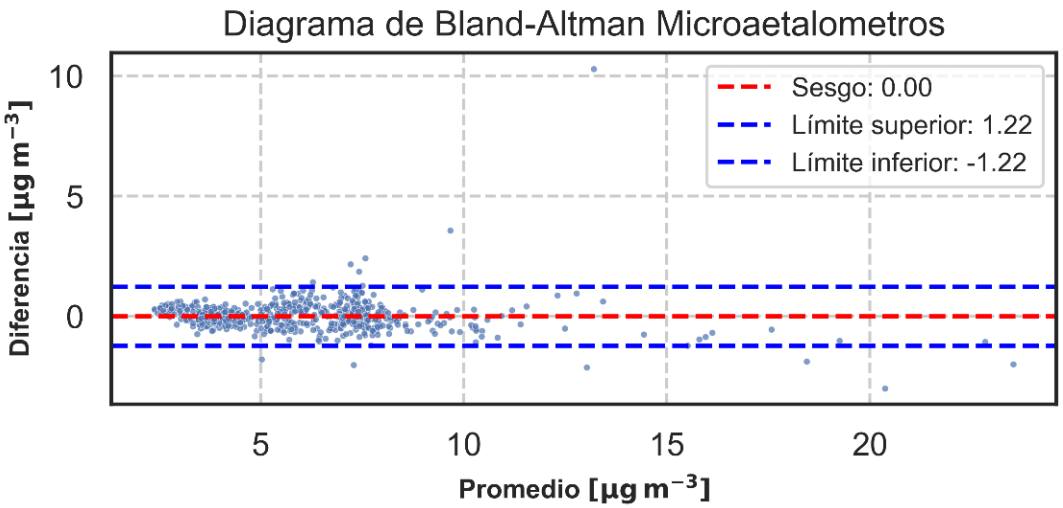


Figura 3. Diagrama de Bland-Altman para mediciones simultaneas de eBC con microaethalómetros de la misma referencia con una resolución temporal de 10 segundos. Fuente: Elaboración propia.

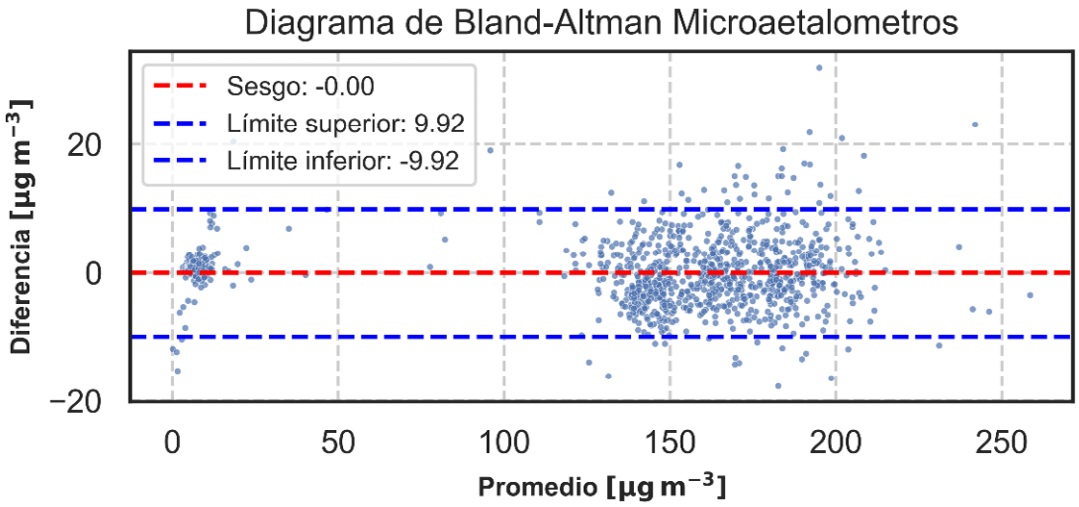


Figura 4. Diagrama de Bland-Altman para mediciones simultaneas de eBC con microaethalómetros de la misma referencia con una resolución temporal de 1 segundo. Fuente: Elaboración propia.

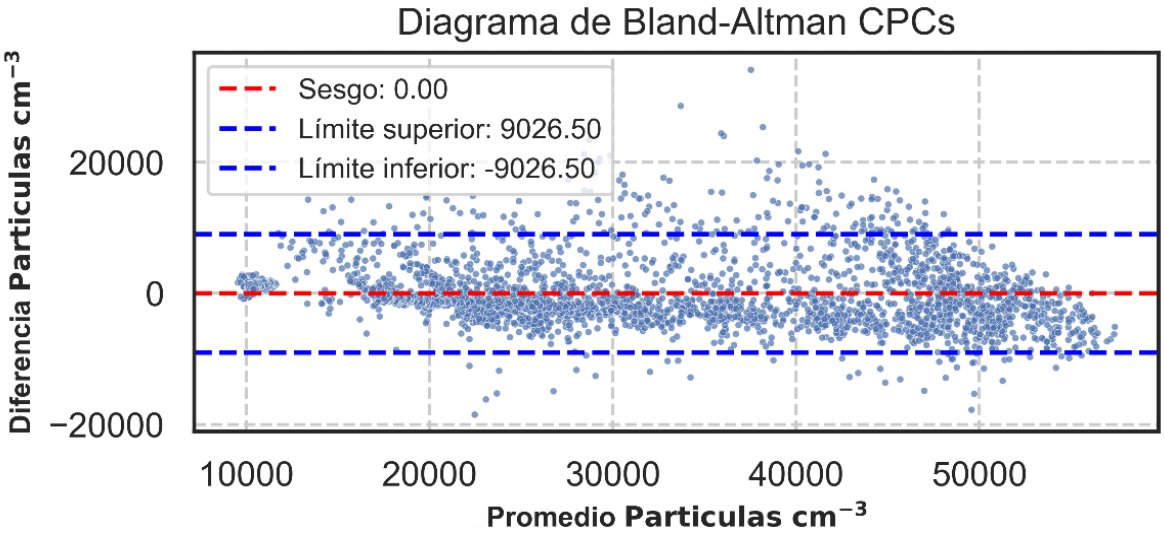


Figura 5. Diagrama de Bland-Altman para mediciones simultaneas de UFP con CPCs de la misma referencia. Fuente: Elaboración propia.

Con respecto a las pruebas de pérdidas (ver

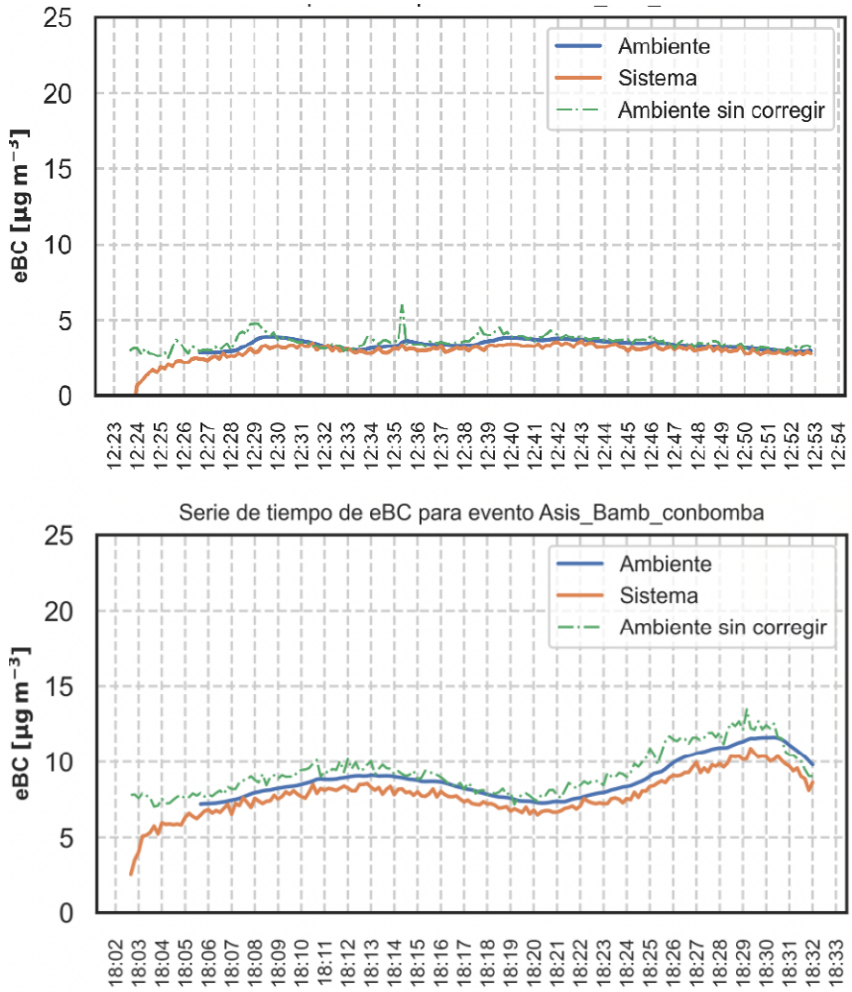


Figura 6. Pruebas de pérdidas de partículas de BC en el sistema. Un microaethalómetro mide la concentración directamente (Ambiente) mientras el otro microaethalómetro se acopla al montaje (Sistema). Se realizaron dos configuraciones, en la configuración B se intercambian los microaethalómetros de la configuración A, es decir, el equipo que medía concentración ambiente en A ahora se acopla al sistema para la configuración B mientras que el equipo midiendo en sistema en la configuración A ahora mide en el ambiente directamente. Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El desarrollo de este sistema experimental tiene importantes implicaciones para la investigación en salud ambiental. Por un lado, permite cuantificar de manera directa la dosis depositada de partículas inhaladas, proporcionando una herramienta crucial para evaluar riesgos asociados a la exposición a UFP y eBC en poblaciones urbanas. Por otro lado, la portabilidad del sistema facilita su aplicación en diferentes microambientes, ampliando las posibilidades de monitoreo personal. En el contexto colombiano, este enfoque representa un avance significativo para comprender mejor la exposición personal a la contaminación del aire y para guiar políticas públicas orientadas a su mitigación.

REFERENCIAS

- 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, 59, 151–159. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.05.013

- Löndahl, J., Möller, W., Pagels, J. H., Kreyling, W. G., Swietlicki, E., & Schmid, O. (2014). Measurement techniques for respiratory tract deposition of airborne nanoparticles: A critical review. In Journal of Aerosol Medicine and Pulmonary Drug Delivery (Vol. 27, Issue 4, pp. 229–254). Mary Ann Liebert Inc. https://doi.org/10.1089/jamp.2013.1044

- Madueño, L., Kecorius, S., Löndahl, J., Müller, T., Pfeifer, S., Haudek, A., Mardoñez, V., & Wiedensohler, A. (2019). A new method to measure real-world respiratory tract deposition of inhaled ambient

- Black carbon. Environmental Pollution, 248, 295–303. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.021

- Madueño, L., Kecorius, S., Löndahl, J., Schnelle-Kreis, J., Wiedensohler, A., & Pöhlker, M. (2022). A novel in-situ method to determine the respiratory tract deposition of carbonaceous particles reveals dangers of public commuting in highly polluted megacity. Particle and Fibre Toxicology, 19(1). https://doi.org/10.1186/s12989-022-00501-x

- Morales Betancourt, R., Galvis, B., Rincón-Riveros, J. M., Rincón-Caro, M. A., Rodriguez-Valencia, A., & Sarmiento, O. L. (2019). Personal exposure to air pollutants in a Bus Rapid Transit System: Impact of fleet age and emission standard. Atmospheric Environment, 202, 117–127. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.01.026

EVALUACIÓN TEMPORAL DE LAS CONCENTRACIONES DE $PM_{2.5}$ EN ZONAS COSTERAS. CASO ESPECIFICO, TURBO Y ARBOLETES

Ayda Luz Mercado F.[1], Vladimir G. Toro [2], Sandra María Echeverri García[2], Jaume Piera Fernández [3]

[1] Estudiante Maestría en Gestión Ambiental, Universidad de Antioquia . [2] Instituto de Ciencias del Mar, Universidad de Antioquia . [3] Instituto de Ciencias del Mar (Barcelona) . ayda.mercado@udea.edu.co

Palabras clave: Material particulado 2.5 ($PM_{2.5}$); calidad de aire; red ciudadana, monitoreo.

INTRODUCCIÓN

Las comunidades costeras de Urabá enfrentan retos ambientales significativos, como presión sobre los ecosistemas, mala calidad del agua, erosión costera, aumento del nivel del mar y prevalencia de enfermedades relacionadas con el entorno (Ruiz, 2018; Jaramillo, 2016). Sin embargo, en temas de calidad del aire no hay información relacionada hasta la fecha (Departamento Seccional de Salud de Antioquia, 2022). El proyecto "Red COCO" liderado por la Universidad de Antioquia, implementó una red ciudadana de monitoreo ambiental y biológico en cuatro comunidades costeras. Esta investigación analizó los datos generados por la red ciudadana de material particulado fino ($PM_{2.5}$) en Turbo y Arboletes durante seis meses (agosto de 2024 a enero de 2025). El objetivo fue analizar las variaciones temporales de las concentraciones de $PM_{2.5}$ a fin de proporcionar herramientas para la gestión ambiental y la toma de decisiones informadas. Entre los resultados más relevantes, se identificaron fluctuaciones en las concentraciones del contaminante que no superaron el estándar de la norma nacional, ni los límites establecidos por la OMS, sin embargo, se identificaron episodios horarios con concentraciones elevadas de $PM_{2.5}$, que podrían tener implicaciones en la salud pública.

MÉTODOS

Esta investigación se desarrolló en tres fases. La primera correspondió a la implementación de una red ciudadana de monitoreo de calidad de aire en los municipios costeros de Antioquia. Desde abril de 2024 se instalaron tres sensores de $PM_{2.5}$ de bajo costo tanto en el distrito de Turbo, ubicado al noroeste de Antioquia, como en el municipio de Arboletes, ubicado al norte del departamento. La segunda fase, recolección de datos de la red de monitoreo. La tercera fase, en curso, se centra en el análisis estadístico de los datos. Esto incluye cálculos de estadística descriptiva (media, mediana, desviación estándar) y análisis de series temporales para identificar patrones y tendencias en las concentraciones de $PM_{2.5}$.

RESULTADOS PRELIMINARES

Se analizó la evolución temporal de las concentraciones horarias de $PM_{2.5}$ (Figura 1) registradas en una de las estaciones de monitoreo ubicada en el casco urbano de Arboletes (línea roja) y otra en Turbo (Línea azul), desde agosto de 2024 hasta enero de 2025. Se seleccionaron las estaciones con mayor registro y continuidad en los datos. Las series de tiempo permitieron identificar variaciones a corto plazo durante el periodo de estudio. Ambas estaciones presentaron fluctuaciones en las concentraciones de $PM_{2.5}$, algunas superando los 50µg/m³ y otras alcanzando valores superiores a 75µg/m³.

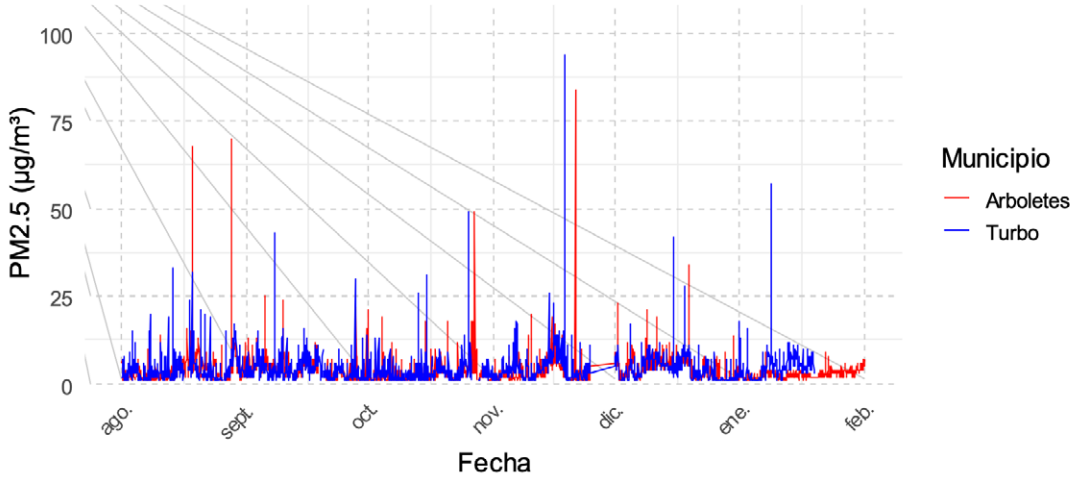


Figura 1. Series horarias de $PM_{2.5}$ desde agosto de 2024 hasta enero de 2025 de Turbo y Arboletes. Fuente: elaboración propia, datos Red COCO UdeA.

La figura 2 muestra el promedio diario de las concentraciones de $PM_{2.5}$ para cada una de las estaciones. Pese a que se presentan fluctuaciones diarias, estas no superan el estándar de calidad del aire de la norma colombiana – Resolución 2254 de 2017 (37 µg/m³), ni los límites establecidos por la Organización Mundial de la Salud - OMS (15 µg/m³), para promedios de 24 horas. Estos valores se observan en la figura como líneas punteadas rojas.

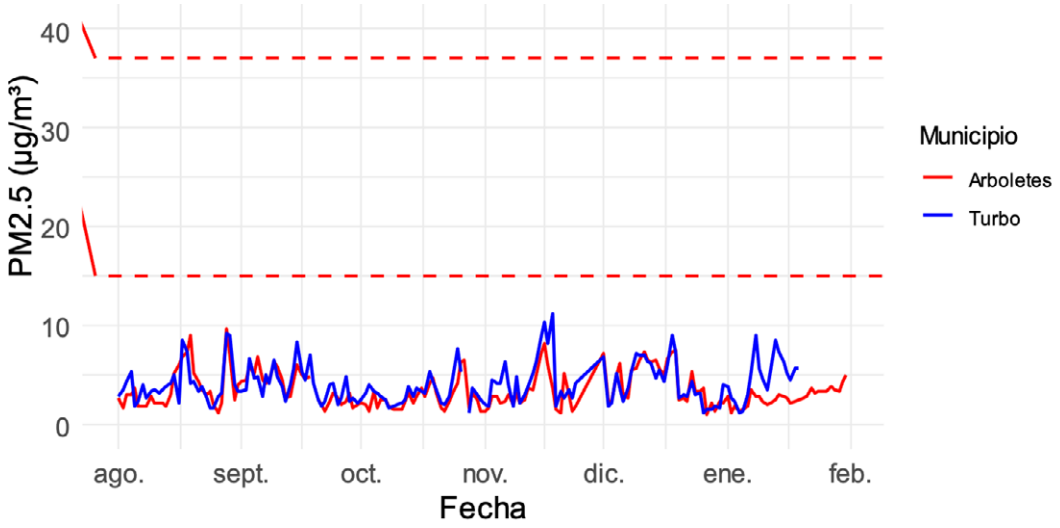


Figura 2. Series de promedios diarios de $PM_{2.5}$ desde agosto de 2024 hasta enero de 2025 de Turbo y Arboletes. Fuente: elaboración propia, datos Red Coco UdeA.

El ciclo diurno en Turbo exhibe mayor variabilidad con relación al de Arboletes (Figura 3), con concentraciones menores a 4 µg/m³ en la madrugada, incrementándose progresivamente y alcanzando el máximo de 6 µg/m³ a las 19:00. Esta mayor dinámica podría estar asociada a las emisiones de fuentes móviles, como lo señala Control de Contaminación Ltda. (2023) en un estudio presentado para CORPOURABA. El ciclo diurno en Arboletes muestra un patron similar con ligeras variaciones, y menores concentraciones comparadas con las de Turbo.

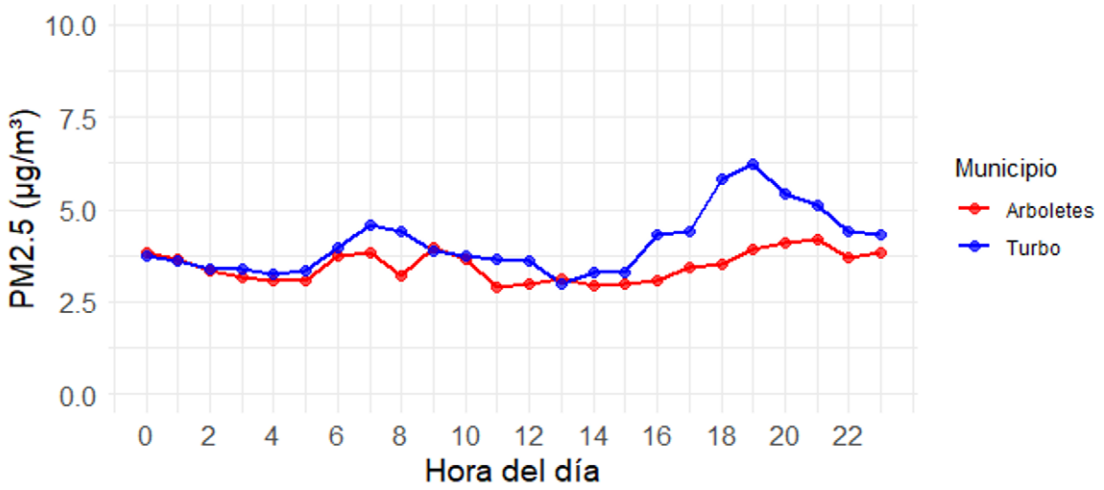


Figura 3. Ciclos diurnos de $PM_{2.5}$ desde agosto de 2024 hasta enero de 2025 de Turbo y Arboletes. Fuente: elaboración propia, datos Red COCO UdeA

Si bien los resultados muestran que los promedios de 24 horas de $PM_{2.5}$ en Turbo y Arboletes no superan los límites establecidos por la normativa colombiana, ni por la Organización Mundial de la Salud, el análisis detallado de las series temporales revela la presencia de episodios de alta contaminación en momentos específicos del día.

Estos picos en las concentraciones de $PM_{2.5}$ pueden tener un impacto en la salud pública, especialmente en poblaciones vulnerables como niños, adultos mayores y personas con enfermedades respiratorias preexistentes (EPA, 2024). Exposiciones cortas pero intensas a niveles elevados de material particulado pueden desencadenar episodios de dificultad respiratoria, exacerbar enfermedades como el asma y aumentar el riesgo de hospitalizaciones por afecciones cardiorrespiratorias (OEHHA, 2025).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Existe la necesidad de seguir monitoreando la calidad del aire en las comunidades costeras de Urabá, en una escala temporal y espacial mayor. Estos hallazgos sugieren la necesidad de fortalecer estrategias de monitoreo de la calidad del aire, especialmente en el contexto del desarrollo portuario proyectado en la región, donde el aumento en la actividad industrial y vehicular podría impactar las concentraciones de $PM_{2.5}$. Asimismo, los resultados resaltan la importancia de la participación comunitaria como herramienta clave para crear redes ciudadanas de monitoreo para el conocimiento de la calidad de aire.

REFERENCIAS

- Agencia de Protección Ambiental – EPA (2024). Efectos del material particulado (PM) en la salud y el medio ambiente. Recuperado de https://espanol.epa.gov/espanol/efectos-del-material-particulado-pm-sobre-la-salud-y-el-medioambiente

- Control de Contaminación Ltda. (2023). Estudio de emisiones y modelización de dispersión de contaminantes atmosféricos: Diagnóstico de la calidad del aire en el municipio de Turbo. Contrato No. 0197 de 2022. Informe presentado a la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABA)

- Departamento Seccional de Salud de Antioquia. (2022). Análisis de Situación en Salud (ASIS) Antioquia 2022. Gobernación de Antioquia. Recuperado de https ://dssa .gov .co /images /2024 /asis_2022 /Analisis %20de %20Situacio %CC %81n %20en %20Salud %20 -ASIS -%20 Antioquia %202022 .pdf

- Jaramillo-Vélez, Alfredo. (2016). Panorama de la erosión costera en el Golfo de Urabá. Evidencia de la necesidad de un programa de monitoreo costero regional. https://www.researchgate.net/publication/343690026_Panorama_de_la_erosion_costera_en_el_Golfo_de_Uraba_Evidencia_de_la_necesidad_de_un_programa_de_monitoreo_costero_regional

- Oficina de Evaluación de Riesgos para la Salud Ambiental – OEHHA (2025). Indicador de $PM_{2.5}$. Agencia de Protección Ambiental de California. Recuperado de https://oehha.ca.gov/calenviroscreen/indicator/pm25

- Ruiz-Pineda, Adriana Marcela. (2018). Aumento de la población, presión sobre el ecosistema y seguridad alimentaria: el caso de las comunidades pesqueras del golfo de Urabá. Perspectivas en Nutrición Humana, 20 (1), 93-101. https://doi.org/10.17533/udea.penh.v20n1a08

REVISIÓN DE ALCANCE DE LOS IMPACTOS EN LA SALUD HUMANA POR LA EXPOSICIÓN A LARGO PLAZO MICROORGANISMOS AÉREOS EN CONTEXTOS EXTRAMURALES

Vanesa Rivillas Saldarriaga [1], Juan Gabriel Piñeros Jiménez [2]

[1] Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, vanesa.rivillas@udea.edu.co . [2] Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, juan.pineros@udea.edu.co.
El autor de correspondencia será el encargado de verificar la aprobación de todos los autores para la aplicación al evento y enviar el resumen extendido, y será con quien el CASAP X mantendrá comunicación.

Palabras clave: Microorganismos aéreos; calidad del aire; salud pública; estacionalidad; efectos en la salud.

INTRODUCCIÓN

El aire es una mezcla de gases, principalmente nitrógeno (78%) y oxígeno (21%), que sirve como medio de transporte para diversos microorganismos como bacterias, virus, esporas y hongos. Estos viajan adheridos a partículas de polvo, gotas de saliva o agua, y su presencia en el aire varía según factores ambientales (temperatura, humedad, luz solar) y actividades humanas (industria, agricultura, rellenos sanitarios). Esta comunidad microbiana aérea se denomina aerobioma, y puede tener efectos beneficiosos o perjudiciales para la salud humana, como el fortalecimiento del sistema inmunológico o el desarrollo de enfermedades respiratorias, alérgicas y autoinmunes. La identificación de estos microorganismos es compleja debido a las limitaciones de los métodos convencionales de cultivo. Por ello, estudiar el aerobioma es clave para anticipar riesgos estacionales, mejorar políticas de salud pública y reducir la carga de enfermedades. Esta revisión busca documentar los impactos en la salud derivados de la exposición a microorganismos presentes en el aire exterior.

MÉTODOS

Este estudio corresponde a una revisión de alcance basada en las directrices del «PRISMA Extension for Scoping Reviews (PRISMA-ScR)», con protocolo registrado en OSF SUPPORT. La búsqueda se realizó en seis bases de datos reconocidas: PubMed, Scopus, Science.gov, Science Direct, Embase y Agriperfiles, enfocándose en estudios relacionados con el aerobioma y sus efectos en la salud humana. Se utilizaron descriptores en inglés sin restricción de año de publicación. Los resultados se gestionaron en Zotero para eliminar duplicados.

Los criterios de inclusión contemplaron estudios en español, inglés y portugués, incluyendo

artículos originales, revisiones sistemáticas, capítulos de libros y literatura gris que abordaran la exposición a microorganismos aéreos y su impacto en la salud. Se excluyeron trabajos que no relacionaran microorganismos aéreos con salud humana, que se centraran en ambientes intramuros o que no cuantificaran los efectos en salud.

Los datos de los estudios seleccionados fueron organizados y sistematizados cualitativamente según variables como título, autores, año, lugar de estudio, análisis de exposición e impactos en salud, utilizando tablas dinámicas de Excel para facilitar el análisis. Dos investigadores evaluaron los resúmenes de forma consensuada.

La evaluación crítica de las fuentes se basó en criterios de calidad metodológica (tamaño de muestra y métodos de muestreo), relevancia temática (pertinencia y actualidad), y el impacto (número de citas). Esta metodología buscó asegurar la validez, pertinencia y relevancia de los estudios incluidos, contribuyendo a una comprensión rigurosa del vínculo entre el aerobioma y la salud humana.

RESULTADOS

La búsqueda en seis bases de datos arrojó inicialmente 1.083 publicaciones, de las cuales, tras eliminar duplicados y aplicar filtros de relevancia, se seleccionaron 30 artículos, quedando finalmente 11 que cumplieron con los criterios de inclusión. Estos estudios identificaron cinco principales tipos de bioaerosoles: hongos, bacterias, polen, compuestos orgánicos volátiles (COV) y endotoxinas. El polen fue el tema más investigado por su impacto en salud pública.

En ambientes urbanos, las bacterias más comunes pertenecen a los filos Proteobacteria, Actinobacteria y Firmicutes, reflejando una alta diversidad microbiana. Aunque el aire ambiente contiene pocos virus patógenos conocidos, el viroma aéreo está poco explorado, lo que dificulta evaluar su impacto en la salud humana. Dentro de este viroma, los bacteriófagos destacan por su capacidad de influir en la dinámica bacteriana, propagando genes de virulencia y resistencia.

Los hongos transportados por el aire representan un riesgo notable, asociados a alergias y asma, lo que subraya la necesidad de estudiar el microbioma fúngico para mitigar sus efectos. Además, se ha comprobado que microorganismos pueden viajar grandes distancias a través del polvo y alcanzar incluso la troposfera, aunque aún no se conoce si esta exposición puede causar infecciones. Los bioaerosoles también interactúan con otros contaminantes como el material particulado, aumentando su complejidad. Estudios epidemiológicos indican que niños, ancianos y personas con enfermedades preexistentes son más vulnerables a enfermedades respiratorias relacionadas con estos bioaerosoles, y se observan diferencias geográficas y estacionales que refuerzan la necesidad de gestionar la calidad del aire exterior.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La exposición prolongada a microorganismos presentes en el aire resalta la necesidad de implementar políticas públicas dirigidas a la gestión integral de la calidad del aire. Estas deben incluir la regulación de emisiones mediante estándares específicos y la incorporación de sistemas avanzados de monitoreo del aerobioma, capaces de caracterizar y evaluar su composición microbiológica. Sin embargo, en el contexto latinoamericano, se observa una marcada ausencia de investigaciones científicas en este ámbito. Esta carencia limita el diseño de estrategias efectivas para entender a profundidad la calidad del aire desde una perspectiva microbiológica, lo que dificulta la adopción de medidas fundamentadas en evidencia. Por ello, resulta imperativo fortalecer la investigación regional como base para la toma de decisiones informadas y la protección de la salud pública.

REFERENCIAS

- 1. Griffin, D. W. (2007). Atmospheric movement of microorganisms in clouds of desert dust and implications for human health. Clinical Microbiology Reviews, 20(3), 459–477. https://doi.org/10.1128/CMR.00039-06

- 2. Genitsaris, S., Kormas, K. A., & Moustaka-Gouni, M. (2011). Airborne algae and cyanobacteria: Occurrence and related health effects. Frontiers in Bioscience (Elite Edition), 3(2), 772–787. https://doi.org/10.2741/e285

- 3. Wang, Q., Liu, C., Sun, S., Yang, G., Luo, J., Wang, N., et al. (2023). Enhance antibiotic resistance and human health risks in aerosols during the COVID-19 pandemic. Science of The Total Environment, 871, 162035. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162035

- 4. Kim, K.-H., Kabir, E., & Jahan, S. A. (2018). Airborne bioaerosols and their impact on human health. Journal of Environmental Sciences, 67, 23–35. https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.08.027

- 5. Jasim, S. A., Mohammadi, M. J., Patra, I., Jalil, A. T., Taherian, M., Abdullaeva, U. Y., et al. (2024). The effect of microorganisms (bacteria and fungi) in dust storm on human health. Reviews on Environmental Health, 39(1), 65–75. https://doi.org/10.1515/reveh-2022-0162

- 6. Whon, T. W., Kim, M.-S., Roh, S. W., Shin, N.-R., Lee, H.-W., & Bae, J.-W. (2012). Metagenomic characterization of airborne viral DNA diversity in the near-surface atmosphere. Journal of Virology, 86(15), 8221–8231. https://doi.org/10.1128/JVI.00293-12

- 7. Osborne, N. J., Alcock, I., Wheeler, B. W., Hajat, S., Sarran, C., Clewlow, Y., et al. (2017). Pollen exposure and hospitalization due to asthma exacerbations: Daily time series in a European city. International Journal of Biometeorology, 61(10), 1837–1848.

- 8. Guilbert, A., Cox, B., Bruffaerts, N., Hoebeke, L., Packeu, A., Hendrickx, M., et al. (2018). Relationships between aeroallergen levels and hospital admissions for asthma in the Brussels-Capital Region: A daily time series analysis. Environmental Health, 17(1), 1–12. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5896062/

- 9. Guilbert, A., Simons, K., Hoebeke, L., Packeu, A., Hendrickx, M., De Cremer, K., et al. (2016). Short-term effect of pollen and spore exposure on allergy morbidity in the Brussels-Capital Region. EcoHealth, 13(2), 303–315. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4996865/

- 10. Ito, K., Weinberger, K. R., Robinson, G. S., Sheffield, P. E., Lall, R., Mathes, R., et al. (2015). The associations between daily spring pollen counts, over-the-counter allergy medication sales, and asthma syndrome emergency department visits in New York City, 2002–2012. Environmental Health, 14(1), 1–12. https://doi.org/10.1186/s12940-015-0057-0

- 11. Cakmak, S., Dales, R. E., & Coates, F. (2012). Does air pollution increase the effect of aeroallergens on hospitalization for asthma? Journal of Allergy and Clinical Immunology, 129(1), 228–231. https://doi.org/10.1016/j.jaci.2011.09.025

- 12. Phosri, A., Ueda, K., Tasmin, S., Kishikawa, R., Hayashi, M., Hara, K., et al. (2017). Interactive effects of specific fine particulate matter compositions and airborne pollen on frequency of clinic visits for pollinosis in Fukuoka, Japan. Environmental Research, 156, 411–419. https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0013935117300646

- 13. Marchetti, P., Pesce, G., Villani, S., Antonicelli, L., Ariano, R., Attena, F., et al. (2017). Pollen concentrations and prevalence of asthma and allergic rhinitis in Italy: Evidence from the GEIRD study. Science of The Total Environment, 584–585, 1093–1099. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.168

- 14. Lavigne, E., Gasparrini, A., Stieb, D. M., Chen, H., Yasseen, A. S., Crighton, E., et al. (2017). Maternal exposure to aeroallergens and the risk of early delivery. Epidemiology, 28(1), 107–115. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5380107/

- 15. Sessitsch, A., Wakelin, S., Schloter, M., Maguin, E., Cernava, T., Champomier-Vergès, M.-C., et al. (2023). Microbiome interconnectedness throughout environments with major consequences for healthy people and a healthy planet. Microbiology and Molecular Biology Reviews, 87(3), e0021222. https://doi.org/10.1128/mmbr.00212-22

- 16. Berg, G., Rybakova, D., Fischer, D., Cernava, T., Vergès, M.-C. C., Charles, T., et al. (2020). Microbiome definition re-visited: Old concepts and new challenges. Microbiome, 8(1), 103. https://doi.org/10.1186/s40168-020-00875-0

- 17. Bedi, J. S., Dhaka, P., Vijay, D., Aulakh, R. S., & Gill, J. P. S. (2020). Assessment of air quality changes in the four metropolitan cities of India during COVID-19 pandemic lockdown. Aerosol and Air Quality Research, 20(10), 2062–2070.

- 18. Adams, R. I., Bhangar, S., Pasut, W., Arens, E. A., Taylor, J. W., Lindow, S. E., et al. (2015). Chamber bioaerosol study: Outdoor air and human occupants as sources of indoor airborne microbes. PLoS ONE, 10(5), e0128022. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128022

- 19. Baldacci, S., Maio, S., Cerrai, S., Sarno, G., Baïz, N., Simoni, M., et al. (2015). Allergy and asthma: Effects of the exposure to particulate matter and biological allergens. Respiratory Medicine, 109(9), 1089–1104. https://doi.org/10.1016/j.rmed.2015.05.017

- 20. Mosso, M., Ullán, C., & De la Rosa, M. (2002). El aire hábitat y medio de transmisión de microorganismos. Dialnet, 2. ISSN 1139–1987.

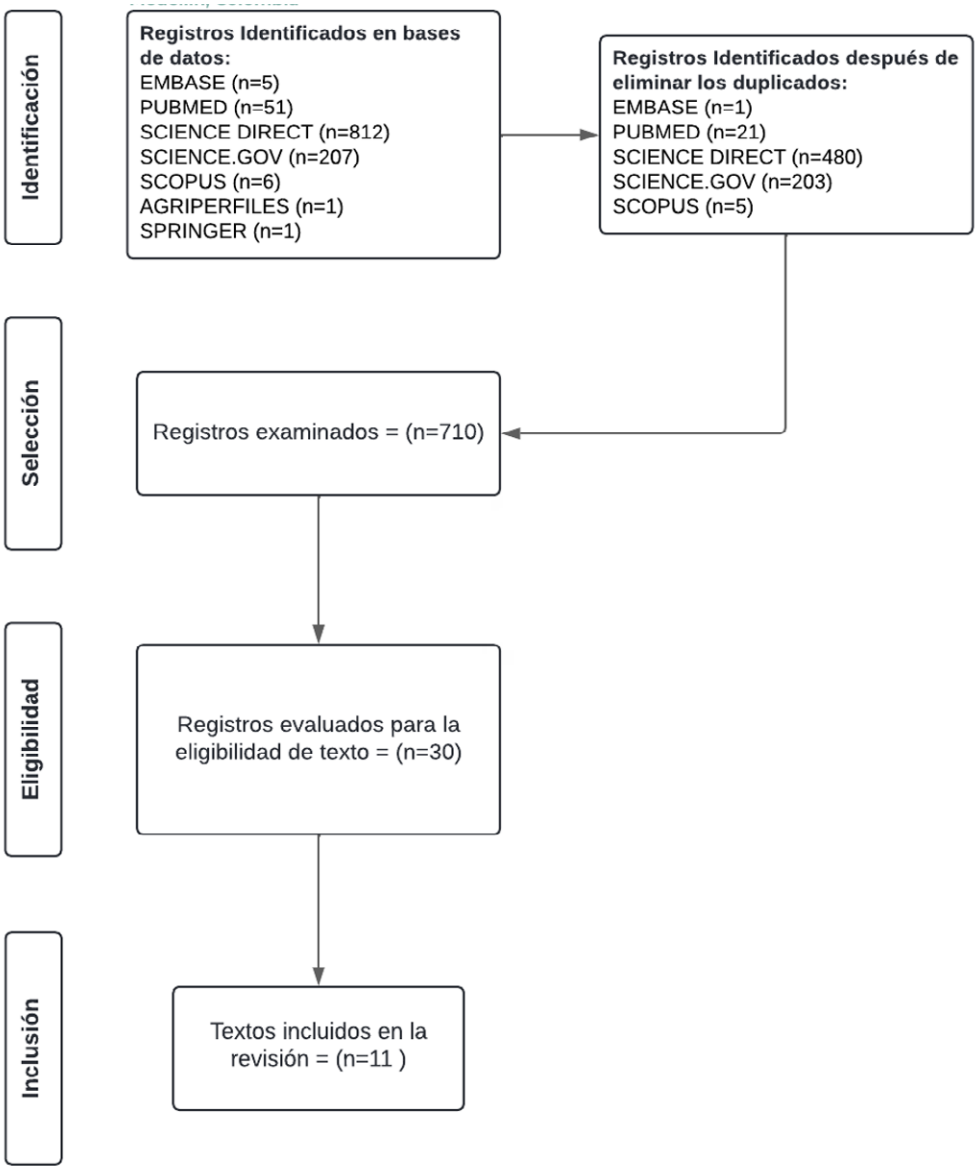


Figura 1. Diagrama de flujo -PRISMA-Identificación de estudios

Tabla 1. Características de los estudios incluidos.

Autor	Microorganismos	Ejemplos	Tipos	Impactos en Salud
Guilbert, A, et al; 2018	Hongos	Aspergillus fumigatus, Cladosporium spp., Alternaria spp.	Alérgenos y patógenos	Alergias, asma,
Karin, M, et al; 2020	Virus Virus de la influenza, SARS-CoV-2	Virus de la influenza, SARS-CoV-2	Patógenas	Gripe, COVID-19, resfriado común.
Karin, M, et al; 2020	Bacterias	Bacteroidetes y Cyanobacteria	Patógenas	Infecciones respiratorias como legionelosis
Marchetti, P, et al; 2017	Polen	Polen de gramíneas, árboles como abedul y olivo	Alérgenos	Rinitis alérgica, asma estacional.
Angela, S, et al; 2023	Endotoxinas bacterianas	Lipopolisacáridos de bacterias Gram negativas	Inflamatorias	Inflamación pulmonar, exacerbación del asma.
Savvas, G, et al; 2011	Compuestos Orgánicos Volátiles (COV)	Micotoxinas de Stachybotrys chartarum (moho negro)	Irritantes	Síndrome del edificio enfermo, efectos neurotóxicos.

Fuente: elaboración propia

DISPARIDADES EN LA EXPOSICIÓN A $PM_{2.5}$ SEGÚN EL ÍNDICE DE POBREZA MULTIDIMENSIONAL EN LA CIUDAD DE MEDELLÍN, 2019

Emmanuel Nieto López[1], Francisco Javier Aguirre[2], Santiago Mejía Ososrio[3], Juan Gabriel Piñeros Jiménez[4]

[1] Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia, emmanuel.nieto1@udea.edu.co
[2] Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia, francisco.aguirre@udea.edu.co
[3] Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia, santiago.mejiao@udea.edu.co
[4] Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia, juan.pineros@udea.edu.co

Palabras clave: Contaminación atmosférica, material particulado fino, pobreza multidimensional, disparidades sociales.

INTRODUCCIÓN

La mayor parte de la carga de salud asociada a la contaminación del aire se concentra en países con ingresos bajos y medios (Badida et al., 2023), cuyas ciudades han experimentado crecimientos sin precedentes, con configuraciones espaciales excluyentes, segregadas e inequitativas; con infraestructura urbana poco planeadas e incremento del transporte motorizado (Wang et al., 2020). Esta situación es preocupante en la región de Latinoamérica, una de las regiones más urbanizadas del mundo, con características diversas en la configuración de sus ciudades y que concentran importantes desigualdades socioeconómicas y ambientales (Gouveia 2021), lo cual significa exposiciones desproporcionadamente altas a peligros ambientales de poblaciones y territorios vulnerables.

En Colombia existen pocos estudios que analizan la exposición a la contaminación del aire respecto a indicadores socioeconómicos, destacándose el reciente estudios de Bonilla y colaboradores (2023), quienes para la ciudad de Bogotá realizaron un análisis por Zonas Planeación Urbana (unidades administrativas que comprende barrios con desarrollo urbanístico y actividades económicas similares, con un área promedio de 4 Km^2) y reportaron que en la zona sur-occidental de la ciudad se concentran condiciones económicas, sociales y de contaminación del aire que se superponen y generan amplias disparidades territoriales; así mismo el estudios de Guzmán y colaboradores (2023) que encontraron desigualdades en las dosis inhaladas de contaminantes entre el quintil económico más bajo y más alto de la población que se asocia a los modos de transporte y los tiempos de viaje. En Medellín, la segunda ciudad más poblada de Colombia y con un marcado crecimiento demográfico y de crecimiento urbano, en donde se reconocen luna amplia segregación del espacio por condiciones económicas y sociales no se conoce trabajos que analice la exposición a la contaminación del aire en relación a estos aspectos. El objetivo de

nuestro trabajo fue establecer las disparidades de las concentraciones de $PM_{2.5}$ y su relación con las disparidades del Índice de Pobreza Multidimensional por manzanas censales de la ciudad de Medellín en el año 2019.

MÉTODOS

Se realizó un estudio ecológico transversal, que asumió como unidad de análisis las manzanas censales. Se utilizaron datos de la distribución espacial de las concentraciones anuales de $PM_{2.5}$ en áreas de $100m^2$ para 2019, según los modelos LUR desarrollado en el estudio de Cohorte MEDELLÍN (Grisales-Vargas, 2020). Los datos sobre niveles de pobreza se obtuvieron del Índice de Pobreza Multidimensional (IPM). procesados por el Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas (DANE, 2018). El IPM, compuesto por cinco dimensiones ponderadas igualmente ofrece una visión integral de: condiciones educativas del hogar, condiciones de la niñez y la juventud, trabajo, salud y acceso a servicios públicos domiciliaros y condiciones de la vivienda. Cada dimensión, integrada por indicadores específicos, contribuye al IPM con una ponderación del 0,2, sumando un total de 15 variables ponderadas. El IPM, con un rango de 0 a 100, representa el porcentaje de privación en los hogares de la unidad poblacional analizada (Salazar, 2013).

Se analizaron los patrones de sus distribuciones espaciales y las disparidades en las exposiciones a material particulado según cuartiles del Índice de Pobreza Multidimensional. Se obtuvieron medidas de tendencia central y dispersión, así como los índices de Moran con los respectivos mapas de calor de las dos variables. Se utilizaron los test estadísticos correspondientes a las diferencias de medias y diferencias de proporciones. Con fines exploratorios se desarrolló un modelo de regresión lineal múltiple, tomando como variable dependiente el nivel de $PM_{2.5}$ y como variables independientes el IPM, la densidad poblacional, temperatura, áreas verdes y áreas industriales.

RESULTADOS

Se registraron promedios en $PM_{2.5}$ de 19,5 ug/m^3 (Min: 15; Máx: 22,7) y en el IPM de 14,0% (0,0; 100). Los índices de Moran alcanzaron valores de 0,929 en el caso de $PM_{2.5}$ y de 0,504 para el IMP. El coeficiente de correlación de las dos variables (-29,9) indica una relación inversa. De hecho, el promedio de exposición a $PM_{2.5}$ fue de 18,9 ug/m^3 en el cuartil de mayor pobreza, significativamente por debajo del 19,8 ug/m^3 del cuartil de menor pobreza. Ajustado por covariables en el modelo de regresión múltiple, el coeficiente β = -0,02 del IPM muestra también la relación inversa entre este indicador de pobreza y la exposición a $PM_{2.5}$.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Se estableció una relación inversa entre los niveles de contaminación y los niveles de privación de la población para Medellín. Estos hallazgos reconocen las diversas dinámicas urbanas que

experimenta la ciudad donde los bienes, servicios e infraestructura urbana y el transporte se concentra en las zonas de mayor riqueza en comparación con los territorios de mayor precariedad. Esta segregación del espacio evidencia disparidades territoriales que no permite respaldar la hipótesis de injusticia ambiental documentada por la literatura especializada (Hajat et al., 2015), que desde hace más de una década ha documentado una exposición desproporcionada de la carga ambiental entre los grupos de niveles socioeconómicos más bajo (Jbaily et al., 2022; Mikati et al, 2018). Un análisis más completo debería incluir las dinámicas de movilidad asociadas al trabajo y al estudio, lo cual pudiese explicar donde los grupos con mayor precariedad pasan la mayoría de su tiempo como un elemento esencial para explicar los patrones de exposición diferencial entre distintos grupos sociales (Gouveia et al., 2022).

REFERENCIAS

- Badida, P., Krishnamurthy, A., & Jayaprakash, J. (2023). Meta analysis of health effects of ambient air pollution exposure in low- and middle-income countries. Environmental research, 216(Pt 4), 114604. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114604.

- Bonilla, J.A., Aravena, C. & Morales-Betancourt, R. (2023) Assessing Multiple Inequalities and Air Pollution Abatement Policies. Environmental and Resource Economics, 84, 695–727. https://doi.org/10.1007/s10640-022-00745-3

- Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE). Medida de pobreza multidimensional municipal de fuente censal 2018. https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/pobreza-y-condiciones-de-vida/pobreza-y-desigualdad/medida-de-pobreza-multidimensional-de-fuente-censal.

- Gouveia, N., Slovic, A. D., Kanai, C. M., & Soriano, L. (2022). Air Pollution and Environmental Justice in Latin America: Where Are We and How Can We Move Forward?. Current environmental health reports, 9(2), 152–164. https://doi.org/10.1007/s40572-022-00341-z.

- Gouveia, N., Kephart, J. L., Dronova, I., McClure, L., Granados, J. T., Betancourt, R. M., O'Ryan, A. C., Texcalac-Sangrador, J. L., Martinez-Folgar, K., Rodriguez, D., & Diez-Roux, A. V. (2021). Ambient fine particulate matter in Latin American cities: Levels, population exposure, and associated urban factors. The Science of the total environment, 772, 145035. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145035.

- Guzman, L.A., Beltran, C., Morales, R., Sarmiento, O.L. (2023) Inequality in personal exposure to air pollution in transport microenvi-ronments for commuters in Bogotá. Case Studio on Transport Policy, 11, 100963. https://doi.org/10.1016/j.cstp.2023.100963.

- Hajat, A., Hsia, C., & O'Neill, M. S. (2015). Socioeconomic Disparities and Air Pollution Exposure: a Global Review. Current environmental health reports, 2(4), 440–450. https://doi.org/10.1007/s40572-015-0069-5.

- Jbaily, A., Zhou, X., Liu, J., Lee, T. H., Kamareddine, L., Verguet, S., & Dominici, F. (2022). Air pollution exposure disparities across US population and income groups. Nature, 601(7892), 228–233. https://doi.org/10.1038/s41586-021-04190-y.

- Mikati, I., Benson, A. F., Luben, T. J., Sacks, J. D., & Richmond-Bryant, J. (2018). Disparities in Distribution of Particulate Matter Emission Sources by Race and Poverty Status. American journal of public health, 108(4), 480–485. https://doi.org/10.2105/AJPH.2017.304297.

- Salazar RC, Díaz B.Y., Pinzón R.P. A Counting Multidimensional Poverty Index in Public Policy Context: The Case of Colombia; Contract No.: Working paper No. 62; University of Oxford: Oxford, UK, 2013.

- Wang, S., Gao, S., Li, S., & Feng, K. (2020). Strategizing the relation between urbanization and air pollution: Empirical evidence from global countries. Journal of Cleaner Production, 243, 118615. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118615.



04

CALIDAD DEL AIRE URBANO POR MATERIAL PARTICULADO – FUENTES, TRANSPORTE TRANSFRONTERIZO, CARACTERIZACIÓN, MODELIZACIÓN

ESTUDIO DE LA PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS EN EL AIRE DEL MUNICIPIO DE RIONEGRO- ANTIOQUIA

James Londoño Valencia[1], Maria Isabel Ríos Pulgarín[2], Luz Mariana Botero Flórez[3]

[1]Profesor Asociado Universidad Católica de Oriente, jlondono@uco.edu.co
[2]Profesora Titular Universidad Católica de Oriente, mrios@uco.edu.co
[3]Estudiante Ingeniería Ambiental Universidad Católica de Oriente, marianabottero@gmail.com

Palabras clave: Microplásticos, calidad del aire, precipitación atmosférica, FTIR, SEM.

INTRODUCCIÓN

Los microplásticos ocurren en la atmósfera desde áreas urbanas a remotas, con una abundancia/deposición que abarca entre 1 a 3 órdenes de magnitud en diferentes sitios; las fibras y fragmentos son las formas más frecuentemente reportadas y los tipos de plástico que generalmente se alinean con la demanda mundial de plástico (Yulan et al., 2020). Los microplásticos son una preocupación emergente en todo el mundo, están interconectados, con una red diversa de conexiones fuente-trasporte-sumidero que pueden influir en el flujo y la retención de microplásticos entre diferentes matrices ambientales, cómo suelo, océanos, aire, alimentos. Los microplásticos presentes en el medio ambiente pueden ser ingeridos por diferentes tipos de organismos, incluyendo especies ampliamente utilizadas en la dieta humana (Li et al., 2018).

En Colombia son pocas las investigaciones sobre la contaminación por meso y microplásticos (MPs) y en su mayoría restringidas a ecosistemas marino-costeros, lo que genera desconocimiento sobre la presencia, cantidad y tipología de las partículas en ambientes urbanos. Esta brecha implica la necesidad de promover estudios de este tipo, puesto que se desconoce el impacto de dichos contaminantes en las matrices de agua, sedimento y aire, así como sus efectos en la salud de las personas por inhalación. El oriente es una subregión del departamento de Antioquia que se caracteriza por su acelerado desarrollo, crecimiento urbanístico, comercial e industrial; posibilitando un escenario donde múltiples fuentes de contaminación del aire estén presentes de manera continua, y así como se crean nuevas tecnologías y nuevos materiales, también aparecen nuevos contaminantes o contaminantes emergentes como son llamados en la actualidad. Para responder a esta problemática, el presente proyecto tiene como alcance evaluar la cantidad y distribución espacio-temporal de la contaminación por microplásticos en el aire. Se tomaron muestras de material particulado del aire por diferentes métodos y en diferentes sitios del municipio de Rionegro.

MÉTODOS

Partiendo de métodos estandarizados y disponibles para la toma de muestras de material particulado en el aire, se realizarán tomas de muestras de microplásticos en el aire, tomando como base la premisa que algunas de las fracciones de meso y microplásticos en el aire, se comportan como material particulado y es posible encontrarlos en sistemas de captura estandarizados como los muestreadores activos y pasivos (p.e. equipos de bajo volumen y embudos metálicos). Se tomaron muestras en 5 sitios diferentes en el municipio de Rionegro, los sitios fueron elegidos de acuerdo con la disponibilidad del espacio que cumplía con las condiciones mínimas para toma de muestra de aire (altura, seguridad de los equipos, distancia a fuentes, entre otros). En cada sitio se tomaron muestras por triplicado utilizando método pasivo de deposición natural, de acuerdo con lo descrito por Yao y colaboradores en 2022, tanto en interior como en exterior; la siguiente tabla resume los sitios de toma de muestra.

Tabla 1. Sitios de toma de muestras

Sitio de muestreo	Ambiente
COLEGIO COLMAUJ	Interior y Exterior
SECREYARIA DE HÁBITAT	Interior
EDIFICIO UCO INNOVAMATER	Exterior
OFICINAS FACULTAD DE INGENIERÍAS	Interior
VIVIENDA	Interior y Exterior

Las muestras obtenidas recolectadas, fueron procesadas para extraer los MPs recogidos; se realizó el conteo de las partículas y fragmentos, según sea el caso, asimismo, se realizaron ensayos para buscar identificar formas y cantidad de MPs cualitativamente. Una muestra representativa de los MPs recogidos en los diferentes sitios, fueron enviados a la Universidad Nacional Autónoma de México, a la Unidad Académica de Mazatlán para la realización de análisis FTIR; simultáneamente, otras muestras fueron analizadas en Colombia mediante la Microscopía Electrónica de Barrido con Energía Dispersiva de Rayos X (SEM - EDX).

RESULTADOS

En este estudio se tomaron y analizaron muestras de aire en cinco sitios diferentes del municipio de Rionegro, las muestras fueron procesadas para la determinación, inicialmente de forma cualitativa de microplásticos, para esto, cada recipiente recolector fue transportado cuidadosamente al laboratorio de Monitoreo Ambiental en la Universidad Católica de Oriente, donde fueron lavados con agua destilada y esta agua de lavado fue recogida en su totalidad para luego ser filtrada al vacío, todos los filtros fueron secados y observados en estereoscopio con grilla para medición de tamaño. Se obtuvieron tamaños, colores y formas de los MPs recolectados. Las siguientes

imágenes muestran dos fibras diferentes de color azul, encontradas en la vivienda y en el colegio respectivamente.

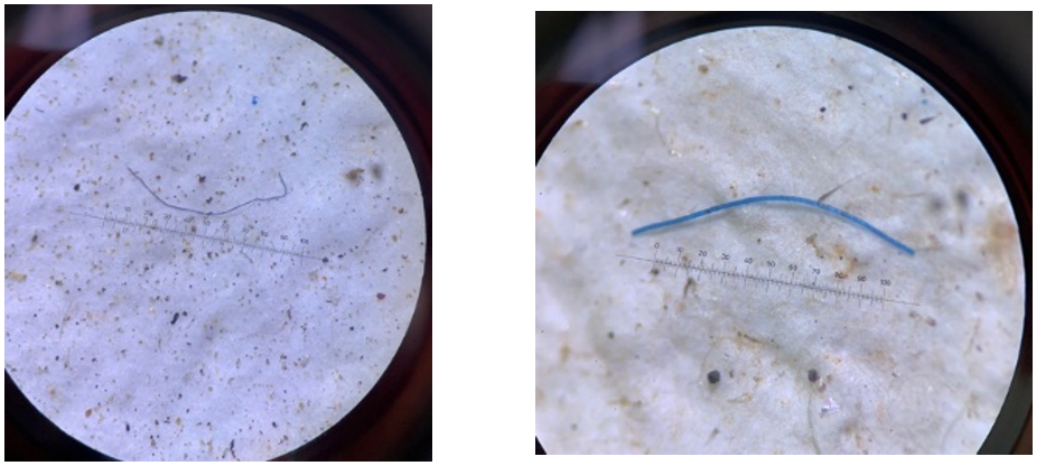


Figura 1. Fotos de fibras de MPs encontradas en muestras al interior de una vivienda
Fuente: Elaboración propia

La cantidad de MPs encontrados en las muestras recolectadas se resume en las figuras a continuación; en la Figura 2 se muestra la cantidad de MPs encontrados por sitio de muestreo en dos épocas climáticas y mediante la deposición natural en ambiente externo utilizando frascos de vidrio de 4 litros y embudos de acero inoxidable de 20 cm de diámetro, mientras que la Figura 3 muestra la cantidad de MPs en los diferentes sitios de muestreo en ambientes internos mediante cajas de Petri de vidrio de 10 cm de diámetro y también por deposición natural.

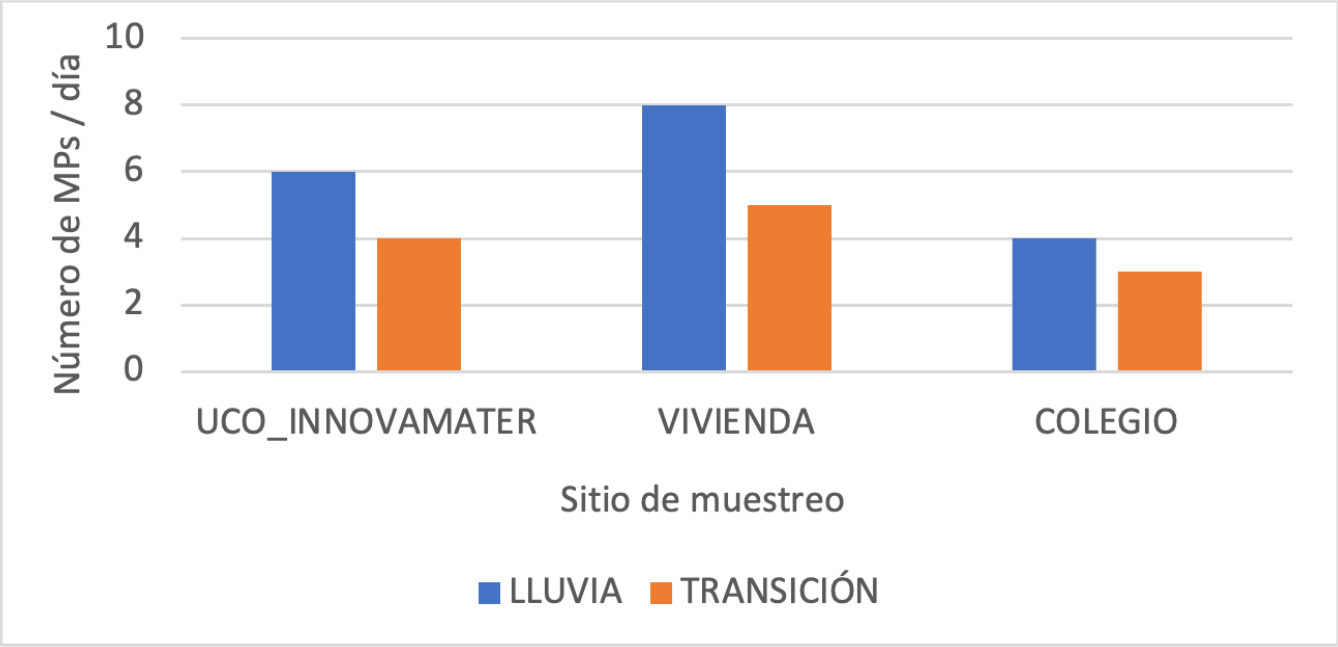


Figura 2. Cantidad de MPs por sitio y época climática en exterior.
Fuente: Elaboración propia

Por su parte, la Figura 4, muestra que el 73% de las mediciones están por debajo del límite de PM y el 48% presentan muy bajas emisiones.

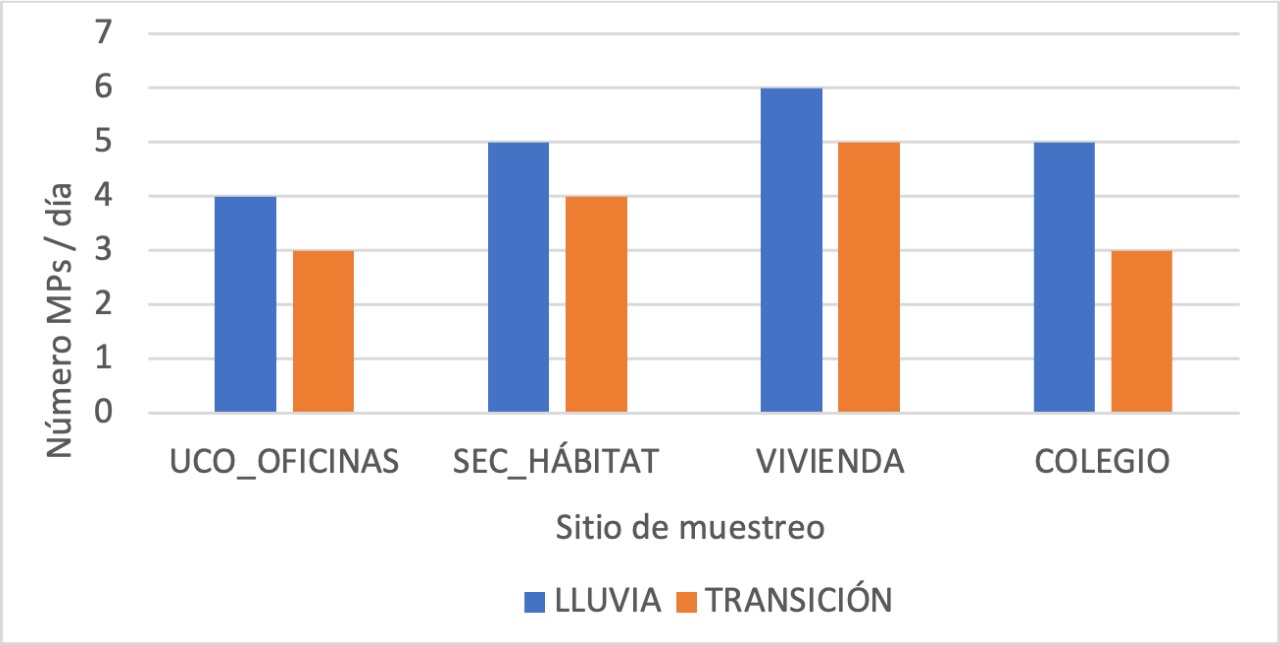


Figura 3. Cantidad de MPs por sitio y época climática en interior.
Fuente: Elaboración propia

Se recolectaron muestras por triplicado mediante muestreo pasivo (deposición natural) tanto en exterior como interior, encontrándose más de 8000 partículas de microplásticos entre fibras y fragmentos; la Tabla 2 muestra la cantidad de MPs encontrados por sitio de muestreo y tipo de partícula. Asimismo, la Figura 4 representa la composición porcentual de los MPs hallados por tipo de partícula y color

Tabla 2. Cantidad y tipo de MPs

Sitio de muestreo	Tipo de MPs		Total
	Fibras	Fragmentos	
COLEGIO	2361	No encontrados	2361
SEC_HÁBITAT	1290	No encontrados	1290
UCO_INNOVAMATER	809	No encontrados	809
UCO_OFICINAS	1640	4	1644
VIVIENDA	2351	16	2367
Total general	**8451**	**20**	**8471**

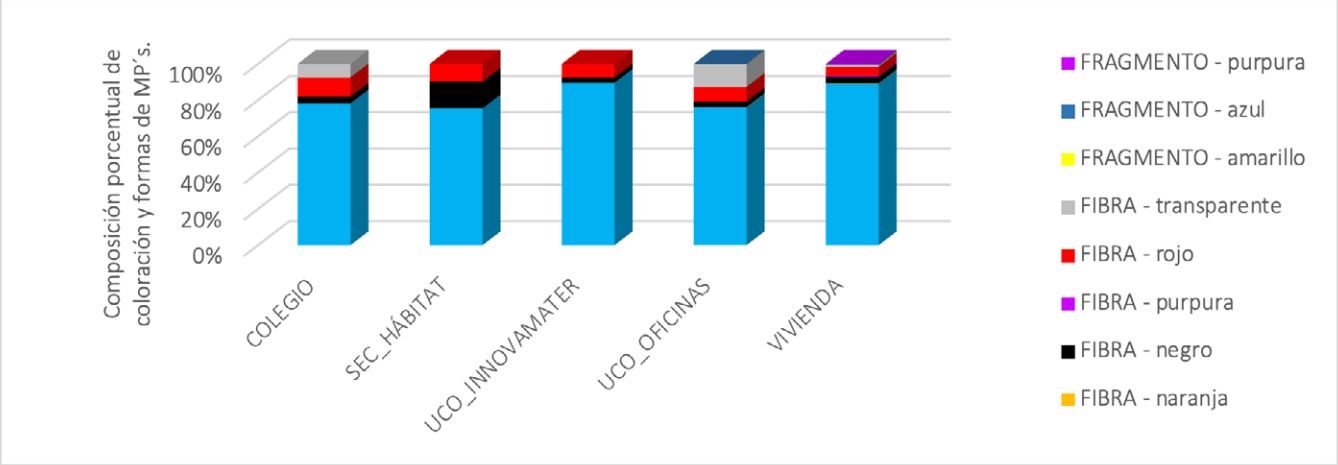


Figura 4. Composición por tipo y color de MPs.
Fuente: Elaboración propia

Algunos resultados iniciales de los análisis de morfología SEM y químico FTIR se muestran a continuación. Se analizaron fibras azules principalmente y se encontró una composición más o menos constante en la composición elemental con un porcentaje en masa cercano al 90% para el carbono. Ver figura 5.

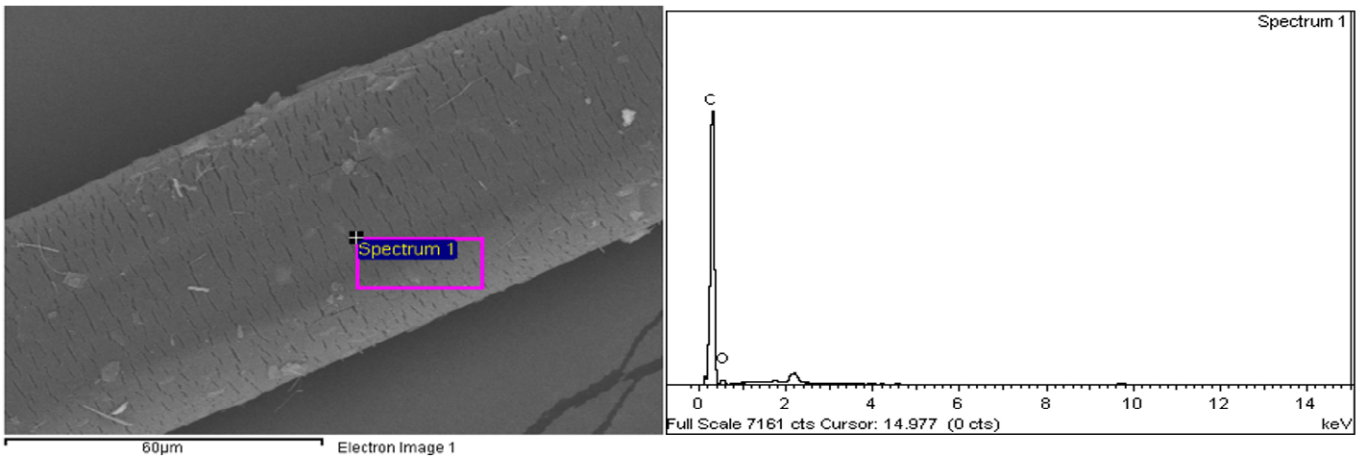


Figura 5. Imagen SEM fibra azul recolectada en muestreo pasivo

El análisis FTIR efectivamente arrojó información sobre la composición polimérica de los MPs recolectados en las muestras, la Figura 5 muestra el espectro para una partícula de MPs identificada como polipropileno, de igual manera, se identificaron otros polímeros presentes y abundantes en los materiales utilizados de manera cotidiana en diferentes ambientes, se encontró acrílico, PET, algodón, rayón, entre otros.

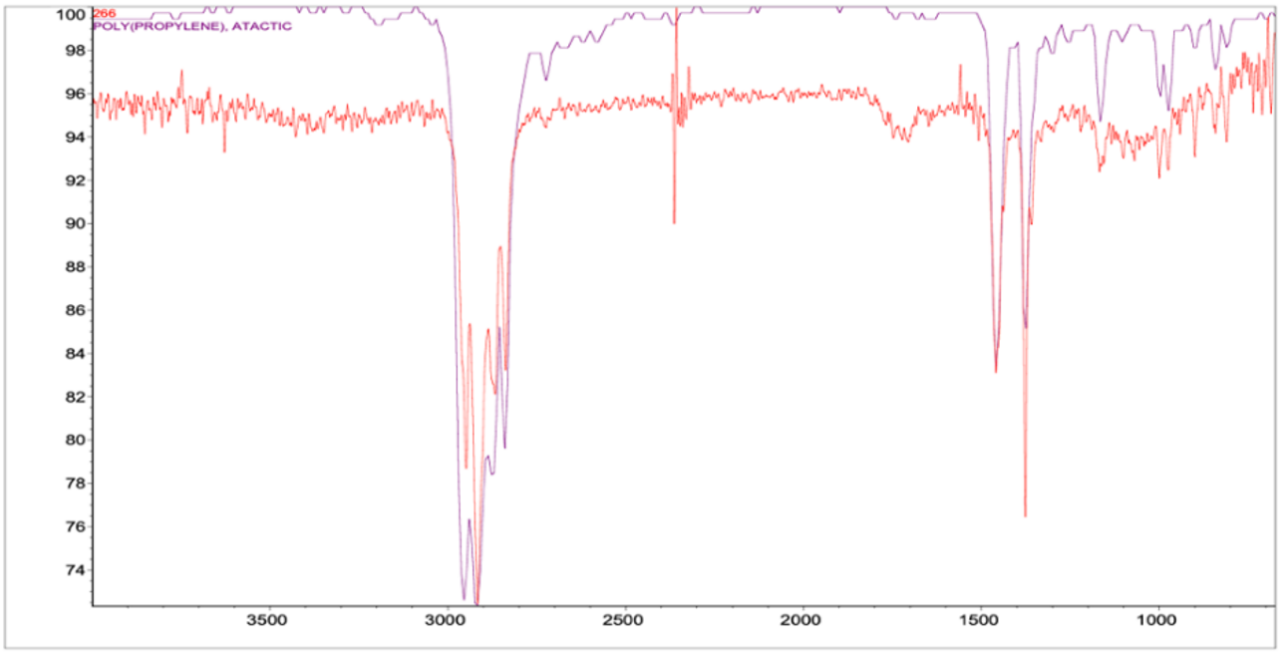


Figura 5. Espectro FTIR partícula de polipropileno

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El estudio de los MPs en el aire tiene profundas implicaciones para las políticas públicas y para la práctica en salud ambiental. Primero, evidencia la necesidad de regular fuentes específicas, como emisiones industriales o el uso de materiales sintéticos en espacios públicos, mediante normativas más estrictas. Segundo, dado el potencial impacto en la salud respiratoria y cardiovascular de la población expuesta, especialmente grupos vulnerables como niños, ancianos o personas con condiciones crónicas, los resultados pueden sumarse a otros estudios y aportar a las guías de calidad del aire que incluyan estos contaminantes emergentes, así como en campañas de sensibilización sobre riesgos y medidas de protección. Además, la planificación urbana debería integrar soluciones basadas en la naturaleza (ej. corredores verdes) para filtrar partículas, mientras se promueve la investigación interdisciplinaria para cuantificar efectos a largo plazo y desarrollar tecnologías de mitigación.

REFERENCIAS

- Allen, D., Allen, S., Le Roux, G., Simonneau, A., Galop, D., & Phoenix, V. R. (2021). Temporal archive of atmospheric microplastic deposition presented in ombrotrophic peat. Environmental Science & Technology Letters, 8(11), 954–960. https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c00697

- Li, J., Liu, H., Paul Chen, J., (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. Water Res. 137, 362–374. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056

- Seinfeld, J.H. and Pandis, S.N. (2006). Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change. 2nd Edition, John Wiley & Sons, New York.

- Yao, Y., Glamoclija, M., Murphy, A., & Gao, Y. (2022). Characterization of microplastics in indoor and ambient air in northern New Jersey. Environmental Research, 207(112142), 112142. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112142

- Yulan Zhang, Shichang Kang, Steve Allen, Deonie Allen, Tanguang Gao, Mika Sillanpää, (2020). Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives, Earth-Science Reviews, Volume 203, ISSN 0012-8252, https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118.

IMPACTO DE LA CONTAMINACIÓN DEL AIRE Y LA TEMPERATURA MÁXIMA EN LA MORTALIDAD RESPIRATORIA EN 11 CIUDADES COLOMBIANAS (2010-2019)

D. Jimena Roncancio B[1], Daniel Sarmiento[2], Laura Viviana Cabezas[3], Héctor Adolfo Rueda[3], Cristian Andrés Villamil[2]

[1]Grupo Agua, Salud y Ambiente. Facultad de Ingeniería, Universidad El Bosque, djimenar@alumni.usp.br
[2]Universidad El Bosque, dsarmientosar@unbosque.edu.co, cavillamil@unbosque.edu.co
[3]Grupo de Investigación en Saneamiento Ecológico, Salud y Medio Ambiente. Instituto de Salud y Ambiente, Universidad El Bosque, lcabezasp@unbosque.edu.co, hruedac@unbosque.edu.co

Palabras clave: Mortalidad urbana; Enfermedades respiratorias; Calidad del aire; Temperaturas extremas; Cambio climático

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire en áreas urbanas representa uno de los principales riesgos ambientales para la salud humana, con un estimado de 7 millones de muertes prematuras anuales a nivel global (OMS, 2021). Entre los contaminantes más estudiados se encuentran el material particulado fino ($PM_{2.5}$ y PM_{10}) y los gases como el dióxido de azufre (SO_2) y el dióxido de nitrógeno (NO_2), los cuales han sido ampliamente relacionados con el incremento en la incidencia de enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Cohen et al., 2017; Schraufnagel et al., 2019). La exposición prolongada a estos contaminantes deteriora la función pulmonar, exacerba condiciones preexistentes como el asma y la enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC) y aumenta el riesgo de eventos cardiovasculares agudos, como infartos de miocardio y accidentes cerebrovasculares (Pope et al., 2019).

De manera simultánea, las condiciones meteorológicas extremas, en particular las temperaturas elevadas, han emergido como un factor crítico en la morbilidad y mortalidad humanas. La exposición a temperaturas extremas ha sido ampliamente vinculada con el aumento de la mortalidad y morbilidad por enfermedades cardiovasculares y respiratorias (Ling et al., 2009; Gasparrini et al., 2015; Alahmad et al, 2022). Estudios han demostrado que las olas de calor incrementan el riesgo de hospitalizaciones por insuficiencia cardíaca, accidentes cerebrovasculares y enfermedades pulmonares obstructivas crónicas, particularmente en poblaciones vulnerables (Vicedo-Cabrera et al., 2021). Además, la exposición prolongada a temperaturas elevadas puede exacerbar los efectos adversos de otros contaminantes ambientales, contribuyendo a un mayor estrés térmico y deshidratación, lo que a su vez incrementa la inflamación sistémica y el riesgo de desenlaces adversos en la salud (Tavella et al., 2025).

En el contexto del cambio climático, se prevé un aumento en la frecuencia e intensidad de estos eventos extremos, lo que resalta la urgencia de comprender las sinergias entre la calidad del aire y las temperaturas elevadas. A pesar de la abundante evidencia sobre los efectos individuales de la contaminación del aire y el calor extremo en la salud, los estudios que evalúan su interacción conjunta siguen siendo limitados, especialmente en regiones tropicales como Colombia, donde la variabilidad climática y las dinámicas urbanas pueden modular estos impactos de manera particular (Huang et al., 2019; Hu et al., 2022). La evidencia en países con climas templados sugiere que la combinación de altas temperaturas y contaminación del aire puede generar efectos sinérgicos que multiplican el riesgo de desenlaces adversos en salud, pero la extrapolación de estos hallazgos al contexto colombiano requiere un análisis específico y detallado (Liu et al., 2019; Zhao et al., 2021).

En consecuencia, el presente estudio contempla que la interacción previamente considerada debe contribuir a un grupo de enfermedades respiratorias diversas particularmente sensibles a las condiciones ambientales como las agrupadas en los códigos J00-J99 de la clasificación internacional de enfermedades CIE-10 (Organización Mundial de la Salud (OMS), 2019). Pero que, sin embargo, tal interacción puede variar de acuerdo con los contextos urbanos analizados. Por esta razón, el análisis se enfoca en ciudades colombianas con poblaciones superiores a los 100.000 habitantes, clasificadas como municipios de categoría especial y primera categoría según la ley 1551 de 2012 (Congreso de Colombia, 2012), que además son representativas de las áreas operativas definidas por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales -IDEAM. Bajo estos criterios, este estudio tuvo como objetivo realizar un análisis exploratorio de la asociación entre contaminantes del aire (PM 2.5, NO2 y SO2) y temperaturas máximas diarias en 11 ciudades colombianas, de todas las regiones, caracterizadas por diferentes patrones climáticos y niveles de contaminación, con el propósito de identificar patrones específicos de riesgo y contribuir al desarrollo de estrategias de mitigación y adaptación.

MÉTODOS

Se realizó un análisis basado en datos diarios de mortalidad obtenidos del Sistema Integrado de Información de la Protección Social (SISPRO), temperaturas máximas del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) y concentraciones de $PM_{2.5}$, NO_2y SO_2 del Centro Europeo de Pronósticos Meteorológicos a Plazo Medio (ECMWF). Se incluyeron datos de 2010 a 2019 para 11 ciudades colombianas con diversidad geográfica y climática: Bogotá, Medellín, Cartagena, Villavicencio, Neiva, Valledupar, Tunja, Pasto, Cúcuta, Palmira e Ibagué. La mortalidad se estandarizó en tasas por 100,000 habitantes.

Para evaluar interacciones ambientales, se seleccionaron valores en el percentil 90 de contaminantes y temperatura máxima, dado su impacto en la mortalidad por enfermedades respiratorias (Gasparrini et al., 2015; Vicedo-Cabrera et al., 2021). Se calcularon coeficientes de correlación de Pearson y escalados para evaluar asociaciones lineales y no lineales. Las series

temporales fueron descompuestas en componentes de tendencia, estacionalidad e irregularidad para identificar patrones subyacentes y ajustar el modelado. Se realizó un análisis de cointegración para evaluar relaciones de largo plazo entre contaminación del aire, temperaturas extremas y mortalidad respiratoria (Bai et al., 2021).

Posteriormente, se exploraron relaciones entre variables mediante modelos estadísticos avanzados. Inicialmente, se aplicó un Distributed Lag Nonlinear Model (DLNM) para capturar relaciones no lineales y efectos retardados de exposición, utilizando una función de enlace Quasipoisson para abordar la sobredispersión de los datos (Gasparrini, 2016; Zanobetti & Schwartz, 2002).

Finalmente, se utilizó un modelo de efectos mixtos generalizado con respuesta de Poisson para estimar la mortalidad diaria en función de los contaminantes y temperatura máxima, ajustando por población y factores espaciales y temporales. Se incluyeron efectos aleatorios por ubicación geográfica y variabilidad temporal para capturar heterogeneidad estructural entre ciudades y tendencias estacionales (Dominici et al., 2002; Wu et al., 2020). La validación del modelo incluyó comparación entre modelos nulo y saturado mediante AIC y BIC, verificación de supuestos de normalidad e independencia de residuos, análisis de efectos marginales y pruebas ANOVA para identificar diferencias significativas entre ciudades.

RESULTADOS

El análisis mediante un modelo de efectos mixtos generalizado con respuesta de Poisson y un Distributed Lag Nonlinear Model (DLNM) que se muestra en la tabla 1, reveló asociaciones significativas entre la exposición a contaminantes atmosféricos y la mortalidad en diferentes ciudades de Colombia durante el período 2010-2019. El intercepto varió entre municipios, reflejando diferencias estructurales en la mortalidad de base. Ciudades como Bogotá (2.6471, $p < 0.05$), Medellín (1.98, $p < 0.001$) y Cartagena (0.88, $p < 0.001$) presentaron valores elevados, lo que sugiere una mayor carga de mortalidad atribuida a condiciones preexistentes o efectos acumulativos de la contaminación y temperatura. Se identificaron retrasos significativos en varias ciudades (ext), lo que evidencia un efecto diferido de la exposición en la mortalidad, destacándose Bogotá (1-4 días), Valledupar (1-3 días), Villavicencio (3 días) y otras con efectos diferidos hasta 4 días.

Tabla 1. Resultados del Modelo Lineal Generalizado Mixto de Poisson para la Asociación entre Contaminantes Atmosféricos, Temperatura y Mortalidad en Municipios de Colombia. (2010-2019).

Model Distributed Lag Nonlinear Model					
Municipio	β_{int}	β_{ext}	β_{PM25}	β_{NO}	β_{S02}
Bogotá	2,6471(0.10) *	1,2,3,4	0,001(0,005) **	-0,003(0,001) *	0.0009(0.002)
Medellín	1.98(0,12) ***	-	-0.03(0,15) *	-0.009(0,002) ***	-0,006(0,04)
Villavicencio	0.9625(0.19) ***	3	0.013(0.10)	-0.004(0.003)	0.0143(0.011)
Neiva	0.038(0.15)	-	0.008(0.12)	-0.002(0.033)	0.0001(0.006)
Valledupar	0.277(0.255)	1,2,3	-0.008(0.07) *	-0.001(0.004)	0.0002(0.05)
Tunja	0.038(0.15)	4	0.008(0.12) *	-0.002(0.003)	0.0008(0.006)
Pasto	0.5014(0.1551) **	4	0.004(0.02) *	-0.002(0.003)	-0.004(0.033)
Cúcuta	0.077(0.182) ***	-	-0.007(0.009)	-0.011(0.003) **	0.006(0.008)
Palmira	0.755(0.2026) ***	4	0.0307(0.024) *	-0.007(0.003) *	0.008(0.007)
Ibagué	0.6569(0.17) ***	2,4	-0.014(0.016)	-0.007(0.016) *	0.007(0.022) **
Cartagena	0.88(0.182) ***	4	0.026(0.006) ***	-0.0174(0,004) ***	-0.005(0.004)

Model Distributed Lag Nonlinear Model					
Municipio	β_{int}	β_{ext}	β_{PM25}	β_{NO}	β_{S02}

Códigos de Significancia Estadística: 0, “***”’ 0.001 “**” 0.01 “*” 0.05 “.” 0.1 “”

Valores en () Referencia a la desviación estándar de la estimación de parámetro

int : Intercepto

ext: Número de retrasos significativos

PM25: Material Particulado 2.5

N0: Dioxido de Nitrogeno

S02: Dióxido de Azufre

PM10: Material Particulado 10

Fuente: Elaboración propia

Por otro lado, el análisis mediante un modelo lineal generalizado mixto de Poisson, que se muestra en la tabla 2, permitió evaluar la relación entre la exposición a contaminantes atmosféricos y la mortalidad en diferentes municipios y capitales de Colombia, considerando la variabilidad espacial y temporal.

Tabla 2. Resultados del Modelo Lineal Generalizado Mixto de Poisson para la Asociación entre Contaminantes Atmosféricos, Temperatura y Mortalidad en Municipios de Colombia.

Modelo 2 Generalized linear mixed model Poisson						
Bondad de Ajuste						
AIC	BIC	LogLink	-2*log(L)	df. resid		
89261,7	89343,1	-44629,7	89241,7	24295		
Efectos Aleatorios						
Grupos	Varianza	Desviación Estándar				
Dia (31)	0	0				
Mes (12)	0.001825	0.04272				
Modelo 2 Generalized linear mixed model Poisson						
Año (10)	0.559168	0.74778				
Departamento	0.007790	0.08826				

Efectos Fijos						
	Estimado	Desviación Estándar	Valor Z	Pr(>|z|)		
Temperatura	0.001	0.0027	0.559	0.5489		
PM25	-0.002	0.001	-1.965	**0.0494***		
N0	0.009	0.003	2.648	**0.008****		
S02	-0.001	0.001	-0.806	0.421		
Temperatura:PM25	0.007	0.003	2.040	**0.413***		
Temperatura: N0	-0.004	0.001	-3.480	**0.0005*****		
Correlación Efectos Fijos						
	Intercepto	Temperatura	PM25	N0	T°C: S02	T°C: PM25
Temperatura	-0.311					
PM25	-0.117	0.335				
N0	-0.210	0.661	0.107			
S02	0.003	-0.112	-0.087	-0.037		
Temperatura:PM25	0.121	-0.365	-0.963	-0.093	0.010	
Temperatura: N0	0.182	-0.640	-0.094	-0.946	0.066	0.077

Fuente: Elaboración propia

Los resultados del modelo de efectos fijos, indican que la concentración de PM2.5 presentó una asociación negativa con la mortalidad, con un coeficiente estimado de -0.002 (p = 0.0494), lo que sugiere una reducción en la tasa de mortalidad en presencia de mayores concentraciones de este contaminante. No obstante, esta asociación podría estar sujeta a efectos de confusión o compensaciones en la exposición a otros contaminantes. Por otro lado, la concentración de NO_2 mostró una asociación positiva y significativa con la mortalidad (β = 0.009, p = 0.008), lo que respalda la evidencia previa sobre los efectos adversos de este gas en la salud respiratoria y cardiovascular. La variable SO_2 no presentó una asociación estadísticamente significativa con la mortalidad (p = 0.421).

En cuanto a las interacciones entre temperatura y contaminantes, se identificó una interacción estadísticamente significativa entre temperatura y NO_2 (β = -0.004, p = 0.0005), lo que sugiere que el efecto del NO_2 en la mortalidad se modula en función de la temperatura ambiental. Este hallazgo es consistente con estudios previos que indican que las temperaturas más altas pueden alterar la toxicidad de los contaminantes gaseosos o modificar la susceptibilidad de la población a sus efectos adversos. La interacción entre temperatura y PM2.5 presentó un coeficiente positivo (β = 0.007, p = 0.413), aunque su nivel de significancia estadística fue menor, lo que sugiere la necesidad de estudios adicionales para comprender este fenómeno.

El análisis de efectos aleatorios mostró que la variabilidad interanual es la más relevante (varianza = 0.559), lo que sugiere que las diferencias en mortalidad atribuibles a la contaminación están fuertemente influenciadas por tendencias de largo plazo más que por variaciones mensuales o diarias. Finalmente, las medidas de bondad de ajuste del modelo (AIC = 89,261.7, BIC = 89,343.1) indican un ajuste adecuado a los datos. No obstante, se recomienda una evaluación más detallada de posibles fuentes de heterogeneidad y efectos de confusión en análisis futuros.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Las ciudades ubicadas a mayor altitud, como Bogotá (2640 m s.n.m.), Tunja (2820 m s.n.m.) e Ibagué (1285 m s.n.m.), mostraron efectos retardados en la mortalidad respiratoria, lo que sugiere una acumulación prolongada de contaminantes y una respuesta fisiológica más lenta en la población expuesta. Investigaciones previas han demostrado que, en ciudades de gran altitud, la menor presión atmosférica y la baja temperatura, junto con patrones meteorológicos como vientos y precipitación, favorecen la acumulación de contaminantes y la formación de nuevas partículas en suspensión (Marodón et al., 2023). Además, la reducida disponibilidad de oxígeno afecta la eficiencia de los motores de combustión interna, incrementando las emisiones contaminantes, lo que ha sido documentado en ciudades como La Paz (3200–3600 m s.n.m.) y El Alto (4050 m s.n.m.) (Marodón et al., 2023). En estas condiciones, la intensa radiación solar y las fluctuaciones diarias de temperatura también influyen en la composición y transformación de los aerosoles atmosféricos.

El análisis identificó que, entre las ciudades estudiadas, solo Tunja presentó una relación significativa entre PM2.5 y la mortalidad respiratoria, un hallazgo consistente con estudios previos en ciudades de gran altitud como La Paz y El Alto, donde la exposición a material particulado ha sido vínculada con efectos adversos en la salud respiratoria (Borlaza-Lacoste et al., 2024). Esto sugiere que, en ciudades de altitud intermedia como Tunja, la acumulación de contaminantes contribuye a efectos retardados, reflejando una respuesta fisiológica más lenta. La hipoxia hipobárica presente en ciudades de gran altitud (>2000 m s.n.m.) puede agravar estos efectos, aumentando la vulnerabilidad de la población ante la contaminación del aire (Borlaza-Lacoste et al., 2024).

En cuanto a la temperatura, se observó un impacto significativo en Bogotá, Medellín e Ibagué, con efectos más pronunciados en Cartagena, una ciudad de baja altitud con temperaturas elevadas. Este hallazgo concuerda con estudios previos realizados en Brasil, donde se ha identificado una relación entre la temperatura y las enfermedades respiratorias, particularmente en ciudades con temperaturas máximas elevadas (Tavella et al., 2025). La relación entre temperaturas altas y mortalidad respiratoria podría estar mediada por el aumento del metabolismo basal, la deshidratación y la exacerbación de enfermedades preexistentes (Lelieveld et al., 2020).

Los efectos retardados también fueron diferenciados geográficamente. Bogotá y Tunja, las ciudades de mayor altitud, presentaron retrasos en la manifestación de los efectos ambientales sobre la mortalidad respiratoria, mientras que Cartagena mostró efectos inmediatos. En Brasil, un estudio evaluó retardos en diferentes intervalos (0–2 semanas) y encontró asociaciones variables según la ciudad y el tipo de contaminante, sugiriendo que los tiempos de retardo pueden estar modulados por la altitud y las condiciones atmosféricas locales (Tavella et al., 2025). Esto coincide con la hipótesis de que, en zonas de mayor altitud, la combinación de hipoxia, baja temperatura y contaminación prolongada puede generar un efecto acumulativo en la salud respiratoria, amplificando la latencia en los impactos sobre la mortalidad.

Por otro lado, Palmira, Villavicencio, Neiva, Cúcuta y Valledupar no mostraron asociaciones significativas entre contaminantes y mortalidad respiratoria. Esto podría deberse a diversos factores, como la dispersión de contaminantes, la ventilación natural por corrientes de aire o limitaciones en la calidad de los datos ambientales disponibles. Adicionalmente, la geografía y el diseño urbano de estas ciudades influyen en el comportamiento de los contaminantes atmosféricos, particularmente en regiones con menor densidad poblacional y mayor vegetación (Swamy et al., 2024).

El modelo identificó patrones geográficos diferenciados en la relación entre las variables ambientales y la mortalidad respiratoria, resaltando la importancia de estrategias de mitigación adaptadas a las particularidades de cada región. En estudios realizados en Brasil se han reportado diferencias significativas en los efectos de la contaminación del aire según el tamaño y el contexto urbano de las ciudades, indicando que la exposición y la vulnerabilidad a los

contaminantes pueden variar según factores locales como la densidad poblacional y el nivel de desarrollo urbano (Tavella et al., 2025).

Estos hallazgos refuerzan la necesidad de implementar sistemas de alerta temprana que integren el monitoreo de calidad del aire y predicciones meteorológicas para anticipar episodios de alta contaminación y temperaturas extremas (World Bank, 2020). Asimismo, se subraya la importancia de fortalecer la regulación de emisiones contaminantes en áreas urbanas densamente pobladas para mitigar los efectos combinados de la contaminación y el calor extremo (OMS, 2021). A nivel local, se recomienda implementar estrategias de sensibilización pública sobre los riesgos asociados a la exposición al calor extremo, junto con el aseguramiento de acceso a espacios frescos y ventilados para reducir la vulnerabilidad de la población más expuesta (Lelieveld et al., 2020). En un escenario de cambio climático creciente, es fundamental adoptar un enfoque integral que considere las interacciones entre contaminantes y variables meteorológicas, contribuyendo a mejorar la resiliencia urbana y proteger la salud pública en ciudades de distintas condiciones geográficas.

REFERENCIAS

- Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA). (2025). La calidad del aire en Europa – Informe 2025. Tribunal de Cuentas Europeo. Recuperado el 31 de marzo de 2025, de https://www.eca.europa.eu/ECAPublications/SR-2025-02/SR-2025-02_ES.pdf

- Alahmad, B., Khraishah, H., Royé, D., Vicedo-Cabrera, A. M., Guo, Y., Papatheodorou, S. I., ... & Koutrakis, P. (2023). Associations between extreme temperatures and cardiovascular cause-specific mortality: results from 27 countries. Circulation, 147(1), 35-46.

- Bai, L., Li, Q., Wang, J., Lavigne, E., Gasparrini, A., Copes, R., ... & Chen, H. (2021). Increased coronary heart disease and stroke hospitalisations from ambient temperatures in Ontario. Heart, 107(21), 1730-1736. https://doi.org/10.1136/heartjnl-2020-318605

- Borlaza-Lacoste, L., Mardoñez, V., Marsal, A., Hough, I., Dinh, V. N. T., Dominutti, P., Jaffrezo, J. L., Alastuey, A., Besombes, J. L., Močnik, G., Moreno, I., Velarde, F., Gardon, J., Cornejo, A., Andrade, M., Laj, P., & Uzu, G. (2024). Oxidative potential of particulate matter and its association to respiratory health endpoints in high-altitude cities in Bolivia. Environmental Research, 255, 119179. https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2024.119179

- Congreso de Colombia. (2012, 6 de julio). Ley 1551 de 2012, por la cual se dictan normas para modernizar la organización y el funcionamiento de los municipios. Diario Oficial 48.483.

- Dominici, F., McDermott, A., Zeger, S. L., & Samet, J. M. (2002). On the use of generalized additive models in time-series studies of air pollution and health. American Journal of Epidemiology, 156(3), 193-203. https://doi.org/10.1093/aje/kwf062

- European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF). (2011-2017). Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS) datasets. Recuperado de https://www.ecmwf.int

- Gasparrini, A., Armstrong, B., & Kenward, M. G. (2010). Distributed lag non-linear models. Statistics in Medicine, 29(21), 2224-2234. https://doi.org/10.1002/sim.3940

- Gasparrini, A. (2016). Modelling lagged associations in environmental time series data. Epidemiology, 27(6), 835–842. https://doi.org/10.1097/ede.0000000000000533

- Hu, X., Han, W., Wang, Y., Aunan, K., Pan, X., Huang, J., & Li, G. (2022). Does air pollution modify temperature-related mortality? A systematic review and meta-analysis. Environmental Research, 210, 112898.

- Huang, C., Barnett, A. G., Wang, X., & Tong, S. (2019). The impact of temperature on years of life lost in Brisbane, Australia. Nature Climate Change, 2, 265-270. https://doi.org/10.1038/nclimate1369

- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2011-2017). Registros históricos de temperaturas máximas en Colombia. Bogotá, Colombia. Recuperado de https://www.ideam.gov.co

- Lelieveld, J., Klingmüller, K., Pozzer, A., Burnett, R. T., Haines, A., & Ramanathan, V. (2020). Effects of fossil fuel and total anthropogenic emission removal on public health and climate. Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS), 117(15), 8492–8497. https://doi.org/10.1073/pnas.1918837117

- Liu, J., Liu, T., Burkart, K. G., Wang, H., He, G., Hu, J., ... & Zhou, M. (2022). Mortality burden attributable to high and low ambient temperatures in China and its provinces: results from the Global Burden of Disease Study 2019. The Lancet Regional Health–Western Pacific, 24.

- Mardoñez, V., Pandolfi, M., Joanna Borlaza, L. S., Jaffrezo, J.-L., Alastuey, A., Besombes, J.-L., Moreno, I. R., Perez, N., Močnik, G., Ginot, P., Krejci, R., Chrastny, V., Wiedensohler, A., Laj, P., Andrade, M., & Uzu, G. (2023). Source apportionment study on particulate air pollution in two high-altitude Bolivian cities: La Paz and El Alto. Atmos. Chem. Phys, 23, 10325–10347. https://doi.org/10.5194/acp-23-10325-2023

- Organización Mundial de la Salud (OMS). (2019). Clasificación Internacional de Enfermedades para estadísticas de mortalidad y morbilidad (CIE-10, 10ª revisión, versión 2019). OMS. Recuperado el 31 de marzo de 2025, de https://icd.who.int/browse10/2019/en

- Organización Mundial de la Salud (OMS). (2021). Air pollution. Recuperado el 31 de marzo de 2025, de https://www.who.int/health-topics/air-pollution

- Swamy, G. S. N. V. K. S. N., Erva, R. R., Pujari, M., & Kodavaty, J. (2024). An overview on patterns, monitoring, and modeling of the urban climate changes. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 135, 103625. https://doi.org/10.1016/J.PCE.2024.103625

- Sistema Integrado de Información de la Protección Social (SISPRO). (2011-2017). Registros de mortalidad en Colombia. Ministerio de Salud y Protección Social de Colombia. Recuperado de https://www.sispro.gov.co

- Tavella, R. A., Penteado, J. O., de Lima Brum, R., da Silva Bonifácio, A., San Martin, M. C., Saes-Silva, E., ... & da Silva Júnior, F. M. R. (2025). An exploratory study on the association between air pollution and health problems (ICD-10) with an emphasis on respiratory diseases. Atmospheric Pollution Research, 16(2), 102377.

- Vicedo-Cabrera, A. M., Guo, Y., Sera, F., Huber, V., Schleussner, C. F., Mitchell, D., ... & Gasparrini, A. (2021). Temperature-related mortality impacts under and beyond Paris Agreement climate change scenarios. Climatic Change, 167(1), 1-15. https://doi.org/10.1007/s10584-021-03177-1

- Wang, Y., Lin, C., Fang, C., Li, J., & Huang, P. (2016). Effects of co-exposure to PM2.5, SO_2, and NO_2 on behavior and mitochondrial function in mice. Chemosphere, 163, 87–94. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.08.044

- Wang, Y., Eliot, M. N., & Wellenius, G. A. (2021). Short-term exposure to air pollution and hospital admissions for stroke in 26 Chinese cities: A case-crossover study. Environmental International, 146, 106252. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106252

- Welty, L. J., Zeger, S. L., Szpiro, A. A., Sheppard, L., & Samet, J. M. (2009). Bayesian distributed lag models: Estimating effects of particulate matter air pollution on daily mortality. Biostatistics, 10(3), 333-348. https://doi.org/10.1093/biostatistics/kxp013

- World Bank. (2020). Early warning systems for climate resilience: A policy guide. Retrieved from https://www.worldbank.org

- Wu, C., Si, Y., & Wang, W. (2020). A review of statistical methods for identifying interactions among pollutants in air pollution research. Journal of Environmental Sciences, 91, 225-237. https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.02.029

- Wu, X., Nethery, R. C., Sabath, M. B., Braun, D., & Dominici, F. (2020). Exposure to air pollution and COVID-19 mortality in the United States: A nationwide cross-sectional study. Environmental Research, 187, 109891. https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109891

- Zanobetti, A., & Schwartz, J. (2002). Cardiovascular damage by airborne particles: Are diabetics more susceptible? Epidemiology, 13(5), 588-592. https://doi.org/10.1097/00001648-200209000-00016

EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DE LA FORMA Y DENSIDAD DEL ARBOLADO URBANO EN LA CONCENTRACIÓN DE PM_{10}: PRÁCTICAS DE UNA CLASE DE SIG APLICADO

Mayerling Sanabria Buitrago[1]

[1]Profesor Facultad de Ingeniería Ambiental y sanitaria, Universidad de la Salle, msanabria@unisalle.edu.co

Palabras clave: Arbolado urbano; PM10; geoprocesos GIS, clases SIG

INTRODUCCIÓN

La calidad del aire en las ciudades es un tema crítico en la planificación urbana, especialmente en entornos como Bogotá, donde las concentraciones de material particulado (PM_{10}) representan una problemática constante para la salud pública y el bienestar ambiental. Este proyecto se desarrolla con el apoyo activo de estudiantes, quienes han registrado y analizado las condiciones del arbolado urbano en zonas estratégicas de la ciudad. El objetivo principal es evaluar la influencia de características del arbolado, como la forma de los árboles y su densidad, en la concentración de PM_{10} registrada por la red de monitoreo de la ciudad.

Para este análisis, se utilizó información de fuentes confiables como el Jardín Botánico de Bogotá y el Sistema SIGAU y la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB). Inicialmente, se identificaron las estaciones de monitoreo con los niveles más altos y más bajos de concentración de PM_{10}, según datos históricos disponibles. A partir de esta identificación, se delimitaron zonas de estudio bajo un análisis multicriterio en ArcGIS y se desarrolló un formulario para trabajo de campo que registra las características del arbolado en dichas áreas. Este proceso incluyó la validación de datos del Sistema SIGAU mediante grupos de trabajo que contrastaron la información recopilada en el servicio web de la entidad.

Los resultados preliminares revelan que las zonas verdes urbanas tienen una influencia significativa en la distribución de PM_{10}, principalmente a través de dos factores: la forma de las copas y la conectividad espacial de los árboles. Se encontró que las copas tipo penacho, como las de las palmas, tienden a interferir negativamente en la dispersión del contaminante, especialmente en áreas con mayores concentraciones de PM_{10}.

El análisis geoestadístico, basado en herramientas como la regresión ponderada geográficamente (GWR) y la densidad de Kernel, permitió identificar que las copas tipo penacho presentan la mayor correlación con la concentración de PM10 (R^2 = 0.81), mientras que las copas cónicas e irregulares mostraron menor influencia.

Estos hallazgos resaltan la necesidad de considerar factores como la forma del árbol, su distribución de ramas y hojas especialmente en procesos de reforestación urbana o sustitución de especies exóticas por nativas, sobre todo, en áreas de la ciudad con concentraciones altas de PM_{10}. Este proyecto también destaca el papel fundamental de la inclusión de problemáticas ambientales reales en clases prácticas como la de SIG Aplicado; Pues la integración de estudios de caso reales en el aula proporciona una experiencia práctica que no solo enriquece el aprendizaje, sino que también empodera a los estudiantes para contribuir de manera significativa a la sostenibilidad y mejora del entorno urbano donde viven.

MÉTODOS

El proceso metodológico desarrollado para desarrollar este proyecto se condensa en el siguiente diagrama:

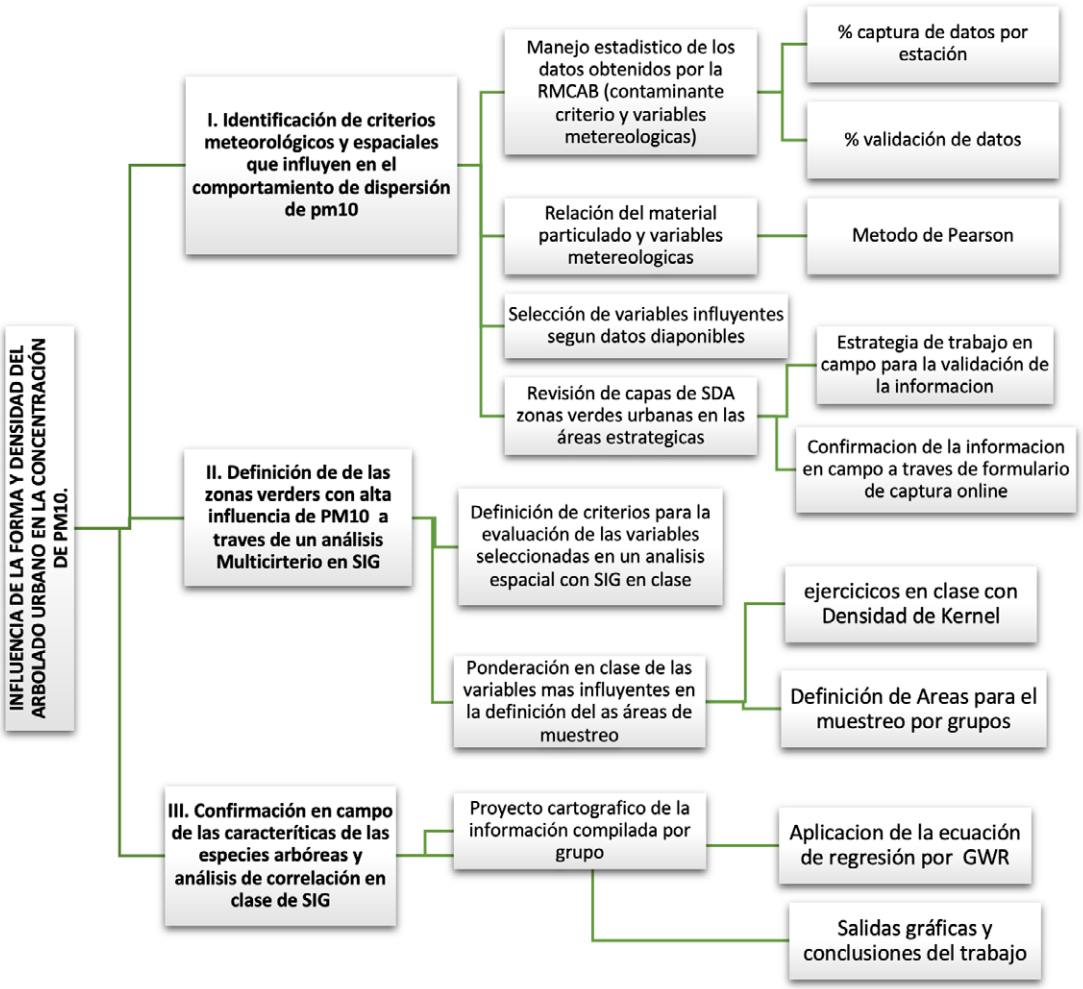


Figura 1. Proceso metodológico implementado
Fuente: Elaboración propia

RESULTADOS

Para la selección de áreas de estudio, se consideraron datos provenientes de reportes multiestación relacionados con las concentraciones de PM_{10} y variables meteorológicas. Con la primera experiencia de clase, se procesaron aproximadamente 21,900 registros, incluyendo estaciones como Suba, Carvajal, Las Ferias, Usaquén y Puente Aranda, que no medían algunas variables meteorológicas como humedad. Estas estaciones fueron incluidas mediante un proceso de validación de datos, quedando para la confirmación del arbolado las siguientes:

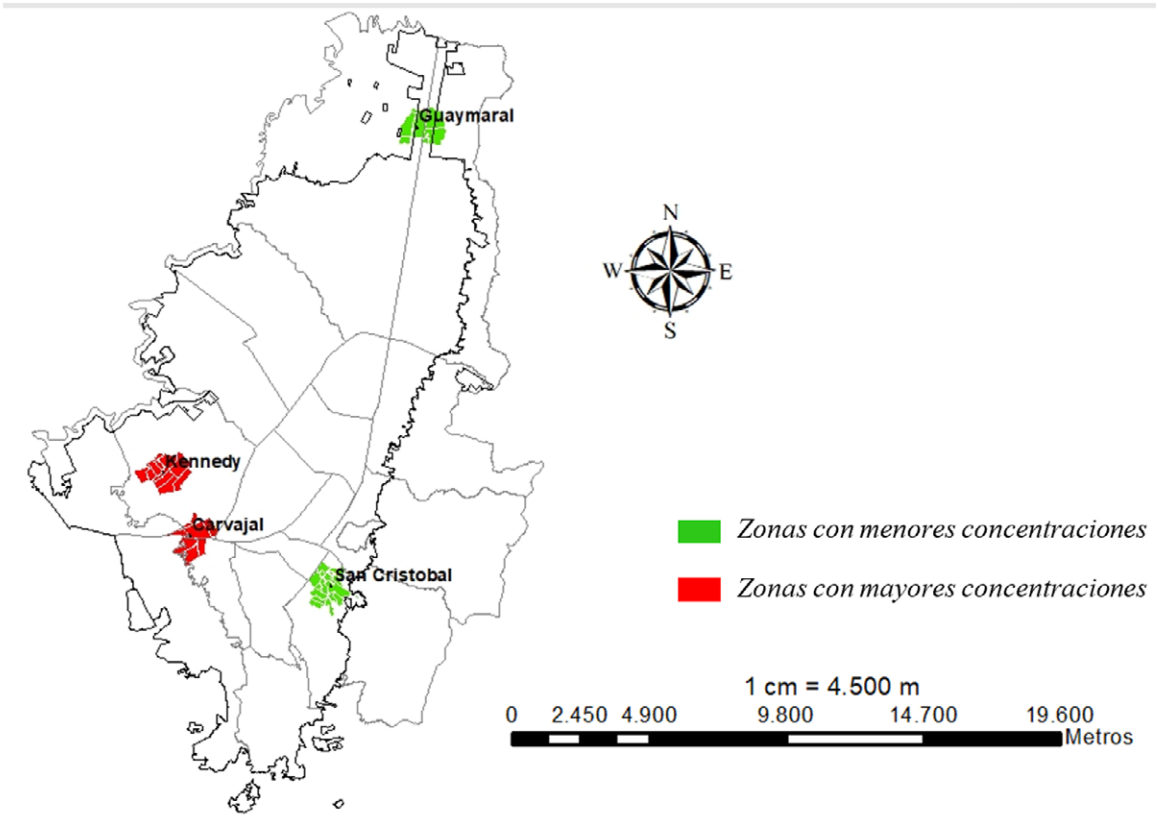


Figura 2. Áreas de confirmación
Fuente Elaboración propia con información producto de trabajo en clase con estudiantes

Una vez definidas las áreas a trabajar, los estudiantes se organizaron en grupos y cada uno desarrolló un formulario para recopilar la información que consideraron más relevante sobre la influencia del arbolado urbano en las concentraciones de PM_{10}. El 100% de los grupos coincidieron en incluir la forma de los árboles como un factor clave, entre aspectos como especie, distancia entre ellos, tamaño y estado vegetativo, entre otros. A continuación, se presentan los resultados de uno de los grupos, que identificó esta variable como la más influyente:



Figura 3. Densidad de árboles con copa penachos y cónica
Fuente modificado por autores basado en el SIGAU e IDECA

Fuente: Elaboración propia con información producto de trabajo en clase con estudiantes

"Las copas tipo penacho parecen estar asociadas con un aumento en las concentraciones de PM_{10}, ya que su densidad es mayor en zonas con altas concentraciones, como Kennedy y Carvajal, y baja o nula en áreas con menores concentraciones, como San Cristóbal y Guaymaral. Aunque las copas cónicas e irregulares mostraron inicialmente una relación visual positiva con bajas concentraciones de PM_{10}, el análisis geoestadístico mediante GWR no respaldó esta asociación, ya que estas formas presentaron un R^2 de 0,01 y un error estándar de coeficiente alto en comparación con los valores predictivos. Esto indica que las copas cónicas e irregulares no influyen significativamente en las concentraciones de material particulado menor a 10 micras.

En contraste, las copas tipo penacho registraron un coeficiente R^2 de 0,81 con la concentración de PM_{10}, lo que sugiere una posible relación a considerar. Sin embargo, la dinámica de retención de material particulado es compleja y puede estar influenciada por factores adicionales, como las condiciones meteorológicas de la zona, el tipo de hoja y el estado fenológico de los árboles."

Estos resultados preliminares de un ejercicio de clase evidencian el interés y la participación activa de los estudiantes en el seguimiento e identificación de un problema real utilizando los conceptos aprendidos en la clase de SIG. A través de este ejercicio, los estudiantes tuvieron la oportunidad de aplicar sus conocimientos en un caso concreto: la influencia del arbolado sobre la concentración de PM_{10}. La forma de la copa, una de las variables identificadas con mayor certeza, pero es importante indicar que es solo un factor dentro de un conjunto más amplio de elementos que afectan la dispersión del material particulado. La relación entre esta variable y las concentraciones de PM_{10} es compleja, ya que también deben considerarse otras variables como las emisiones, las condiciones meteorológicas entre otras. Sin embargo, como conclusión inicial de un ejercicio de trabajo en clase sugiere que las copas tipo penacho podrían interferir con la dispersión del PM_{10}, pero se requiere más investigación y documentación al respecto en una fase II.

Este fue un ejercicio piloto dentro de una materia práctica, diseñado para generar un mayor interés entre los estudiantes al ofrecerles la oportunidad de trabajar con un tema real a lo largo del semestre. La integración de estudios de caso reales en clase permite que los estudiantes analicen todas las posibles causas de un problema y apliquen las herramientas de geoprocesamiento aprendidas. Esto fomenta un pensamiento crítico y analítico más profundo en la resolución de problemas, además de aumentar el interés y la participación, ya que los estudiantes se sienten más involucrados cuando el tema tiene una conexión directa con su ciudad.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Al ser un ejercicio de clase, este estudio pone de manifiesto la necesidad de incorporar en las políticas públicas una planificación estratégica del arbolado que contemple, no solo la especie en cuanto a su funcionalidad y estructura del ecosistema urbano, sino también factores como la forma de las copas y la distribución espacial de los árboles, elementos que pueden mejorar la dispersión de los contaminantes y, por ende, la calidad del aire en la ciudad. Esto resalta la relevancia de integrar criterios técnicos y científicos para la selección y distribución del arbolado, que no solo consideren la selección de especies nativas, sino también las características físicas de los árboles que influyen en la dispersión de los contaminantes, especialmente en áreas con alta concentración de PM_{10}.

REFERENCIAS

- Alcaldia mayor de Bogotá. (2024). Bogotá abierta .
  Obtenido de https://Ideca / Datos Abiertos / Mapas de Bogotá

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2010). PROTOCOLO PARA EL MONITOREO Y SEGUIMIENTO DE LA CALIDAD DEL AIRE. Bogotá.

- Secretaria Distrital de Ambiente . (s.f.). RMCAB.
  Obtenido de http://ambientebogota.gov.co/estaciones-rmcab

FRACCIÓN CARBONOSA EN PM2.5 DE SEIS CIUDADES DE AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE: VARIACIONES ESTACIONALES, FUENTES Y CONTRIBUCIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO SECUNDARIO

Laura Dawidowski[2], Julián Gelman Constantin[2,3], Miriam Gómez-Marín[1],Jorge Herrera Murillo[4], Thiago Nogueira[5], Salvador Blanco Jiménez[6], Valeria Díaz-Suárez[7], Facundo Baraldo Victorica[2], Pablo Lichtig[2,3], Melisa Díaz Resquin[2], Minor Vargas-Rojas[4], Julio Murillo-Hernández[4], James Alberto Vergara Correa[1], Maria de Fatima Andrade[5], Djacinto Monteiro dos Santos[8], Javier Flores Maldonado[6], Francisca Aldape[6], Luis Felipe Abreu[6], y Manousos Ioannis Manousakas[9]

[1]Grupo GHYGAM, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, Colombia, mgomez@elpoli.edu.co
[2]Gerencia Química, Comisión Nacional de Energía Atómica, Av General Paz 1499, San Martin, B1650KNA Buenos Aires Argentina
[3]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina
[4]Laboratorio de Análisis Ambiental, Escuela de Ciencias Ambientales, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica
[5]Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, Brasil
[6]Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México
[7]Laboratorio de Investigación Análisis y Monitoreo, Secretaría de Ambiente, Quito, Ecuador
[8]Instituto de Física, Universidade de São Paulo, Brasil
[9]Laboratorio de Química Atmosférica, Instituto Paul Scherrer (PSI), 5232, Villigen-PSI, Suiza

Palabras clave: Carbono Elemental Carbono Orgánico, Carbono Orgánico secundario; Aportes fuentes carbonosas

INTRODUCCIÓN

Según estimaciones de la OMS, el 90% de la población vive en regiones donde las concentraciones de contaminantes atmosféricos superan los niveles recomendados. En América Latina y el Caribe (ALC), alrededor del 80% de la población vive en ciudades, lo que se traduce en un aumento de la exposición a la contaminación atmosférica (OMS, 2016). Entre los contaminantes atmosféricos, se ha prestado especial atención al ($PM_{2,5}$), dada su capacidad de producir enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Pope y Dockery 2006, Van Winkle et al., 2015, Huang et al., 2017. Además, se pueden generar efectos climáticos e hidrológicos variados (Roberts et al., 2008, Banerjee et al.,2018); IPCC 2021). Entre los principales componentes del $PM_{2,5}$ se encuentran oligoelementos y la fracción carbonosa (carbono orgánico (OC) y carbono elemental (EC)), contribuyentes a la masa total (˜20-80%) asociados a efectos en la de salud emitidos durante la combustión de combustibles fósiles o biomasa (Grahame et al, 2014). En este estudio presentamos un análisis de las variaciones temporales y las posibles fuentes de las fracciones carbonosas muestreadas simultáneamente en seis ciudades de ALC: Buenos Aires (BUE), São Paulo (SP), Medellín (MED), Ciudad de México(MEX),San José de Costa Rica (SJ) y Quito(QUI) contado con el apoyo del Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA),ARCAL RLA7023,AMVA, y ECOPTEROL

MÉTODOS

Las muestras se tomaron cada tres días durante 24± 1 horas en equipos TISCH y HiVol con filtros de cuarzo de 8 x 10 pulgadas pretratados a 600°C y conservados a menos a 4°C, Ver Tabla 1.

Para el análisis del carbono se utilizó un analizador Sunset que opera bajo el método termo-óptico. La materia carbonacea se determinó por los métodos NIOSH 5040, EUSAAR 2.0 y los aerosoles orgánicos secundarios (SOC) (método trazador de EC) (Huntzicker et al., 1986).

Se aplicó un factor constante (1,8) para la conversión de OC a OM (Chow et al., 2015), POC y SOC en materia orgánica primaria (POM) y secundaria (SOM), teniendo en cuenta las fuentes de OC antropogénicas la mayor presencia que las fuentes naturales, sumado a los procesos de envejecimiento atmosférico (Aiken et al., 2008; Timonen et al., 2013; Lichtiget al., 2023), de acuerdo con relaciones OC/EC >6.0. La estimación de la contribución o aporte de fuentes se realizó a partir del modelo PMF (EPA PMF 5.0), incluyendo las fracciones de carbono y TC como variable total. Las incertidumbres combinadas incluyeron el procedimiento analítico y el muestreo. Para seleccionar la simulación que mejor explicaba composición carbonosa del $PM_{2,5}$, consideramos el perfil químico de los factores teniendo en cuenta la relación OC/EC y la presencia de trazadores según fuentes de referenciación científica, las tendencias estacionales de la contribución de cada factor y el conocimiento local sobre las estaciones meteorológicas y las fuentes primarias, intrusiones regionales y parámetros estadísticos del modelo. (Huber, 1981).

Tabla 1. Sitios y periodos de muestreo.

Country	Municipality, State or Province	Cordinates (Lat.;Long.)	Characteristics	Sample period
Argentina	San Martín, Buenos Aires	-34,573; -58,513	Residential zone,high traffic	April 2019-March 2020
Brasil	São Paulo, São Paulo	-23,559; -45,734	Commercial zone	April 2019-December 2019
Colombia	Medellín, Antioquia	6,244; -75,611	Transition between commercial and residential zone	April 2019-March 2020
Costa Rica	San José, San José	9,932; -84,086	Transition between commercial and residential zone	May 2019- April 2020
Ecuador	Distrito Metropolitano de Quito, Pichincha	-0,222; -78,514	Commercial zone	April 2019-March 2020
México	Ciudad de México	19,484; -99,147	Transition between industrial and residential zone	April 2019-March 2020

RESULTADOS

Al comparar los promedios anuales con la guía OMS (OMS, 2021, capítulo 3.2.2.1), se observa que todas las ciudades superan la directriz de calidad del aire de 2021 (AQG, 5 µgm-3). La Tabla 2 y la Fig. 1 muestran la contribución de las fracciones carbonosas para las seis ciudades en diferentes estaciones meteorológicas. La materia carbonosa total (MCT = MO + CE) es mayor para MEX, SP y MED y menor para BUE, QUI y SJ. Sin embargo, la fracción EC es mayor en QUI, SJ y SP. En la mayoría de las ciudades, la MTC representa una contribución importante, aunque con variaciones estacionales: BUE (54 %-63 %), P (32 %-47 %), MED (56 %-76 %), SJ (35 %-52 %), QUI (49 %-53 %), MEX (52 %-64 %). Los resultados de modelización PMF según Figura 2, arrojaron aportes desde 29 % en BUE y 36 % en QUI, más altos en MED, SJ, MEX y SP (44 %, 45 %, 46 % y 50 %, respectivamente. Se hallaron contribuciones de tráfico (gasolina y gasóleo), quema regional de biomasa y los aerosoles orgánicos secundarios (SOA) en todas las ciudades, con huellas químicas similares. En BUE, SP, MED, QUI y MEX, se identificó claramente un factor quema regional de biomasa (responsable de más del 21 % del CT), con un perfil químico de mayor contenido de OC y OPyr y relación OC/EC (entre 6,4 y 23), coherente con resultados anteriores en otras ciudades. Las correlaciones entre las series temporales de los factores PMF y SOC/ EC, fueron valiosas para la identificación de fuentes (Dawidowski et al., 2024)

Tabla 2: Promedio y desviación estándar (en parenthesis) de los niveles de $PM_{2.5}$, OC y EC en seis ciudades latinoamericanas durante la campaña de muestreo.)

Sampling site	Buenos Aires	São Paulo	Medellín	San José	Quito	Ciudad de México
N	100	82	122	99	108	119
$PM_{2.5}$ (μgm^{-3})	17,5 (7,6)	27,6 (9,9)	22,1 (8,9)	27,1 (9,3)	20,4 (5,4)	21,7 (9,3)
TC (μgm^{-3})	6,12 (2,66)	7,55 (5,01)	8,23 (3,74)	7,96 (2,60)	7,13 (2,45)	7,44 (3,53)
OC (μgm^{-3})	5,15 (2,42)	5,5 (3,42)	7,36 (3,47)	5,07 (1,83)	4,30 (1,42)	6,28 (3,36)
EC (μgm^{-3})	0,98 (0,44)	1,68 (1,61)	0,88 (0,47)	2,89 (1,17)	2,84 (1,34)	1,16 (0,44)
OC/EC	5,87 (2,78)	4,66 (3,25)	9,65 (6,04)	1,99 (0,98)	1,72 (0,72)	5,85 (3,36)
OC/TC	0,83 (0,06)	0,74 (0,08)	0,89 (0,04)	0,64 (0,09)	0,61 (0,09)	0,83 (0,05)
OC/TC	0,17 (0,06)	0,20 (0,08)	0,11 (0,04)	0,36 (0,09)	0,39 (0,09)	0,17 (0,05)

Tabla 3: Promedio y desviación estándar de los niveles de $PM_{2.5}$, OC, EC, TC, OC/EC, OM y TCM en seis ciudades latinoamericanas para la campaña de muestreo, para las estaciones meteorológicas locales.

		$PM_{2.5}$, (μgm^{-3})	OC (μgm^{-3})	EC (μgm^{-3})	TC (μgm^{-3})	OC/EC	OM (μgm^{-3})	TCM (μgm^{-3})
Buenos Aires (Argentina)								
Summer	**Average**	19,09	5,09	1,05	6,14	5,30	9,17	10,22
	SD	5,30	1,58	0,32	1,72	2,29	2,85	2,97
Autumn	**Average**	17,99	5,67	1,15	6,82	5,68	10,20	11,35
	SD	7,31	2,05	0,56	2,39	2,60	3,70	4,01
Winter	**Average**	19,11	5,83	0,91	6,74	6,79	10,49	11,40
	SD	10,16	3,34	0,41	3,59	3,07	6,02	6,26
Spring	**Average**	14,48	4,14	0,86	5,00	5,53	7,46	8,32
	SD	5,36	1,77	0,40	2,00	2,86	3,19	3,40
São Paulo (Brasil)								
Autumn	**Average**	26,80	5,79	2,14	8,32	3,73	10,42	12,56
	SD	10,01	3,69	1,59	5,04	4,43	6,64	7,68
Winter	**Average**	30,69	6,70	2,26	9,42	3,70	12,07	14,33
	SD	11,72	4,02	1,93	6,03	1,66	7,23	8,94
Spring	**Average**	24,88	4,03	0,74	5,05	6,17	7,26	8,00
	SD	6,83	1,70	0,39	2,12	2,76	3,05	3,36
Medellín (Colombia)								
Rainy Mar-May	**Average**	28,45	9,54	0,99	10,53	13,03	17,17	18,16
	SD	11,74	4,33	0,54	4,50	10,29	7,80	7,95
Dry Jun-Aug	**Average**	18,28	5,72	0,64	6,36	9,41	10,29	10,93
	SD	4,74	1,98	0,22	2,11	3,20	3,56	3,69
Rainy Sep-Nov	**Average**	19,41	7,59	1,16	8,75	6,74	13,66	14,82
	SD	7,70	3,49	0,57	3,96	1,86	6,28	6,74
Dry Dec-Feb	**Average**	22,27	6,57	0,72	7,29	9,32	11,83	12,55
	SD	6,06	2,45	0,21	2,59	2,77	4,40	,4.54
San José(Costa Rica)								
Rainy	**Average**	23,28	4,89	3,37	8,25	1,48	8,80	12,17
	SD	7,15	1,90	1,01	2,67	0,52	3,41	4,15
Dry	**Average**	33,44	5,37	2,09	7,45	2,84	9,66	11,75
	SD	9,19	1,70	0,99	2,45	0,98	3,05	3,76
Quito (Ecuador)								
Dry	**Average**	20,6	4,18	2,48	6,67	1,90	7,53	10,01
	SD	4,3	1,65	1,38	2,78	0,75	2,98	4,04
Rainy	**Average**	20,4	4,4	3,0	7,4	1,62	7,9	10,9
	SD	6,0	1,3	1,3	2,2	0,70	2,3	3,2
Ciudad de México (México)								
Warm and Dry	**Average**	28,48	9,50	1,08	10,58	9,31	17,09	18,17
	SD	10,43	4,67	0,34	4,76	4,94	8,40	8,49

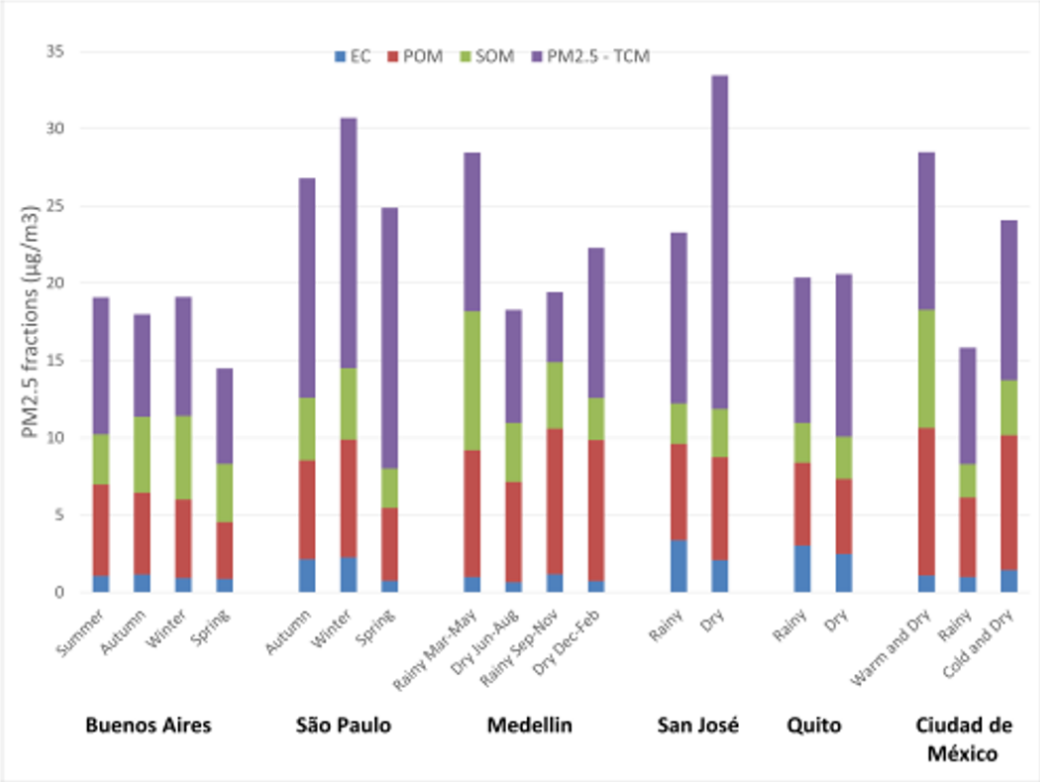


Figura 1. Fracciones carbonosas en el $PM_{2.5}$, en seis ciudades latinoamericanas en estaciones meteorológicas. Azul: carbono elemental (EC). Rojo: (MOP). Verde: (SOM). Violeta: $PM_{2.5}$, no carbonoso.

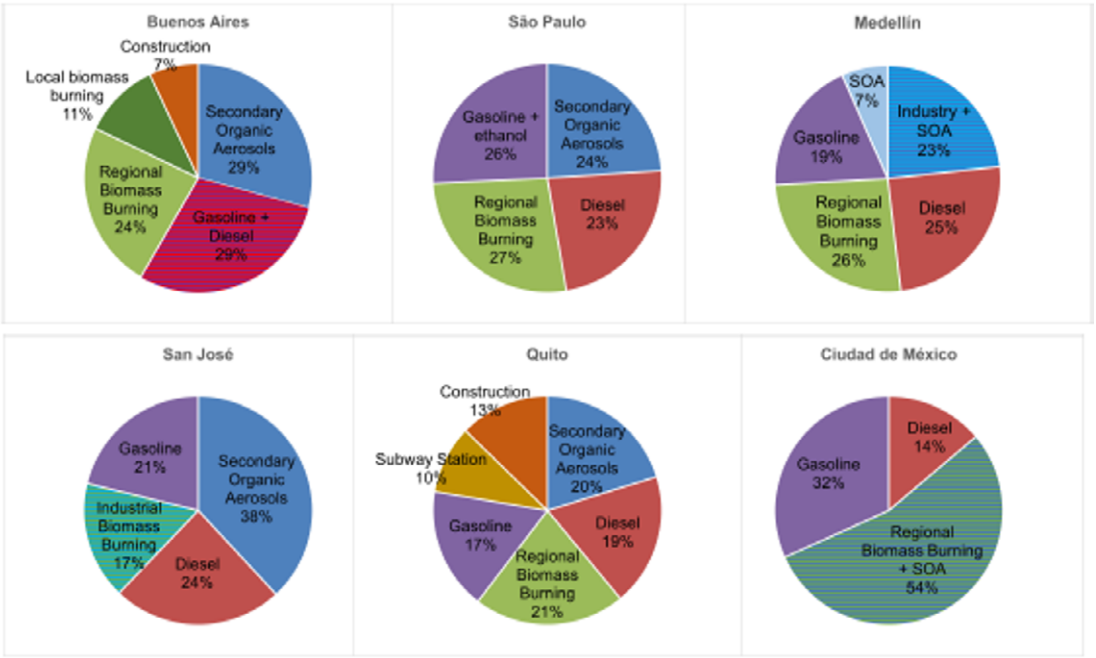


Figura 2. Contribución de las distintas fuentes al carbono total según la modelización PMF para las seis ciudades de este estudio.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La caracterización química de la materia carbonacea en el $PM_{2,5}$ y la identificación de los perfiles químicos de las fuentes de combustión, soportan la comprensión de las contribuciones a la masa total contaminante emitida por las diferentes fuentes en una región. Las fracciones carbonosas validan y cuantifican la presencia de emisiones generadas por fuentes primarias en especial de quema de biomasa, diésel, gasolina, calderas que usan carbón como combustible, permitiendo una valoración del aporte de fuentes secundarias de difícil control. Para las Autoridades Ambientales, se ha generado un nuevo conocimiento sobre los aerosoles carbonosos los cuales deben considerarse en los ajustes de la Política de calidad del aire para la evaluación de los efectos sobre la salud de la población expuesta.

REFERENCIAS

- Aiken, A.C., Decarlo, P.F., Kroll, J.H., Worsnop, D.R., Huffman, J.A., Docherty, K.S., Ulbrich, I.M., Mohr, C., Kimmel, J.R., Sueper, D., Sun, Y., Zhang, Q., Trimborn, A., Northway, M., Ziemann, P.J., Canagaratna, M.R., Onasch, T.B., Alfarra, M.R., Prevot, A.S., Dommen, J., Duplissy, J., Metzger, A., Baltensperger, U., Jimenez, J.L., 2008. O/C and OM/OC ratios of primary, secondary, and ambient organic aerosols with high-resolution time-of flight aerosol mass spectrometry. Environmental Science and Technology 42, 4478-4485. URL: https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/es703009q, doi: 10.1021/ES703009Q. Publisher: American Chemical Society.

- Banerjee, T., Kumar, M., Singh, N. (2018) Aerosol, climate, and sustainability. Encyclopedia of the Anthropocene.2, 419-428.

- Castro, L.M., Pio, C.A., Harrison, R.M., Smith, D.J., 1999. Carbonaceous aerosol in urban and rural European atmospheres: estimation of secondary organic carbon concentrations. Atmospheric Environment 33, 2771–2781. doi:10.1016/S1352-2310(98)00331-8. publisher: Pergamon.

- 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 & Health 8, 243–263. URL: http://link.springer.com/10.1007/ s11869-015-0338-3, doi:10.1007/s11869-015-0338-3.

- Dawidowski, L., Constantin, J., Herrera, J., Gómez, M., Nogueira, T., Blanco, S., Díaz, M., Baraldo, F., Lichtig, P., Diaz, M., Vargas-Rojas, M., Murillo-Hernández, J., Vergara, J., Andrade, M., Monteiro, D., Flores, J., Aldape, F., Abreu, L., Manousakas, M., 2024. Carbonaceous fraction in PM2.5 of six Latin American cities: Seasonal variations, sources and secondary organic carbon contribution. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174630

- Grahame, T.J., Klemm, R., Schlesinger, R.B., 2014. Public health and components of particulate

matter: The changing assessment of black carbon. Journal of the Air & Waste Management Association 64, 620–660. URL: http:// www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10962247.2014.912692, doi:10.1080/10962247.2014.912692.

- Huber, P.J., 1981. Robust Statistics. Wiley Series in Probability and Statistics. 1 ed., Wiley. URL: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/0471725250, doi:10.1002/0471725250.

- Huntzicker, J.J., Heyerdahl, E.K., McDow, S.R., Rau, J.A., Griest, W.H., Mac-Dougall, C.S., 1986. Combustion as the principal source of carbonaceous aerosol in the ohio river valley. Journal of the Air Pollution Control Association 36, 705–709. doi:10.1080/00022470.1986.10466105.

- IPCC, 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.

- Lichtig, P., Baraldo Victorica, F., Gelman Constantin, J., Alessandrello, D., Herrera-Murillo, J., Diaz Resquin, M., Ro¨ssler, C., De Oto, M., Bajano, F., Gomez, D., Dawidowski, L., 2023. Mass reconstruction and chemical composition for PM2.5 in Buenos Aires, in: 18° Encuentro del Centro Internacional de Ciencias de la Tierra (E-ICES 18), Malargu¨e, Mendoza, Argentina.

- Pope, C.A., Dockery, D.W., 2006. Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect. Journal of the Air & Waste Management Association 56, 709–742. doi:10.1080/10473289.2006.10464485.

- Roberts, G., Ramana, M., Corrigan, C., Kim, D., Ramanathan, V. (2008). Simultaneous observations of aerosolcloud-albedo interactions with three stacked unmanned aerial vehicles. Proceedings of the National Academy of Sciences. 105 (21), 7370-7375.

- Srinivas, B., Sarin, M. 2014 $PM_{2.5}$, EC and OC in atmospheric outflow from the Indo-Gangetic Plain: temporal variability and aerosol organic carbon-to-organic mass conversion factor. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.04.002

- Timonen, H., Carbone, S., Aurela, M., Saarnio, K., Saarikoski, S., Ng, N.L., Canagaratna, M.R., Kulmala, M., Kerminen, V.M., Worsnop, D.R., Hillamo, R., 2013. Characteristics, sources and water-solubility of ambient submicron organic aerosol in springtime in Helsinki, Finland. Journal of Aerosol Science 56, 61–77. doi:10.1016/J.JAEROSCI.2012.06.005. publisher: Pergamon.

RADIOCESIO EN EL AMBIENTE E IMPLICACIONES DE CORTE AMBIENTAL: DETECCIÓN EN HONGOS ECTOMICORRÍCICOS

Andri Binet-Álvarez[1], Omar Perdomo[2], José Ferreira[3]

[1]Universidad Autónoma de Santo Domingo. Escuela de Biología. Doctorado en Medio Ambiente y Sostenibilidad. Instituto de Física.,abinet63@uasd.edu.do
[2]Universidad Autónoma de Santo Domingo. Escuela de Biología., omarpaino@gmail.com
[3]Universidad Autónoma de Santo Domingo. Escuela de Física. Instituto de Física., jferreira57@uasd.edu.do

Palabras clave: Vigilancia radiológica ambienta., aerosoles radiactivos., radiocesio., hongos

El radiocesio, principalmente liberado a la atmósfera debido a diversos accidentes nucleares, aprovecha la dinámica atmosférica para dispersarse en el medio ambiente. Varios estudios han investigado la integración y movilidad del Cs-137 en ecosistemas cercanos a estos eventos, detectando su presencia en la cadena trófica detrítica, así como en animales como jabalís y osos negros. Este estudio analiza la incorporación del radiocesio en hongos silvestres ectomicorrícicos. Para su detección se empleó la técnica de espectrometría gamma (HPGe), considerando las implicaciones estocásticas de los radionucleidos artificiales en organismos silvestres y evaluando la respuesta de las unidades biológicas ante su flujo, además de discutir las regulaciones internacionales vigentes sobre vigilancia radiológica ambiental.

INTRODUCCIÓN

En respuesta a la creciente demanda energética global, diversos países han implementado el uso de centrales nucleares para la producción de electricidad (Juárez-Luna, 2020). Sin embargo, esta elección no está exenta de riesgos, pues se han registrado accidentes significativos como los ocurridos en Chernóbil y Fukushima, los cuales provocaron la liberación de radionucleidos artificiales al ambiente (Pedreira, 2021; Jeong et al., 2021; Churakov & Zyryanova, 2022). Estos radionucleidos, transportados por los patrones de circulación atmosférica, terminan precipitándose en diferentes ecosistemas, integrándose en la cadena trófica y generando preocupación por sus posibles efectos ambientales y biológicos.

MÉTODOS

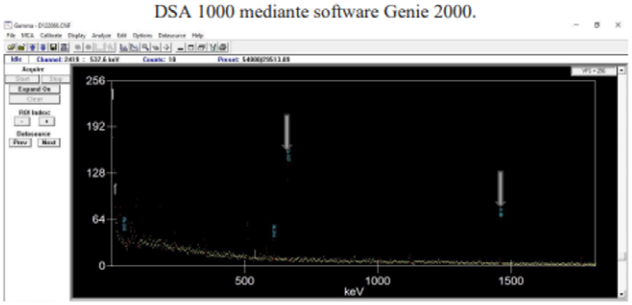
Para explorar la presencia y dinámica del radiocesio en ecosistemas naturales, inicialmente se realizó una revisión bibliográfica en bases de datos científicas como Scopus, PubMed y ScienceDirect. Posteriormente, se recolectaron muestras biológicas de hongos en zonas protegidas seleccionadas. Estas muestras fueron secadas utilizando un deshidratador Elite EFD319 y un horno QL modelo 20 GC, pesadas en una balanza KERN KB 8720 con precisión de 0.01 gramos, y almacenadas en bolsas plásticas herméticas tipo Ziploc. Tras su secado,

las muestras fueron trituradas usando un triturador Oster modelo 6811, y posteriormente tamizadas con una malla número 12 (1.7 mm). Finalmente, se realizó la determinación analítica de los radionucleidos presentes utilizando un espectrómetro gamma de Germanio Hiper Puro (HPGe) modelo GX5019, equipado con analizador digital DSA 1000 y software Genie 2000. Esta metodología permite evaluar la incertidumbre asociada a la presencia de otros radionucleidos mediante análisis comparativos y validación cruzada con estándares certificados.

RESULTADOS

El accidente de la planta nuclear de Fukushima Daiichi de 2011 liberó al ambiente radiocesio como resultado de los productos de fisión nuclear del uranio (Zhuang & Wang, 2024). El cesio radioactivo se integró en diferentes componentes ambientales en la medida que iba precipitándose (Orita et al., 2017; Zhuang & Wang, 2024). Varios estudios abordaron la integración y dinámica del Cs en distintos componentes sobre las zonas de Fukushima. Se analizó la proliferación biológica del Cs-137 en la cadena trófica detrítica en un ecosistema forestal de Fukushima. Demostrando el rol principal de la cadena detrítica en la movilidad del Cs-137 (Murakami et al., 2014). Por otra parte, se modeló el curso temporal del flujo de cesio radioactivo en grandes mamíferos omnívoros, siendo detectado en jabalís y osos negros. Obteniendo resultados para mejorar la predicción y comprensión sobre el radiocesio en mamíferos grandes (Shuryak, 2021). Además, fue demostrado que los hongos micorrícicos arbiculares forman parte de la dinámica de movilidad del cesio radioactivo (Higo et al., 2019).

Espectro de *H4* señalizando detección de Cs-137 y K-40. Espectro obtenido en interfaz Gamma digital DSA 1000 mediante software Genie 2000.



Resultados (Bq/kg)				
Radionucleidos	A_o	±	δA_o	AMD
K-40	738	±	152	189
Be-7	-	±	-	424.0
Cs-137	147.2	±	20.9	9.4
Cs-134	-	±	-	19.1
Th-232	-	±	-	70.7
Ra-226	-	±	-	27.2
Pb-210	*	±	*	69

Fuente: Elaboración propia.
La muestra H4 es Boletus sp.

El Cesio-137 es un radionucleido artificial, fue detectado en las muestras M1, M2, M3 y M4. Su Eγ=661,65 KeV con un periodo de semidesintegración de 30.2 años. El ^{137}Cs ha sido liberado a la atmósfera principalmente por ensayos nucleares y accidentes con reactores entre estos Chernóbil y Fukushima. Mediante decaimiento beta decae en Ba-137. El ^{137}Cs se precipita desde la atmósfera y migra rápidamente hacia capas profundas del suelo ricas en compuestos de minerales orgánicos. Este radionucleido artificial junto con el natural Pb-210 ha sido utilizado para medir patrones de erosión y sedimentación en el suelo. Una de las vías de ingreso de 137Cs al organismo es por alimentación (Torres et al., 2002; Alonso-Díaz, 2014).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio subraya la necesidad de fortalecer las regulaciones internacionales para la vigilancia radiológica en ambientes silvestres. Se recomienda establecer protocolos específicos para monitorear la acumulación de radionucleidos en organismos bióticos, así como determinar límites permisibles para productos silvestres susceptibles de ingresar en las cadenas alimentarias. Adicionalmente, es fundamental impulsar investigaciones sobre los mecanismos fisiológicos y ecológicos involucrados en la absorción y retención del Cs-137 en organismos como hongos y fauna silvestre, con la finalidad de implementar estrategias efectivas de gestión ambiental y salud pública.

REFERENCIAS

- Higo, M., Isobe, K., Drijber, R. A., & Ohkura, T. (2019). Role of arbuscular mycorrhizal fungi in radioactive cesium dynamics in forest ecosystems. Environmental Science & Technology, 53(10), 5627-5635.

- Murakami, M., Nakashima, S., & Onda, Y. (2014). Biological proliferation of Cs-137 in detrital food chains in a forest ecosystem in Fukushima. Journal of Environmental Radioactivity, 137, 150-157.

- Orita, M., Hayashida, N., Nakashima, S., & Fukuda, N. (2017). Environmental migration of radioactive cesium released from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Science of the Total Environment, 592, 378-384.

- Shuryak, I. (2021). Modeling temporal dynamics of radioactive cesium in large omnivorous mammals: Insights from Fukushima. Ecological Modeling, 450, 109554.

- Zhuang, J., & Wang, Y. (2024). Environmental fate of radioactive cesium: A decade after the Fukushima Daiichi nuclear disaster. Journal of Environmental Studies, 89(2), 305-319.

- Alonso-Díaz, A. (2014). Estudio sobre el comportamiento y efectos del cesio-137 en el medio ambiente y su bioacumulación en organismos. Editorial Científica.

- Torres, F., Gómez, R., & Pérez, L. (2002). El uso de radionucleidos para la medición de erosión y sedimentación en suelos. Revista de Estudios Ambientales, 29(3), 275-289.

CAPACIDAD DE CAPTACIÓN DE PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS EN LA SUPERFICIE FOLIAR DE CUATRO ESPECIES DE ÁRBOLES EN LA CDMX Y SU EFECTO EN EL CONTENIDO DE CLOROFILA

Martínez Reyes Claudia Adriana[1], Mugica Álvarez Violeta[1], Hernández Castillo Oscar[1], Peralta Morales Laura Melissa[1], Castillo Ortiz Cynthia Verónica[1], Valle Hernández Brenda Liz[1], Gutiérrez Arzaluz Mirella[1].

[1]Universidad Autónoma Metropolitana Azcapotzalco, adriana.martineziq@gmail.com

Palabras clave: capacidad de captación, partículas atmosféricas, biomonitoreo atmosférico, clorofila.

INTRODUCCIÓN

En respuesta a la creciente demanda energética global, diversos países han implementado el uso de centrales nucleares para la producción de electricidad (Juárez-Luna, 2020). Sin embargo, esta elección no está exenta de riesgos, pues se han registrado accidentes significativos como los ocurridos en Chernóbil y Fukushima, los cuales provocaron la liberación de radionucleidos artificiales al ambiente (Pedreira, 2021; Jeong et al., 2021; Churakov & Zyryanova, 2022). Estos radionucleidos, transportados por los patrones de circulación atmosférica, terminan precipitándose en diferentes ecosistemas, integrándose en la cadena trófica y generando preocupación por sus posibles efectos ambientales y biológicos.

MÉTODOS

Para explorar la presencia y dinámica del radiocesio en ecosistemas naturales, inicialmente se realizó una revisión bibliográfica en bases de datos científicas como Scopus, PubMed y ScienceDirect. Posteriormente, se recolectaron muestras biológicas de hongos en zonas protegidas seleccionadas. Estas muestras fueron secadas utilizando un deshidratador Elite EFD319 y un horno QL modelo 20 GC, pesadas en una balanza KERN KB 8720 con precisión de 0.01 gramos, y almacenadas en bolsas plásticas herméticas tipo Ziploc. Tras su secado, las muestras fueron trituradas usando un triturador Oster modelo 6811, y posteriormente tamizadas con una malla número 12 (1.7 mm). Finalmente, se realizó la determinación analítica de los radionucleidos presentes utilizando un espectrómetro gamma de Germanio Hiper Puro (HPGe) modelo GX5019, equipado con analizador digital DSA 1000 y software Genie 2000. Esta metodología permite evaluar la incertidumbre asociada a la presencia de otros radionucleidos mediante análisis comparativos y validación cruzada con estándares certificados.

RESULTADOS

El accidente de la planta nuclear de Fukushima Daiichi de 2011 liberó al ambiente radiocesio como resultado de los productos de fisión nuclear del uranio (Zhuang & Wang, 2024). El cesio radioactivo se integró en diferentes componentes ambientales en la medida que iba precipitándose (Orita et al., 2017; Zhuang & Wang, 2024). Varios estudios abordaron la integración y dinámica del Cs en distintos componentes sobre las zonas de Fukushima. Se analizó la proliferación biológica del Cs-137 en la cadena trófica detrítica en un ecosistema forestal de Fukushima. Demostrando el rol principal de la cadena detrítica en la movilidad del Cs-137 (Murakami et al., 2014). Por otra parte, se modeló el curso temporal del flujo de cesio radioactivo en grandes mamíferos omnívoros, siendo detectado en jabalís y osos negros. Obteniendo resultados para mejorar la predicción y comprensión sobre el radiocesio en mamíferos grandes (Shuryak, 2021). Además, fue demostrado que los hongos micorrícicos arbiculares forman parte de la dinámica de movilidad del cesio radioactivo (Higo et al., 2019).

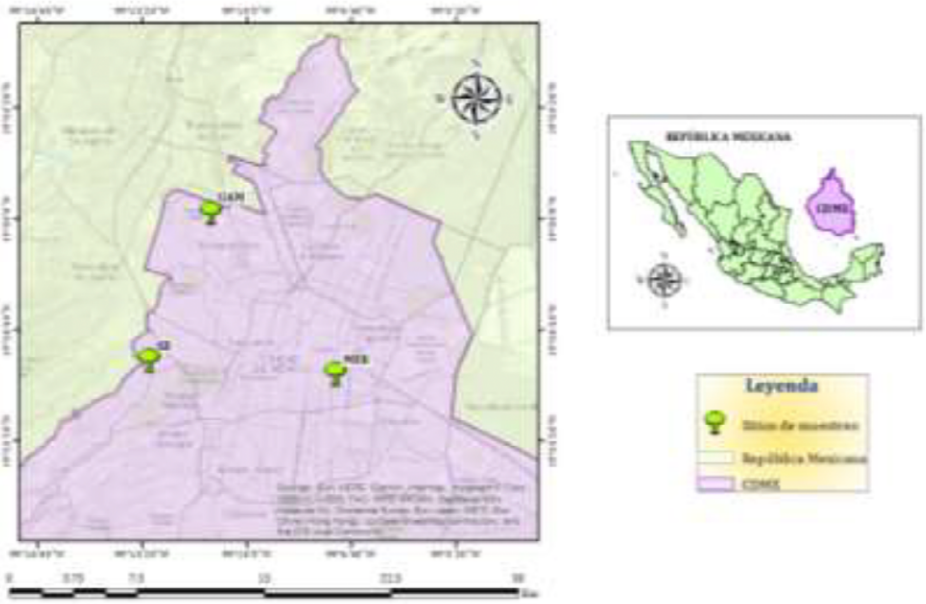


Figura 1. Sitios de muestreo en la Ciudad de México.
Fuente: Elaboración propia

Las especies de árboles muestreadas fueron: Ficus Benjamina, Piracanto chino, Boj y Cedro Blanco y se eligieron bajo el criterio de que estas especies son las más comunes en la CDMX. Se cortaron aproximadamente 500 gr de hojas maduras y sanas (sin plaga) con tijeras de acero inoxidable de cada especie en cada sitio y se almacenaron en una bolsa ziploc para posteriormente llevarlas al laboratorio (Li et al. (2022). La obtención del polvo foliar se llevó a cabo lavando las hojas con 500 ml agua desionizada y el agua en suspensión se filtró a través de un papel filtro #40 Marca Whatman, se dejó secar a temperatura ambiente, se pesó y por diferencia de pesos se obtuvo el peso del polvo foliar. El polvo foliar se retiró del filtro con un ciclón de superficie Marca Burkard Manufacturing y se almaceno en recipientes de plástico (Gajbhiye et al. (2019). Por otro

lado, las hojas lavadas, se eliminó el exceso de agua al centrifugarlas y extenderlas sobre papel destraza y posteriormente se escanearon para obtener una proyección de la hoja y así calcular el área mediante el software ImageJ. Para la determinación del contenido de clorofila se pesó 13 mg de hojas frescas, se maceraron con 5 ml de acetona pura y 100 mg de $MgCO_3$, la muestra se centrifugo y se transvaso a un vial para después leerla con un espectrofotómetro UV- Visible Modelo Cary 60, Marca Agilent a distintas longitudes de onda: la Chl a 661.6 nm, Chl b 644.8 nm y los carotenoides a 470 nm (Lichtenthaler & Babani (2022).

RESULTADOS

1. Capacidad de captación de las plantas

En la Figura 2 se muestra la capacidad de captación de las cuatro especies que se estudiaron en este trabajo durante las temporadas SF y SC, donde se observa que en el sitio Merced, el Cedro Blanco fue la especie que presento mayor capacidad de captación en la temporada SF con 1.45 g/cm^2 y en la SC con 0.89 g/cm^2, mientras que el Piracanto chino presento menor capacidad de captación en la temporada SF con 0.30 g/cm^2; en el sitio UAM el Boj tuvo una mayor capacidad de captación con 0.61 g/cm^2 en la temporada SF y 0.12 g/cm^2 en la temporada SC; mientras que el Cedro Blanco tuvo menor capacidad de captación con 0.19 g/cm^2.

De acuerdo con otros autores, la capacidad de captación de las plantas puede depender de distintos factores como lo es la forma y tamaño de hoja, cantidad de hojas, la orientación, textura, presencia o ausencia de tricomas (pelos radiculares), longitud de los peciolos, etc. (Bui et al. (2023),(Rai et al. (2014). Por lo tanto, se puede atribuir que por la fisiología del Cedro Blanco y el Boj son los mejores colectores de partículas.

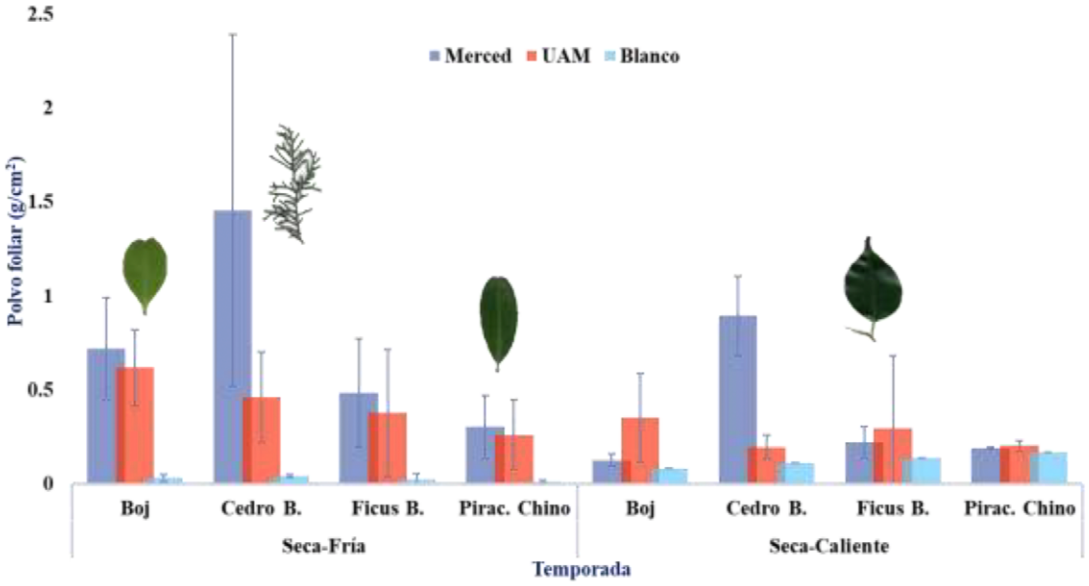


Figura 2. Capacidad de captación de partículas de las especies arbóreas por temporada.
Fuente: Elaboración propia

2. Contenido de clorofila

La determinación del contenido de los pigmentos de las plantas se calcula mediante las ecuaciones establecidas por Lichtenthaler & Buschmann (2001). El tipo de ecuaciones para calcular los pigmentos depende del tipo de solvente orgánico que se utilice para la extracción de la clorofila, para este estudio se utilizó Acetona al 100% y sus ecuaciones son las siguientes:

$$Chl_a: C_a = 11.24 * A_{661.6} - 2.04 * A_{644.8}$$

$$Chl_b: C_b = 20.13 * A_{644.8} - 4.19 * A_{661.6}$$

$$Carotenoides: C_{(x+c)} = (1000 * A_{470} - 1.90 * C_a - 63.14 * C_b)/214$$

El contenido de clorofila a, clorofila b y carotenoides en la temporada SF se encuentra en un rango de 1.18 µg/ml a 2.84 µg/ml, 2.87 µg/ml a 6.14 µg/ml y 2.22 µg/ml a 6.20 µg/ml respectivamente, mientras que para la temporada SC se encuentran en un rango de 0.81 µg/ml a 2.26 µg/ml, 1.52 µg/ml a 7.62 µg/ml y 1.20 µg/ml a 6.56 µg/ml respectivamente. Entre las cuatro especies de árboles estudiadas, el Piracanto chino Merced es el que presenta mayor contenido de pigmentos en la temporada SF, mientras que el Boj Merced es el que presento menor contenido de pigmentos. Con respecto a la temporada SC, la especie que presento mayor contenido de pigmentos es el Ficus Benjamina UAM, mientras que el Boj Merced presento el menor contenido de pigmentos como se muestra en la Tabla 1. Al comparar el contenido de pigmentos en el sitio blanco con los sitios de UAM Y Merced, se puede observar que en la temporada SF son mayores en todas las especies, mientras que en la temporada SC solo el Ficus Benjamina y el Piracanto chino son mayores, por lo tanto, en los sitios contaminados se presentó una disminución en el contenido de los pigmentos. De acuerdo con otros investigadores, se puede atribuir a que las plantas se pueden volver resistentes a la contaminación (Rai et al. (2014), (Prusty et al. (2005).

Tabla 1. Contenido de clorofila a, clorofila b y carotenoides para las temporadas SF y SC.

	SECA-FRÍA			SECA-CALIENTE		
Especie	**Ca (µg/ml)**	**Cb (µg/ml)**	**C(x+c) (µg/ml)**	**Ca (µg/ml)**	**Cb (µg/ml)**	**C(x+c) (µg/ml)**
Boj MER	1.18 ± 0.18	3.04 ± 0.42	2.39 ± 0.39	1.02 ± 0.29	2.45 ± 0.86	2.09 ± 0.40
Boj UAM	1.22 ± 0.18	3.34 ± 0.44	2.64 ± 0.34	1.34 ± 0.17	3.55 ± 0.46	2.88 ± 0.23
Cedro B. MER	1.19 ± 0.15	2.87 ± 0.42	2.22 ± 0.29	1.34 ± 0.05	3.10 ± 0.36	2.33 ± 0.21
Cedro B. UAM	1.37 ± 0.44	3.11 ± 0.76	2.46 ± 0.63	1.18 ± 0.24	2.85 ± 0.27	2.28 ± 0.18
Ficus B. MER	1.61 ± 0.20	4.22 ± 0.49	3.30 ± 0.52	1.37 ± 0.16	3.52 ± 0.72	2.61 ± 0.71
Ficus B. UAM	1.92 ± 0.46	5.35 ± 0.95	4.32 ± 0.81	1.69 ± 0.29	4.64 ± 0.10	3.91 ± 0.13
Piracanto MER	2.20 ± 0.52	6.14 ± 1.60	5.00 ± 1.39	1.63 ± 0.54	4.32 ± 1.30	3.47 ± 1.32
Piracanto UAM	2.05 ± 0.36	5.80 ± 1.09	4.72 ± 0.99	1.75 ± 0.52	4.52 ± 0.82	3.56 ± 0.89
Boj Bco.	1.44 ± 0.21	4.16 ± 1.05	4.13 ± 2.05	0.83 ± 0.00	1.52 ± 0	1.25 ± 0.00
Cedro B. Bco.	1.50 ± 0.43	3.38 ± 0.64	3.37 ± 0.93	0.81 ± 0.00	1.76 ± 0.00	1.20 ± 0.00
Ficus B. Bco.	2.57 ± 0.59	6.14 ± 0.60	6.20 ± 1.68	2.26 ± 0.00	7.62 ± 0.00	6.56 ± 0.00
Piracanto Bco.	2.84 ± 0.00	5.87 ± 0.00	6.16 ± 2.19	1.30 ± 0.00	3.44 ± 0.00	2.75 ± 0.00

Ficus B. UAM		5.35 ± 0.95 6.14 ± 1.60	4.32 ± 0.81 5.00 ± 1.39	1.69 ± 0.29 1.63 ± 0.54	4.64 4.32			3.91 ± 0.13
Piracanto MER	2.20 ± 0.52							3.47 ± 1.32
Piracanto UAM	0.36	5.80 ± 1.09 4.16 ± 1.05	4.72 ± 0.99 4.13 ± 2.05	1.75 ± 0.52 0.83 ± 0.00	4.52 ± 0.82 1.52 ± 0	2.05 ±		3.56 ± 0.89
Boj Bco.	1.44 ± 0.21							1.25 ± 0.00
Cedro B. Bco.	0.59	3.38 ± 0.64 6.14 ± 0.60	3.37 ± 0.93 6.20 ± 1.68	0.81 ± 0.00 2.26 ± 0.00	1.76 ± 0.00 7.62 ± 0.00	1.50 ±		1.20 ± 0.00
Ficus B. Bco.	0.43 2.57 ±							6.56 ± 0.00
Piracanto Bco.	2.84 ± 0.00	5.87 ± 0.00	6.16 ± 2.19	1.30 ± 0.00			3.44 ± 0.00	2.75 ± 0.00

Fuente: Elaboración propia

La clorofila de las plantas se encuentra en los cloroplastos y juegan un papel importante en el metabolismo de esta, el que una planta presente una disminución en el contenido de clorofila afecta directamente en su crecimiento, por lo tanto, la determinación de la clorofila en las plantas se puede utilizar para evaluar el efecto de la contaminación del aire sobre ellas (Giri et al. (2013). Varios estudios han demostrado que la acumulación de partículas en hojas puede causar la disminución de la absorción de luz que es necesaria para el proceso de fotosíntesis debido al bloqueo de las estomas provocando la reducción en el contenido de clorofila en las plantas. Por otro lado, los carotenoides son un tipo de pigmento importante b debido a que desempeñan un papel importante en el proceso fotosintético y protegen a los organismos fotosintéticos de los procesos foto oxidativos potencialmente dañinos y una reducción de carotenoides puede provocar el color amarillento de las hojas debido al estrés ambiental que pueden presentar (Bui et al. (2023).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Las plantas juegan un papel importante en la acumulación de partículas y la composición elemental de la atmósfera, por lo tanto, estudiar la capacidad de captación que tienen para reducir la contaminación del aire, como lo son las partículas, puede ayudar para seleccionar especies de plantas adecuadas para optimizar la mejora de la calidad del aire. El contenido de clorofila puede ser utilizada como medida de salud de las plantas; la baja diferencia de contenido de pigmentos muestra que las plantas tienen la capacidad de resistir la contaminación del aire e incluso los contaminantes provenientes de los vehículos. Es de gran interés mantener un seguimiento en el contenido de clorofila para comprobar la salud de las plantas, ya que, no son los únicos seres vivos que están expuestas a estos contaminantes.

REFERENCIAS

- Bui, H. T., Park, J., Lee, E., Jeong, M., & Park, B. J. (2023). Particulate Matter Accumulation and Elemental Composition of Eight Roadside Plant Species. Urban Science, 7(2). https://doi.org/10.3390/urbansci7020051

- Gajbhiye, T., Pandey, S. K., Lee, S. S., & Kim, K. H. (2019). Size fractionated phytomonitoring of airborne particulate matter (PM)and speciation of PM bound toxic metals pollution through Calotropis procera in an urban environment. Ecological Indicators, 104, 32–40. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.072

- Giri, S., Shrivastava, D., Deshmukh, K., & Dubey, P. (2013). Effect of air pollution on chlorophyll content of leaves. Current Agriculture Research Journal, 1(2), 93-98.

- Li, C., Du, D., Gan, Y., Ji, S., Wang, L., Chang, M., & Liu, J. (2022). Foliar dust as a reliable environmental monitor of heavy metal pollution in comparison to plant leaves and soil in urban areas. Chemosphere, 287. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132341

- Lichtenthaler, H. K., & Babani, F. (2022). Contents of photosynthetic pigments and ratios of chlorophyll a/b and chlorophylls to carotenoids (a+b)/(x+c) in C4 plants as compared to C3 plants. Photosynthetica, 60(1), 3–9. https://doi.org/10.32615/ps.2021.041

- Lichtenthaler, H. K., & Buschmann, C. (2001). Extraction of Photosynthetic Tissues: Chlorophylls and Carotenoids.

- Molnár, V. É., Simon, E., Tóthmérész, B., Ninsawat, S., & Szabó, S. (2020). Air pollution induced vegetation stress – The Air Pollution Tolerance Index as a quick tool for city health evaluation. Ecological Indicators, 113. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106234

- Pandit, J., & Sharma, A. K. (2020). A Review of effects of air pollution on physical and biochemical characteristics of plants. International Journal of Chemical Studies, 8(3), 1684–1688. https://doi.org/10.22271/chemi.2020.v8.i3w.9442

- Prusty, B. A. K., Mishra, P. C., & Azeez, P. A. (2005). Dust accumulation and leaf pigment content in vegetation near the national highway at Sambalpur, Orissa, India. Ecotoxicology and Environmental Safety, 60(2), 228–235. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.12.013

- Rai, P. K., & Panda, L. L. S. (2014). Dust capturing potential and air pollution tolerance index (APTI) of some roadside tree vegetation in Aizawl, Mizoram, India: An Indo-Burma hot spot region. Air Quality, Atmosphere and Health, 7(1), 93–101. https://doi.org/10.1007/s11869-013-0217-8

- Tomašević, M., Rajšić, S., Dordević, D., Tasić, M., Krstić, J., & Novaković, V. (2004). Heavy metals accumulation in tree leaves from urban areas. Environmental Chemistry Letters, 2(3), 151–154. https://doi.org/10.1007/s10311-004-0081-8

VENTILACIÓN Y TRANSPORTE DE CONTAMINANTES DEL AIRE EN CUENCAS ATMOSFÉRICAS EN ZONAS TROPICALES

Juan Camilo Cely Garzón[1], Rodrigo Jimenez[2], Carlo Mario González Duque[3]

[1]Grupo de Investigación en Calidad del Aire – GICA, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá, Grupo Procesos Sostenibles (GPS), Universidad de América. jccelyg@unal.edu.co
[2]Grupo de Investigación en Calidad del Aire – GICA, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá, rjimenezp@unal.edu.co
[3]Grupo de Investigación en Calidad del Aire – GICA, Universidad Nacional de Colombia – Sede Manizales, cmgonzalezd@unal.edu.co

El autor de correspondencia será el encargado de verificar la aprobación de todos los autores para la aplicación al evento y enviar el resumen extendido, y será con quien el CASAP X mantendrá comunicación.

Palabras clave: Capacidad asimilativa; Ventilación; cuenca atmosférica; calidad del aire; transporte atmosférico.

INTRODUCCIÓN

Los estudios de calidad del aire requieren la integración del transporte atmosférico y de la dinámica de dispersión de las emisiones de contaminantes para la cuantificación de los impactos en zonas urbanas y clústeres industriales. La interacción entre las emisiones generadas en estas zonas y los patrones de circulación de las masas de aire determina la delimitación de cuencas atmosféricas. Estas cuencas atmosféricas, cuya masa de aire puede abarcar regiones completas, se caracterizan por sus similitudes en meteorología, topografía y por la dinámica de transporte y distribución de contaminantes.

Las áreas urbanas son grandes generadores de contaminantes del aire y la tasa del transporte del aire determina la carga de emisiones de los mismos. Estas zonas pueden estar ubicadas en lugares con patrones de viento complejos, causados por su ubicación topográfica, por su cercanía a costas marítimas y proximidad a zonas montañosas (De Foy, Varela, et al., 2006). Esto lleva a que cada una de las zonas potencialmente pueda contar con diferentes enfoques para la gobernanza de la calidad del aire, del monitoreo de emisiones y de la política de otorgamiento de licencias de emisión para proyectos industriales.

Por este motivo, el estudio de la eficiencia en la dilución de los contaminantes en la atmósfera, el transporte atmosférico y las condiciones de dispersión son los factores para el estudio del desarrollo de zonas urbanas e industriales.. La ventilación en las ciudades se relaciona con la remoción del exceso de calor y la dispersión de la contaminación del aire (Deng et al., 2012).

La ventilación es afectada por la morfología urbana, orientación y configuración de las calles, entre otros. El parámetro de coeficiente de ventilación y la ventilación se utiliza para evaluar el transporte atmosférico y las condiciones de dispersión, así como la relación entre los mismos.

El estudio de la ventilación atmosférica permite llegar a establecer los valores de concentración de estos contaminantes según la estacionalidad y la eficiencia de dilución de los mismos en la atmósfera (Venegas & Mazzeo, 1999). La altura de capa de mezcla es un factor meteorológico importante a considerar, ya que se relaciona con la ventilación vertical en la atmósfera, lo cual afecta de manera directa la concentración de los contaminantes dispersos en la atmósfera. De ahí, que el coeficiente de ventilación, cuyo producto es la velocidad promedio del viento y la altura de la capa de mezcla, permite el estudio de la capacidad asimilativa de la atmósfera y el potencial de dispersión de contaminantes (Chan et al., 2012; Deng et al., 2012). La variación de la altura de la capa límite atmosférica depende de variaciones estacionales, en donde en invierno con menores alturas y en verano sus alturas máximas. Además, de manera estacional está la predominancia de los patrones de circulación tropicales, en donde se pueden llegar a presentar cambios de velocidad y dirección del viento, llevado a recirculación y estancamiento del aire (Allwine & Whiteman, 1994).

Coeficiente de ventilación

La ventilación atmosférica se define como el movimiento del aire desde un espacio por fuera de la cuenca hacia adentro del espacio. Este concepto se aplica a espacios fijos como a espacios urbanos, industriales o rurales. La diferencia radica en que estos espacios pueden cambiar de manera drástica, debido a que la altura de la capa límite atmosférica está altamente influenciada por la radiación solar (variación diurna) y a los patrones de circulación. Esto constituye una relación entre el volumen del área de estudio (o cuenca atmosférica) y la altura de la capa de mezcla, considerando su variabilidad temporal.

La ventilación está relacionada con la altura de la capa de mezcla y el promedio de la velocidad y dirección del viento, además de las características de la capa superficial (rugosidad) así como el albedo, entre otras.

El coeficiente de ventilación se interpreta como el volumen de aire que se renueva por unidad de tiempo y de la longitud de la dirección del viento (Venegas & Mazzeo, 1999). Un valor bajo del coeficiente de ventilación indica un menor potencial de dispersión de contaminantes en la atmósfera, mientras que valores altos indican la habilidad de la atmósfera en dispersar los contaminantes.

Para realizar el cálculo del coeficiente de ventilación es necesario incluir información de la superficie y de las condiciones meteorológicas estacionales de la zona de estudio. La combinación del mezclado vertical y la convergencia, por ejemplo, lleva a condiciones de ventilación efectiva en zonas entre montañas, exportando a los contaminantes a la troposfera libre (De Foy, Clappier, et al., 2006).

Con la velocidad del viento y los perfiles de temperatura atmosféricos se estima la capa de mezcla y la velocidad promedio del viento. Al realizar el análisis estadístico de estas condiciones, se llegan a identificar condiciones diferentes al fenómeno de ventilación, generando variabilidad de las condiciones de concentración de contaminantes según estacionalidad y potencial regeneración del aire de la zona de estudio.

Con esto, es posible llegar a identificar mediante la ventilación las zonas que cuentan con dinámicas de dispersión y transporte de contaminantes similares, lo cual potencialmente podría ayudar a delimitar las cuencas atmosféricas. Con la delimitación de las cuencas de aire potencialmente se puede construir mapas de ventilación.

Capacidad asimilativa en cuencas de atmosféricas

Mientras que muchas áreas urbanas son la principal fuente de emisiones de contaminantes del aire, el transporte atmosférico de larga escala puede tener impactos significativos en la calidad del aire en proximidades, aumentando los niveles de concentración de estos.

Al llegar a evaluar esta ventilación en términos de indicadores se puede llegar a establecer el potencial de contaminación en estas áreas, es decir, es un indicador de la calidad del aire de la zona (Saha et al., 2019). Siendo que este indicador cambia según condiciones topográficas y de meteorología, se podría llegar a construir zonas con coincidencias en los valores del coeficiente de ventilación y, por lo tanto, mapas de ventilación regionales.

Interacción entre la convección y circulación en el trópico

En el trópico el movimiento vertical de las parcelas de aire está gobernado por la dinámica radiativa. Esto lleva a que los gradientes de temperatura sean menores a comparación de latitudes medias y altas, fenómeno conocido como inestabilidad baroclínica tropical (Tomassini, 2021). Los mecanismos de circulación atmosférica importantes en zonas tropicales, difieren a los de latitudes medias y altas debido a este motivo. En general la circulación atmosférica tropical es afectada por los fenómenos de circulación presentes en la celda de Hadley (vientos alisios), la zona de convergencia intertropical (ZCIT) y las corrientes de chorro oceánicas. En ese sentido, el clima tropical es caracterizado por la estabilidad y la convección húmeda generada. La convección húmeda tropical es un factor clave en la delimitación de la capacidad asimilativa de la cuenca atmosférica y de la interacción de la circulación atmosférica con el desarrollo convectivo. La teoría establece que la convección tropical está controlada fundamentalmente con los regímenes de circulación de bajo nivel a través de convergencia de humedad y de convección. La atmósfera tropical se entiende como un estado de equilibrio convectivo – radiativo (Tomassini, 2021).

MÉTODOS

Modelo de ventilación de cuencas atmosféricas / áreas urbanas (Deng, 2012)

Al asumir que la temperatura de la cuenca atmosférica y la contaminación del aire son uniformes en el modelo de caja, se puede construir la ecuación de conservación como:

$$dA/dt = A_{in} - A_{out} + A_{gen}$$

A =Parámetro físico, A_{in} =ingreso, A_{out}= salida, A_{gen}=cantidad generada.

en estado estacionario, la ecuación del balance de energía:

$$0 = \rho.c(WS \times MLH)\, W.T_r - \rho.c(WS \times MLH)W.T_u + Q.L.W$$

ρ= densidad del aire, c= capacidad calorífica, WS= velocidad del viento promedio, MLH=Altura de la capa de mezcla, W=Profundidad del espacio, T_r=temperatura del aire en áreas rurales/fondo ,T_u=Temperatura del aire en área urbana / cuenca, Q=fuerza de la fuente de calor por unidad de área, L=longitud del espacio,

Donde la ecuación del balance de masa se establece como:

$$0 = 0 - (WS \times MLH)W.C + Q.L.W$$

donde, C= concentración de contaminantes

Al considerar la concentración de los alrededores de la cuenca como cero, la concentración de la cuenca "C", se obtiene como:

$$C = \frac{(Q \times L)}{(WS \times MLH)}$$

Al asociar la velocidad del viento en el componente horizontal con la altura de la capa de mezcla, se obtiene la tasa de ventilación (UV) como:

$$UV = WS \times MLH$$

RESULTADOS

El estudio ha establecido un marco conceptual para la potencial evaluación de los procesos de ventilación en cuencas atmosféricas tropicales, en donde se integran los fundamentes dinámicos de transporte atmosférico en caso particular del Valle Geográfico del Río Cauca. Los análisis preliminares del modelado con WRF para los periodos escogidos en la serie 2018-2020 muestran que los mecanismos de ventilación en la región están siendo influenciados por fenómenos de compleja interacción entre masas de aire. Se considerarán la influencia de los vientos catabáticos provenientes de la Cordillera Central, la influencia de la marea del Pacífico y los procesos convectivos característicos del trópico. En particular, es importante revisar la altura de la capa límite atmosférica en la delimitación de la cuenca y su influencia en el transporte vertical de las parcelas de aire, que pueden incidir en la fuga de contaminantes atmosféricos de los límites de la cuenca atmosférica. Esta interacción genera patrones espacio - temporales diferenciados de la capacidad asimilativa, considerando la variabilidad diurna y estacional de la altura de la capa de mezcla, que está modulada por la radiación solar (en esta zona tropical) y la convección húmeda.

La aplicación del modelo de caja propuesto por (Deng, 2012), lleva a la conceptualización de la ventilación atmosférica como función de la tasa de renovación de aire; entendida como el producto de la velocidad del viento y la altura de la capa de mezcla, así como el balance energético de la cuenca. Los primeros resultados muestran que al relacionar estos factores se llegan a obtener regímenes diferenciados de ventilación estacional. Durante los periodos de baja precipitación, según la literatura, predominan los mecanismos de transporte horizontal, mientras que en las fases convectivas (con las características de una zona tropical), la ventilación vertical adquiere mayor relevancia, potencialmente facilitando el transporte de las parcelas de aire con contaminantes por fuera de la troposfera libre.

Este análisis de escenarios construye el argumento de la consideración de los procesos locales y de gran escala en la evaluación de la ventilación atmosférica tropical. Es importante a su vez la identificación de zonas en donde se pueden presentar patrones recurrentes de estancamiento de las masas de aire, ya que esto permite como tal el análisis detallado del potencial de ventilación y de los coeficientes de ventilación. Estos avances conceptuales y metodológicos sientan las bases para la etapa de cuantificación de la concentración de contaminantes en la zona de estudio, permitiendo la delimitación de la cuenca atmosférica, esto según su capacidad de renovación del aire, así como de la identificación de áreas críticas con baja capacidad asimilativa. La integración de estos componentes representan un paso en la comprensión de los procesos de ventilación en regiones tropicales con topografía compleja, donde la interacción entre circulaciones locales y forzantes regionales influyen en los patrones de dispersión de contaminantes atmosféricos y de la calidad del aire.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Con la delimitación de cuencas atmosféricas se pueden además desarrollar mapas de ventilación. Esto permite la construcción de una regulación de emisiones más efectiva en donde se puedan llegar a aplicar medidas y políticas diferenciadas según el contexto particular de la zona de estudio y su área de influencia. También los mapas de ventilación permitirán una planificación estratégica de zonas en donde se pueden llegar a establecer proyecto industriales considerando la dinámica de ventilación predominante y de áreas de influencia.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo hace parte del proyecto de tesis doctoral, con el respaldo del Grupo de Investigación en Calidad del Aire (GICA) de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá.

REFERENCIAS

- Allwine, K. J., & Whiteman, C. D. (1994). Single-station integral measures of atmospheric stagnation, recirculation and ventilation. Atmospheric Environment, 28(4), 713–721. https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)90048-5

- 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

- De Foy, B., Clappier, A., Molina, L. T., & Molina, M. J. (2006). Atmospheric Chemistry and Physics Distinct wind convergence patterns in the Mexico City basin due to the interaction of the gap winds with the synoptic flow. In Atmos. Chem. Phys (Vol. 6). www.atmos-chem-phys.net/6/1249/2006/

- De Foy, B., Varela, J. R., Molina, L. T., & Molina, M. J. (2006). Rapid ventilation of the Mexico City basin and regional fate of the urban plume. In Atmos. Chem. Phys (Vol. 6). www.atmos-chem-phys.net/6/2321/2006/

- 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

- Saha, D., Soni, K., Mohanan, M. N., & Singh, M. (2019). Long-term trend of ventilation coefficient over Delhi and its potential impacts on air quality. Remote Sensing Applications: Society and Environment, 15(April), 100234. https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.05.003

- Tomassini, L. (2021). The interaction between moist convection and the atmospheric circulation in the tropics. Bulletin of the American Meteorological Society, 101(8), E1378–E1396. https://doi.org/10.1175/BAMS-D-19-0180.1

- Venegas, L. E., & Mazzeo, N. A. (1999). Atmospheric stagnation, recirculation and ventilation potential of several sites in Argentina. Atmospheric Research, 52(1–2), 43–57. https://doi.org/10.1016/S0169-8095(99)00030-7

DESEMPEÑO DEL MÉTODO DE HOLZWORTH PARA LA ESTIMACIÓN DE LA ALTURA DE LA CAPA DE MEZCLA EN BOGOTÁ

Jhon Fredy Marín Ruiz[1,2], Rodrigo Jimenez[1,3]

[1]Universidad Nacional de Colombia – Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación en Calidad del Aire, Bogotá, DC 111321, Colombia
[2]jhmarinr@unal.edu.co . [3]Autor corresponsal, rjimenezp@unal.edu.co

Palabras clave: Altura de la capa de mezcla, Método Holzworth, Radiosondeos y ozonosondeos, Efecto de isla de calor

INTRODUCCIÓN

Colombia ha experimentado un rápido crecimiento demográfico, pasando de 16 a 51 millones de habitantes en 61 años. Esto significa un aumento del 77.1% de la población en zonas urbanas, especialmente en la región Andina (DANE, 2018). Bogotá, su capital, cuenta con 7.4 millones de habitantes en 2018, lo que ha generado problemas ambientales relacionados a su expansión, siendo la calidad del aire un punto crítico, provocado en gran medida por el transporte terrestre, la industria y la construcción que se da a gran escala.

Uno de los parámetros controlantes de la calidad del aire es la altura de la capa de mezcla (h), la cual está asociada tanto mala calidad del aire durante episodios de inversión térmica como a calidad del aire favorable bajo condiciones de buena ventilación. Bajo esta perspectiva, el presente estudio analiza el efecto isla de calor y evalúa el método de Holzworth (1972), diseñado en los años 60 para estimar la altura de capa de mezcla. Utilizando datos de radiosondeos (Jiménez, 2016) y ozonosondeos del IDEAM (Benavides, 2010). En su versión primigenia, la aplicación del Método de Holzworth requería estimar la isla de calor urbana, es decir la diferencia de temperatura entre la periferia suburbana y la región céntrica de una ciudad. Para este propósito se analizaron las series temporales de temperatura más largas posibles, tanto del Aeropuerto Eldorado (SKBO), en cuya vecindad se realizaron todas los radiosondeos y ozonosondeos, como en localidades más urbanizadas. Este análisis permitió determinar valores de isla de calor estadísticamente significativos. Este paso inicial permitió evaluar la efectividad del método desde una perspectiva crítica sobre su usabilidad.

MÉTODOS

La metodología utilizada es de tipo evaluativa, enfocada en el análisis y procesamiento de datos, para ello, se revisaron las series temporales de temperatura en las estaciones de la Red de Monitoreo de la Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB), identificando la temperatura en la zona céntrica y las áreas periféricas de la ciudad. Por otro lado, se hizo la comparación de datos de perfiles atmosféricos de los radiosondeos con los ozonosondeos de la región Bogotá. De particular interés fueron los ozonosondeos realizados desde media mañana hasta el atardecer, cuando la capa de mezcla ya estaba bien desarrollada. En estos casos, la altura de capa de mezcla fue estimada mediante el método de la parcela, es decir la simple intersección entre el perfil atmosférico y una parcela teórica adiabática seca. Para alcanzar el objetivo principal, se realizó un análisis exploratorio, seguido de la revisión de los datos de temperatura tomados por los radiosondeos y los ozonosondeos. Además, se llevó a cabo un análisis de las coincidencias con el fin de identificar si los datos de la radiosonda de un día determinado coincidían temporalmente con los de una ozonosonda. En este caso se evaluó la similitud de las estimaciones de la altura de capa de mezcla a partir de la sonda de las 12:00 UTC (método de Holzworth) con la de una ozonosonda posterior (método de la parcela). Adicionalmente, se realizó un análisis de incertidumbre, lo que permitió interpretar la efectividad del Método de Holzworth para estimar la altura de capa de mezcla en Bogotá.

RESULTADOS

Estudios como el de Pabón et al. (1998), Ángel et al. (2010) y Salas & Coy, (2019), estimaron la isla de calor en Bogotá en 3-4 °C. Para el análisis de isla de calor focalizado en el Aeropuerto Eldorado (SKBO) se tomaron los datos manuales (2006-2013) así como los obtenidos de una estación automática (SUTRON). Estos se compararon con mediciones de la RMCAB, particularmente las estaciones Centro de Alto Rendimiento y Puente Aranda. La isla de calor matutina entre SKBO y Puente Aranda se estimó en ~3 °C (Ver figuras 1, 2 y 3).

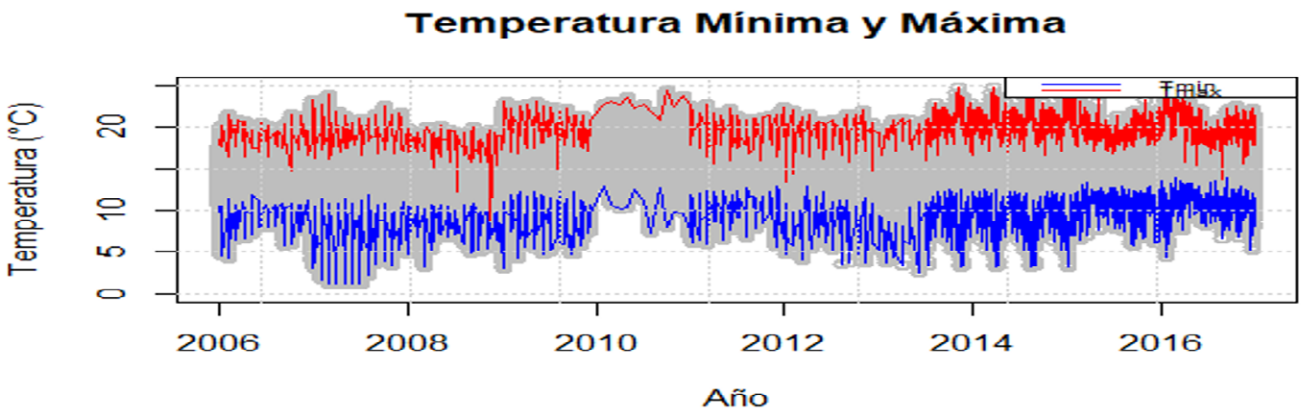


Figura 1. Temperatura Min & Max SKBO Dorado 2006-2016.
Fuente: Elaboración propia.

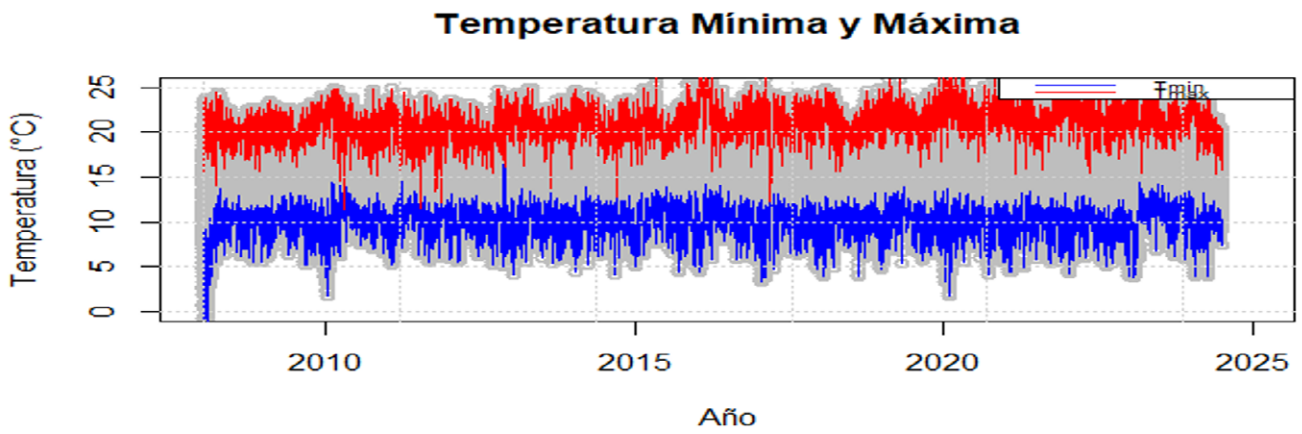


Figura 2. Temperatura máxima 2008-2024 Estación de Alto Rendimiento.
Fuente: Elaboración propia.

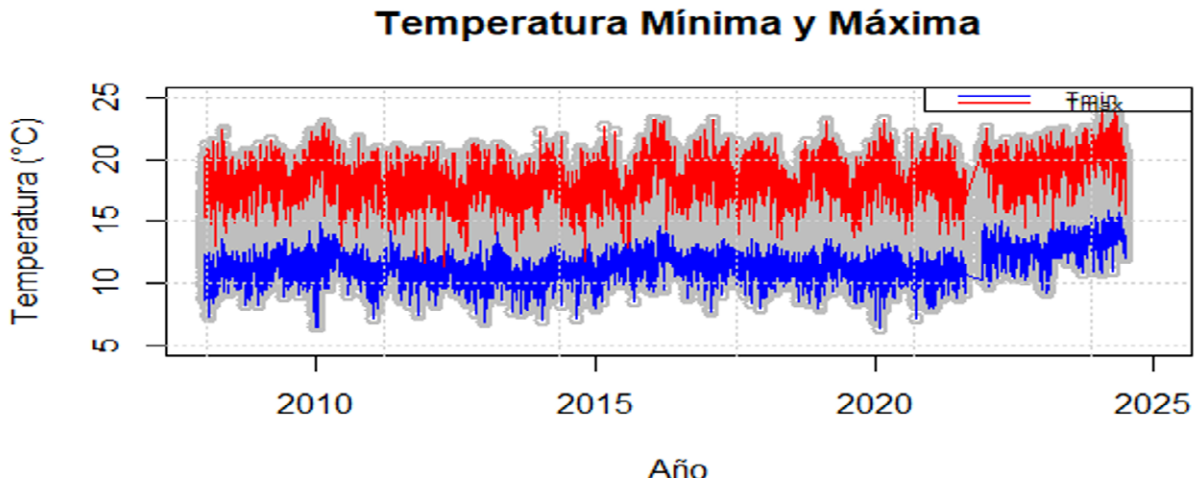


Figura 3. Temperatura máxima 2008-2024 Estación Puente Aranda.
Fuente: Elaboración propia.

Para la estimación de la altura de capa de mezcla por medio del método de Holzworth (1972) se tomaron y compararon 44 datos de radiosondeos y ozonosondeos del IDEAM entre el 05/11/1998 y hasta el 14/09/2007. Del total de los datos, hay 4 coincidencias temporales exactas de perfiles atmosféricos (ver figuras 4 y 5), además, se evidencian 40 no coincidencias exactas de perfiles atmosféricos porque los radiosondeos se realizaron a las 07:00 horas (12:00 UTC) y los ozonosondeos se realizaron entre las 11:00 a 12:00 horas. Esta discrepancia temporal es de gran utilidad para la evaluación del método de Holzworth, tal como se explicó arriba.

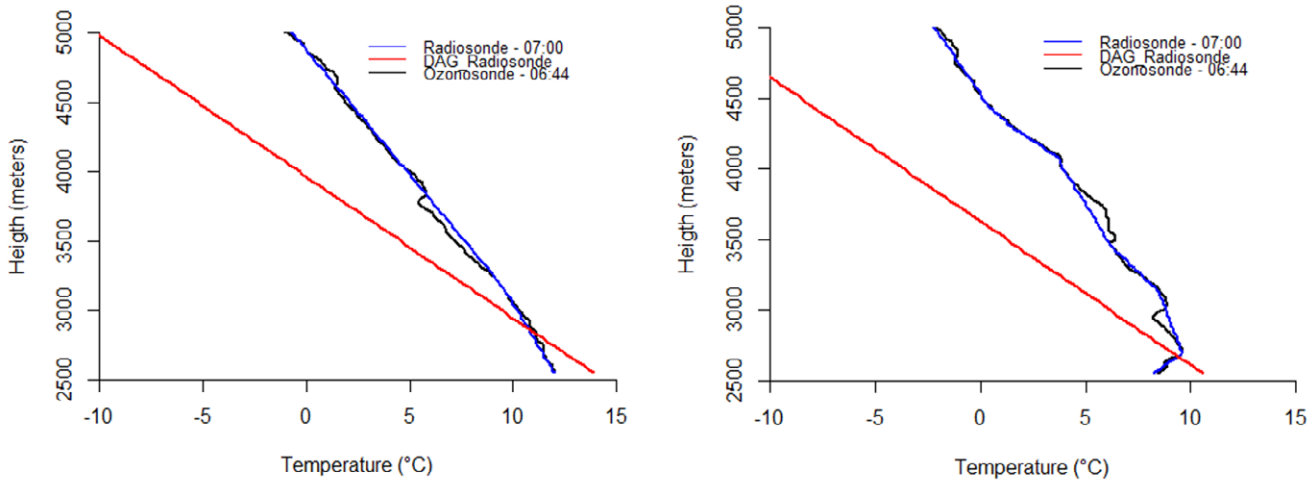


Figura 4. Estimación altura capa de mezcla 5 de Nov de 1998 y 11 de Mar de 1999. Fuente: Elaboración propia.

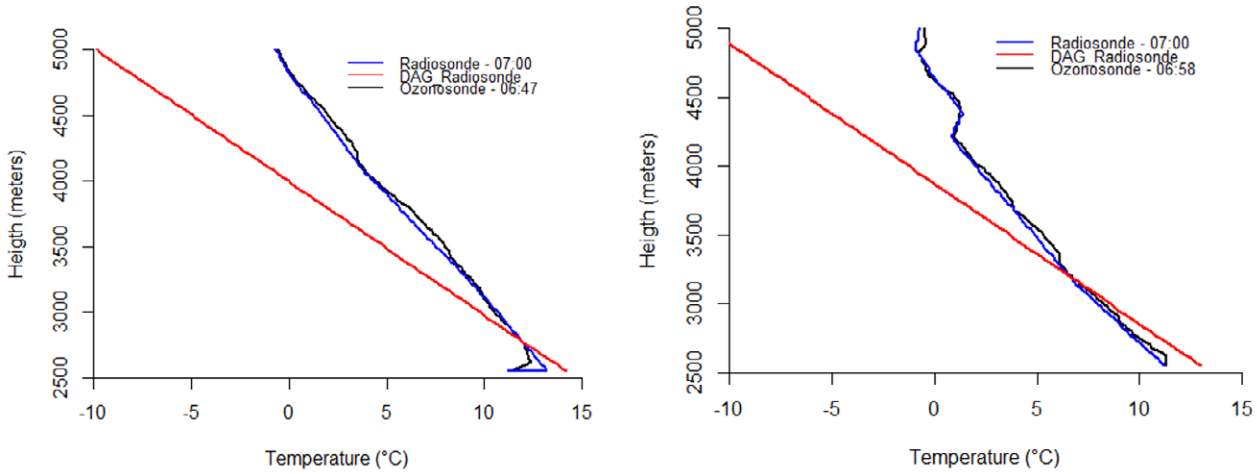


Figura 5. Estimación altura de capa de mezcla 08 de May y 11 de Jun de 2001. Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El desarrollo de esta investigación tiene implicaciones en la aplicación de políticas públicas, porque permite analizar el efecto de isla de calor, producto de la industrialización, construcciones y transporte que hay en las diferentes localidades, además en la parte práctica evidencia la efectividad del método de Holzworth para determinar la altura de capa de mezcla de la ciudad de Bogotá, permitiendo comprender cómo se dispersan los contaminantes en la atmosfera, además, aporta información sobre su usabilidad actual del método. Por último, la investigación aporta a la generación de nuevo conocimiento técnico con enfoque local.

REFERENCIAS

- Ángel, L., Ramírez, A., & Domínguez, E. (2010). ISLA DE CALOR Y CAMBIOS ESPACIOTEMPORALES DE LA TEMPERATURA EN LA CIUDAD DE BOGOTÁ.

- Benavides, H. O. (2010). Análisis de Variables en Altura con Base en los Ozonosondeos Realizados en Bogotá.

- DANE. (2018). Censo Nacional de Población y Vivienda. Departamento Administrativo Nacional de Estadística. https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/censo-nacional-de-poblacion-y-vivenda-2018

- Herrera, L. (2015). Caracterización de la Capa Limite de la Atmosférica en el Valle de Aburrá a partir de la información de sensores remotos y Radiosondeos [Universidad Nacional de Colombia]. https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Biblioteca-aire/InvestigacionSIATA/Tesis-Caraterizacion-Capa-Limite.pdf

- Holzworth, G. (1972). Mixing Heights, Wind Speesds, and Potential for urban Air Pullition Throughout (ENVIRONMENT AL PROTECTION AGENCY, Ed.). https://www.edwardsaquifer.org/wp-content/uploads/2019/02/1972_Holzworth_MixingHeights-etc.pdf

- Jiménez, J. F. (2016). Altura de la Capa de Mezcla en un Área Urbana, montañosa y tropical [Universidad de Antioquia]. https://bibliotecadigital.udea.edu.co/bitstream/10495/5738/1/JimenezJose_2016_AlturaCapaMezcla.pdf

- Pabón, J., Pulido, S., & Chaparro, J. (1998). ANÁLISIS PRELIMINAR DE LA ISLA DE CALOR EN LA SABANA DE BOGOTÁ.

- Salas, C., & Coy, D. (2019). Análisis espacial de islas de calor en la ciudad de Bogotá: los efectos de la urbanización, un estudio desde la teledetección.

CARACTERIZACIÓN DEL AEROBIOMA URBANO PRESENTE EN EL $PM_{2.5}$ DURANTE EL 2022-2023 EN EL VALLE DE ABURRÁ

Simón Villegas-Velásquez[1], Juan Pablo Hernández-Ortiz[2]

[1]Universidad Nacional de Colombia – Laboratorio Genómico One Health, svillegasv@unal.edu.co
[2]Universidad Nacional de Colombia – Laboratorio Genómico One Health, jphernandezo@unal.edu.co

Palabras clave: Aerobioma; PM2.5; Secuenciación genómica; gen 16S rARN; Metagenómica

INTRODUCCIÓN

El Valle de Aburrá, ubicado en Antioquia, Colombia, es una región que enfrenta recurrentes episodios de contaminación del aire, los cuales pueden tener efectos adversos en la salud de sus habitantes. Aunque numerosos estudios previos han abordado los componentes químicos de las partículas en suspensión (PM), el impacto de su carga microbiológica sigue siendo un aspecto poco explorado, a pesar de su relevancia en la salud pública y en la ecología urbana.

En este contexto, la presente investigación tuvo como objetivo caracterizar microbiológicamente las PM presentes en el aire con el fin de generar información clave para la toma de decisiones en salud pública y mejorar la comprensión de los riesgos biológicos asociados a la contaminación atmosférica. Para ello, se analizó la composición del microbioma aéreo, o aerobioma, a través de secuenciación genómica de muestras de PM2.5 recolectadas en la estación de monitoreo de calidad del aire ubicada en Belén Las Mercedes, en la ciudad de Medellín. El muestreo se llevó a cabo entre agosto de 2022 y agosto de 2023, enmarcado dentro de un enfoque de vigilancia en salud ambiental que busca integrar el componente microbiológico en los sistemas de monitoreo de la calidad del aire.

MÉTODOS

Las muestras de material particulado PM2.5 fueron suministradas por el Grupo en Higiene y Gestión Ambiental (GHYGAM) del Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid. Estas se recolectaron en la estación de monitoreo de calidad del aire ubicada en el Instituto Salesiano Pedro Justo Berrío del barrio Belén las Mercedes en el municipio de Medellín (MDE-BEME. Coordenadas: 6°14'14.1"N 75°36'40.2"W) y fueron procesadas siguiendo los lineamientos de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (Environmental Protection Agency, 2017). Cada filtro fue esterilizado en una mufla a 500oC durante 5 horas antes de ser llevados al equipo, el cual fue limpiado con etanol (70% v/v) antes de la instalación de los filtros. La manipulación

de los filtros se realizó con guantes de nitrilo estériles. El procesamiento en el laboratorio se llevó a cabo en cámara de flujo laminar y todos los insumos fueron previamente esterilizados en autoclave. Se analizaron en total 20 muestras y dos controles negativos, los cuales fueron empleados para la remoción de potenciales secuencias contaminantes empleando el paquete decontam v1.24.0 (Davis et al., 2018) en R.

Analizamos la estructura de las comunidades microbianas mediante la secuenciación del gen completo 16S rRNA como marcador molecular usando tecnología Oxford Nanopore. La clasificación taxonómica se realizó utilizando Kraken2 y Bracken (Lu & Salzberg, 2020) acoplado con la base de datos SILVA SSU NR99 138.1 (Quast et al., 2013). Se compararon métricas de diversidad α y β empleando el paquete OMA v0.98.21 (Lahti et al., 2024) en R. Se usó la base de datos FAPROTAX v1.2.9 (Louca et al., 2016) para predecir el perfil funcional del aerobioma. Se realizó análisis de redes empleando NetComi (Peschel et al., 2020) y se calculó la abundancia diferencial de microorganismos usando ALDEx2 v1.36 (Fernandes et al., 2013; Gloor et al., 2016) en R.

Las variables ambientales analizadas constan en la Tabla 1. Estas fueron obtenidas a partir del promedio de los datos satelitales reportados en la base de datos de agroclimatología del Proyecto POWER, (NASA, n.d.), del geo portal del Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá (SIATA, n.d.) y de los reportes de la Comisión Colombiana del Océano (CCO) (Comisión Colombiana del Océano, n.d.).

Tabla 1. Variables meteorológicas y de calidad del aire analizadas.

Variable	Descripción - Unidades
Barcode	Barcode asignado
Type	Si corresponde a muestra o a control
Date	Fecha de recolección
Episode management	Episodio de gestion ambiental
PM2.5 concentration	Concentración de PM2.5 - µg/m3
AQI level	Índice de Calidad del Aire (AQI)
ENSO	Temporada climática
allsky irradiance	Irradiación de onda corta total - MJ/h
clrsky irradiance	Irradiación de onda corta en cielo despejado - MJ/h
allsky PAR	Radiación fotosintéticamente activa total - W/m^2
clrsky PAR	Radiación fotosintéticamente activa en cielo despejado - W/m^2
UVA	Irradiación UV A - W/m^2
UVB	Irradiación UV B - W/m^2
UV index	Índice UV - Adimensional
Temp	Temperatura - °C
RH	Humedad relativa - %
Precipitation rate	Tasa de precipitación - mm/h
Precipitation	Precipitación - mm
Pressure	Presión atmosférica - kPa
WS2M	Velocidad del viento a 2 metros de altura - m/s
WD2M	Dirección del viento a 2 metros de altura - °
WS10M	Velocidad del viento a 10 metros de altura - m/s
WD10M	Dirección del viento a 10 metros de altura - °
Ozone	Concentración de ozono MDE-UDEM - $µg/m^3$

Fuente: Elaboración propia

RESULTADOS

Se identificaron 1977 unidades operativas taxonómicas (OTU) asociadas al aerobioma, de las cuales 49 fueron consistentes en todas las muestras, destacando la presencia de microorganismos extremófilos. De las variables analizadas, la temporada climática es el factor que más incide en los cambios en la diversidad del aerobioma (Figura 1 y Figura 2), lo cual fue validada mediante los resultados del análisis de PERMANOVA.

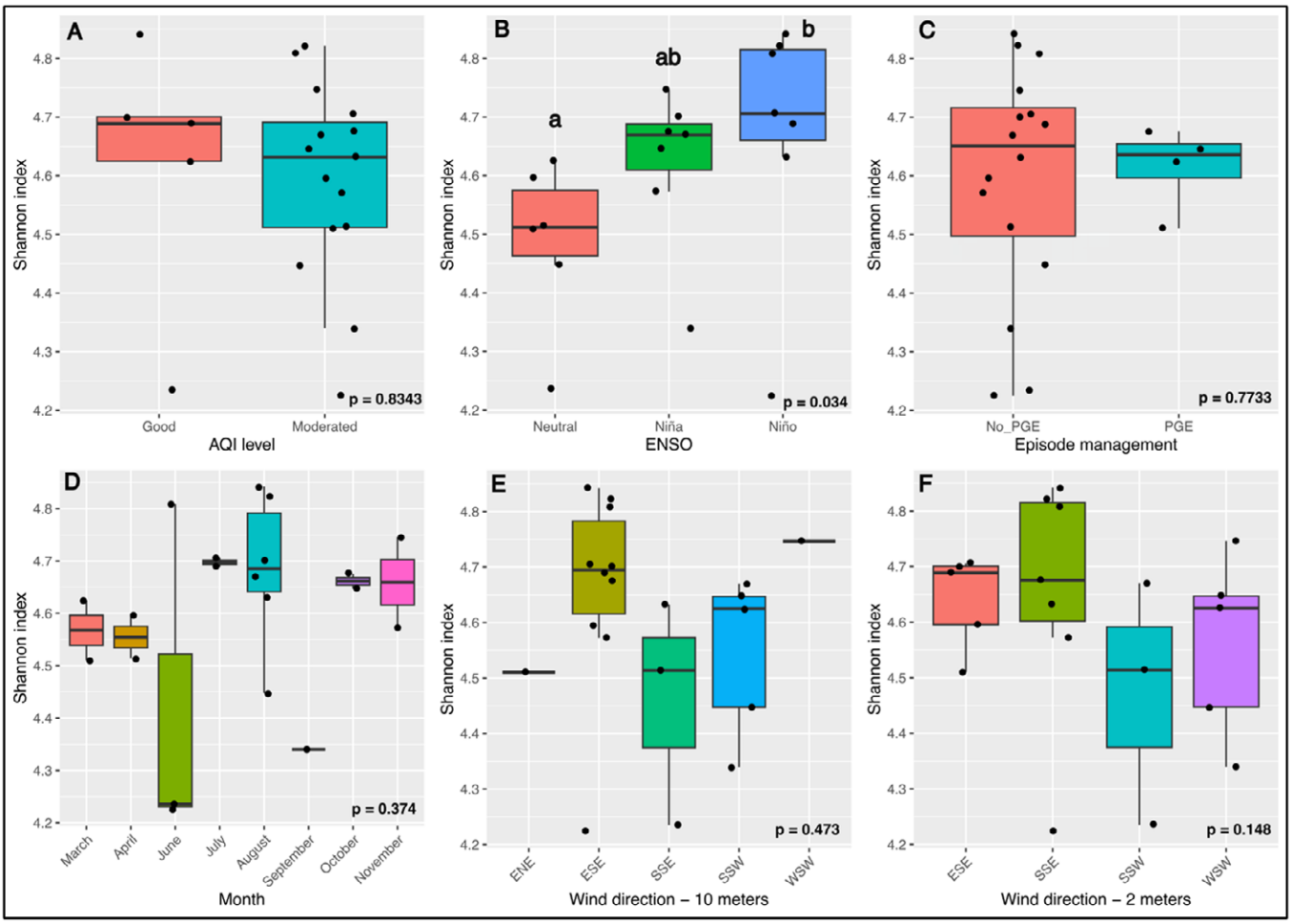


Figura 1. Índice Shannon (diversidad α) calculado para Índice de calidad del aire (A) ; Temporada climática – ENSO (B); Periodo de gestión de episodios – PGE (C); Mes (D); Dirección del viento a 10 metros (E); Dirección del viento a 2 metros (F). Factores con la misma letra no presentan diferencias estadísticamente significativas. Fuente: elaboración propia.

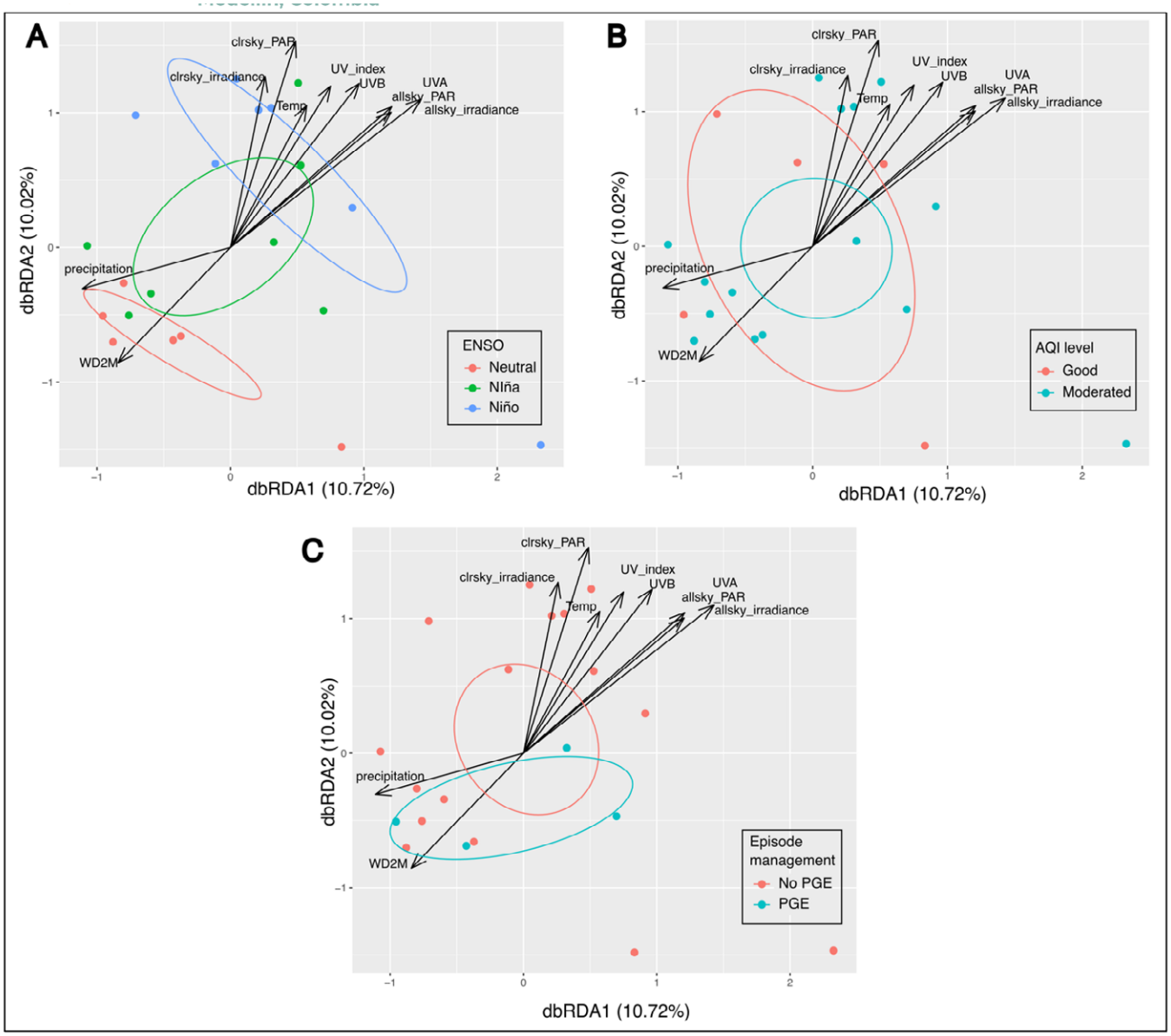


Figura 2. Ordinación de las comunidades bacterianas empleando distancia Aitchison y evaluando los efectos de (A) la temporada climática, (B) el índice de calidad del aire y (C) y el periodo de gestión de episodios. La elipse representa la distancia euclidiana al centroide del grupo, con un intervalo de confianza del 95%. Las flechas representan los gradientes de las variables ambientales continuas correlacionadas con los factores evaluados. El número de cada eje corresponde al porcentaje de la varianza explicada por las variables que restringieron el análisis.
Fuente: elaboración propia.

Durante todo el análisis no se obtuvieron muestras con un Índice de Calidad del Aire por encima de moderado. Mediante el análisis diferencial de abundancia usando ALDEx2, encontramos que los géneros Leuconostoc y Weissella, ambos con resistencia inherente a vancomicina, y el género Stenotrophomonas, el cual contiene especies patogénicas oportunistas, estaban asociados con una calidad del aire moderada.

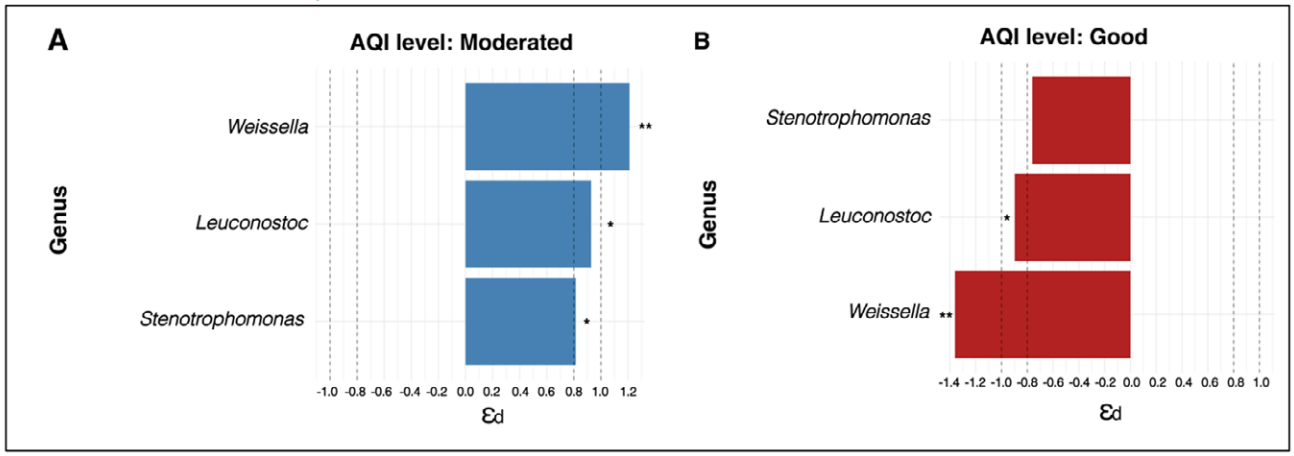


Figura 3. Resultados abundancia diferencial (ALDEx2) para índice de calidad del aire (AQI) moderado (A) y bueno (B). El eje x corresponde al tamaño del efecto. Fuente: elaboración propia.

La calidad del aire en niveles moderados se asoció también con redes de co-ocurrencia microbiana menos robustas (Figura 4) reflejado en un cambio en la conectividad natural de la red (p = 0.011988), sugiriendo que la disminución de la calidad del aire desencadena una disrupción del aerobioma.

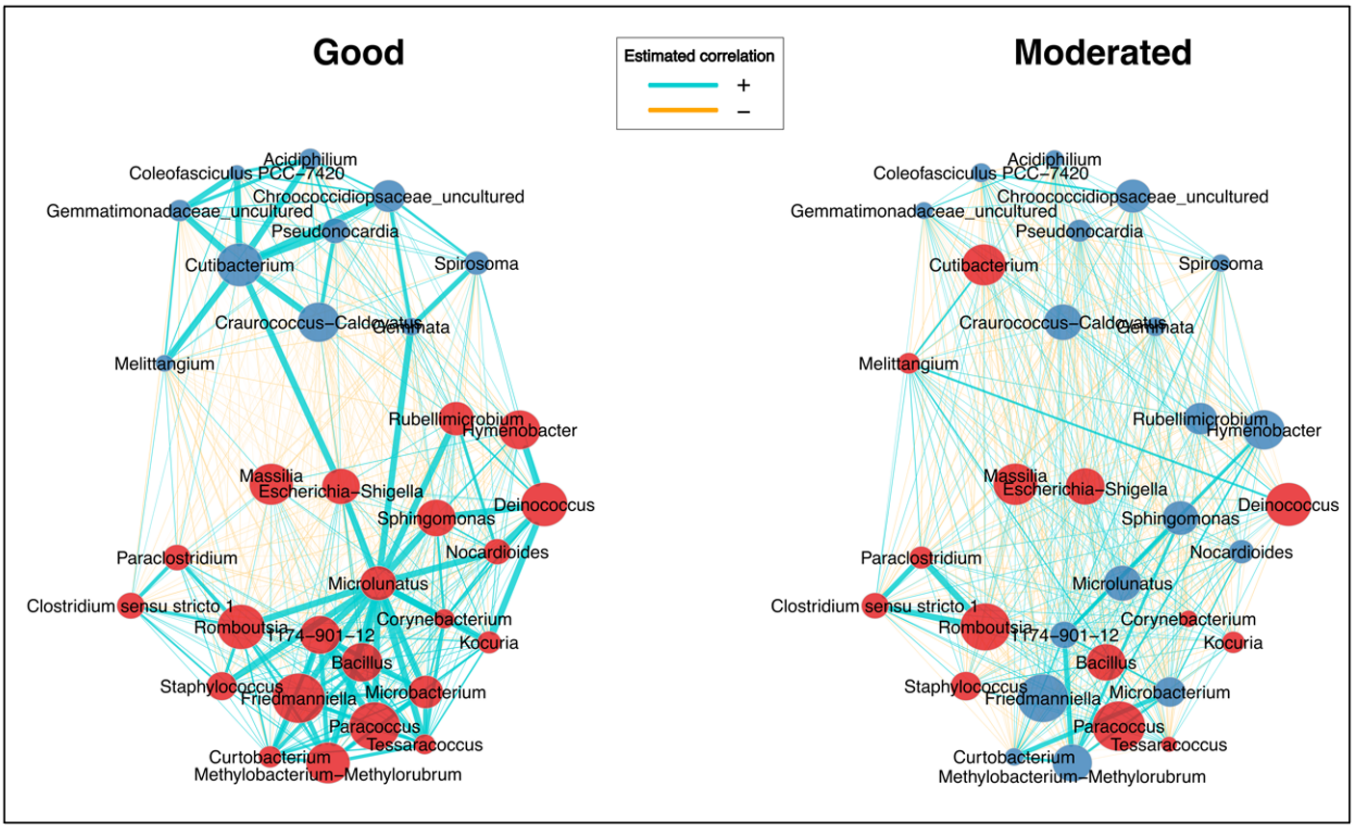


Figura 4. Redes de co-ocurrencia microbiana para los índices de calidad del aire bueno (A) y moderado (B)

Identificamos 60 funciones metabólicas a partir de la caracterización funcional del aerobioma, revelando la presencia del potencial de degradación de hidrocarburos, y presencia de microorganismos patogénicos, (no sólo los identificados por ALDEx2). Estos últimos en particular estuvieron asociados a masas de aire provenientes de asentamientos urbanos y a condiciones de alta radiación solar. Se identificaron correlaciones estadísticamente significativas entre la oxidación aeróbica de nitritos, anammox, celulólisis, lignólisis, ureólisis, oxidación de sulfatos y manganeso, parásitos invertebrados, patógenos humanos y respiración por fumarato con algunas de las variables ambientales evaluadas (Figura 5).

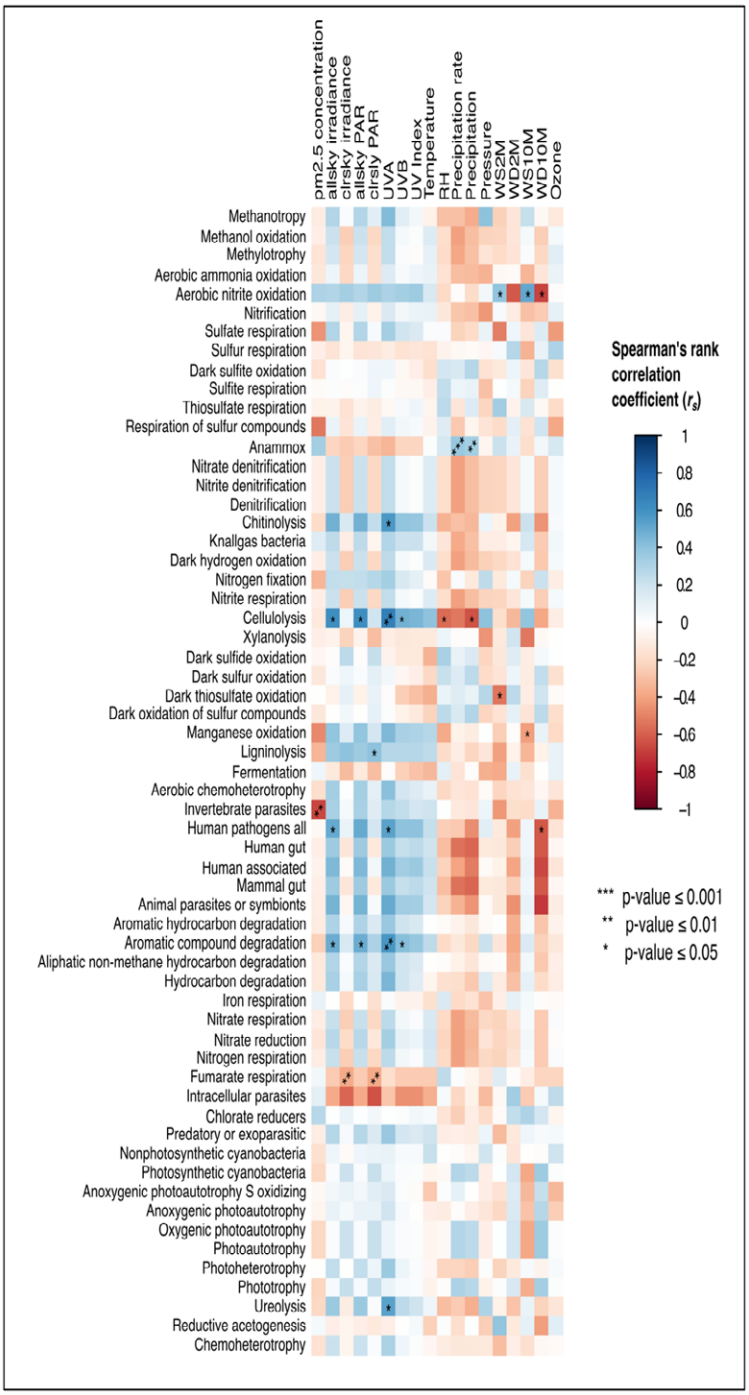


Figura 5. Análisis de correlación de Spearman (r_s) entre funciones metabólicas y variables ambientales. Fuente: elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Hasta donde tenemos conocimiento, este estudio representa la primera caracterización integral del aerobioma asociado al PM2.5 en el Valle de Aburrá utilizando un enfoque independiente de cultivos y basado en secuenciación genómica. A través de este análisis, se logró identificar una diversidad microbiana significativa, incluyendo microorganismos con implicaciones en la salud humana y ambiental, así como especies con potencial para aplicaciones en biotecnología y biorremediación.

Los hallazgos obtenidos no solo resaltan la necesidad de profundizar en el estudio del aerobioma urbano, sino que también subrayan la importancia de incorporar su caracterización dentro de los sistemas de monitoreo de calidad del aire. La inclusión de esta dimensión microbiológica en los esquemas de vigilancia ambiental permitiría evaluar de manera más completa los riesgos asociados a la contaminación atmosférica y su impacto en la salud pública. Además, el conocimiento generado podría contribuir al desarrollo de estrategias de mitigación y gestión de la contaminación, brindando herramientas para la toma de decisiones en políticas de salud y medioambiente.

REFERENCIAS

- Comisión Colombiana del Océano. (n.d.). Comunicados ERFEN. Retrieved June 26, 2024, from https://cco.gov.co/prensa/erfen/

- Davis, N. M., Proctor, D. M., Holmes, S. P., Relman, D. A., & Callahan, B. J. (2018). Simple statistical identification and removal of contaminant sequences in marker-gene and metagenomics data. Microbiome, 6(1), 226. https://doi.org/10.1186/s40168-018-0605-2

- Environmental Protection Agency. (2017). 40 CFR Appendix L to Part 50 - Appendix L to Part 50—Reference Method for the Determination of Fine Particulate Matter as PM2.5 in the Atmosphere | Electronic Code of Federal Regulations (e-CFR) | US Law | LII / Legal Information Institute. https://www.law.cornell.edu/cfr/text/40/appendix-L_to_part_50

- Fernandes, A. D., Macklaim, J. M., Linn, T. G., Reid, G., & Gloor, G. B. (2013). ANOVA-like differential expression (ALDEx) analysis for mixed population RNA-Seq. PLoS ONE, 8(7), e67019. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067019

- Gloor, G. B., Macklaim, J. M., & Fernandes, A. D. (2016). Displaying variation in large datasets: Plotting a visual summary of effect sizes. Journal of Computational and Graphical Statistics, 25(3), 971–979. https://doi.org/10.1080/10618600.2015.1131161

- Lahti, L., Borman, T., & Ernst, F. G. (2024). OMA: Orchestrating Microbiome Analysis with Bioconductor. https://github.com/microbiome/OMA

- Louca, S., Parfrey, L. W., & Doebeli, M. (2016). Decoupling function and taxonomy in the global ocean microbiome. Science, 353(6305), 1272–1277. https://doi.org/10.1126/science.aaf4507

- Lu, J., & Salzberg, S. L. (2020). Ultrafast and accurate 16S rRNA microbial community analysis using Kraken 2. Microbiome, 8(1), 124. https://doi.org/10.1186/s40168-020-00900-2
- NASA. (n.d.). NASA POWER | Prediction Of Worldwide Energy Resources. Retrieved June 26, 2024, from https://power.larc.nasa.gov/

- Peschel, S., Müller, C. L., Mutius, E. von, Boulesteix, A.-L., & Depner, M. (2020). NetCoMi: network construction and comparison for microbiome data in R. Briefings in Bioinformatics, 22(4), bbaa290. https://doi.org/10.1093/bib/bbaa290

- Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., Peplies, J., & Glöckner, F. O. (2013). The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. Nucleic Acids Research, 41(D1), D590–D596. https://doi.org/10.1093/nar/gks1219

- SIATA. (n.d.). SIATA - Sistema de Alerta Temprana del valle de Aburrá. Retrieved June 26, 2024, from https://siata.gov.co/siata_nuevo/

ADECUACIÓN, CALIBRACIÓN E INTERCOMPARACIÓN DE NEFELÓMETROS-MUESTREADORES PARA LA MEDICIÓN DE MATERIAL PARTICULADO DESAGREGADO POR TAMAÑO DE PARTÍCULA

Lina M. Puerta-Guiral[1,2], Diego A. Cardenas-Ordoñez[1,3,4], Elizabeth Leon-Velasquez[3], Jaime Alberto Barrera García[5,6], Rodrigo Jimenez[1,7]

[1]Universidad Nacional de Colombia – Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación en Calidad del Aire, Bogotá, Colombia . [2]lpuertag@unal.edu.co . [3]Universidad EAN, Facultad de Ingeniería, Grupo de Investigación en Gestión Ambiental, Bogotá, Colombia; eleonv@universidadean.edu.co [4]dcardenaso@unal.edu.co . [5]Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, Bogotá, Colombia [6]jbarrera@sinchi.org.co . [7]Autor corresponsal, rjimenezp@unal.edu.co

Palabras clave: Calidad del aire, calibración, material particulado, tamaño de partícula.

INTRODUCCIÓN

La medición precisa de material particulado (MP) es un componente crítico en los estudios de calidad del aire, dada su relación directa con impactos en la salud humana y el medio ambiente. Las partículas finas, como el PM2.5, pueden penetrar profundamente en el sistema respiratorio, mientras que el PM10 afecta principalmente las vías respiratorias superiores. Por ello, contar con métodos confiables y equipos calibrados es esencial para generar datos precisos que sustenten políticas de mitigación y estrategias de monitoreo (Kang., et al 2012; Kwon., et al 2003). Los muestreadores dicotómicos, con cortes a 10 µm, 2.5 µm o 1 µm, permiten conocer la concentración agregada de material particulada pero no su distribución de tamaño de partícula. Esta información es necesaria para la estimación detallada de la exposición, así como para el análisis de formación de aerosoles secundarios, y atribución de fuentes, entre otros (Villegas & Rojas., 2004; Nasr et al., 2010).

En esta ponencia se presentan los procesos de adecuación, calibración, e instalación e intercomparación en campo, de un conjunto de analizadores nefelométricos de bajo costo (pDR-1200, ThermoFisher Scientific). El conjunto pDR-1200 fue ajustado de modo que permita medir en tiempo real y muestrear sobre filtros diversas fracciones de material particulado. Estas fracciones fueron sintonizadas mediante el caudal de entrada a micro-ciclones. Para este propósito, se calibraron caudales, se hizo el aseguramiento de calidad de las mediciones gravimétricas, y se integraron los analizadores en minicabinas para muestreo extramural (Aguiar et al., 2020; Yoshida et al., 1993).

MÉTODOS

El componente reportado en esta ponencia se enfocó en la instalación, calibración y adecuación de tres monitores portátiles pDR-1200, llevado a cabo en la Bodega 30 de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá. Los experimentos de intercomparación se desarrollaron a lo largo de un período de 24 horas para cada ensayo. De igual forma, se establecieron los protocolos de adecuación de filtros, mantenimiento de equipos y calibración de caudales de muestreo. En el caso de los pDR-1200, se emplearon filtros de fibra de vidrio de 37 mm.

La calibración de los caudales de los pDR-1200 se realizó utilizando un medidor de burbujas, con el cual se obtuvieron curvas de calibración que relaciona el caudal nominal (proporcionado por el equipo) con el caudal real (medido a las condiciones de Bogotá) (ver figura 1). Esta curva permite establecer un valor estándar para cada uno de los caudales (Elmes & Gasparon, 2017). Durante el experimento, los equipos operaron simultáneamente, garantizando condiciones uniformes de caudal y tiempo de exposición. Finalmente, Se analizaron las masas recolectadas en los filtros mediante gravimetría para evaluar la acumulación de partículas y comparar estos resultados con los datos obtenidos por el equipo.

RESULTADOS

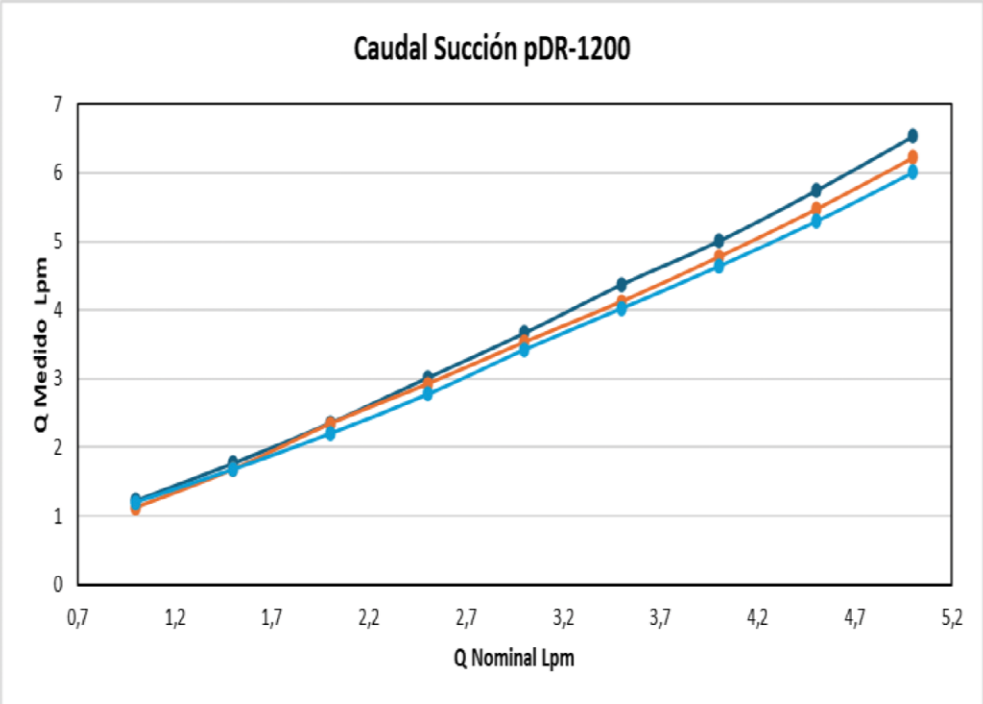


Figura 1. Curva de calibración de caudal

La intercomparación de pDR-1200 evidencia un factor de comparabilidad estable y por tanto adecuado entre los equipos, para declarar esto, se muestran las curvas de concentraciones medidas durante el tiempo de muestreo para cada uno de los equipos, estas reflejaron patrones similares a lo largo de la medición. A continuación, se muestra el montaje experimental Imagen 1 y los resultados obtenidos.



Imagen 1. Montaje experimental 1

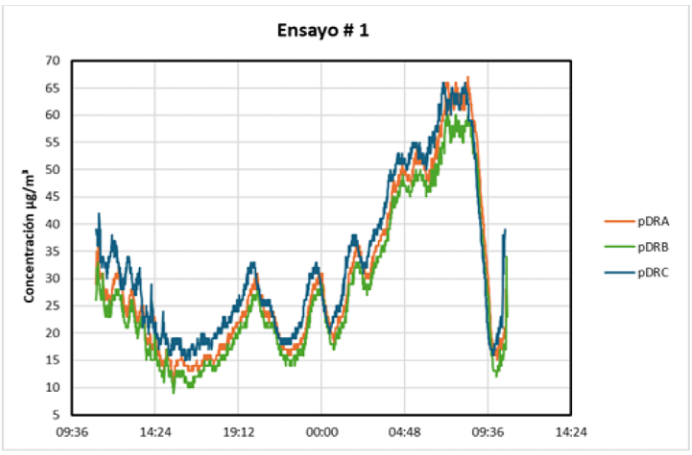


Figura 2. Concentraciones medidas por los Pdr-1200.

La figura 2 muestra un patrón cíclico en las concentraciones de pDR-A, pDR-B y pDR-C a lo largo del tiempo, sugiriendo una influencia de factores externos con un período regular, posiblemente relacionado con ciclos diarios ya que los aumentos en la concentración se dan hacia la noche y en la madrugada. Las similitudes en los patrones de las tres mediciones simultaneas indican una excelente correlación entre los tres nefelómetros. Las pequeñas diferencias entre los tres nefelómetros podrían indicar incertidumbre instrumental o aún diferencia menores entre las masas de aire muestreadas por cada uno de los nefelómetros.

Se llevó a cabo un segundo montaje experimental con el objetivo de añadir a dos de los equipos una tubería de muestreo de dos materiales diferentes, con el fin de mejorar el acoplamiento y estudiar la transmitancia de cada material durante su funcionamiento. Al pDR-A se le incorporó tubería de teflón de 50 cm en la boquilla del ciclón, mientras que al pDR-B se le instaló una manguera de polietileno del mismo largo y diámetro. El pDR-C se mantuvo como equipo de referencia, sin ninguna modificación (ver imagen 2). Durante el experimento, se realizó el muestreo de manera simultánea en los tres equipos, lo que permitió obtener los siguientes resultados.



Imagen 2. Montaje experimental 2

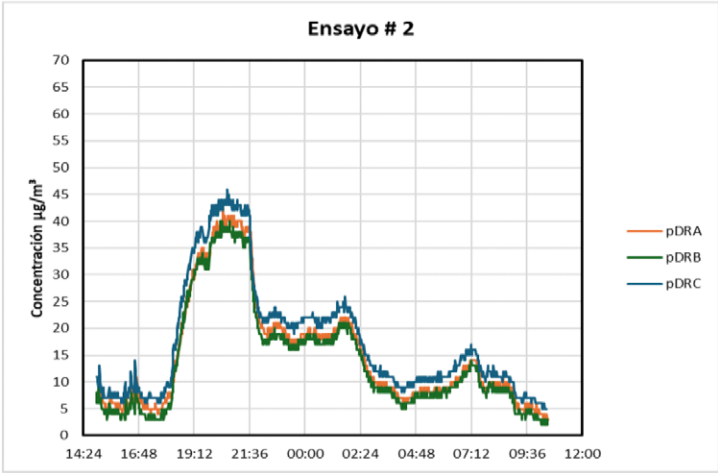


Figura 3. Concentraciones medidas por los Pdr-1200.

La calidad de las correlaciones se mantuvo casi intacta. Las curvas también indican menores concentraciones de material particulado en la Bodega 30 comparada con la medición de intercomparación de referencia. Las concentraciones de los pDR modificados son semejantes respecto al equipo de referencia (pDR-C). Usando este como referencia, se calculó la transmitancia de los otros dos que usaron tubería. Para el equipo A fue del 13% y la del equipo B 10 %, siendo este un valor adecuado, ya que refiere que no se presenta una fuerte alteración de los datos por adición de tuberías.

Se compararon las concentraciones promedio registradas por el equipo con los valores gravimétricos de las masas colectadas en los filtros, obteniéndose resultados consistentes. Además, se presentarán resultados de medición en tiempo real e integrada (gravimétrica) desagregadas por tamaño de partícula.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El desarrollo de esta investigación ha permitido profundizar en los criterios de funcionamiento y estabilidad de los equipos utilizados para la medición de material particulado, especialmente en condiciones de campo desafiantes, como estructuras de soporte inestables y entornos con condiciones climáticas poco favorables. Estas condiciones evidencian la importancia de contar con protocolos robustos de calibración y adecuación, los cuales no solo facilitan la obtención de datos precisos y confiables, sino que también optimizan el desempeño de los equipos, incluso en situaciones adversas.

Aunque las políticas públicas relacionadas con la calidad del aire ya contemplan protocolos para la calibración y preparación de equipos, los resultados obtenidos en este trabajo destacan la necesidad de fortalecer su implementación en escenarios donde estas no se aplican de manera uniforme.

Adicionalmente se desarrolló un sistema de muestreo activo de bajo costo para la medición de material particulado desagregado por tamaño de partícula.

REFERENCIAS

- Aguiar Gil, D., Gómez Peláez, L. M., Álvarez Jaramillo, T., Correa Ohoa, M. A., & Saldarriaga Molina, J. C. (2020). Evaluating the impact of PM2.5 atmospheric pollution on population mortality in an urbanized valley in the Americantropics. Atmospheric Environment, 117343. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117343

- Elmes, M., & Gasparon, M. (2017). Sampling and single particle analysis for the chemical characterisation of fine atmospheric particulates: A review. Journal of Environmental Management, 202, 137–150. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.067.

- Kang, Joon Sang, Kang Soo Lee, Kyung Heon Lee, Hyung Jin Sung & Sang Soo Kim. (2012). Characterization of a Microscale Cascade Impactor. Aerosol Science and Technology 46, n.º 9 (septiembre de 2012): 966– 972. http://dx.doi.org/10.1080/02786826.2012.685115

- Kwon, S. B., K. S. Lim, J. S. Jung, G. N. Bae y K. W. Lee. (2003). Design and calibration of a 5-stage cascade impactor (K-JIST cascade impactor). Journal of Aerosol Science 34, n.º 3 (marzo de 2003): 289–300. http://dx.doi.org/10.1016/s0021-8502(02)00177-5

- Nasr, M.M., Ross, D.L. & Miller, N.C. (2010). Effect of drug load and plate coating on the particle size distribution of a commercial albuterol metered dose inhaler (MDI) determined using the Andersen and Marple-Miller cascade impactors. Pharm Res. 1997 Oct;14(10):1437-43. https://doi.org/10.1023/A:1012180924063. PMID: 9358558

- Beltrán Villegas, D. J., & Rojas, N. Y. (2004). Diseño y construcción de un impactador de cascada para la determinación de la distribución de tamaño de material particulado suspendido en el aire. Revista De Ingeniería, 1(19), 33-39. https://doi.org/10.16924/revinge.19.4

- Yoshida, H., Fujioka, T., & Makino, H. (1993). Data Reduction by a Cascade Impactor. Journal of the Society of Powder Technology, Japan, 30(11), 782–789. https://doi:10.4164/sptj.30.11_782

IMPACTO DEL POLVO DEL SAHARA EN LOS NIVELES DE CONCENTRACIÓN DE $PM_{2.5}$ Y PM_{10} EN GUADALUPE Y MARTINICA DURANTE JUNIO DE 2020: UTILIZANDO BASE DE DATOS EN TIEMPO REAL AQICN Y GMAO

Andri Binet-Álvarez[1], Dante Castillo Ogando[2]

[1]Universidad Autónoma de Santo Domingo. FC-Escuela de Biología. Doctorado en Medio Ambiente y Sostenibilidad. Instituto de Física.,abinet63@uasd.edu.do
[2]Universidad Autónoma de Santo Domingo. FC- Escuela de Biología. Doctorado en Medio Ambiente y Sostenibilidad., dante.castillo@concremat.lat

El autor de correspondencia será el encargado de verificar la aprobación de todos los autores para la aplicación al evento y enviar el resumen extendido, y será con quien el CASAP X mantendrá comunicación.

Palabras clave: Particulado., Polvo del Sahara., GMAO.

Este estudio determinó el impacto del polvo sahariano en los niveles del particulado ≤10 µm e ≤ 2,5 µm, en Guadalupe y Martinica mediante base de datos en tiempo real Aqicn. Para esto se seleccionaron dos estaciones de la Isla Guadalupe y tres de la Isla Martinica. Los datos utilizados fueron obtenidos de la plataforma Aqicn; estos correspondieron al $PM_{2,5}$ y PM_{10} de las estaciones de monitoreo de calidad de aire. Para poder determinar las diferencias entre las fluctuaciones del particulado en las islas de Martinica y Guadalupe, se realizó una ANOVA de medidas repetidas con el software SPSS y una comparación con el Global Modeling and Assimilation Office de la NASA. Concluyendo que la plataforma Aqicn es útil para diagnosticar variaciones del particulados causadas por intrusiones de polvo del Sahara.

INTRODUCCIÓN

Durante el mes de junio del 2020 en varios países del neotrópico se presenció un fenómeno atmosférico, una gran nube de polvo originaria en el desierto del Sahara cubrió los cielos de varias naciones del Caribe; catalogada por algunos autores como la nube de polvo sahariano de mayor magnitud en los últimos 50 años. El ecosistema desértico del Sahara es considerado como una de las fuentes principales del material particulado en el planeta Tierra, generando efectos sobre la calidad del aire a distancias muy lejanas. (Redaccion EFEVerde, 2020; Méndez, Pinto-Herrera & Belalcázar-Cerón, 2018).

El Sahara contribuye con un 60 % aproximado de la liberación mineral hacia la atmosfera, siendo levantado debido a efectos de convección por fluctuaciones de temperatura hasta alcanzar alturas que rondan de 1,1 km a 2,9 km; para luego divergir entre las masas de aire que se distribuyen por el mundo como parte del material particulado en distintos diámetros aerodinámicos Méndez et al., (2018). El particulado emitido por el Sahara representa una fuente de origen natural con características físicas, químicas y biológicas en su integración (Binet-Alvarez & Guillemes-Peira, 2020).

MÉTODOS

Los datos utilizados en este estudio corresponden a concentraciones de material particulado PM_{10} (partículas con diámetro aerodinámico ≤10 µm) y $PM_{2.5}$ (partículas con diámetro aerodinámico ≤2.5 µm), expresados en microgramos por metro cúbico (µg/m³). Estos datos fueron obtenidos mediante la plataforma interactiva AQICN (World Air Quality Index Project), la cual reporta información sobre calidad del aire en tiempo real. La selección de estaciones incluyó dos ubicadas en la Isla Guadalupe y tres en la Isla Martinica, asegurando así una representación geográfica adecuada para evaluar la influencia del polvo sahariano durante el mes de junio de 2020

Para determinar la idoneidad de los datos para análisis paramétrico, se realizó previamente una prueba de normalidad (Shapiro-Wilk) y de homogeneidad de varianzas (Levene). Tras confirmarse que los datos cumplían con los supuestos paramétricos requeridos, se procedió a realizar un análisis de varianza (ANOVA) de medidas repetidas utilizando el software estadístico SPSS. Las medidas repetidas se realizaron por separado para cada isla y tipo de particulado durante cuatro semanas consecutivas, considerando un nivel de significancia estadística de 0.01. Además, para fortalecer la validez de los resultados obtenidos mediante ANOVA, estos fueron comparados con información proporcionada por el Global Modeling and Assimilation Office (GMAO) de la NASA, el cual ofrece datos atmosféricos de concentración de particulado obtenidos mediante modelación satelital. Esta comparación permitió validar externamente los resultados analíticos del estudio y aumentar la robustez de las conclusiones obtenidas.

RESULTADOS

Los niveles más altos de concentración del particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$), registrados en todas las estaciones monitoreadas, ocurrieron durante la tercera semana de junio de 2020, específicamente entre los días 18 y 23, tal como se observa en los gráficos (Figuras 1 y 2). Este incremento coincidió con el paso de una extensa nube de polvo proveniente del desierto del Sahara que atravesó las Antillas. Dicho evento fue registrado claramente el día 18 de junio mediante el instrumento VIIRS, instalado a bordo del satélite Suomi NPP de la misión conjunta NASA-NOAA (Listín Diario, 2020).

Los resultados obtenidos evidencian claramente el impacto significativo del polvo sahariano sobre las concentraciones de material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$ tanto en Guadalupe como en Martinica durante el mes de junio de 2020. La tendencia observada muestra un marcado incremento en las concentraciones, alcanzando los niveles máximos entre los días 18 y 23 del mes. Este aumento coincide precisamente con la llegada de una intensa nube de polvo procedente del desierto del Sahara, detectada mediante satélites de la misión conjunta NASA-NOAA (Listín Diario, 2020). Estos resultados concuerdan con estudios previos que han registrado incrementos similares en eventos de intrusión de polvo sahariano en el Caribe, destacando el papel del Sahara como una fuente significativa de material particulado en esta región del mundo (Méndez, Pinto-Herrera & Belalcázar-Cerón, 2018).

Es importante señalar que las concentraciones máximas registradas en la isla de Martinica fueron sustancialmente superiores en comparación con las de Guadalupe, alcanzando valores superiores a los 120 µg/m³ para $PM_{2.5}$ y superiores a 110 µg/m³ para PM_{10}. Esta diferencia puede atribuirse a factores locales como la topografía, patrones específicos del viento y la proximidad geográfica con respecto al punto de llegada inicial del polvo sahariano. Estos aspectos subrayan la necesidad de contar con redes locales y regionales robustas de monitoreo del aire que permitan detectar, alertar y mitigar eficazmente los efectos negativos asociados a estas intrusiones de polvo, especialmente en poblaciones vulnerables (Organización Mundial de la Salud, 2021).

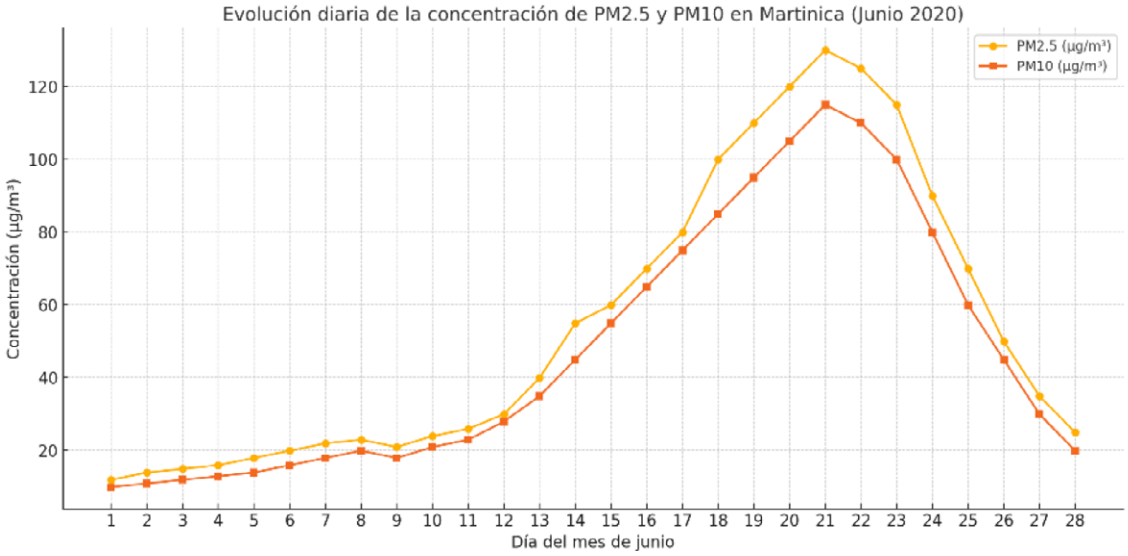


Fig. 1. Evolución diaria de la concentración de $PM_{2.5}$ y PM_{10} en Martinica (Junio 2020)

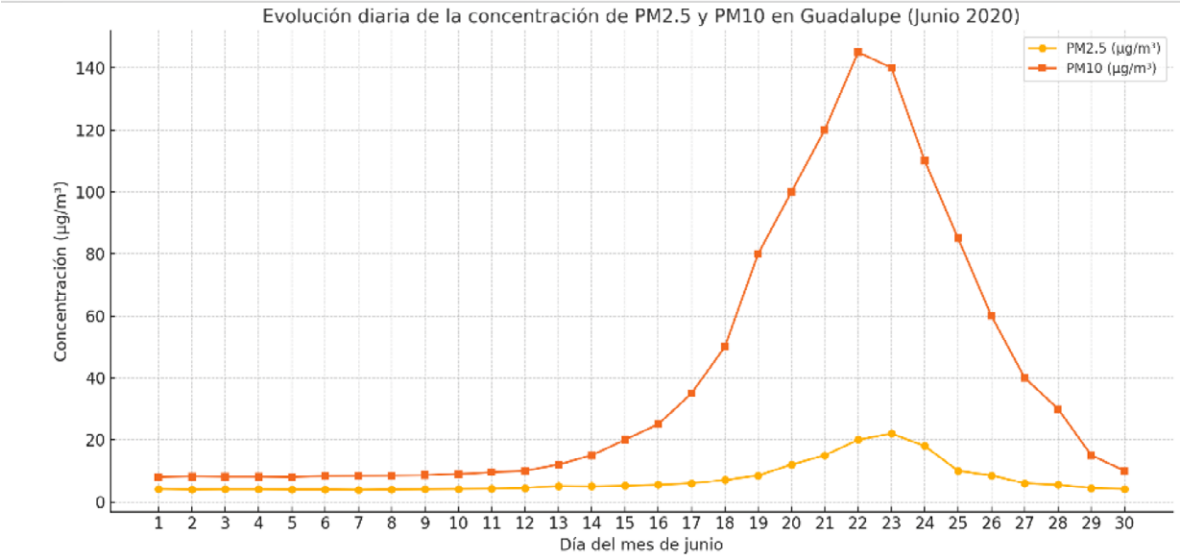


Fig. 2. Evolución diaria de la concentración de $PM_{2.5}$ y PM_{10} en Guadalupe (Junio 2020)

El ecosistema desértico del Sahara es considerado como una de las fuentes principales del material particulado en el planeta Tierra, generando efectos sobre la calidad del aire a distancias muy lejanas. (Méndez, Pinto-Herrera & Belalcázar-Cerón, 2018). Lo expresado por Méndez y colaboradores se pone de manifiesto en las estaciones evaluadas, ya que, a pesar de las distancias entre estas, todas experimentaron alzas en los valores de los $PM_{2,5}$ y PM_{10} durante el curso del fenómeno atmosférico del polvo Sahariano por el neotrópico antillano.

Finalmente, aunque la duración del evento fue relativamente corta, los valores de $PM_{2.5}$ y PM_{10} excedieron significativamente los límites recomendados por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2021). Estos episodios tienen implicaciones directas en la salud pública, pues el incremento del particulado puede agravar afecciones respiratorias y cardiovasculares. Por ello, la integración de datos satelitales y bases de datos de calidad de aire en tiempo real como AQICN (The World Air Quality Index Project, 2021) con modelos predictivos como los ofrecidos por el Global Modeling and Assimilation Office (GMAO) de la NASA resulta clave para fortalecer estrategias de alerta temprana y prevención, facilitando respuestas rápidas y adecuadas por parte de las autoridades ambientales y de salud pública.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Establecer una red local de monitores de calidad del aire en puntos estratégicos de las islas, integrándola con plataformas globales para mejorar la precisión y cobertura del monitoreo. Incorporar datos en tiempo real como los de Aqicn para complementar los sistemas locales de monitoreo. Diseñar estrategias de comunicación de alerta temprana en las comunidades vulnerables durante eventos de alta concentración de particulado a causa del polvo del Sahara.

REFERENCIAS

- Cambron, A. (2020). El polvo del Sahara se extenderá hacia los Estados Unidos, deteniendo la temporada de huracanes [Fotografía]. gamerslatam. https://gamerslatam.info/el-polvo-del-sahara-se-extendera-hacia-losestados-unidos-deteniendo-la -temporada-de-huracanes/

- Redaccion EFEVerde. (2020). La peor nube de polvo del Sahara en 50 años lleva “peligro” a aire del Caribe. https://www.efeverde.com/noticias/peor-nube-polvo-sahara-en-50-anos-lleva-peligro-caribe/

- Organización Mundial de la Salud, OMS. (2021). Calidad del aire y salud: Datos y cifras. https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health

- The World Air Quality Index Project. (2021). St De Baie Mahault, Guadeloupe, France Air Pollution: Real-time Air Quality Index. aqicn.org. https://aqicn.org/city/france/guadeloupe/st-de-baie-mahault

- Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (2021). Conceptos básicos sobre el material particulado (PM, por sus siglas en inglés). Español.epa.org. Conceptos básicos sobre el material particulado (PM, por sus siglas en inglés) | US EPA

- Méndez, J., Pinto-Herrera, L., & Belalcázar-Cerón, L. (2018). Estudio de una intrusión de polvo sahariano en la atmósfera de Colombia. Ingenierías. 17 (32). https://www.redalyc.org/jatsRepo/750/75058047002/html/index.html#B4

EFECTO DEL TRÁFICO VEHÍCULAR EN LA CALIDAD DEL AIRE EN PEREIRA

Juan Pablo Ospina Zapata[1], Jessica Patricia Salazar Vásquez[2], Brayan Stiwen Escobar Hidalgo[3]

[1]Profesor afiliado a la Escuela de Ciencias Aplicadas e Ingeniería de la Universidad EAFIT, jospinaz@eafit.edu.co
[2]Investigadora afiliada al Grupo de Investigación Naturaleza y Ciudad de la Universidad EAFIT, jpsalazarv@eafit.edu.co, [3]Investigador afiliado al Grupo de Investigación Naturaleza y Ciudad de la Universidad EAFIT, bsescobarh@eafit.edu.co

Palabras clave: Calidad de aire; tráfico vehicular; análisis de regresión; análisis de cointegración.

INTRODUCCIÓN

El rápido crecimiento urbano excede la capacidad que tienen los gobiernos locales para dotar las ciudades de servicios, infraestructura y para mantener condiciones relacionadas con la calidad ambiental y la calidad de vida. Según Naciones Unidas (2018) se estima que para 2050, dos tercios de la población mundial vivirá en las ciudades y el crecimiento urbano será en mayor proporción en las ciudades de países en desarrollo. Como consecuencia, esto desata problemas de desigualdad, de accesibilidad y problemas de congestión. Por ello, los estudios relacionados con la calidad del aire en las ciudades han aumentado y se han tornado con mayor relevancia en los últimos años. Este estudio enfoca el análisis de las afectaciones de calidad del aire derivadas de las dinámicas de la movilidad.

En el ámbito urbano global, el uso de vehículos motorizados impulsados por combustibles fósiles constituye un pilar fundamental de la dinámica urbana (Gan et al., 2011). Si bien este patrón de movilidad está intrínsecamente vinculado al crecimiento económico y al desarrollo de las ciudades, también genera externalidades negativas significativas, especialmente en los ámbitos ambiental y sanitario. La combustión de combustibles fósiles libera partículas contaminantes que degradan la calidad del aire y tienen un impacto directo en la salud pública (Health Effects Institute, 2010). Según la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2016), la contaminación atmosférica, atribuida en gran medida al transporte vehicular, contribuye anualmente a millones de casos de enfermedades respiratorias y cardiovasculares, así como a un número significativo de muertes prematuras.

El presente estudio tiene como objetivo evaluar en la ciudad de Pereira, Colombia, la incidencia del tráfico vehicular y de variables ambientales en los niveles de material particulado (PM10, PM2,5 y PM1), haciendo énfasis en el material particulado PM 2,5 debido a la gravedad de sus implicaciones en la salud humana (Gan et al., 2011; Shijia Ling, 2014). Estas partículas, por su diminuto tamaño, tienen la capacidad de penetrar profundamente en el sistema respiratorio, llegando a los alvéolos pulmonares e incluso al torrente sanguíneo, lo que las asocia con un mayor

riesgo de enfermedades cardiovasculares, alteraciones respiratorias y mortalidad prematura. Este análisis busca proporcionar información relevante para la toma de decisiones en políticas públicas de movilidad y gestión ambiental.

MÉTODOS

Esta investigación se hizo como caso de estudio para la ciudad de Pereira, que es la capital del departamento de Risaralda y está situada en un valle rodeado de montañas. Pereira ha experimentado un rápido crecimiento urbano y con él un notable incremento en el tráfico vehicular. Lo cual ha generado serias preocupaciones en relación con la calidad del aire, además de las condiciones geográficas que pueden influir en la dispersión y concentración de contaminantes atmosféricos.

Los datos de calidad del aire que son las Partículas en Suspensión PM 1, PM2.5, y PM10, y los datos de tráfico vehicular fueron recopilados del Instituto de Movilidad de Pereira, que cuenta con una plataforma tecnológica para optimizar el control del tráfico en la ciudad. Pereira cuenta con cuatro sensores de calidad del aire que miden las partículas PM 1, PM 2.5, y PM10 en tiempo real, además cuenta con cinco dispositivos asociados al Centro de Control y Gestión del Tráfico (CCGT). Por su parte, los datos de condiciones meteorológicas como la temperatura, humedad, velocidad del viento, y precipitaciones fueron obtenidos del IDEAM.

Esta investigación permitió analizar las concentraciones de PM2,5 en relación con el tráfico vehicular y variables ambientales utilizando promedios horarios de tráfico, humedad, temperatura, precipitación y velocidades vehiculares como insumos clave. Para facilitar la interpretación de los datos, se elaboraron gráficas que ilustran los cambios diarios en las concentraciones de PM2,5, destacando la relación entre el incremento del tráfico y el aumento de este contaminante. Los resultados evidencian una disminución en las concentraciones de PM2,5 durante las horas de la tarde, atribuida a la convección y dispersión turbulenta del aire, procesos que diluyen las partículas en la atmósfera.

En el mismo sentido se busca evaluar estadísticamente los efectos del tráfico vehicular en la calidad del aire. Para ello, se emplean tres técnicas estadísticas, la primera es el análisis de correlación, el cual está basado en los coeficientes de Pearson y Spearman. La segunda es a través de análisis de regresión lineal múltiple, en el cual se realizaron cuatro estimaciones para distintos intervalos del día (total, mañana, día y noche) con el objetivo de cuantificar la influencia de las variables estudiadas, principalmente el parámetro que da cuenta del efecto del tráfico en las partículas PM 2.5. Finalmente, se realiza un análisis de cointegración, que es un método estadístico de series de tiempo que busca testear si los incrementos en el tráfico vehicular realmente impulsan el incremento de partículas PM 2.5, es decir, que permite probar si una serie temporal (tráfico vehicular) esta cointegrada con otra serie temporal (partículas PM 2.5).

RESULTADOS

El análisis exploratorio de datos permitió identificar que los sensores de calidad de aire y los sensores de conteo vehicular, están ubicados entre sí con unas distancias significativas como se muestra en la Imagen 1. En la cual se muestran los cuatro sensores de calidad de aire con los íconos de color rojo y los 5 dispositivos de conteo vehicular con los íconos de color azul, en dos de las ubicaciones hay dos dispositivos que se instalaron uno en frente del otro. Adicionalmente, en la Figura 1 se puede evidenciar que en un día típico el tráfico vehicular incrementa aproximadamente a las 6 AM, el cual coincide con el incremento en las partículas PM 2.5, sin embargo, en la tarde no es tan notoria esta relación.

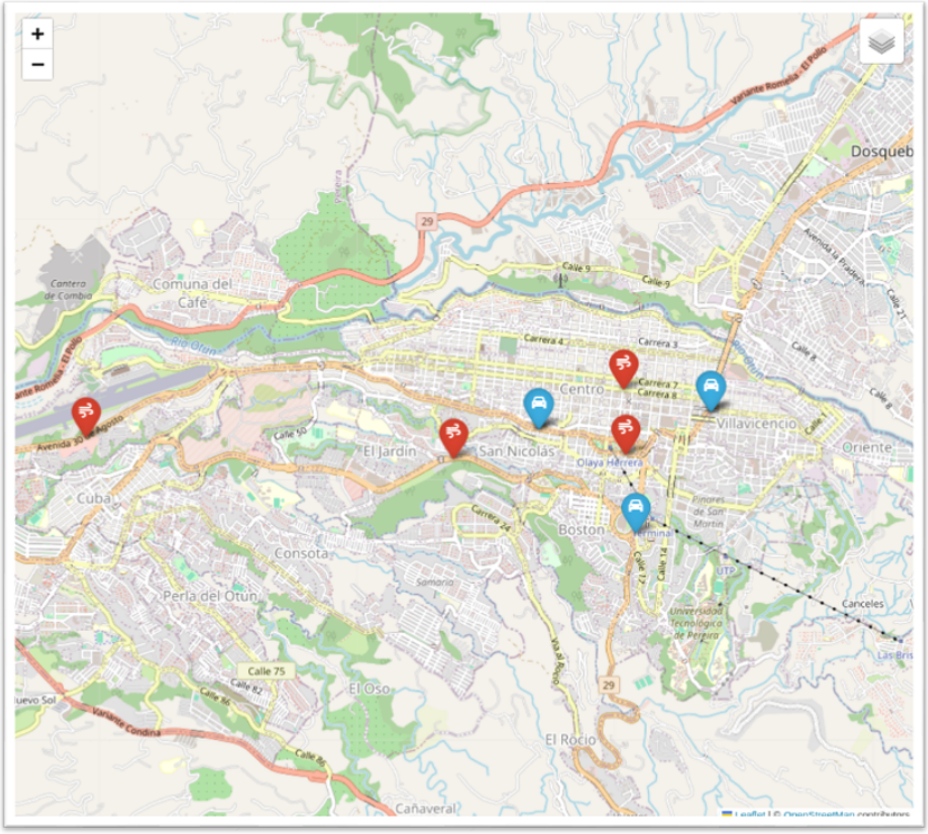


Imagen 1. Sensores de calidad de aire (ícono rojo) y dispositivos de conteo vehicular (ícono azul) en la ciudad de Pereira. Fuente: Elaboración propia con datos del Instituto de Movilidad de Pereira.

En coherencia con los métodos estadísticos expresados previamente, el análisis de correlación (ver Tabla 1) realizado a través de los coeficientes de Pearson y Spearman evidencia una correlación positiva significativa entre el tráfico promedio y el PM2,5 (aproximadamente 0.45), lo que respalda la hipótesis de que un mayor flujo vehicular incrementa las concentraciones de este contaminante. En contraste, variables como la humedad y la precipitación presentan correlaciones débiles, sugiriendo un impacto limitado en la reducción del PM2,5. Asimismo, la temperatura muestra una correlación positiva moderada, indicando que condiciones más cálidas pueden favorecer mayores concentraciones, mientras que la velocidad vehicular promedio se

correlaciona negativamente, sugiriendo que una circulación más fluida podría contribuir a la disminución de este contaminante.

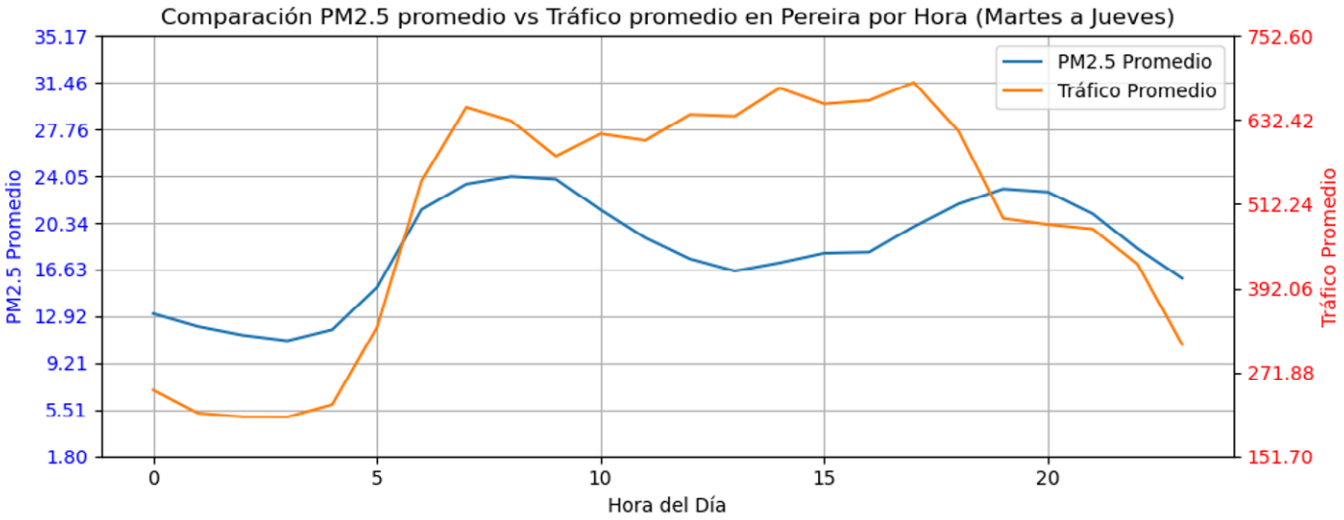


Figura 1. Gráfica normalizada para comparar concentración de PM2.5 con el tráfico vehícular. Fuente: Elaboración propia con datos del Instituto de Movilidad de Pereira.

Tabla 1. Análisis de correlación de calidad del aire con respecto al tráfico vehicular.

Variable	Correlación Pearson
Tráfico promedio	0.454948
Humedad promedio	-0.020918
Temperatura promedio	0.198556
Velocidad viento promedio	0.062862
Precipitación promedio	-0.051215
Velocidad promedio de carril	-0.271219
Velocidad promedio de bus	-0.072137
Velocidad promedio	-0.222345

Fuente: Elaboración propia con datos del Instituto de Movilidad de Pereira y del IDEAM.

Ahora bien, en el análisis de regresión lineal múltiple (ver Tabla 2) para los meses de marzo, abril, agosto y septiembre confirma que el tráfico promedio es un predictor significativo y consistente de las concentraciones de PM2,5, mostrando un aumento en los niveles de contaminación a medida que el tráfico se intensifica (Shijia Ling, 2014). Este hallazgo subraya la necesidad de implementar estrategias efectivas de gestión del tráfico para mejorar la calidad del aire urbano. Además, la humedad y la temperatura tienen un impacto positivo significativo en las concentraciones de contaminantes (Li et al., 2023). La alta humedad podría prolongar la suspensión de partículas en el aire, mientras que temperaturas elevadas podrían favorecer reacciones químicas que aumenten la contaminación. En contraste, la velocidad del viento y la precipitación muestran efectos negativos significativos, favoreciendo la dispersión y remoción de partículas contaminantes (Deng et al., 2023), aunque la precipitación no siempre es estadísticamente relevante debido a variaciones en intensidad y duración.

Tabla 2. Análisis de regresión lineal múltiple.

Variable	Modelo Total		Modelo Mañana		Modelo Tarde		Modelo Noche	
	Coef	P-Value	Coef	P-Value	Coef	P-Value	Coef	P-Value
Constante	-7	**0.0****	-6	**0.0****	-100	**0.0****	-100	**0.0****
Tráfico	0.03	**0.0****	0.03	**0.0****	0.02	**0.0****	0.02	**0.0****
Humedad	0.5	**0.0****	0.3	**0.0****	0.8	**0.0****	0.6	**0.0****
Temperatura	1	**0.0****	2	**0.0****	2	**0.0****	3	**0.0****
Velocidad viento	-2	**0.0****	-1	0.06	-2	**0.0****	1	**0.0****
Precipitación	-5	**0.0****	-6	**0.0****	0.06	0.9	-6	**0.0****
Velocidad Carril Bus	0.2	**0.0****	0.1	**0.0****	0.3	**0.0****	0.2	**0.0****
Velocidad Carril	-0.06	**0.001***	0.02	0.5	-0.09	**0.0****	0.01	0.6
Error R^2	40	-	30	-	30	-	30	-
R^2	0.4	-	0.5	-	0.4	-	0.5	-

Fuente: Elaboración propia con datos del Instituto de Movilidad de Pereira y del IDEAM.

En cuanto a las velocidades vehiculares, la velocidad de los buses tiene un efecto positivo significativo, lo que sugiere que velocidades más altas contribuyen a una mejor dispersión de los contaminantes. Sin embargo, la velocidad promedio de los carriles presenta resultados mixtos, siendo en ocasiones significativa y negativa, mientras que en otros casos no muestra relevancia estadística (Cheng et al., 2023). Finalmente, el análisis de cointegración, respaldado por un estadístico muy por debajo (-14.43) de los valores críticos -3.89 (1%), -3.33 (5%), y –3.04 (10%), además un valor p muy cercano a cero que confirma la existencia de una relación estable y a largo plazo entre el tráfico vehicular y la contaminación por PM2,5. Esto refuerza la necesidad de enfoques integrales para reducir el impacto negativo del tráfico vehicular sobre la calidad del aire y la salud pública.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados de análisis de regresión lineal múltiple que evidencian que ante un incremento del tráfico vehicular aumenta el PM2.5 en 0.03, es decir que empeora la calidad del aire, con todo lo demás constante. Los cuales refuerzan la necesidad de implementar medidas de gestión de tráfico para mejorar la calidad del aire a través de políticas públicas que prioricen la reducción de congestión vehicular mediante transporte público eficiente, movilidad sostenible como bicicletas y regulación de horarios en zonas críticas. Es crucial establecer límites estrictos a las emisiones, impulsar tecnologías limpias y acelerar la transición a vehículos eléctricos o híbridos. Además, la creación de zonas de bajas emisiones y la incorporación de variables ambientales en la planificación urbana pueden mitigar los niveles de PM2.5 y enfrentar la vulnerabilidad climática.

En la práctica, es esencial diseñar infraestructura que optimice el flujo vehicular y reduzca emisiones, complementada con sistemas avanzados de monitoreo en tiempo real para calidad del aire y tráfico, fundamentado en la fuerte relación de cointegración entre el tráfico vehicular y las partículas PM2.5. Entre otras prácticas que se deberían tener en consideración es que se divulguen este tipo de investigaciones ya que la educación ciudadana sobre contaminación y movilidad sostenible fomentará cambios en los patrones de desplazamiento. Por su parte, los gobiernos locales deberán mejorar la eficiencia del transporte público y crear carriles exclusivos para buses y bicicletas que muy probablemente traduzca en acciones clave para una movilidad urbana más limpia y responsable.

REFERENCIAS

- Burnett, R. T., et al. (2018). Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(38), 9592-9597. https://doi.org/10.1073/pnas.1803222115

- Cakmak, S., Dales, R. E., & Kauri, L. M. (2018). The association between cold and hot temperature and airborne particles in relation to hospital admissions for respiratory and cardiovascular outcomes. *Environmental International*, 116, 241-248. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.045

- Cheng, Z., Jiang, J., & Fajardo, O. A. (2023). Role of turbulent dispersion in ambient PM2,5 concentration and its health impact. *Atmosphere*, 9(11), 429. https://doi.org/10.3390/atmos9110429

- Deng, X., Zhang, Q., & Cao, H. (2023). Diffusion and transportation mechanisms of PM2,5 in urban environments: A case study. *Atmosphere*, 14(12), 1748. https://doi.org/10.3390/atmos14121748

- Gan, W. Q., Koehoorn, M., Davies, H. W., Demers, P. A., Tamburic, L., & Brauer, M. (2011). Long-term exposure to traffic-related air pollution and the risk of coronary heart disease hospitalization and mortality. *Environmental Health Perspectives*, 119(4), 501-507. https://ehp.niehs.nih.gov/doi/10.1289/ehp.1002511

- Guan, W., Zheng, X., & Yu, C. M. (2019). Ambient air pollution and cardiovascular diseases: A review. *Environmental International*, 127, 33-45. https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.11.030

- Health Effects Institute. (2010). Traffic-Related Air Pollution: A Critical Review of the Literature on Emissions, Exposure, and Health Effects. HEI Panel on the Health Effects of Traffic-Related Air Pollution. https://www.healtheffects.org/publication/traffic-related-air-pollution-critical-review-literature-emissions-exposure-and-health

- Li, H., Zhang, L., & Huang, Y. (2023). The role of convective transport in the diurnal variation of PM2,5 concentrations. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(3), 2170. https://doi.org/10.3390/ijerph20032170

- United Nations (2018). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision [key facts]. Technical report, United Nations DESA / Population Division. OMS (2016). Air quality guidelines. Global update 2016. World Health Organization. https://www.who.int/publications/i/item/9789241511353

- Shijia, L. (2014). Impact of traffic emissions on air quality in urban environments. *Environmental Science and Technology*, 48(15), 8882-8890. https://doi.org/10.1021/es4057034

ANÁLISIS DE LA SERIE TEMPORAL DIARIA DE LA PROFUNDIDAD ÓPTICA DE AEROSOLES (AOD) EN ARICA, CHILE (2022 – 2024)

Odón Sánchez Ccoyllo, Yaritza Chira Prieto, Michael Germán Camacho, Paloma Cecilia Ormeño Rivas, Maria Paz Peña Delgado, Diego André Peralta Saenz*

*Autor correspondencia osanchez@untels.edu.pe . 20b5110158@untels.edu.pe, 20a5010695@untels.edu.pe, 20b5110060@untels.edu.pe, 20b5110197@untels.edu.pe, 20b5010344@untels.edu.pe

Palabras clave: AOD; aerosoles; dispersión; modelado; calidad de aire

INTRODUCCIÓN

Medición de la calidad del aire es importante debido a los impactos en el ambiente y la salud. Arica, en el norte de Chile, enfrenta desafíos constantes por contaminación atmosférica, donde la Profundidad Óptica de Aerosoles (AOD) es un indicador clave para medir partículas en suspensión. Este estudio tiene como objetivo analizar la serie de tiempo de AOD en Arica durante el 2022-2024 utilizando la plataforma AERONET de la NASA.

MÉTODOS

Para este estudio, se utilizaron datos de la Profundidad Óptica de Aerosoles (AOD) del sitio Arica, Chile, obtenidos con un fotómetro solar CIMEL CE318-TS, que mide radiación en longitudes de onda de 340 a 1640 nm. El período analizado abarcó del 19 de enero de 2022 al 8 de agosto de 2024, procesándose los datos con el algoritmo AERONET versión 3. Se aplicaron técnicas estadísticas descriptivas para analizar tendencias temporales y variaciones diarias de AOD.

RESULTADOS

En la figura 1, se presentan los valores diarios de la Profundidad Óptica de Aerosoles (AOD) en la ciudad de Arica, durante el período comprendido entre el 19 de enero de 2022 y el 8 de agosto de 2024, para el nivel 2.0. Los valores de AOD a 380 nm oscilaron entre 0.09 y 0.5, con un valor promedio de 0.21, mientras que los valores de AOD a 500 nm fluctuaron entre 0.06 y 0.44, con un valor promedio de 0.16 (Tabla 1).

Se observó que los valores de AOD en Arica están influenciados por fuentes locales y regionales de aerosoles, como el transporte de polvo del desierto de Atacama y la quema de biomasa en regiones cercanas. Además, se identificaron episodios de alta contaminación asociados con condiciones meteorológicas específicas, como la estabilidad atmosférica y la baja dispersión de aerosoles.

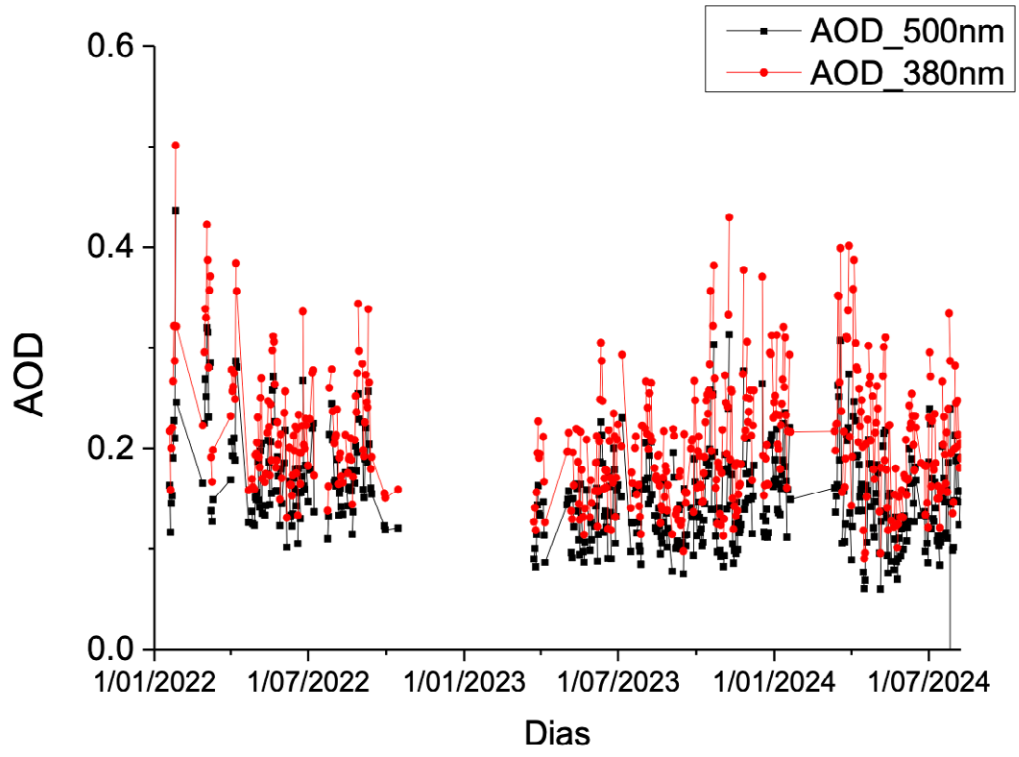


Figura 1. Variación temporal diaria del año 2022-2024 en Arica. Fuente: elaboración propia

Tabla 1. Estadística descriptiva de los valores diarios en Arica de 2022-2024

	N	Mínimo	Máximo	Media	Desv. Desviación
AOD_1640nm	481	0.00	0.20	0.05	0.02
AOD_1020nm	481	0.03	0.26	0.08	0.03
AOD_870nm	481	0.03	0.29	0.09	0.03
AOD_675nm	481	0.05	0.35	0.12	0.04
AOD_500nm	480	0.06	0.44	0.16	0.05
AOD_440nm	481	0.07	0.47	0.18	0.05
AOD_380nm	481	0.09	0.50	0.21	0.06
AOD_340nm	480	0.09	0.52	0.22	0.07

Fuente: elaboración propia

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los hallazgos revelan que los aerosoles en Arica, influenciados por polvo del desierto y quema de biomasa, requieren sistemas de alerta temprana, políticas de control de emisiones y planificación urbana sostenible. Estos datos respaldan la necesidad de cooperación regional para mitigar impactos en la salud pública, especialmente en grupos vulnerables. El estudio ofrece bases científicas para estrategias integrales de calidad del aire y concienciación ciudadana.

REFERENCIAS

- Aerosol Robotic Network (AERONET) homepage. (s. f.-b). https://aeronet.gsfc.nasa.gov/

METODOLOGÍA DE ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE CONTAMINANTES CRITERIO Y CARBONO NEGRO, ASOCIADAS A INCENDIOS Y QUEMAS A CIELO ABIERTO EN BOGOTÁ; CASO DE ESTUDIO 2018-2024

Edison Y. Ortiz D.[1], Diego Roberto Rojas Neisa[2], Andrea Corzo[3]

[1]Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá, edison.ortiz@ambientebogota.gov.co
[2]Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá, roberto.rojas@ambientebogota.gov.co
[3]Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá, daniela.garcia@ambientebogota.gov.co

Palabras clave: Emisiones, Quema a cielo abierto, Incendios Forestales

INTRODUCCIÓN

Los incendios son procesos de combustión fuera de control que generan calor, luz y diversos productos de reacción química. Este fenómeno puede ocurrir de manera natural, como en el caso de incendios forestales provocados por rayos, o ser causado por actividades humanas, como el uso incorrecto de fuentes de calor, fallos eléctricos o acciones intencionales. Los incendios pueden variar en tamaño, intensidad y duración, según factores como el tipo de combustible (por ejemplo, madera, papel, líquidos inflamables), las condiciones ambientales (temperatura, humedad, viento) y la topografía del lugar. En la ciudad de Bogotá, la Unidad Administrativa Especial del Cuerpo Oficial de Bomberos de Bogotá (UAECOB) ha recopilado históricamente información sobre los incendios registrados en la ciudad, los cuales pueden agruparse en: (1) Incendio de Vehículos, (2) Incendios en Infraestructura, (3) Quema de Residuos Sólidos, (4) Quema de llantas y (5) Quema de Biomasa. Aunque la magnitud de los incendios represente valores bajos a nivel anual en la ciudad de Bogotá, se hacen significativas al compararlas con las emisiones diarias típicas de la ciudad. El objetivo de este artículo es visibilizar la problemática de los incendios forestales en Bogotá y proporcionar una metodología para la estimación de emisiones de contaminantes criterio y carbono negro asociados a incendios y quemas a cielo abierto. Además, se busca estandarizar factores de emisión para su uso en la modelación de estos fenómenos.

MÉTODOS

Se empleó la base de datos de incendios de la UAECOB, que contiene, entre otros, causas del incendio, tipo de incendio, ubicación geográfica, duración del evento y superficie afectada (en el caso de incendios forestales); se analizaron los datos de incendios y quemas a cielo abierto entre los años 2018 a 2023 y el primer trimestre de 2024.

Luego de una diversa revisión bibliográfica y algunos supuestos realizados por los autores y

criterios de expertos, se emplearon los siguientes factores de emisión:

Tabla 1. Factores de Emisión empleados

Tipo de Incendio	Clasificación Adicional	Unidades	BC	CO	COV	NO_X	PM_{10}	$PM_{2.5}$	SO_X
FORESTALES	BOSQUE TROPICAL	g/m^2	7.88E+00	1.41E+03	ND	2.80E+02	2.80E+02	1.38E+02	6.06E+00
FORESTALES	MATORRALES	g/m^2	2.57E+00	1.32E+02	ND	6.44E+00	3.04E+01	2.35E+01	1.34E+00
FORESTALES	PASTIZALES	g/m^2	2.63E-01	4.47E+01	ND	2.77E+00	5.09E+00	5.09E+00	3.41E-01
INFRAESTRUCTURA	INDUSTRIAL	g/s	7.96E-01	1.13E+01	3.98E+00	7.96E-01	2.12E+00	2.12E+00	1.33E-01
INFRAESTRUCTURA	RESIDENCIAL / COMERCIAL	g/s	6.00E-01	1.17E+01	1.06E+01	1.20E-01	1.60E+00	1.60E+00	1.85E-02
LLANTAS		g/s-llanta	8.75E-03	2.96E-01	6.79E-02	2.50E-02	2.23E-02	2.23E-02	2.96E-02
QUEMAS AGRICOLAS		g/s	5.88E-02	8.00E+00	3.76E-01	2.44E-01	5.18E-01	4.91E-01	9.80E-05
RESIDUOS SOLIDOS		g/s	7.87E-03	1.86E-01	2.58E-02	1.06E-02	2.02E-02	1.87E-02	3.67E-04
VEHICULARES		g/s	1.76E-01	5.88E-01	2.00E-01	1.94E-02	4.71E-01	4.71E-01	0.00E+00

Fuente: Adaptada de varias fuentes especificadas en la metodología

Los factores de emisión para incendios forestales y quemas agrícolas fueron adaptados de Akagi et al. (2011), asumiendo valores de contenido de biomasa por hectárea para los distintos tipos de vegetación según información disponible para Suramérica. Para el caso de los incendios de infraestructura en edificios residenciales y comerciales, se emplearon los factores de emisión de la base de datos AP-42 US-EPA (1996) asumiendo los contenidos de material combustible promedio de Claire (1999). En los incendios de infraestructura industrial, se emplearon los factores de emisión de EMEP/EEA (2024) para PM10 y PM2.5, mientras que los demás contaminantes fueron extrapolados basados en los factores de emisión de la infraestructura residencial. En el caso de la quema de llantas, se emplearon los factores de emisión publicados por Downard et al. (2015) y Lemieux & Ryan (1993), en la cual se asumieron característica de quemado de las llantas de Gratkowski (2014). Para la quema de residuos sólidos, se utilizaron los valores de EMEP/EEA (2024) para todos los contaminantes, excepto PM2.5, el cual fue tomado de Christian et al. (2010), y se tuvo en cuenta la caracterización de residuos sólidos de NCU-UAESP (2018). Finalmente, para los incendios vehiculares, se emplearon los factores de emisión de EMEP/EEA (2024) para material particulado y AQMAU (2009) para los demás contaminantes. La estimación de emisiones se realizó por medio de la expresión E=FE·A, donde FE es el factor de emisión y A es la actividad (Área afectada en incendios forestales, duración en el evento para los demás tipos de quema, y en el caso de llantas, se asume que los habitantes de calle queman en promedio 5 llantas por evento, mientras que por otras causas se establece un promedio de 20 llantas quemadas por evento).

RESULTADOS

Se estimaron las emisiones de los contaminantes enlistados en la tabla 1 para los distintos tipos de emisiones, se analizaron las emisiones temporal y espacialmente como se muestra para

PM2.5 en la Figura 1 y Figura 2. De estos resultados se destaca que, en general, las emisiones por quema de biomasa alcanzan valores significativos durante los primeros tres meses de cada año, y encontrando que las mayores emisiones se encontraron para los meses de 2019, 2022 y 2024. En el caso de los demás tipos de eventos, no hay un comportamiento periódico definido, sin embargo, se destaca un crecimiento en los últimos años de emisiones asociadas a la quema de residuos sólidos. En cuanto a la distribución espacial, las mayores emisiones asociadas a estos eventos se localizan en la periferia sur de la ciudad y en los cerros orientales. Finalmente se destaca que las emisiones del primer trimestre del 2024 fueron superiores a las registradas en la mayoría de los años analizados.

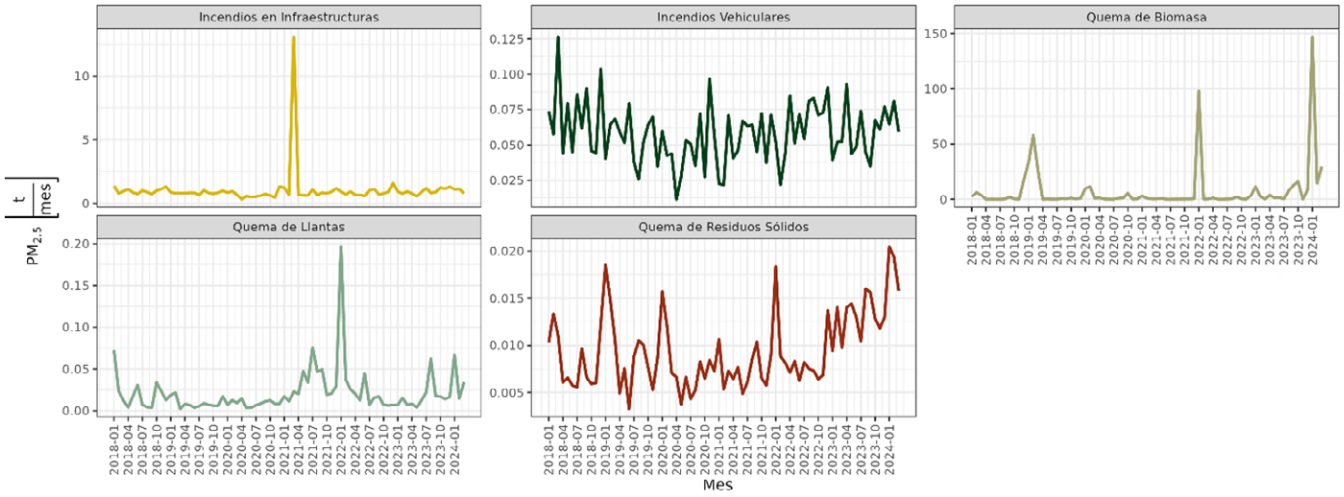


Figura 1. Emisiones mensuales de $PM^{2.5}$ por incendios y quemas a cielo abierto en Bogotá. Fuente: Elaboración propia.

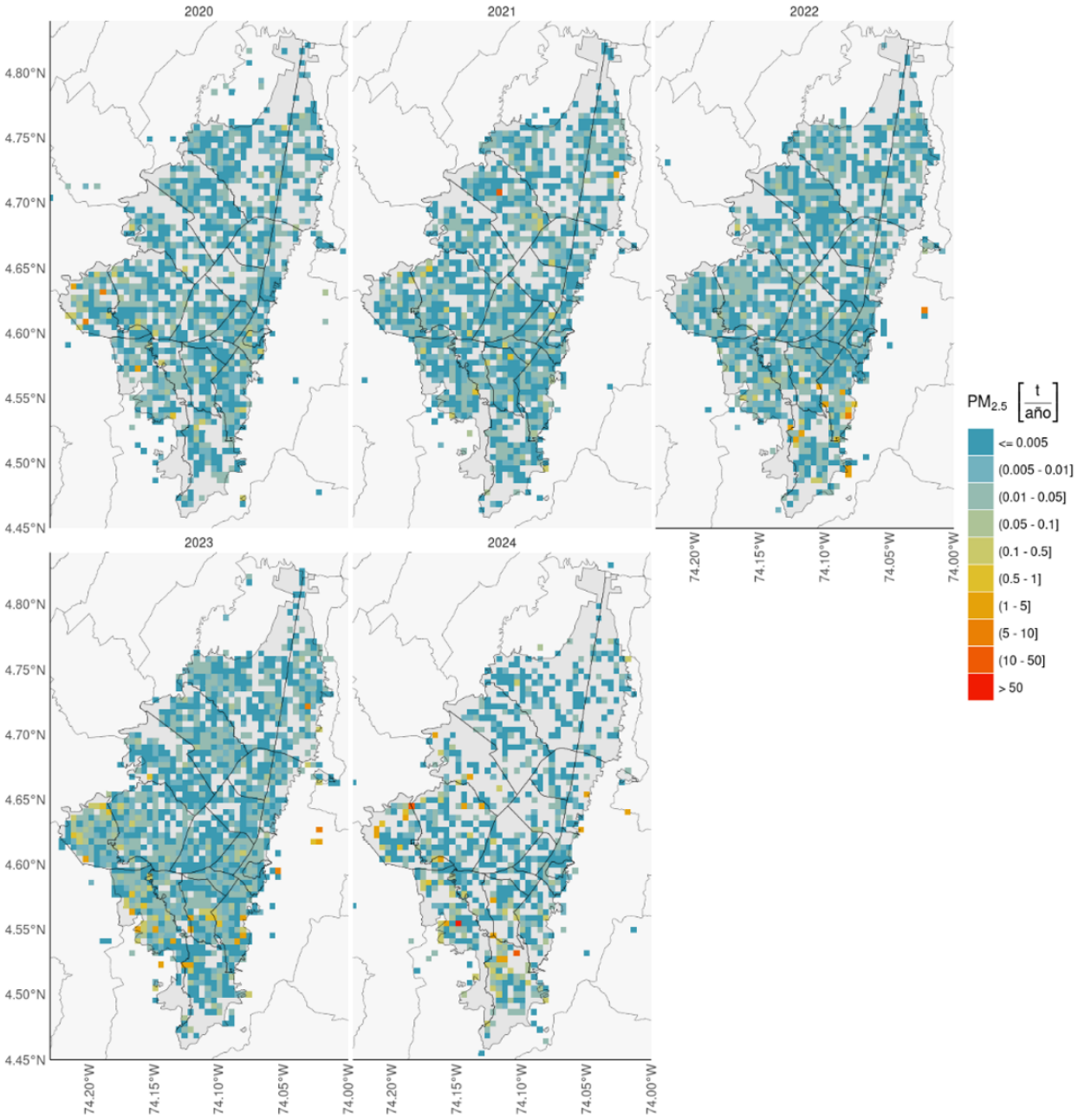


Figura 2. Desagregación espacial de las emisiones anuales de PM2.5 generadas por incendios y quemas a cielo abierto.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio pretende visibilizar la problemática de incendios forestales en el país brindando una metodología para la estimación de emisiones, sin dejar a un lado los otros tipos de incendios, que pueden tener impactos muy localizados en los territorios; por otro lado, con este trabajo se pretende estandarizar factores de emisión para su uso en la modelación de estos fenómenos. En el caso particular de los incendios forestales, éstos tienen mayor relevancia en temporada seca ya que su aparición y propagación tienen el potencial de afectar la calidad de aire en la mayoría del territorio colombiano, y en el caso de Bogotá, la cuantificación de las emisiones de estos incendios, tanto a nivel local como a nivel regional, en conjunto con herramientas de modelación como HYSPLIT y CALPUFF, han permitido estimar las zonas de mayor impacto de incendios particulares cercanos a la ciudad, y el impacto conjunto de los incendios regionales en el área de influencia de Bogotá.

REFERENCIAS

- Akagi, S. K., Yokelson, R. J., Wiedinmyer, C., Alvarado, M. J., Reid, J. S., Karl, T., Crounse, J. D., & Wennberg, P. O. (2011). Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models. Atmospheric Chemistry and Physics, 11(9), 4039–4072. https://doi.org/10.5194/ACP-11-4039-2011

- AQMAU - National Air Quality Modeling & Assessment Unit. (2009). Review of emission factors for incident fires.

- Christian, T. J., Yokelson, R. J., Cárdenas, B., Molina, L. T., Engling, G., & Hsu, S. C. (2010). Trace gas and particle emissions from domestic and industrial biofuel use and garbage burning in central Mexico. Atmospheric Chemistry and Physics, 10(2), 565–584. https://doi.org/10.5194/ACP-10-565-2010

- "Claire, S. (1999). Miscellaneous Emission Sources, Accidental Fires - Structural.

- Downard, J., Singh, A., Bullard, R., Jayarathne, T., Rathnayake, C. M., Simmons, D. L., Wels, B. R., Spak, S. N., Peters, T., Beardsley, D., Stanier, C. O., & Stone, E. A. (2015). Uncontrolled combustion of shredded tires in a landfill – Part 1: Characterization of gaseous and particulate emissions. Atmospheric Environment, 104, 195–204. https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2014.12.059

- EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2023 | European Environment Agency's home page. (n.d.). Retrieved December 19, 2024, from https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/emep-eea-guidebook-2023

- Gratkowski, M. T. (2014). Burning Characteristics of Automotive Tires. Fire Technology, 50(2), 379–391. https://doi.org/10.1007/S10694-012-0274-9/METRICS

- Lemieux, P. M., & Ryan, J. V. (1993). Characterization of Air Pollutants Emitted from a Simulated Scrap Tire Fire. Air & Waste, 43(8), 1106–1115. https://doi.org/10.1080/1073161X.1993.10467189

- NCU-UAESP. (2018). Estudio técnico de la caracterización en la fuente de residuos sólidos generados en la Ciudad de Bogotá Distrito Capital por tipo de generador y establecer el uso de métodos alternativos de transporte para materiales aprovechables.

- US-EPA. (1996). AP 42, Fifth Edition, Volume I Chapter 1: External Combustion Sources Sec. 1.9 Residential Fireplaces.

CARACTERIZACIÓN DE EVENTOS EXTREMOS DE AEROSOLES Y SUS IMPLICACIONES PARA LA GENERACIÓN DE ENERGÍA FOTOVOLTAICA: UN CASO DE ESTUDIO EN EL SUROESTE DE ESTADOS UNIDOS

Juliana Mejia Sepulveda[1], Edgardo Sepulveda Araya[2],Patrick Bunn[3], Sylvia Sullivan[4]

[1]Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad de Arizona, julianamejia@arizona.edu
[2]Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad de Arizona, edgardo@arizona.edu
[3]Departamento de Hidrología y Ciencias Atmosféricas, Universidad de Arizona, ptwbunn@arizona.edu
[4]Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad de Arizona, sylvia@arizona.edu

Palabras clave: eventos extremos de aerosoles; energía fotovoltaica; composición química, condiciones sinópticas; distribución vertical.

INTRODUCCIÓN

Las características de aerosoles en Arizona están determinadas por el Monsón de Norteamérica, fuentes naturales y antropogénicas (suelos desérticos, incendios forestales, emisiones urbanas). Ya que el 10% de la energía en Arizona proviene de energía solar (EIA, 2022), entender cómo los aerosoles afectan la generación de energía fotovoltaica es fundamental. Estudios previos, muestran que emisiones de partículas finas y carbón elemental son los principales tipos de aerosoles encontrados en eventos extremos (Sorooshian et al. 2011; Lopez et al. 2015).

Adicionalmente, Li et al. (2017) estimó que los aerosoles son responsables de hasta un 20% de reducción en generación de energía fotovoltaica en China, mientras que en zonas desérticas estas reducciones pueden alcanzar un 60% (Bamisile et al. 2025). Este trabajo caracteriza eventos extremos de aerosoles en Arizona, específicamente dos casos con diferente origen, composición química, condiciones sinópticas y distribución vertical de aerosoles, para cuantificar su impacto en la producción de energía fotovoltaica.

MÉTODOS

Para determinar los eventos extremos, se utilizó la base datos de la red AERONET, en particular, la profundidad óptica de aerosoles- AOD a 550nm en siete estaciones de Arizona. AERONET realiza mediciones durante horas de luz solar con una frecuencia de muestreo entre 1 a 3 minutos. Los eventos extremos se definieron a partir del percentil 90 de la serie de tiempo diaria en cada una de las siete estaciones de AERONET. Adicionalmente, se analizaron los modos fino y grueso de la serie de AERONET con el fin de identificar el tamaño de aerosol que caracteriza cada evento extremo. Por otra parte, en el análisis se utilizaron datos meteorológicos de tres estaciones ubicadas en el condado de Maricopa, AZ (Pringle, Superstition y Sun Lakes), incluyendo dirección y velocidad del viento, temperatura superficial e irradiancia horizontal global (GHI)) cada 5 minutos.

Por otra parte, se utilizó el modelo HYSPLIT de NOAA para determinar las retrotrayectorias y transporte de masa 24 horas antes del evento. Para estudiar su composición química, se utilizó la red IMPROVE que incluye la concentración de suelos, sulfatos, carbono orgánico y carbono elemental, sodio, aluminio y potasio para cada uno de los eventos identificados. Finalmente, usando CALIOP (perfil vertical de aerosoles versión 4) se determinaron los perfiles verticales del coeficiente de extinción de luz para evaluar el impacto de la distribución vertical de aerosoles en la generación de energía fotovoltaica.

RESULTADOS

Caso 1: Julio 2003:

Durante 16 días en julio de 2003, el AOD en la estación de Maricopa superó el percentil 90 con un valor 0.55. Las retrotrayectorias indican que las masas de aire se originaron en el Golfo de California y transitaron por el desierto de Sonora con vientos predominantemente del sur. Estas condiciones, junto con altas velocidades de viento (6-10 m/s) y concentraciones de suelo superiores a 8 µg/m³ según IMPROVE, sugieren emisiones de polvo. Las temperaturas elevadas antes del evento, combinadas con un inicio tardío del monzón intensificaron el evento de aerosol en la región, mostrando el papel fundamental de la resuspensión de polvo en el evento.

Caso 2: Septiembre 2020:

Durante septiembre de 2020, el AOD superó el percentil 90 en Tucson por 16 días y en USDA ALARC por 14 días, con valores de 2.8 y 3.3 respectivamente. Las retrotrayectorias y las rosas de viento indican direcciones variables y velocidades menores (2.83 m/s) al caso 1, reflejando influencia de incendios forestales. Por otra parte, se observaron altas concentraciones de carbono orgánico y suelo, mostrando que la temporada de incendios en el oeste del país tuvo una alta afectación a la calidad del aire, asociados a condiciones secas y altas temperaturas. Phoenix alcanzó un récord histórico de días por encima de 43 °C en septiembre, con precipitaciones del monzón muy por debajo del promedio.

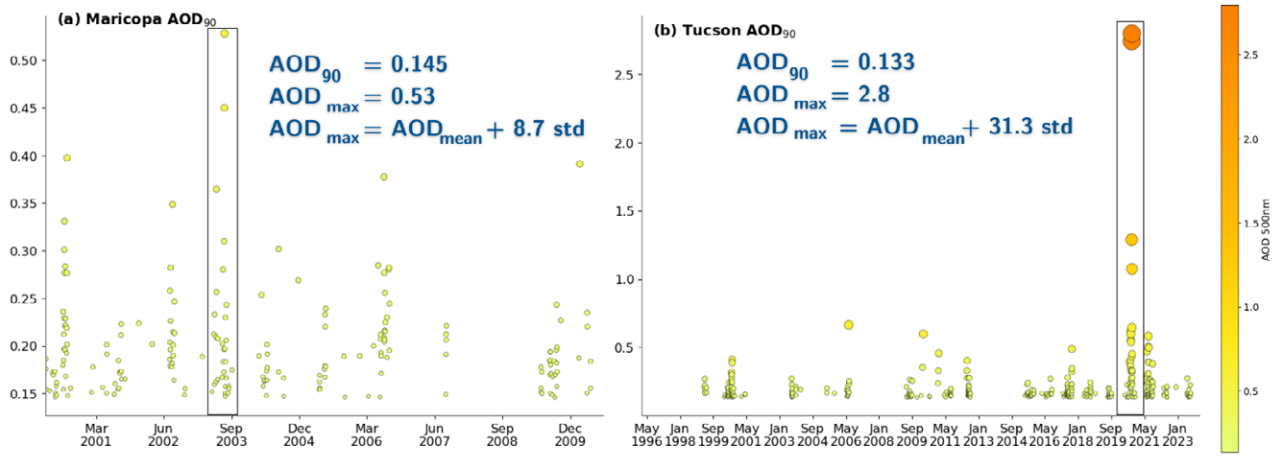


Figura 1. Eventos extremos en las estaciones de a) Maricopa en Junio del 2003 y b) Tucson en Septiembre del 2020. Fuente: Elaboración propia.

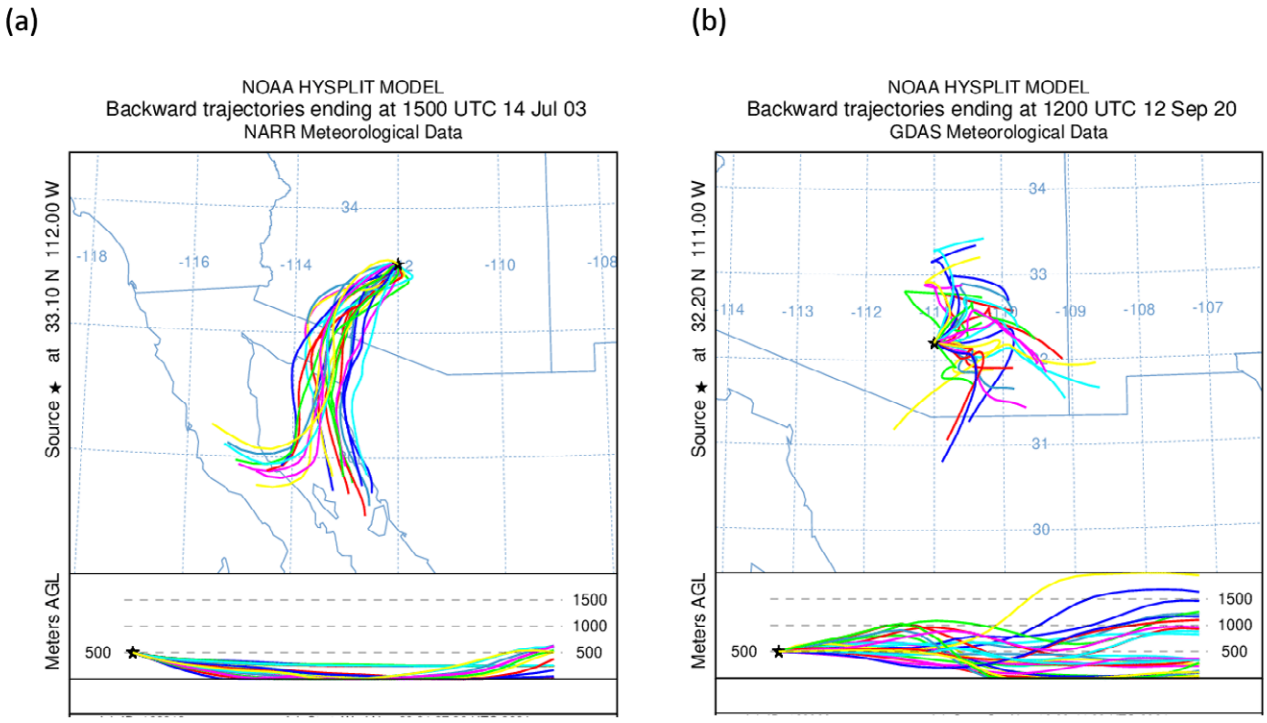


Figura 2. Retrotrayectorias de Hysplit a) Maricopa en Julio del 2003 y b) Tucson en Septiembre del 2020. Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

En un contexto de cambio climático, donde regiones como Arizona se proyectan hacia temperaturas más altas y condiciones secas, identificar con anticipación la ocurrencia de eventos extremos de aerosoles, permite incluir protocolos de rápida respuesta por parte de la red de producción energética. Ante las condiciones mencionadas, es clave considerar las diferentes fuentes de aerosoles, como lo son tormentas de polvo o incendios forestales, especialmente durante periodos de sequía prolongados, caracterizados por el debilitamiento del monzón, el cual es fundamental para la recarga de agua subterránea en la región.

REFERENCIAS

- Bamisile, O., Acen, C., Cai, D., Huang, Q., and Staffell, I. (2025). The environmental factors affecting solar photovoltaic output. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 208:115073.

- Li, X., Wagner, F., Peng, W., Yang, J., and Mauzerall, D. L. (2017). Reduction of solar photovoltaic resources due to air pollution in china. Proceedings of the National Academy of Sciences, 114(45):11867–11872.

- Lopez, D. H., Rabbani, M. R., Crosbie, E., Raman, A., Arellano Jr, A. F., and Sorooshian, A. (2015). Frequency and character of extreme aerosol events in the southwestern united states: a case study analysis in arizona. Atmosphere, 7(1):1.

- U.S. Energy Information Administration (2022). Arizona State Profile and Energy Estimates. Available at www.eia.gov/state/analysis.php?sid=AZ, Accessed 18 January 2024.

- Sorooshian, A., Wonaschtz, A., Jarjour, E. G., Hashimoto, B. I., Schichtel, B. A., and Betterton, E. A. (2011). An aerosol climatology for a rapidly growing arid region (southern Arizona): Major aerosol species and remotely sensed aerosol properties. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 116(D19).

ANÁLISIS DE LA RELACIÓN ENTRE EL AUMENTO GENERALIZADO DE CONCENTRACIONES DE MATERIAL PARTICULADO EN LA JURISDICCIÓN DE LA CAR - CUNDINAMARCA Y EL INGRESO DE POLVO SAHARIANO Y EMISIONES DE INCENDIOS DE LA AMAZONÍA DURANTE EL SEGUNDO SEMESTRE DE 2024

[1]*Grupo de Calidad del Aire de la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca.*

Palabras clave: Calidad del aire, Polvo del Sahara, Emisiones de incendios forestales, SVCA CAR, niveles de prevención alerta y emergencia.

Durante el segundo semestre del 2024 el Sistema de Vigilancia de Calidad del Aire (SVCA) de la CAR Cundinamarca, formado por cerca de 33 estaciones ubicadas en Cundinamarca y en el municipio de Ráquira, detectaron aumentos significativos de concentraciones de material particulado de forma simultánea. Estas señales no se logran explicar solamente por la tendencia generalizada de disminución de precipitaciones que se presentó, dado que en zonas con baja densidad de fuentes locales y reconocidas por tener buenos índices de calidad del aire igualmente se presentó este comportamiento. En la presente investigación se buscó entender el comportamiento observado de concentraciones de material particulado en la región durante a partir de fenómenos de mayor escala, como son el transporte de polvo sahariano y de emisiones de incendios de la Amazonía y Orinoquía, a partir de modelos globales meteorológicos y de química atmosférica. Tres eventos fueron analizados: se evidenció una señal de aumento generalizado de corta duración (dos días aproximadamente) de concentraciones de PM10 en los días 13 de julio y 12 de octubre de 2024 y un aumento de características similares, pero en las concentraciones de PM2.5, durante el 4 de septiembre del mismo año. Mediante el análisis de las salidas de concentraciones de polvo, material particulado y profundidad óptica de aerosoles del modelo CAMS, salidas de la velocidad y dirección del viento de ERA5, estimación de focos de calor de MODIS y retrotrayectorias probabilísticas dadas por el modelo HYSPLIT, se encuentra que en los eventos de aumento generalizado de concentraciones de PM10 hubo ingreso de polvo proveniente del desierto del Sahara, y en el evento de aumento de concentraciones de PM2.5 hubo advección de material particulado emitido por incendios en la Amazonía colombiana. No obstante, en otros días con aumentos generalizados no se evidencia ninguno de estos fenómenos desde las mismas fuentes de información. Los hallazgos muestran que las condiciones de la calidad del aire regionalmente no dependen solamente de la meteorología y fuentes locales, sino que fenómenos de gran pueden generar afectaciones.

INTRODUCCIÓN

Dentro de las responsabilidades de las autoridades ambientales en el territorio colombiano se destaca el monitoreo y seguimiento de la calidad del aire como una de las de mayor compromiso y de oportuna divulgación. Para esto la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca cuenta con un Sistema de Vigilancia de la Calidad del Aire que cubre gran parte de su jurisdicción con 33 estaciones que realizan medición continua de los contaminantes criterio según las características poblacionales e industriales específicas; Durante el segundo semestre de 2024 se presentaron en algunos periodos aumentos generalizados de concentraciones de material particulado, principalmente ocasionados por condiciones de escasas precipitaciones, llegando incluso a niveles de alerta y prevención de la calidad de aire, según lo establecido por la Resolución 2254 de 2017, en la Estación Bogotá- Mochuelo, que originó una declaratoria del estado excepcional en la calidad del aire por PM2.5 por parte de la CAR, en la que se tomaron acciones tendientes a la disminución de estos niveles.

Las series de concentraciones medias horarias de PM2.5 y el PM10 observadas por el SVCA de la CAR Cundinamarca durante el segundo semestre de 2024 mostraron que en algunos periodos de corta duración (dos días aproximadamente) hubo aumentos generalizados y significativos con un rápido descenso. No se logra explicar totalmente estos comportamientos a partir de las condiciones meteorológicas presentadas y de las emisiones de fuentes locales, puesto que se evidenció en todas las estaciones que se hace seguimiento, inclusive en aquellas reconocidas por medir normalmente bajas concentraciones de los contaminantes en condiciones secas.

Se conoce que el material particulado puede transportarse cientos de kilómetros por sistemas atmosféricos de escala sinóptico y de meso escala, como el polvo sahariano que se mueve por los vientos alisios hacia el Océano Atlántico y que ha sido evidenciado en el Caribe, en la Amazonía brasilera e incluso en Colombia. Otra fuente externa reconocida por afectar la calidad del aire en la región son los incendios forestales presentados en la Amazonía y Orinoquía, que puede llegar a ser transportado hacia la región Andina colombiana por los vientos del Este típicos a baja y media altura troposférica. Por lo tanto, se revisaron diversas fuentes de información, como modelos globales de tiempo y química atmosférica, así como datos satelitales, con el fin de identificar algún fenómeno atmosférico que pudiera haber causado los aumentos observados en las concentraciones.

MÉTODOS

Se analizaron tres eventos con picos generalizados y simultáneos de corta duración (dos días aproximadamente) de las concentraciones de material particulado registrados por las estaciones del SVCA de la CAR: para PM10 se tomaron los eventos de los días 13 de julio y 12 de octubre de 2024 y para PM2.5 se tomó el evento ocurrido el 4 de septiembre del mismo año. Para evaluar si hubo incidencia de fuentes externas lejanas que ocasionaran este comportamiento generalizado

se revisaron las salidas de concentraciones de polvo, material particulado y profundidad óptica de aerosoles del modelo CAMS, salidas de la velocidad y dirección del viento de ERA5, estimación de focos de calor de MODIS y retrotrayectorias probabilísticas dadas por el modelo HYSPLIT corrido con información del GFS.

El modelo CAMS proporciona estimaciones de química atmosférica a escala global, utilizando datos de observación y simulaciones numéricas. ERA5 es un conjunto de datos climáticos de la ECMWF que ofrece información meteorológica, lo que permite analizar el posible transporte y dispersión de contaminantes atmosféricos. MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) es un sensor satelital de la NASA que suministra estimaciones de focos de calor (probables incendios forestales) mediante el análisis de anomalías de temperatura en superficie. Finalmente, el modelo HYSPLIT de la NOAA simula las posibles trayectorias de partículas en la atmósfera, utilizando métodos probabilísticos sobre el campo de vientos de algún modelo atmosférico, en este caso se utilizaron los datos del modelo GFS.

Con estos métodos y fuentes de datos, se pudo evaluar la influencia de fenómenos atmosféricos y fuentes externas en los eventos de aumento de concentración de material particulado observados.

RESULTADOS

Los tres eventos escogidos para su análisis se caracterizan por tener un pico en la mayoría de las 33 estaciones activas del SVCA de la CAR en las concentraciones de material particulado. En la figura 1 se muestran las series de tiempo de las medias móviles de 24 horas de las concentraciones de PM10 y PM2.5 medidas en las estaciones del SVCA para octubre y septiembre de 2024, respectivamente. Se observa que en los eventos escogidos hay un pico pronunciado y generalizado de las concentraciones del contaminante respectivo. No obstante, en otros periodos del intervalo temporal también se encuentran picos o aumentos generalizados. Para estos casos no se encontró evidencias robustas del ingreso de polvo sahariano o emisiones de incendios forestales a la región.

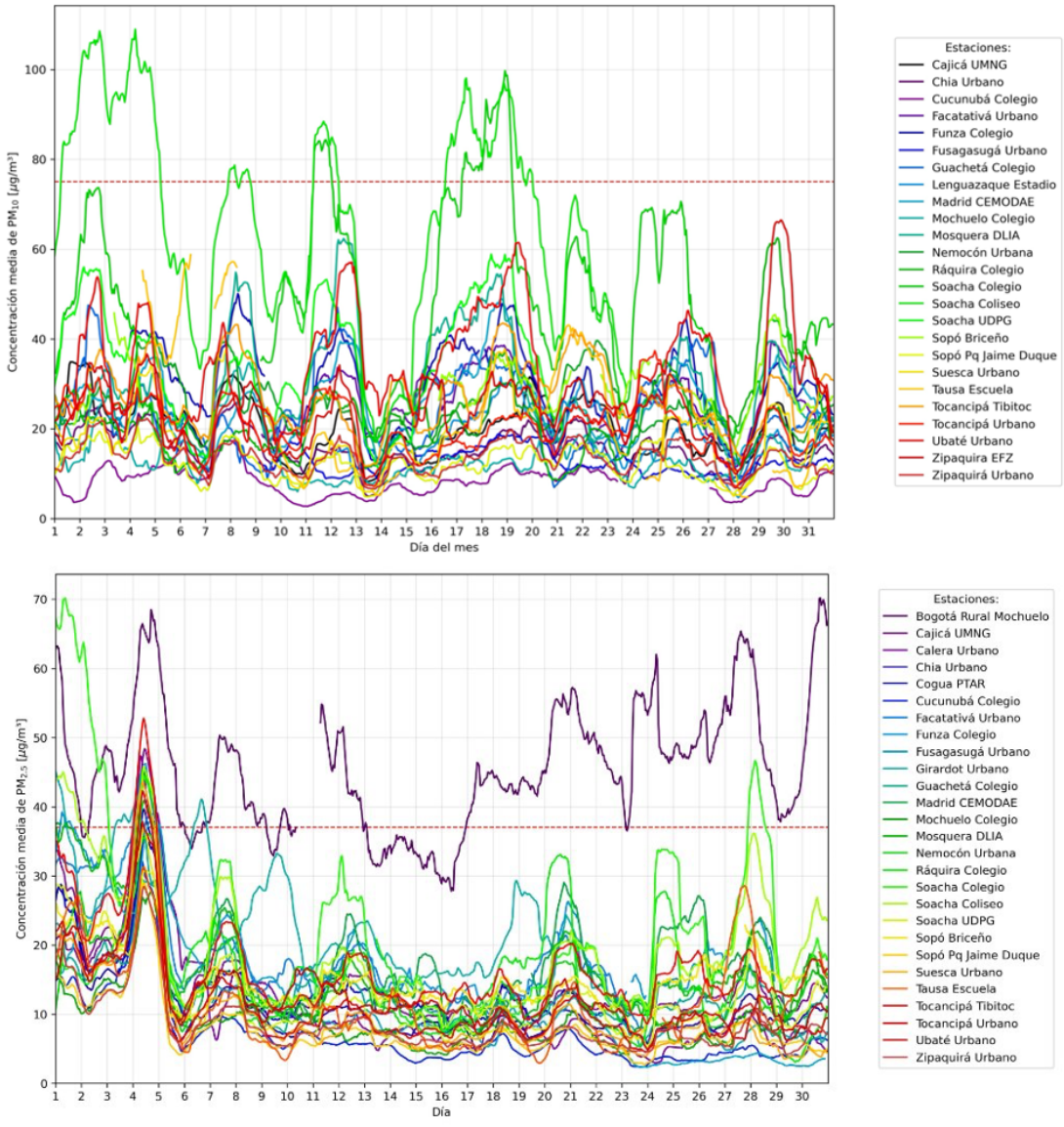


Figura 1. Concentraciones de PM10 en octubre de 2024 (arriba) y PM2.5 septiembre 2024 (abajo). Fuente: Elaboración propia.

Para los eventos de aumentos generalizados de PM10 (13 de julio y 12 de octubre de 2024), se encuentra que el modelo CAMS muestra un evidente ingreso de polvo sahariano a una altura de 600 hPa (cerca de 1000 metros de altura por encima desde la superficie del en el altiplano cundiboyacense). Se analizó la variable razón de mezcla (densidad) de aerosoles de polvo de diámetro dinámico entre 0,03 y 0,9 micrómetros. Se observa en la figura 2 que en los dos eventos se presentó ingreso de material particulado, aunque en el caso del evento ocurrido en octubre, su ingreso fue más paulatino y menos intenso; esto se vio reflejado en las concentraciones observadas en superficie, puesto que el pico de octubre es más disperso y menos pronunciado que el de julio.

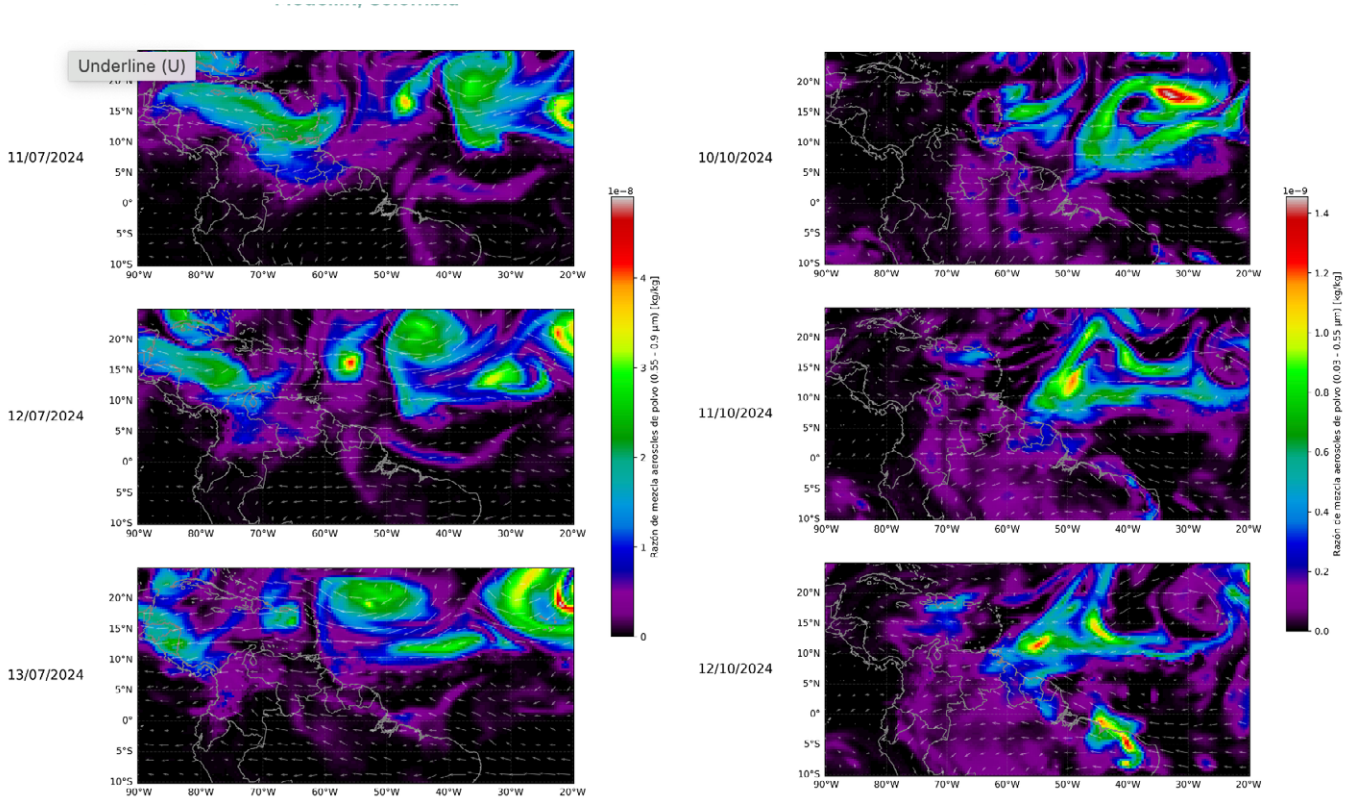


Figura 2. Evidencias de ingreso de polvo sahariano en los días 13 de julio (izquierda) y 12 de octubre de 2024 (derecha). Fuente: CAMS 2024.

En la figura 3 se muestra la retrotrayectoria probabilística iniciada a partir de las 7 am (HLC) del 4 de septiembre, día en el que ocurre un pico generalizado y pronunciado de concentraciones de PM2.5, y corrido para un periodo de 72 horas hacia atrás. Se encuentra que la mayor probabilidad del origen de la parcela de aire registrada en la mañana del 4 de septiembre está ubicada en las planicies amazónicas del centro y occidente de Caquetá, Putumayo y el nororiente de la Amazonía ecuatoriana. Para estas mismas fechas la información satelital de MODIS indica que se evidenciaron gran cantidad de focos de calor en estas zonas y el modelo CAMS muestra valores altos en las concentraciones de material particulado en superficie y bajos de profundidad óptica de aerosoles. Por tanto, se encuentra evidencia robusta para concluir que el material particulado evidenciado en las altas concentraciones en la jurisdicción de la CAR se originó en incendios forestales del noroccidente del bosque amazónico.

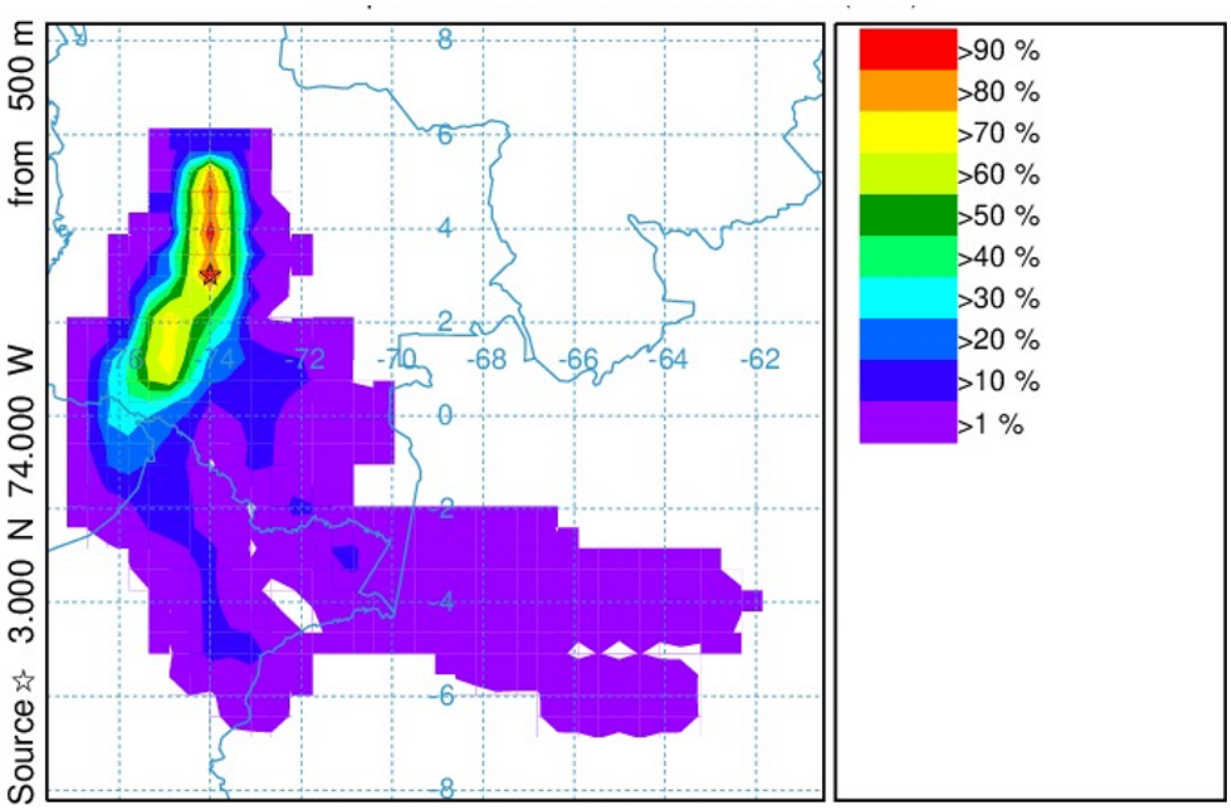


Figura 3. Retrotrayectoria probabilística de una parcela de aire que llegó a Bogotá el 4 de septiembre de 2024 a partir de información del modelo GFS. Fuente: HYSPLIT-NOAA

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Con base en los análisis realizados para eventos de picos de concentraciones de corta duración ocurridos durante el segundo semestre de 2024 se puede determinar la influencia del ingreso del polvo del Sahara y de emisiones de incendios forestales de la Amazonía en la jurisdicción de la CAR, favoreciendo un aumento en las concentraciones de material particulado y posibles precursores de este y otros contaminantes, y deteriorando la calidad del aire. Esto favorece para el entendimiento de la calidad del aire a escala regional y proporciona elementos y métodos para analizar los casos de aumentos repentinos de concentraciones que puedan generar la emisión de declaratorias por bajos niveles de calidad del aire.

Las concentraciones de PM2.5 durante septiembre y octubre de 2024 generaron la emisión de las Resoluciones, la primera de inicio, Resolución DGEN No.20247000538 de 6 SEPT. 2024 para declarar el nivel de prevención, la declaratoria se dio por finalizada mediante Resolución DGEN No. 20247000561 de 18 SEP 2024; junto con la Resolución DGEN No. 20247000575 de 27 SEP. 2024 . Para una posible futura investigación se recomienda estimar el porcentaje de aporte que dan fuentes externas (polvo sahariano o emisiones de incendios forestales) sobre las concentraciones de contaminantes atmosféricas registradas in situ en los eventos donde se evidencie su ocurrencia.

1. https://www.car.gov.co/uploads/files/672cdf2bed53d.pdf

REFERENCIAS

- Copernicus Atmosphere Monitoring Service. (2024). Particulate matter forecasts: PM2.5 composition. Copernicus. https://atmosphere.copernicus.eu/charts/packages/cams/products/particulate-matter-forecasts?base_time=202412200000&layer_name=composition_pm2p5&projection=classical_global&valid_time=202412201200

- NASA FIRMS (Fire Information for Resource Management System). (2023). Fire map: Global fire locations. NASA. https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/map/#d:2023-02-22;@-73.2,3.8,7.0z

- Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). (n.d.). Guía para la determinación de alturas de chimeneas industriales. https://www.car.gov.co/uploads/files/672cdf2bed53d.pdf

IMPACT OF WILDFIRES AND METEOROLOGICAL CONDITIONS ON PM2.5 POLLUTION IN A BRAZILIAN MINING CITY

Ana Luz Damasceno Gonçalves Silva[1], Amanda Ribeiro[2], Taciana Toledo Albuquerque[3]

[1]Undergraduate in Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil, analuz@ufmg.br
[2]Post Graduate Program in Sanitation, Environment and Water Resources, Federal University of Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil, amandakcr@ufmg.br
[3]Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, Av. Pres. Antônio Carlos, 6627, 31270-901, Belo Horizonte, Brazil, taciana@desa.ufmg.br

Palabras clave: Wildfires; Particulate matter; Meteorology; Correlations; Mining city.

INTRODUCTION

In the first week of September 2024, a large occurrence of wildfires was reported in the state of Minas Gerais, located in the southeast region of Brazil, triggering a critical period concerning air quality, especially in the Metropolitan Region of Belo Horizonte. The visual impact of the elevated particulate matter concentrations generated concern among the population, with emphasis on Congonhas, a city strongly influenced by mining activities, which frequently faces issues related to critical air pollution events involving particulate matter. In September 2024, some areas of Congonhas reported "Very Poor" Air Quality Index (IQAr) levels, the worst air quality classification level in Brazil.

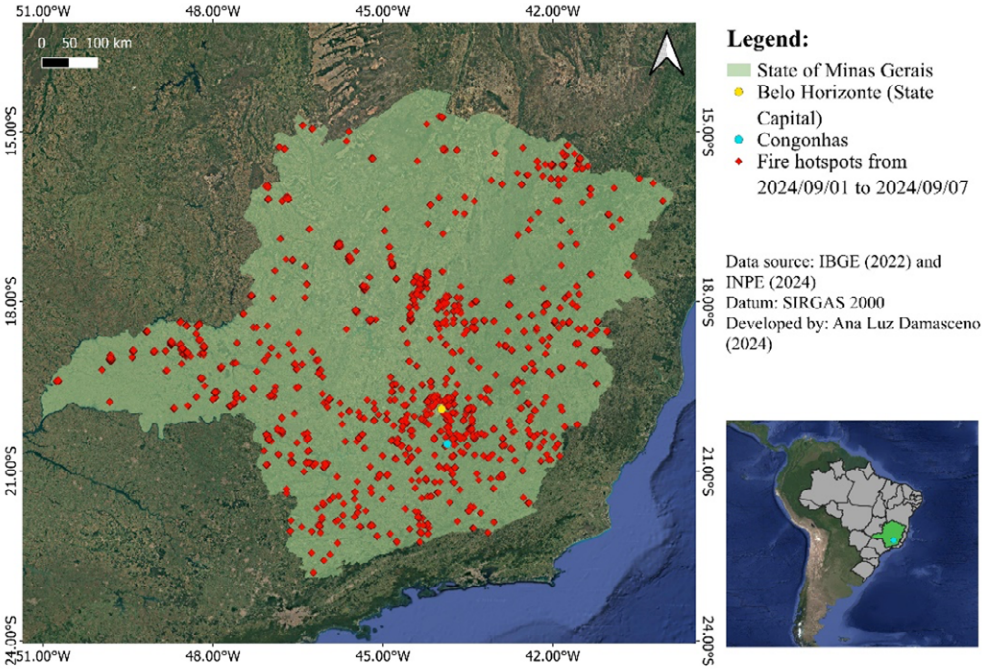


Figure 1. Fire hotspots in Minas Gerais from September 1st to 7th.

In this regard, the study aimed to evaluate data from a low-cost air quality monitoring station installed during the local dry season, to understand the behavior of particulate matter concentrations and the influence of meteorological conditions and wildfire occurrences on the increase in particulate pollution levels.

MATERIALS AND METHODS

The municipality of Congonhas is located about 78 km from Belo Horizonte and is surrounded by mining activities (Figure 2) that, combined with the region's meteorology and geography, commonly contribute to the transport of pollutants to the city.

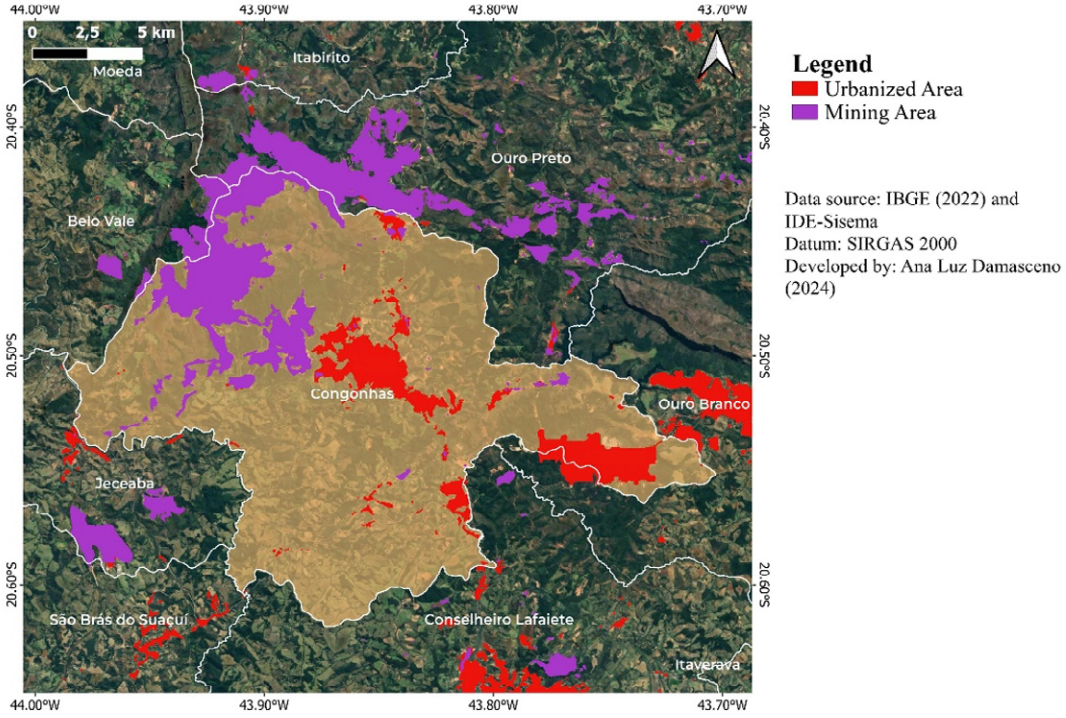


Figure 2. Municipality of Congonhas.

The investigation period was defined due to the significant visual impact caused by particulate matter between September 1st and 7th, and the high number of wildfire occurrences during those days. The analysis covered the period from August 24th to September 14th, to investigate the behavior of atmospheric pollutant concentrations. For meteorological analyses, data from an extended monitoring period were considered to complement the investigation.

Meteorological and pollutant concentration data were collected by the low-cost monitoring station "Kunak Air Pro", from the company ACOEM, and the wildfire data were obtained from the "Queimadas" tool of the National Institute of Spatial Research of Brazil (INPE), which provides the date, time and coordinates of each wildfire occurrence.

Thus, the data were organized into hourly and daily averages, and analyses were conducted to generate a time series for PM2.5 and compare the observed concentrations with those recommended by the World Health Organization – WHO.
Additionally, Pearson correlation analyses were performed between meteorological variables

(wind speed, relative humidity, and temperature) and the PM2.5 concentration for the dry season, as well as between the number of fire hotspots and PM2.5 concentration for the specified period, to investigate the correlation between these parameters.

Furthermore, the data obtained from the low-cost station were compared with data from the nearest automatic monitoring station from the official network, known as "Matriz".

In order to analyze the behavior of the air masses that reached the monitoring stations and compare them with the main locations of the wildfire hotspots nearby, an analysis was conducted using the HYSPLIT backward trajectory model on September 5, 2024, at 14:00 (UTC-3), when the highest peak in PM2.5 concentrations for the considered period was observed. The meteorological input data were obtained from the Global Forecast System, and the analyses were performed for previous time windows of 12h, 24h, 36h, and 48h, at altitudes of 100m, 250m, 500m, 750m, and 1000m.

RESULTS

From the time series with hourly data for PM2.5 concentrations (Figure 3) it is evident that significant increases in pollution levels occurred between September 1st and 7th, the highlighted period, with levels exceeding WHO guidelines by up to 483,5%.

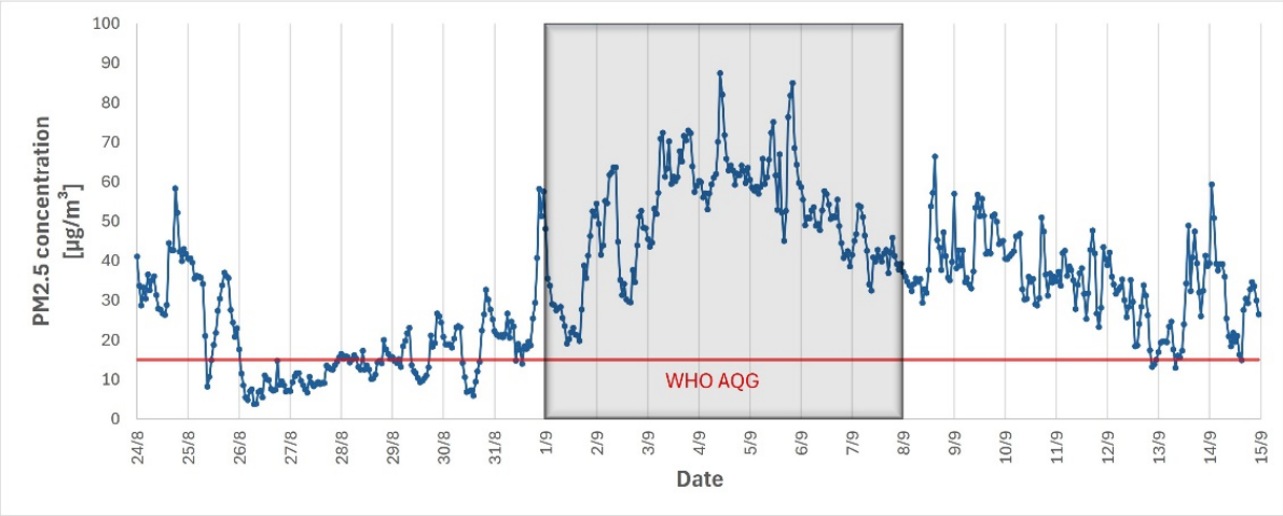


Figure 3. Time series for PM2.5 concentration.

Comparing the daily number of wildfires with the concentration of PM2.5, a possible relation is observed between the occurrence of fires and the increase in PM2.5 pollution. There is a decrease in the concentration at the beginning of the period corresponding to a reduction in fire outbreaks, followed by a rise in pollution levels as the number of fires increases (Figure 4). The linear regression generated a correlation coefficient (R) of 0,47, indicating a moderate positive correlation (Figure 5).

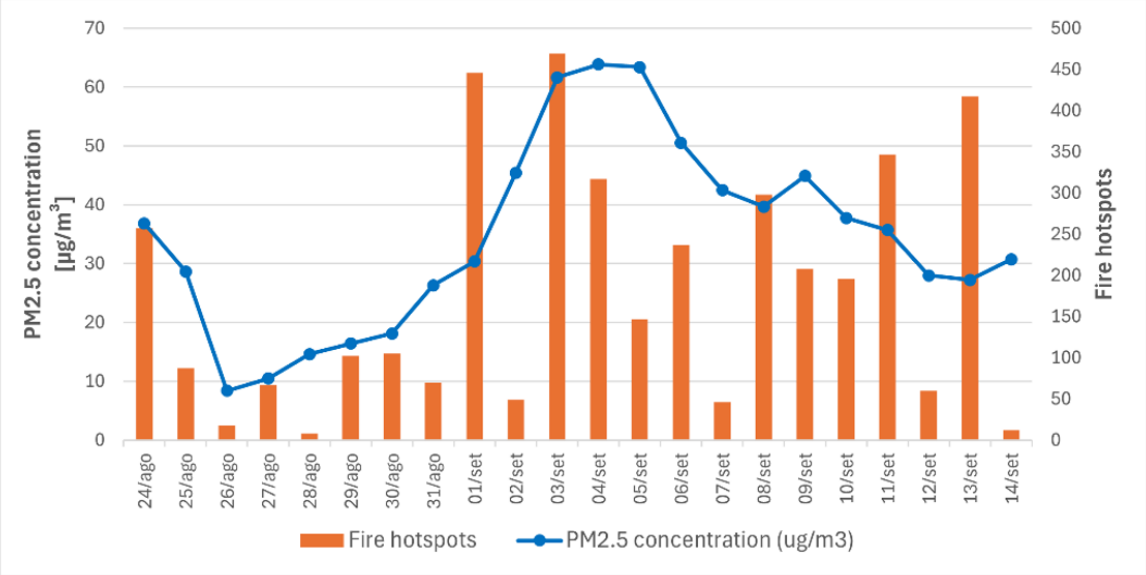


Figure 4. Daily fire hotspots in Minas Gerais and PM2.5 concentration.

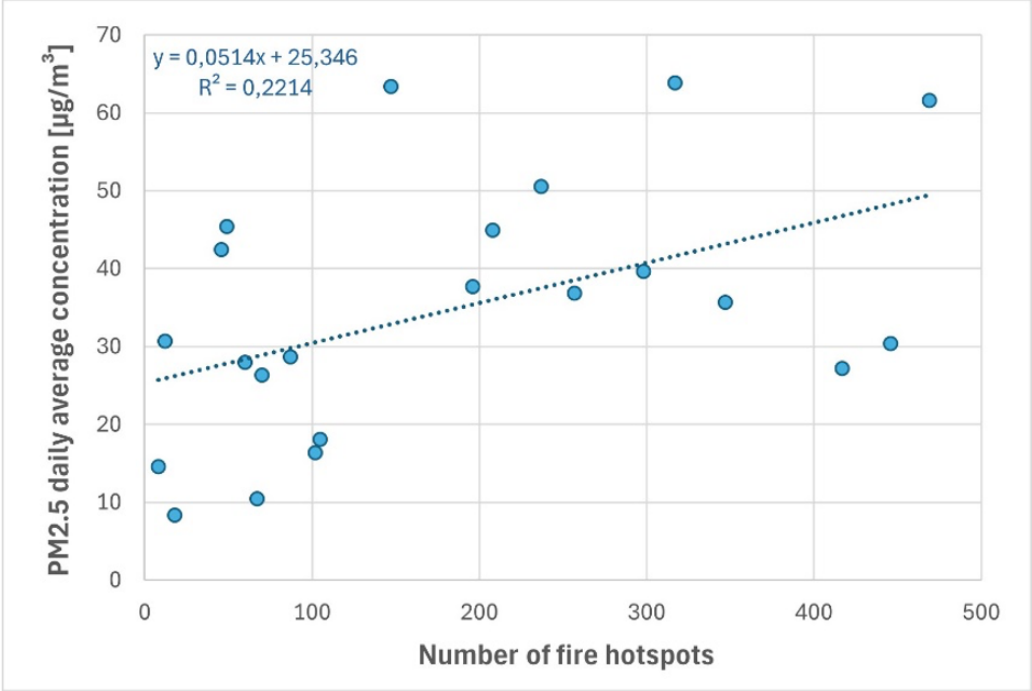


Figure 5. PM2.5 concentration versus number of fire hotspots.

For the meteorological parameters, a correlation coefficient of -0,58 was observed for humidity, indicating a medium-large negative correlation, 0,40 for temperature, a moderate positive correlation, and 0,32 for wind speed, a medium positive correlation (Hoffman et al., 2024) (Figures 6 to 8). This period presents atmospheric conditions of higher temperatures and low humidity, a situation that favors the occurrence and expansion of wildfires. As it is a mining city, strongly linked to emissions from resuspension, higher wind speeds tend to worsen air quality. However, for this period, the opposite was observed (Figure 8), favoring the dispersion of pollution by wind, demonstrating that the influence of wildfires was greater than that of industrial emissions.

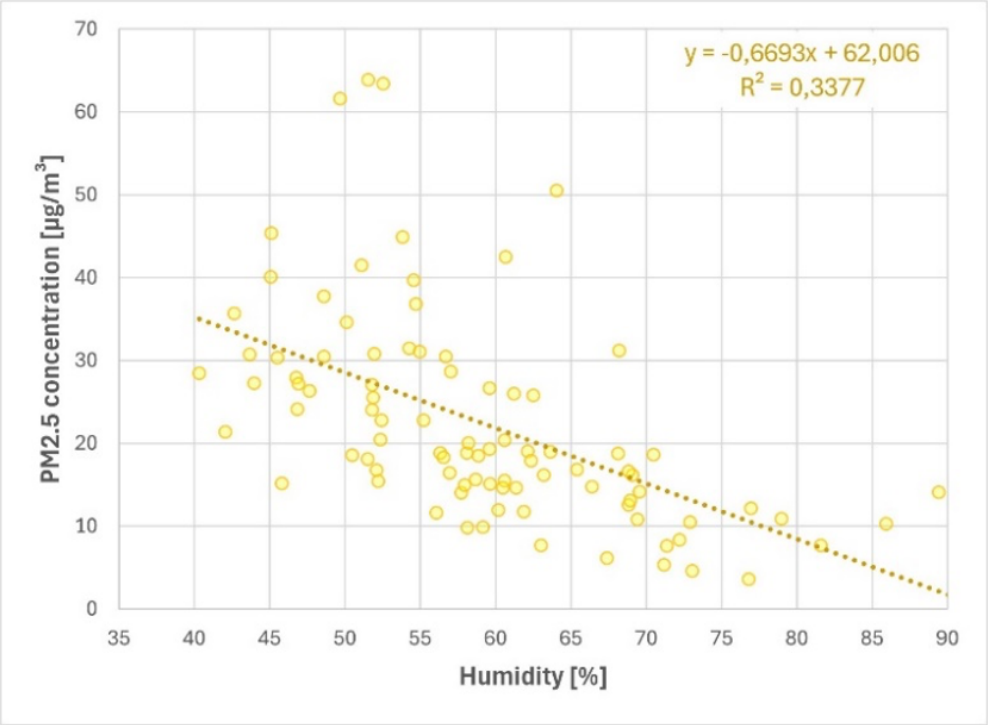


Figure 6. PM2.5 concentration versus humidity.

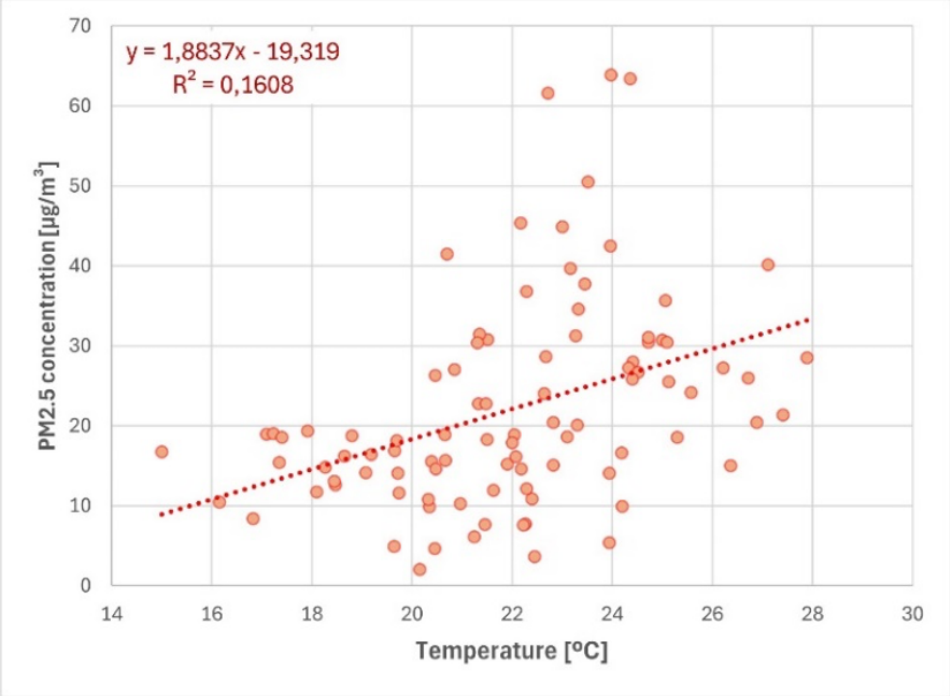


Figure 7. PM2.5 concentration versus temperature.

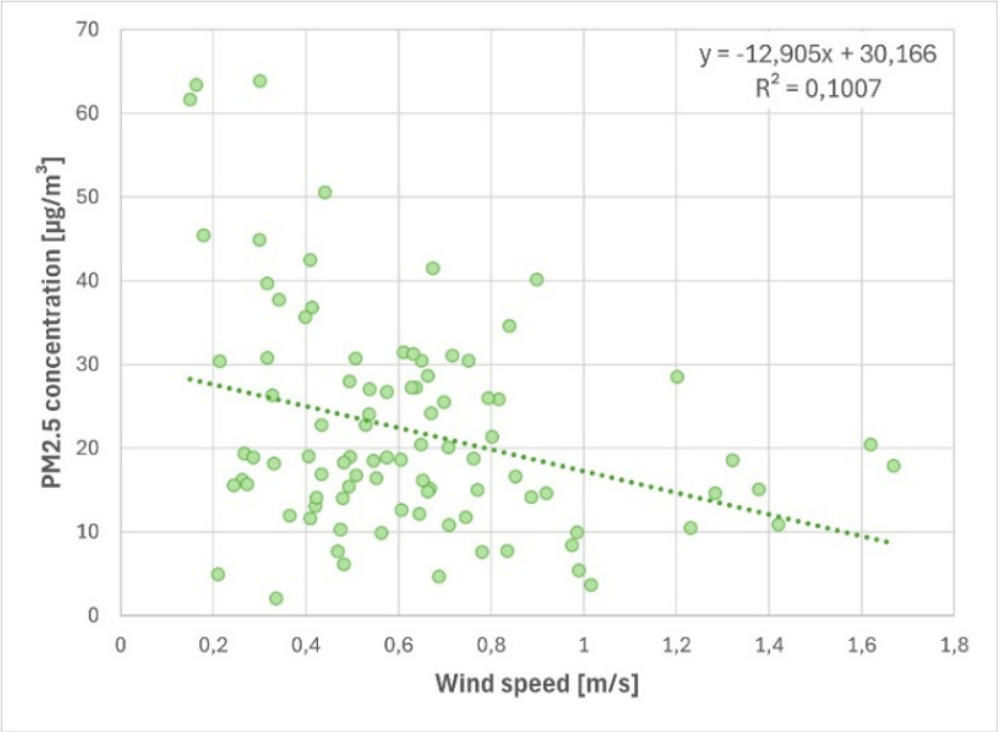


Figure 8. PM2.5 concentration versus wind speed.

To validate the data collected by the Kunak station, the PM2.5 data were compared with that from the official station, located about 0,3 km from the low-cost station. It is worth noting that the Matriz station only collects particulate matter concentration data. The analysis indicates a good performance by the low-cost station, with a good correlation between the data and low error values compared to the concentrations registered during the analyzed period.

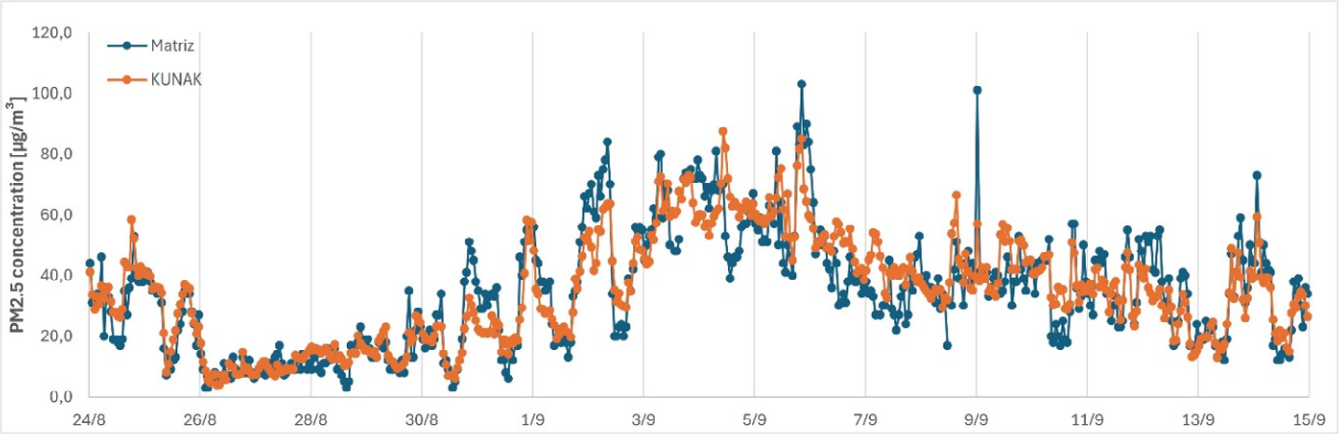


Figure 9. Hourly PM2.5 concentration provided by Kunak and Matriz station.

Table 1. Statistical analysis between the two stations' data.

Pearson Correlation	Mean Absolute Error	Root Mean Square Error	Mean Bias	Mean Relative Error
0,88692	7,20880	10,68319	1,05925	8,840%

The HYSPLIT backward trajectory for 36 hours prior to September 5 at 14:00 (UTC-3) at a height of 100m above ground level showed results indicating a main air mass trajectory coming from the north and northeast directions, with some from the southeast. Comparing the trajectories with the location of the wildfire hotspots observed between September 3 and 5, it is evident that they coincide with some of the fire spots, reinforcing the possibility of the direction of particulate matter emissions from fire sources towards the municipality.

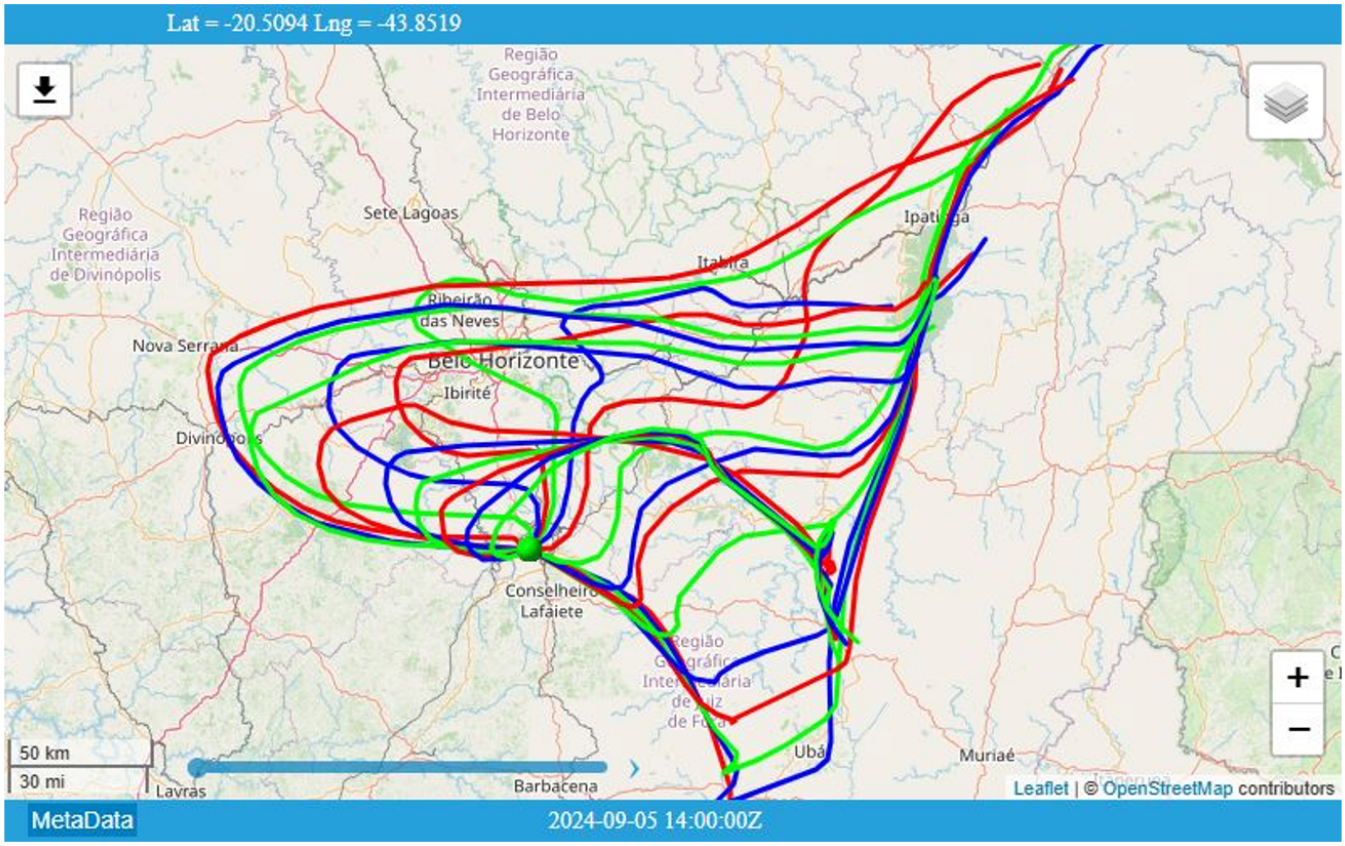


Figure 10. HYSPLIT 36h and 100m backward trajectories.

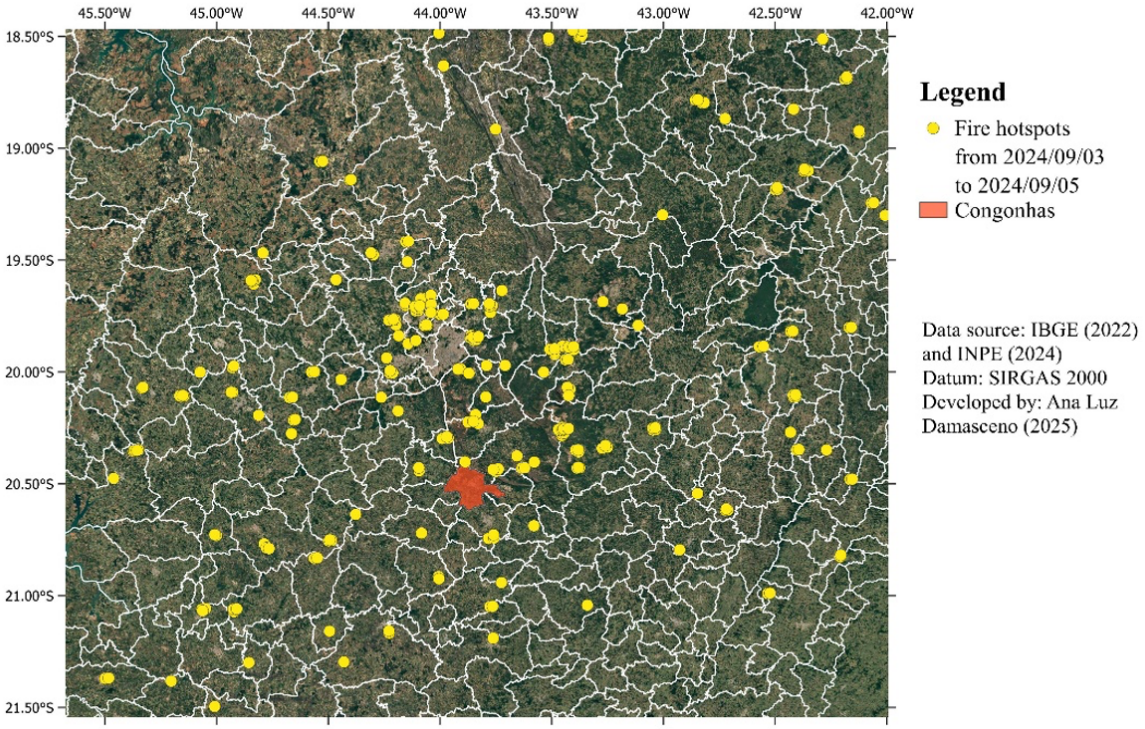


Figure 11. Fire hotspots from September 3 to September 5.

IMPLICATIONS FOR PUBLIC POLICY AND PRACTICE

As analyzed, dry periods tend to favor the occurrence of wildfires, which results in elevated concentrations of atmospheric pollutants. This highlights the need for air quality monitoring during these periods, so that public authorities can implement measures to reduce air pollution and prepare health systems to assist people with respiratory problems. Understanding the factors that influence pollution episodes is highly relevant for establishing effective control strategies.

Furthermore, it is essential to continue studying and validating data obtained from low-cost stations, as they can make monitoring more feasible and accessible. Official monitoring stations are expensive, and low-cost stations can be used to expand the network's coverage, as well as support various air pollution investigations to ensure air quality for the population.

REFERENCES

- Hoffmann, L., Gilardi, L., Schmitz, M., Erbertseder T., Bittner, M., Wüst, S., Schmid, M. & Rittweger J. (2024). Investigating the spatiotemporal associations between meteorological conditions and air pollution in the federal state Baden-Württemberg (Germany). Scientific Reports 14:5997. https://doi.org/10.1038/s41598-024-56513-4

CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DEL AEROSOL ATMOSFÉRICO EN EL NOROESTE DEL AMAZONAS

Harry Alvarez-Ospina[1], Luis A. Ladino2, Salvador Reynoso-Cruces[1], Sebastián Mendoza-Téllez[2], Javier Miranda[3], Jaime Barrera4, Omar Ramírez[5], Lizeth Russy-Velandia[5], Juan Vitar[4], Violeta Múgica[6], Fernando Millán[6] y Miguel Robles[2]

[1]Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México
[2]Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, Universidad Nacional Autónoma de México, México
[3]Instituto de Física, Universidad Nacional Autónoma de México, México
[4]Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, Bogotá, Colombia
[5]Facultad de Ingeniería, Universidad Militar Nueva Granada, Cajicá-Zipaquirá, Colombia
[6]Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Autónoma Metropolitana – Azcapotzalco, México
harryalvarez@ciencias.unam.mx

Palabras clave: Wildfires; Particulate matter; Meteorology; Correlations; Mining city.

INTRODUCCIÓN

El Amazonas, es un territorio que ha sido ampliamente reconocido por su amplia biodiversidad y su papel como sumidero de dióxido de carbono (CO_2) y generador de oxígeno (O_2), en la actualidad enfrenta un gran problema relacionado con la calidad del aire, principalmente debido a los incendios forestales y a las actividades constantes de deforestación. Los incendios liberan grandes cantidades de material particulado (PM) y de otros contaminantes a la atmósfera, lo cual deteriora la calidad del aire no solo en a nivel local, sino también en regiones distantes a su punto de emisión debido al transporte de estas partículas por corrientes de aire (Fearnside, 2005; Rodríguez-Gómez et al., 2022).

Se ha estimado que en el año 2019 debido a la deforestación e incendios forestales se ha perdido cerca de 1.7 millones de hectáreas de bosque primario del Amazonas, lo que ha conllevado a altas emisiones de contaminantes. Por ejemplo, en octubre del 2004 en Manaos, Brazil, se reportaron concentraciones de $PM_{2.5}$ de 387 µg/m³, superando por mucho el límite seguro de 25 µg/m³ establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS).

MÉTODOS

Entre el 14 y el 27 de marzo de 2024, se llevó a cabo el monitoreo del aerosol atmosférico dentro del proyecto Spring NOrthern aMazon Aerosol eXperiment (SNOMAX) en la estación experimental El Trueno del SINCHI, ubicada en El Retorno, Guaviare.
Para la recolección de partículas se usaron dos muestreadores de bajo volumen conocidos como MiniVol, con cabezales para partículas con diámetro aerodinámico menor que 2.5 µm ($PM_{2.5}$),

con filtros de teflón y cuarzo. Las muestras fueron tomadas cada 24 horas a una altura de 7 metros sobre el nivel del suelo.

La caracterización química de las partículas colectadas con los Minivol, se realizó mediante tres diversas tecnicas analiticas: fluorescencia de rayos X (XRF) para el análisis de elementos, cromatografía de intercambio iónico (IC) para los iones inorgánicos solubles en agua y para la cuantificación de carbono orgánico y elemental se usó el equipo de análisis OC/EC (SUNSET) con el método termo-óptico NIOSH 870.

Adicionalmente, se instaló una estación meteorológica para medir temperatura, humedad, presión, velocidad y dirección del viento. Para complementar los datos meteorológicos, se realizaron corridas de las retro-trayectorias de las masas de aire a diferentes alturas con la ayuda del modelo HYSPLIT de la NOAA. Estos datos se recolectaron con el objetivo de identificar las posibles fuentes de emisión de las partículas analizadas.

RESULTADOS

La concentración diaria de partículas $PM_{2.5}$ medidas en el Amazonas presentó un periodo de bajas concentraciones del 14 al 19 de Marzo con un valor promedio de 20 µg m^{-3}, y un periodo de altas concentraciones del 20 al 27 de marzo con un promedio diario de 40 µg m^{-3} y un valor máximo de 50 µg m-3. Estos promedios obtenidos al final del muestreo es preocupante, ya que se sobrepasan las normas establecidas por la OMS.

La caracterización química realizada a las $PM_{2.5}$ recolectados en el Amazonas permitió cuantificar la concentración de 17 elementos, dentro de los cuales se destaca el aluminio, silicio y hierro que son trazadores de origen mineral, pero en concentraciones bajas (<0.6 µg m^{-3}). Por otro lado, se encontraron altas concentraciones de potasio (K) y azufre (S) de 1.0 y 2.0 µg m^{-3}, respectivamente, que son trazadores de incendios forestales y quema de biomasa. La concentración de ambos elementos mostró una alta correlación con las concentraciones de $PM_{2.5}$ (>0.83). Otro de los elementos que se pudo cuantificar fue el plomo y esto indica la influencia antropogénica del uso de Diesel y ACPM para el transporte en la región tanto por parte de vehículos como de embarcaciones.

Mediante el análisis de IC, se cuantificaron 10 iones inorgánicos solubles en agua, en donde se encontraron altas concentraciones de amonio (NH_4^+), sulfatos (SO_4^{2-}) y fosfatos que son trazadores de fertilizantes. Además, se ion potasio (K^+) se encontró en altas concentraciones, confirmando lo observado por XRF. Al igual que K y S, el NH_4^+, SO_4^{2-} y el K^+ mostraron correlaciones >0.84 con $PM_{2.5}$.

Finalmente, a traves del análisis del carbono elemental y orgánico se pudo comprobar que el 96 % del carbono cuantificado es de origen orgánico y que solo durante los días de mayor concentración de partículas $PM_{2.5}$ se registraron concentraciones de carbono negro.
Las altas correlaciones de K, S, K^+ y CO con $PM_{2.5}$ indican que la fuente de contaminación proviene principalmente de quema de biomasa. Las rosas de viento y las retro-trayectorias de las masas

de aire indican que, si bien los incendios locales pudieron impactar la calidad del aire en el sitio de muestreo, la fuente principal de $PM_{2.5}$ son los incendios de las llanuras Venezolanas y Colombianas.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Actualmente, debido al gran número de incendios forestales y la deforestación tanto en el Amazona como en sus alrededores, este importante bosque tropical se está viendo afectado incluyendo sus habitantes y los diferentes ecosistemas que lo componen. Por esta razón, es necesario caracterizar las emisiones y la calidad del aire en el Amazonas colombiano con el fin de poder implementar políticas que ayuden a mejor esta problemática ambiental. Sin embargo, no solo basta con cuantificar la concentración de partículas, sino que también se debe realizar una caracterización química de las mismas, con la finalidad de determinar la influencia de los incendios forestales y la deforestación, así como de la agricultura en los alrededores o el crecimiento demográfico.

REFERENCIAS

- Fearnside, P. M. (2005). Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. Conservation biology, 19(3), 680-688.

- Rodriguez-Gomez, C., G. Echeverry, A. Jaramillo, and L.A. Ladino (2022). The Negative Impact of Biomass Burning and the Orinoco Low-Level Jet on the Air Quality of the Orinoco River Basin. Atmósfera, 35, 497-520, https://doi.org/10.20937/ATM.52979.

- Dialogue Earth. (s.f.). La sequía histórica en la Amazonia explicada. Recuperado de https://dialogue.earth/es/bosques/382917-la-sequia-historica-en-la-amazonia-explicada.

CARACTERIZACIÓN MORFOLÓGICA DEL BLACK CARBON MEDIANTE MICROSCOPÍA ELECTRÓNICA DE TRANSMISIÓN - TEM PARA EL AJUSTE DE LA SECCIÓN TRANSVERSAL DE ABSORCIÓN DE MASA (MAC) EN ENTORNOS URBANOS: CASO DE ESTUDIO VALLE DE ABURRÁ

Diego Alejandro Grajales-González[1], Julio Eduardo Cañón-Barriga[2], Miriam Gómez-Marín[3]

[1]Universidad de Antioquia – Grupo GAIA, diego.grajales@udea.edu.co
[2]Universidad de Antioquia – Grupo GAIA, julio.canon@udea.edu.co
[3]Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid – Grupo GHYGAM, mgomez@elpoli.edu.co

Palabras clave: Black Carbon; Dimensión Fractal; TEM; Calidad del Aire.

INTRODUCCIÓN

El hollín y Black Carbon (BC) son un material particulado formado por monómeros de carbón de 20 a 80 nm de tamaño. Debido a su reducido tamaño y propiedades fisicoquímicas, poseen la habilidad de mantenerse en la atmósfera por largos periodos de tiempo y moverse a grandes distancias. Se le reconoce ampliamente por su habilidad para absorber la radiación solar y aportar considerablemente al forzamiento radiativo mundial, con un impacto calculado entre 460 y 1500 veces mayor al del CO_2 (Bond et al., 2013). Adicionalmente, afectan procesos climáticos fundamentales como la creación de nubes, la alteración del albedo en superficies de nieve y hielo, y las fluctuaciones en los patrones de lluvia (Sonwani et al., 2021).

El Black Carbon (BC) y el hollín están estrechamente relacionados, pero no son conceptos equivalentes, aunque a menudo se emplean de manera intercambiable. El hollín se genera durante la combustión parcial de combustibles carbonosos bajo condiciones de altas temperaturas y deficiencia de oxígeno. Está compuesto por BC con estructura grafítica y carbono orgánico, ambos con capacidad de absorción de luz. En cambio, el BC se refiere específicamente al componente del hollín que absorbe luz de manera efectiva, reconocido por sus importantes impactos en el clima y la salud (Kumar et al., 2023). Para este estudio, se hará referencia a estos componentes como BC.

Estudios han documentado que las propiedades físicas y químicas del BC como su morfología, composición y procesos de envejecimiento atmosférico, tienen un impacto significativo en la sección transversal de absorción de masa (MAC, por sus siglas en inglés), un parámetro clave para caracterizar su interacción con la radiación solar (Srivastava et al., 2022). Estas características se ven afectadas por las propiedades de las fuentes emisoras, como los vehículos diésel, la quema de biomasa o los procesos industriales. Adicionalmente, las variaciones en la estructura y composición, provocadas por su interacción con gases y aerosoles secundarios en la atmósfera, producen una gran variabilidad en su habilidad para absorber luz (Xiao et al.,

2020). Este fenómeno induce a la necesidad de ajustar valores de MAC empleando parámetros ajustados a las condiciones locales y a las fuentes de emisión concretas.

En este estudio, la microscopía electrónica de transmisión (TEM) fue el instrumento utilizado para examinar las características físicas del BC, especialmente su forma y estructura en formas fractales. Estos estudios posibilitan una descripción minuciosa del BC, importante para modificar el MAC y conseguir mediciones más precisas. La aplicación de valores recalculados en los instrumentos de medición incrementa la calidad de la información, proporcionando instrumentos más sólidos para el estudio del efecto del BC y la toma de decisiones en políticas de calidad del aire y cambio climático.

MÉTODOS

Se utilizaron bombas de muestreo personal calibradas a un flujo constante de 1 L/min para la recolección de nano partículas de BC, operadas durante un minuto por muestra. Las bombas estaban acopladas a rejillas de microscopía electrónica de transmisión (TEM) de cobre, recubiertas con una película de carbono de 300 mallas y 3 mm de diámetro. El muestreo se realizó mediante filtración directa de aire en dos zonas con condiciones contrastantes: una de alto flujo de vehículos (Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid - Sede Poblado; 6°12'32"N, 75°34'40"W) y otra de carácter predominantemente residencial (Sede Bello; 6°19'06"N, 75°33'49"W). Las campañas se llevaron a cabo durante dos días consecutivos, recolectando muestras en dos franjas horarias (AM y PM), con el fin de capturar posibles variaciones diurnas en la morfología del BC. En total, se analizaron ocho rejillas, cuatro de cada zona de muestreo.

Las imágenes de alta resolución de las partículas se obtuvieron mediante un microscopio electrónico de transmisión JEOL TEM JEM2010 FEG, ubicado en el Laboratorio Central de Microscopía de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). A partir de estas imágenes, se caracterizaron las propiedades morfológicas del hollín y se calculó la dimensión fractal (D_f), parámetro clave para evaluar la complejidad estructural de los agregados. Para procesar las micrografías se empleó una API desarrollada específicamente para este estudio, siguiendo las directrices metodológicas propuestas por Yuner Pang (2022). Además, los cálculos de la sección transversal de absorción molecular (MAC) se ajustaron conforme a las recomendaciones metodológicas de Sipkens et al. (2023).

A partir de las imágenes TEM y del valor obtenido de la dimensión fractal (D_f), se estimó el número de monómeros (N) por agregado de hollín utilizando una relación tipo ley de potencias:

$$N = k\left(\frac{R_g}{a}\right)^{D_f}$$

donde Rg es el radio de giro del agregado, a el radio medio de los monómeros y k una constante de proporcionalidad. Con este valor, se calculó la masa de cada agregado considerando la densidad del BC bajo la suposición de esfericidad de los monómeros.

Posteriormente, se aplicó un modelo óptico adaptado de Mie para estimar la sección de absorción másica (MAC), integrando el número de monómeros, su tamaño, y el índice de refracción complejo a una longitud de onda λ (Romshoo et al., 2023). El valor de MAC fue obtenido mediante:

$$MAC = \frac{C_{abs}}{masa_{BC}}$$

Esta metodología permitió vincular la morfología observada directamente con propiedades ópticas, generando estimaciones más representativas del contexto local que aquellas basadas únicamente en valores teóricos estándar.

RESULTADOS

Se obtuvieron 82 micrografías a partir de ocho rejillas analizadas (cuatro por cada zona de estudio). Para el análisis cuantitativo de la dimensión fractal (D_f), se seleccionaron 40 imágenes bajo criterios de calidad, contraste y nitidez, distribuidas en 21 correspondientes a la zona residencial y 19 a la zona de tráfico. El procesamiento de las micrografías se realizó mediante una API desarrollada en Python, que implementó un flujo de trabajo estructurado en etapas secuenciales (Figura 1). Inicialmente, se aplicó el algoritmo de Otsu para realizar una segmentación adaptativa, separando los agregados de BC del fondo mediante umbralización automatizada. Posteriormente, se incorporaron operaciones morfológicas de apertura y cierre con un kernel de 3×3 píxeles, lo cual permitió reducir el ruido y mejorar la definición de los bordes. Finalmente, se utilizó el algoritmo de detección de bordes de Canny (CED) para delimitar con precisión la geometría de los agregados, habilitando su análisis morfológico detallado.



Figura 1. Procesamiento de imágenes TEM para la obtención de parámetros morfológicos y físicos de BC. (Izquierda) Micrografía original escala de 100 nm. (Centro) Segmentación mediante algoritmo de Otsu. (Derecha) Detección de bordes (CED) y monómeros (CHT) y agregado fractal con parámetros calculados. Fuente: Elaboración propia

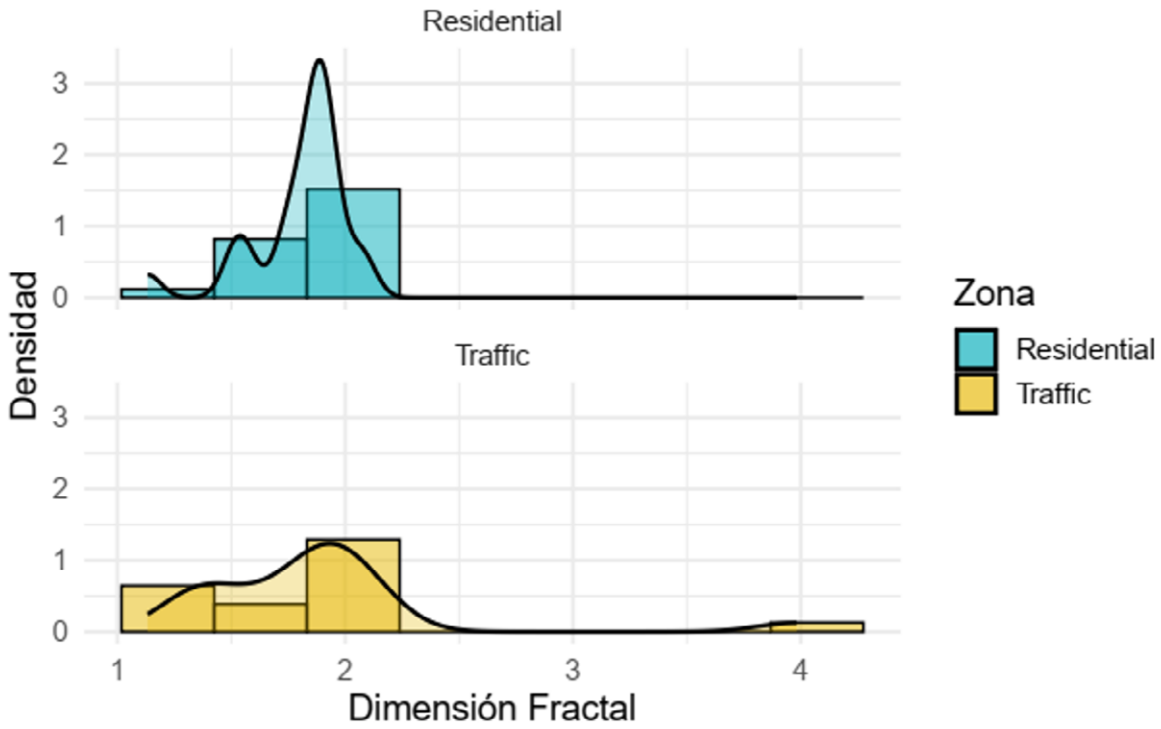


Figura 2. Distribuciones de la dimensión fractal (D_f) entre zonas residenciales y de tráfico. Fuente: Elaboración propia

En consecuencia, y con base en los resultados obtenidos, este estudio recomienda emplear un valor único de dimensión fractal (D_f = 1.84) para representar el BC atmosférico del Valle de Aburrá. Esta decisión permite integrar de manera consistente las zonas residenciales y vehiculares en modelos regionales de calidad del aire, facilitando estrategias de mitigación sin comprometer la precisión en escalas macrourbanas. El rango de Df observado (1.80–1.88) se encuentra en concordancia con valores reportados para nanopartículas de BC originadas por fuentes diésel (Df = 1.70–1.95), como lo documentan estudios previos (Bond et al., 2013; Sipkens et al., 2020; Pang et al., 2022). Este hallazgo muestra que, más allá de la clasificación zonal, las emisiones asociadas a vehículos pesados y maquinaria diésel podrían constituir una fuente dominante de BC en toda la región.

Asimismo, el análisis temporal no evidenció variaciones significativas en D_f entre horarios de muestreo, lo cual contrasta con lo reportado en otras ciudades donde los cambios en la dinámica vehicular modifican la morfología de las partículas (Onat et al., 2019). La estabilidad observada en el Valle de Aburrá podría estar relacionada con emisiones continuas o procesos atmosféricos que favorecen una mezcla eficiente, reforzando la pertinencia de emplear un valor promedio único en la parametrización de aerosoles a nivel regional.

Tras la caracterización morfológica del BC en el Valle de Aburrá, se evaluó la influencia de la dimensión fractal (D_f) sobre sus propiedades ópticas, específicamente en la sección transversal de absorción de masa (MAC). Este parámetro es clave para estimar la eficiencia de absorción de radiación por parte del BC y depende en gran medida de la estructura de los agregados. A partir de

los valores de Df obtenidos mediante microscopía TEM, se aplicaron modelos ópticos adaptados, siguiendo las formulaciones propuestas por Sipkens et al. (2023), que integran variables como el índice de refracción complejo, la longitud de onda y parámetros morfológicos. Los cálculos se contextualizaron según las longitudes de onda del aetalómetro AE33, instrumento utilizado en la red de monitoreo de calidad del aire del Valle de Aburrá para cuantificar las concentraciones de BC.

En este análisis, se procesaron más de 87 mil nanopartículas individuales extraídas de micrografías de alta resolución, obteniendo métricas precisas como el radio de monómero y el radio de giro. Con estos datos se estimaron las masas individuales y la sección óptica de absorción de cada partícula, permitiendo calcular los valores de MAC para las siete longitudes de onda del equipo AE33 (370 a 950nm). Los resultados mostraron una disminución progresiva del MAC con el incremento en la longitud de onda, con valores entre 15.4 m^2/g (370 nm) y 6.0 m^2/g (950 nm). En todas las bandas, los valores ajustados al contexto local fueron sistemáticamente inferiores a los valores de referencia del fabricante, con una diferencia promedio cercana al -16.5%. Con los resultados obtenidos se determina que incorporar parámetros morfológicos derivados de datos experimentales son importantes para las zonas de estudio, debido a que las estimaciones predeterminadas del equipo no consideran particularidades locales como la agregación, el tamaño de los monómeros o la complejidad interna de los agregados, aspectos que influyen directamente en su capacidad de absorción.

En conclusión, el uso de micrografías de agregados de BC obtenidas por microscopía TEM de los cuales se obtienen parámetros morfológicos reales de las nanopartículas permite recalcular el MAC de manera representativa para cada zona de estudio. Este ajuste tiene implicaciones directas en la precisión de equipos de medición por principio ópticos, como el aetalómetro AE33 que dependen de valores fijos de MAC para convertir la atenuación óptica en concentraciones de BC. Una subestimación o sobreestimación sistemática del MAC puede inducir errores acumulativos en estudios de calidad del aire, modelación climática y exposición poblacional. En este sentido, incorporar un MAC ajustados al contexto local, derivados de métricas como la dimensión fractal (D_f), constituye una estrategia robusta para mejorar la trazabilidad y la validez ambiental de los datos obtenidos por sensores ópticos.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los hallazgos de esta investigación subrayan la relevancia de modificar los valores de MAC según las condiciones locales, en vez de confiar únicamente en valores preestablecidos por los productores de instrumentos de medición como los aetalómetros. Este ajuste no solo incrementa la exactitud de las proyecciones acerca del efecto del BC en el cambio climático y la calidad del aire, sino que también ofrece datos de instrumentos más sólidos para la toma de decisiones en políticas públicas.

La aplicación de valores modificados de MAC puede optimizar la organización de tácticas de control de emisiones en áreas urbanas con gran impacto de vehículos y dar prioridad a las acciones de mitigación en zonas críticas. Además, estos hallazgos muestran la importancia de fomentar la implementación de técnicas avanzadas, como el análisis TEM y el cálculo de D_f, en la práctica diaria de los laboratorios de calidad del aire para producir información más exacta, precisa y contextual. Esto permitirá un entendimiento más detallado de las dinámicas locales del BC y promoverá políticas fundamentadas en pruebas científicas.

REFERENCIAS

- 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., Schulz, M., Venkataraman, C., Zhang, H., Zhang, S., … Zender, C. S. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. Journal of Geophysical Research Atmospheres, 118(11), 5380-5552. https://doi.org/10.1002/jgrd.50171

- Kumar, M., Sarin, M. M., & Attri, S. D. (2023). Elevated Black Carbon concentrations in the Indo-Gangetic Plain: The influence.

- Onat, B., Şahin, Ü. A., & Uzun, B. (2019). Black Carbon Aerosols in Urban Air: Sources, Concentrations, and Climate Change. En N. Balkaya & S. Guneysu (Eds.), Recycling and Reuse Approaches for Better Sustainability (pp. 187-199). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-95888-0_16

- Pang, Y., Wang, Y., Wang, Z., Zhang, Y., Liu, L., Kong, S., Liu, F., Shi, Z., & Li, W. (2022). Quantifying the Fractal Dimension and Morphology of Individual Atmospheric Soot Aggregates. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 127(5), e2021JD036055. https://doi.org/10.1029/2021JD036055

- Romshoo, B., Patil, J., Michels, T., Müller, T., Kloft, M., & Pöhlker, M. (2023). Improving the predictions of black carbon (BC) optical properties at various aging stages using a machine-learning-based approach. Aerosols/Machine Learning/Troposphere/Physics (physical properties and processes). https://doi.org/10.5194/egusphere-2023-2400

- Sipkens, T. A., Boies, A., Corbin, J. C., Chakrabarty, R. K., Olfert, J., & Rogak, S. N. (2023). Overview of methods to characterize the mass, size, and morphology of soot. Journal of Aerosol Science, 173, 106211. https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2023.106211

- Sonwani, S., Saxena, P., & Shukla, A. (2021). Carbonaceous Aerosol Characterization and Their Relationship With Meteorological Parameters During Summer Monsoon and Winter Monsoon at an Industrial Region in Delhi, India. Earth and Space Science, 8(4). https://doi.org/10.1029/2020EA001303

- Srivastava, P., Naja, M., Seshadri, T. R., Joshi, H., Dumka, U. C., Gogoi, M. M., & Babu, S. S. (2022). Implications of Site-specific Mass Absorption Cross-section (MAC) to Black Carbon Observations at a High-altitude Site in the Central Himalaya. Asia-Pacific Journal of Atmospheric Sciences, 58(1), 83-96. https://doi.org/10.1007/s13143-021-00241-6

- Xiao, S., Yu, X., Zhu, B., Kumar, K. R., Li, M., & Li, L. (2020). Characterization and source apportionment of black carbon aerosol in the Nanjing Jiangbei New Area based on two years of measurements from Aethalometer. Journal of Aerosol Science, 139, 105461. https://doi.org/10.1016/J.JAEROSCI.2019.105461

USO DE SISTEMAS GLOBALES DE MEDICIÓN PARA MONITOREAR LA INFLUENCIA DE LA QUEMA DE COBERTURA VEGETAL EN LAS CONCENTRACIONES DE PM2.5 EN EL VALLE DE ABURRÁ

María Paula Velásquez-García[1,2], Yuri Alexandra González Castillo[3,4], Sara Grisales Vargas[5,6], Mauricio Ramírez Arias[7], Miriam Gómez Marín[1], Luis Carlos Belalcázar Cerón[3], Víctor Hugo Gutiérrez Vélez[5]*

*Autor de correspondencia: yugonzalezc@unal.edu.co
[1]Departamento de Ingeniería, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, Medellín, Colombia
[2]School of Earth and Environment, University of Leeds, Leeds, United Kingdom
[3]Departamento de Ingeniería Química y Ambiental. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
[4]Departamento de Ingeniería y Ciencias Básicas, Fundación Universitaria Los Libertadores, Bogotá, Colombia, [5]College of Liberal Arts, Department of Geography and Urban Studies, Temple University, Philadelphia, USA, [6]Grupo GISA (Salud y Ambiente), Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
[7]Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá (SIATA).

Palabras clave: AOD, quema de biomasa, transporte transfronterizo de aerosoles, sensores remotos.

INTRODUCCIÓN

Anualmente la calidad del aire en el Valle de Aburrá (VA) es fuertemente afectada por el transporte transfronterizo de aerosoles proveniente de la quema de biomasa. Esto sucede principalmente entre febrero y marzo, cuando el norte de Suramérica alcanza su máximo periodo sin lluvia, aumentando la probabilidad y propagación de quemas de la cobertura vegetal. Lo anterior se enfrenta a que los equipos de monitoreo existentes no cubren la totalidad de la superficie, por lo tanto, el uso de productos satelitales y de modelación son una óptima alternativa.

El presente estudio es parte del capítulo 4 del libro "Desarrollo de un Programa de Gestión del Conocimiento en Contaminación Atmosférica y sus Efectos en la Salud en el Valle de Aburrá, Antioquia" (próximo a publicación). En este se evalúa la relación de las mediciones en superficie con sistemas globales de monitoreo, y se reconocen potenciales indicadores de la influencia de quemas de cobertura vegetal, los cuales son validados con la composición química del $PM_{2.5}$.

MÉTODOS

Se evalúo la profundidad óptica del aerosol (AOD), medido en tierra y derivado de observación satelital, a partir de los productos de Aerosol Robotic Network (AERONET) y del Servicio de Vigilancia de la Atmósfera de Copernicus (CAMS). Se realizaron comparaciones del AOD de CAMS con la estación de AERONET en Medellín, junto con las concentraciones de $PM_{2.5}$ medidas en una estación de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire del VA (ID: 83 - Medellín, Belén - I.E

Pedro Justo Berrío - latitud: 6.2372 longitud: -75.6104) para el periodo de abril 2019 a julio 2023. Se calcularon cuatro diferentes indicadores para la temprana caracterización de la influencia de las quemas sobre la calidad del aire. El primer indicador es basado en el exponente de Ångstrom (AAE) y ADO obtenidos del fotómetro de AERONET. El segundo se basa en el AAE estimado por el Etalómetro en la estación de Belén, utilizando los rangos sugeridos por Gharibzadeh et al. (2018). Para el tercer indicador se usaros datos de puntos calientes del sensor VIIRS del satélite S-NPP, se hizo un conteo de los puntos que interceptaban el área de procedencia del 50% de trayectoria dirigidas al valle (AMVA-EAFIT, 2021). Seguido de ello, se analizaron los datos de AOD de CAMS de la fracción de materia orgánica. Finalmente, los indicadores se evaluaron con los datos de caracterización química del PM2.5 en la estación de estudio, donde el desempeño comparativo de los indicadores se realizó a partir de la relación entre las concentraciones de carbono orgánico y carbono elemental OC/EC, los valores altos indican una mayor influencia de aerosoles procedentes de la quema de biomasa (Pani et al., 2019).

RESULTADOS

La comparación entre el comportamiento de las fracciones de AOD asociadas a black carbon (AOD-BC) y a materia orgánica (AOD-OM) estimadas por CAMS, y el $PM_{2.5}$ medido en superficie mostró que la representación temporal de las variables estimadas por CAMS poseen una alta coincidencia en el registro de máximos estacionales comparado con AOD asociado a black carbon (BC) y $PM_{2.5}$ (Figura 1). Se evaluaron las correlaciones entre los promedios diarios de las mediciones de $PM_{2.5}$ en superficie (PM2.5D) y las estimaciones de AOD a partir de AERONET y de CAMS para el periodo de análisis, las concentraciones de $PM_{2.5}$-D presentan una correlación alta (R=0.80), mientras la correlación entre $PM_{2.5}$D y CAMS es baja (R<0.50).

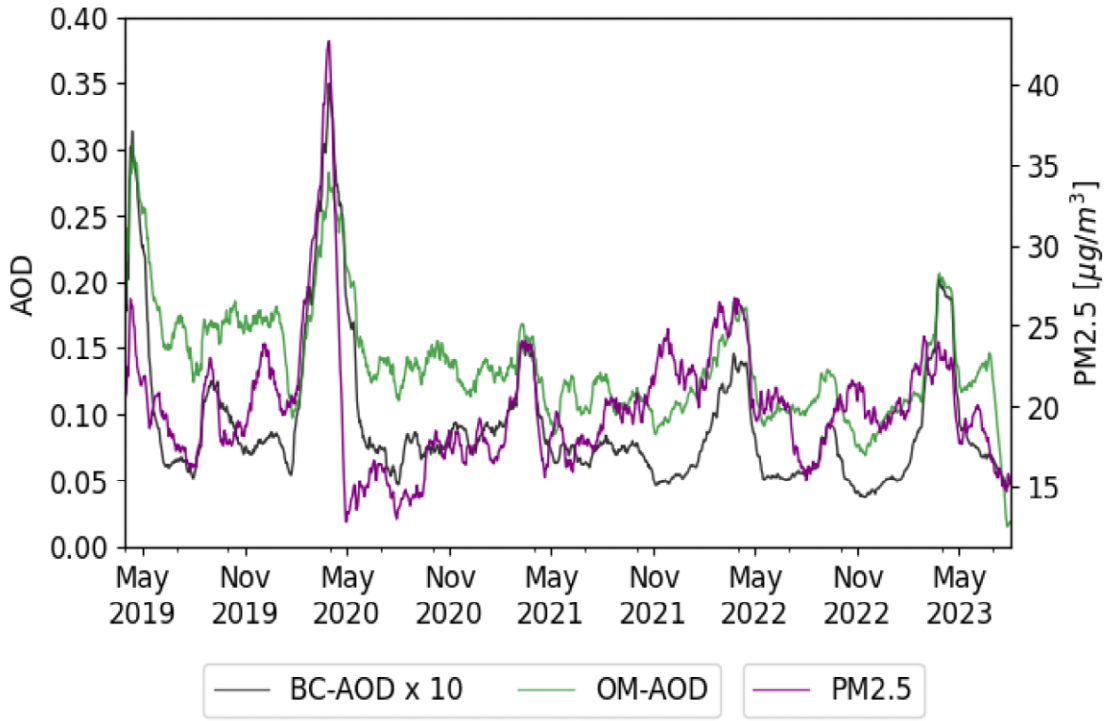


Figura 1. Promedio mensual de fracción de AOD, (BC-AOD) y (OM-AOD) de CAMS y promedio mensual de $PM_{2.5}$ de la estación de monitoreo en superficie. Fuente: elaboración propia.

La identificación de fuentes para el periodo de estudio arrojó que el 82% de los aerosoles en la columna atmosférica son de mezcla urbana y el 6.8% pertenecen a quema de biomasa. La Figura 2 presenta el ciclo anual del indicador de conteo de puntos calientes en el área donde se estima el 50% de las trayectorias dirigidas hacia el VA y las concentraciones de $PM_{2.5}$ en la estación MED-BEME en el interior del valle. El ciclo anual presenta dos picos, el primero en los meses febrero-marzo y el segundo en agosto. El primer trimestre del año muestra un incremento paulatino de puntos calientes llegando a su pico máximo en marzo; que coincide con el pico de incendios para el norte de Suramérica. En el mes de agosto también es considerablemente alto; sin embargo, la probable fuente de emisiones es la cuenca amazónica y sus rededores.

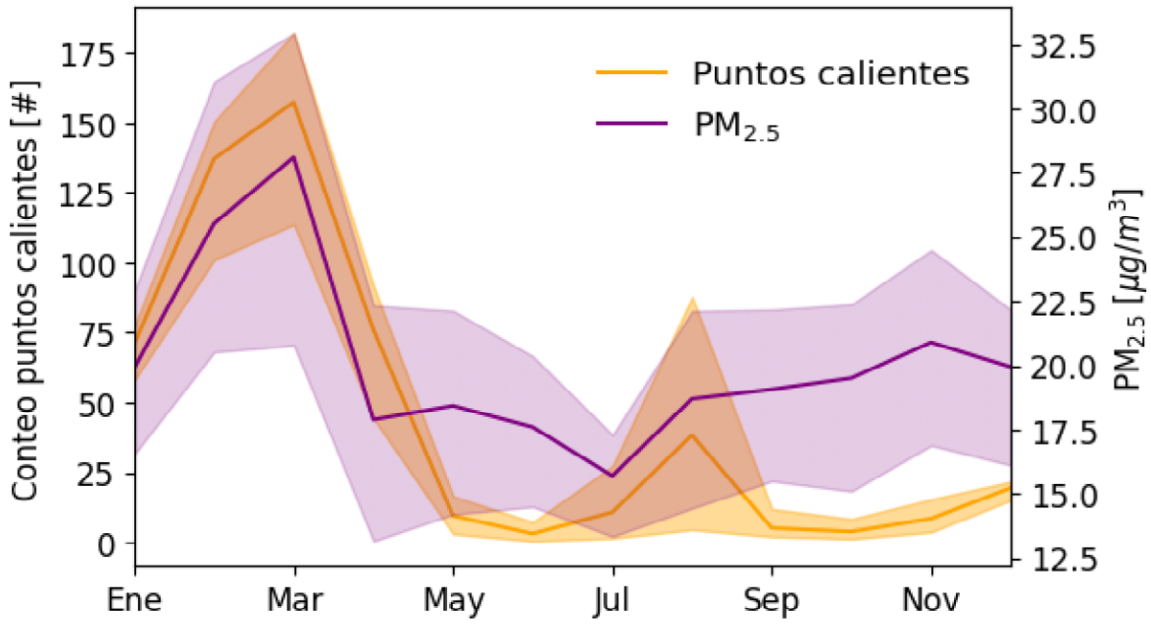


Figura 2. Ciclo anual del conteo de puntos calientes y concentración del $PM_{2.5}$. Sombreado el rango intercuartil IQR. Fuente: elaboración propia.

El conteo de puntos calientes resulto ser el indicador que más segrega el $PM_{2.5}$ en su composición OC/EC sugiriendo su mejor capacidad de identificación de la influencia de quemas. Estas, durante los meses de febrero a abril, contribuyen hasta en un 45% de la carga de material particulado ($PM_{2.5}$), lo que subraya la necesidad de estrategias de mitigación que consideren fuentes externas.

Con lo anterior se identifica la necesidad de integrar datos de sensores remotos y mediciones en superficie para caracterizar aerosoles y rastrear fuentes de contaminación; dada la alta correlación entre AERONET, las mediciones en superficie y CAMS. Junto con ello los indicadores como el conteo de puntos calientes y las anomalías de AOD son herramientas adecuadas para prever la influencia de la quema de biomasa.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El estudio proporciona información crítica que puede influir en la formulación de políticas públicas y en las prácticas de gestión ambiental en la región. Los resultados evidencian la compatibilidad

y la capacidad de caracterización y predicción que ofrece la integración de sistemas globales de monitoreo con las mediciones de material particulado. En el Valle de Aburrá, esta información puede ser incorporada en el Plan Operacional para Enfrentar Episodios de Contaminación Atmosférica (POECA) y permitir la generación y evaluación de estrategias para la reducción del $PM_{2.5}$ en el Plan Integral de Gestión de la Calidad del Aire (PIGECA). Este capítulo también hace un llamado a la inclusión de colaboración interinstitucional en ambos planes, dado el origen externo de estos contaminantes que en los episodios más críticos puede dominar las concentraciones de $PM_{2.5}$.

REFERENCIAS

- AMVA-EAFIT. (2021). Seguimiento de los aerosoles y eventos externos que afectan la calidad del aire del Valle de Aburrá. https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Biblioteca-aire/Estudioscalidad-del-aire/Estudio-Fuentes-Externas-SIATA.pdf

- Bibi, H., Alam, K., & Bibi, S. (2016). In-depth discrimination of aerosol types using multiple clustering techniques over four locations in Indo-Gangetic Plains. Atmospheric Research, 181, 106–114. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2016.06.017

- Gharibzadeh, M., Alam, K., Abedini, Y., Bidokhti, A. A., Masoumi, A., & Bibi, H. (2018). Characterization of aerosol optical properties using multiple clustering techniques over Zanjan, & Iran, during 2010–2013. Applied Optics, 57(11), 2881. https://doi.org/10.1364/ao.57.002881

- Kaskaoutis, D. G., Kumar Kharol, S., Sinha, P. R., Singh, R. P., Kambezidis, H. D., Rani Sharma, A., & Badarinath, K. V. (2011). Extremely large anthropogenic-aerosol contribution to total aerosol load over the Bay of Bengal during winter season. Atmospheric Chemistry and Physics, 11(14), 7097–7117. https://doi.org/10.5194/acp-11-7097-2011

- Pani, S. K., Chantara, S., Khamkaew, C., Lee, C.-T., & Lin, N.-H. (2019). Biomass burning in the northern

- Peninsular Southeast Asia: Aerosol Chemical Profile and potential exposure. Atmospheric Research, 224, 180–195. https://doi:10.1016/j.atmosres.2019.03.031

- Sharma, M., Kaskaoutis, D.G., Singh, R.P., & Singh, S. (2014). Seasonal Variability of Atmospheric Aerosol

- Parameters over Greater Noida Using Ground Sunphotometer Observations. Aerosol Air Qual. Res. 14: 608-622. https://doi.org/10.4209/aaqr.2013.06.0219

- Velásquez-García, M. P., Hernández, D. A., & Pérez-Carrasquilla, J. S. (2024). Basic trajectories code in python (v2.0.0). Zenodo [code]. https://doi.org/10.5281/zenodo.13730208

IMPACTO DE LA COMPOSICIÓN QUÍMICA DE AEROSOLES EN LA FORMACIÓN DE NUBES FRÍAS EN MICROCLIMAS PRESENTES EN LA CIUDAD DE MÉXICO

Sebastián Mendoza-Téllez , Bingbing Wang[2], Jiyu Gao[2], Alison Ruiz[3], Graciela B. Raga[1], Emma Negrete[1], Harry Alvarez[4], Javier Miranda[5], Karla Valdés[6], David Ramirez[6], Jan Alexis Cedillo[7], Irma Rosas[1], Leticia Martinez[1], Eva Salinas[1], Fernanda Córdoba[1], Montserrat Silva[1], Angélica Pérez[1] y Luis A. Ladino[1]

[1]Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico, [2]Laboratorio Estatal de Ciencias Ambientales Marinas, Universidad de Xiamen, China
[3]División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana, México
[4]Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico
[5]Instituto de Física, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico
[6]Sistemas Biológicos, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, Mexico
[7]Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, Mexico
sebastian.mendoza@atmosfera.unam.mx

Palabras clave: Interacción aerosol-nubes; Nubes mixtas; Nubes cirrus; Ciudad de México; $PM_{2.5}$.

INTRODUCCIÓN

La Ciudad de México (CDMX) es una megaciudad con altas concentraciones de material partículado (PM, por sus siglas en inglés) como $PM_{2.5}$ y PM_{10}. En 2022, la CDMX registró una concentración promedio anual1 de $PM_{2.5}$ de 19 µg/m3, mucho mayor que la recomendada por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 12 µg/m3). A pesar de que las concentraciones de PM son similares en el Norte y el Sur de la CDMX, es bien sabido que la composición química es diferente en estas dos zonas de la ciudad (Amador-Muñoz et al., 2013). Esta diferencia en la composición suele estar relacionada con la generación de microclimas, zonas que difieren en actividades antropogénicas, topografía y biodiversidad. Debido a la diferenciación química de PM, los procesos atmosféricos de los microclimas, como la formación de nubes locales, no pueden despreciarse dentro de la descripción general del clima de la CDMX (Ladino et al., 2018).

La formación de nubes frías (aquellas que contienen hielo) es crucial en algunos procesos físicos que impactan directamente en la sociedad, como los patrones de precipitación o la modificación de la temperatura superficial por la transferencia radiativa de las nubes (Tully et al., 2022). Dentro de la interacción aerosol-nube, las características fisicoquímicas de las partículas de aerosol

[1]Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. 2024. Calidad del aire en la Ciudad de México, Informe 2022. Dirección General de Calidad del Aire, Dirección de Monitoreo de Calidad del Aire. (http://www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?opc=Z6Bhnml=)

(como la composición química, el tamaño, la afinidad con el agua, etc.) pueden determinar si estas pueden actuar como núcleos de glaciación (INP, por sus siglas en inglés) para facilitar la formación de hielo dentro de las nubes (Rogers & Yau, 1996). Las diferencias en la composición química entre las partículas de aerosol del Norte y Sur de la CDMX pueden ser cruciales en el desarrollo de los procesos físicos mencionados anteriormente. Por lo tanto, en el presente trabajo se realizó un análisis completo de la calidad del aire combinado con una caracterización química y la evaluación de las habilidades como INPs de las partículas de aerosol en el Sur y Norte de la CDMX, con la finalidad de ampliar la comprensión del impacto de las emisiones locales en la formación de nubes frías (i.e., Cirrus y Mixtas).

MÉTODOS

Con el objetivo de evaluar cómo las diferencias en la composición química de las partículas de aerosol pueden afectar la formación de nubes frías en los microclimas de la CDMX, se realizaron dos campañas de medición en 2022 y 2024. Estas dos campañas se enfocaron en evaluar simultáneamente, entre otros parámetros, la calidad del aire, las condiciones meteorológicas, las caracteristicas químicas y biológicas de las partículas de aerosol, así como sus capacidades como INPs (en función del tamaño de partícula) en el Norte y Sur de la CDMX. En ambas zonas, la toma de muestras se realizó utilizando un Micro-Orifice Uniform Deposit Impactor (MOUDI, 100R) y dos muestreadores de bajo volumen (MiniVol $PM_{2.5}$). Adicionalmente, se utilizó instrumentación complementaria, como una estación meteorológica, un bioimpactador y analizadores de contaminantes criterio y un contador de partículas en tiempo real.

Las concentraciones de los contaminantes criterio ($PM_{2.5}$, O_2, CO, SO_2 y NO_x) se monitorearon mediante analizadores en tiempo real y la caracterización química de las partículas recolectadas se realizó mediante Fluorescencia de rayos X (XRF, por sus siglas en inglés), Cromatografía de Intercambio Iónico (IC, por sus siglas en inglés) y Microscopía Electrónica de Barrido con Espectroscopia de Rayos X por Dispersion en Energía (SEM-EDX, por sus siglas en inglés). Adicionalmente, se cuantificó la concentración de bacterias y hongos cultivables en ambos puntos de muestreo para el 2022. Por último, las habilidades como INPs de las partículas de aerosol para formar nubes mixtas se evaluaron utilizando la Técnica de Congelación de Gotas de la UNAM (UNAM-DFT, por sus siglas en inglés) (Córdoba et al., 2021) y la Cámara de Núcleos de Hielo de la Universidad de Xiamen (XMU-INC, por sus siglas en inglés), para nubes cirrus (Wang y Knopf, 2011).

RESULTADOS

Los resultados demuestran que las concentraciones de $PM_{2.5}$ son muy similares entre el Norte y el Sur de la CDMX, encontrando una concentración máxima cercana a los 60 $\mu g/m^3$ en ambos microclimas. Sin embargo, existen claras diferencias en la composición química entre ambos puntos de muestreo. En el 2022 se encontró una mayor concentración de todos los iones

evaluados por IC (Na^+, K^+, Ca^+, NH_4^+, Mg^{2+}, Cl-, NO_3- y SO_4^{2-}) en el Norte de la CDMX. El análisis de la composición elemental complementa la diferenciación química entre las dos zonas, donde la concentración promedio de 12 de los 16 elementos analizados (i.e., Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Fe, Cu, Zn y Br) fue mayor en el Norte de la CDMX. Por otro lado, los contaminantes criterio, así como la concentración de bacterias y hongos (en unidades formadoras de colonias (CFU m^{-3})) siguen el comportamiento mencionado con anterioridad, mostrando concentraciones más altas en el Norte de la CDMX. Además, en el 2024 las imágenes SEM-EDX también muestran diferencias cualitativas entre el Norte y el Sur de la CDMX, con más partículas de hollín o carbono negro (BC) en el Norte de la CDMX.

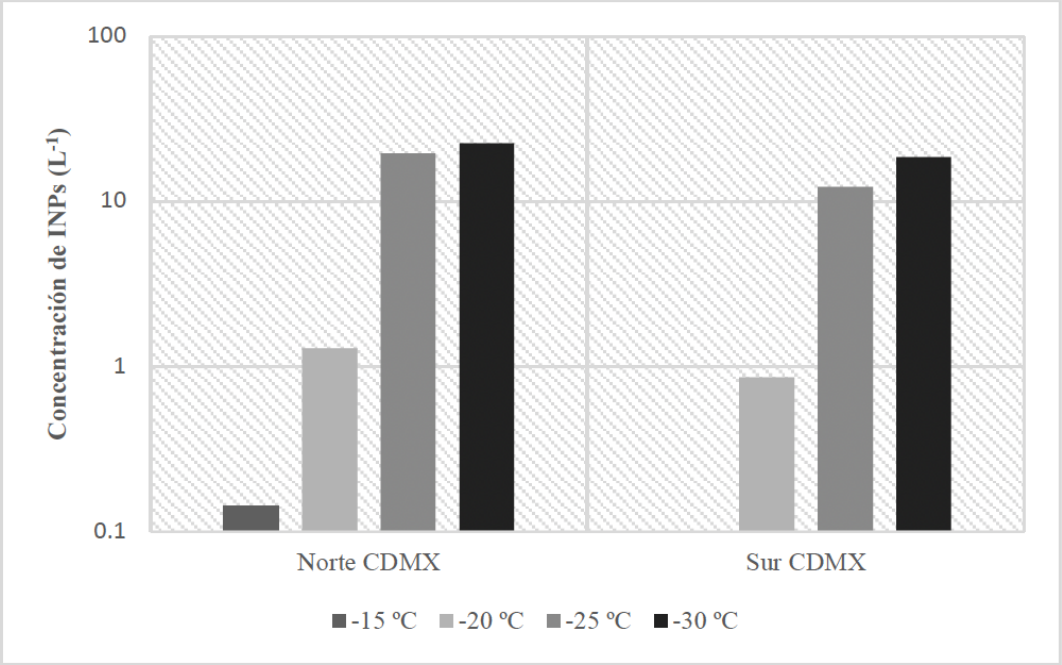


Figura 1. Concentración total de INPs de nubes mixtas de muestras recolectadas simultáneamente en el Norte y Sur de la CDMX.

Las diferencias en la composición química de las partículas de aerosol entre el Norte y Sur de la CDMX tienen consecuencias en las habilidades de las partículas para actuar como INPs para formar nubes mixtas. El análisis con la UNAM-DFT muestra una mayor concentración de INPs para las muestras del Norte de la CDMX, como lo muestra la Figura 1. Por otro lado, la formación de nubes cirrus no está limitada por las diferencias en composición química entre el Norte y el Sur de la CDMX, dado que ambas muestras presentan nucleación de hielo en condiciones termodinámicas similares utilizando el XMU-INC.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los procesos de formación de nubes frías en la CDMX están lejos de ser comprendidos por completo, así que considerar las emisiones locales y los microclimas generados en una megaciudad como la CDMX es otro paso para minimizar las incertidumbres sobre los cambios

en los patrones de precipitación y la transferencia radiativa de las nubes. Este trabajo revela que la diferencia en la composición química entre los microclimas del Norte y Sur de la CDMX es muy relevante en la formación de nubes mixtas, lo que ilustra que las partículas del Norte son mejores INPs para formar este tipo de nubes. Además, este trabajo demuestra que la misma diferencia no tiene un aparente impacto en la formación de nubes cirrus. Aunque este es el primer estudio que evalúa simultáneamente la conocida diferencia en la composición química entre las partículas del Norte y Sur de CDMX, este trabajo destaca la importancia de comprender cómo los microclimas afectan los procesos atmosféricos locales.

REFERENCIAS

- Amador-Muñoz, O., Bazán-Torija, S., Villa-Ferreira, S. A., Villalobos-Pietrini, R., Bravo-Cabrera, J. L., Munive-Colín, Z., Hernández-Mena, L., Saldarriaga-Noreña, H., & Murillo-Tovar, M. A. (2013). Opposing seasonal trends for polycyclic aromatic hydrocarbons and PM10: Health risk and sources in southwest Mexico City. Atmospheric Research, 122, 199–212. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.10.003

- Córdoba, F., Ramírez-Romero, C., Cabrera, D., Raga, G. B., Miranda, J., Alvarez-Ospina, H., Rosas, D., Figueroa, B., Kim, J. S., Yakobi-Hancock, J., Amador, T., Gutierrez, W., García, M., Bertram, A. K., Baumgardner, D., & Ladino, L. A. (2021). Measurement report: Ice nucleating abilities of biomass burning, African dust, and sea spray aerosol particles over the Yucatán Peninsula. Atmospheric Chemistry and Physics, 21(6), 4453–4470. https://doi.org/10.5194/acp-21-4453-2021

- Knopf, D. A., Wang, B., Laskin, A., Moffet, R. C., & Gilles, M. K. (2010). Heterogeneous nucleation of ice on anthropogenic organic particles collected in Mexico City. Geophysical Research Letters, 37(11), 2010GL043362. https://doi.org/10.1029/2010GL043362

- Ladino, L. A., Raga, G. B., & Baumgardner, D. (2018). On particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PPAH) and links to gaseous emissions in Mexico city. Atmospheric Environment, 194, 31–40. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.09.022

- Rogers, R. R., & Yau, M. K. (1996). A short course in cloud physics (Third edition). Butterworth-Heinemann. Tully, C., Neubauer, D., Omanovic, N., & Lohmann, U. (2022). Cirrus cloud thinning using a more physically based ice microphysics scheme in the ECHAM-HAM general circulation model. Atmospheric Chemistry and Physics, 22(17), 11455–11484. https://doi.org/10.5194/acp-22-11455-2022

- Wang, B., & Knopf, D. A. (2011). Heterogeneous ice nucleation on particles composed of humic-like substances impacted by O 3. Journal of Geophysical Research, 116(D3), D03205. https://doi.org/10.1029/2010JD014964

FORTALECIMIENTO DE LA MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE EN EL VALLE DE ABURRÁ: AVANCES DESDE EL PROYECTO SIATA

Daniel Espinosa Ospina[1, 2], Kevin Santiago Hernández Uribe[3, 2], Duvan Ariel Nieves[4, 2], Paola Andrea Montoya Lopera[5, 2], Thalia Alejandra Montejo Barato[6, 2], Manuel Zuluaga[7, 2], Ana Zuleima Orrego[8], Mauricio Ramírez Arias[9, 2]

[1]Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, despinosao@eafit.edu.co, [2]Universidad EAFIT, [3]Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, kshernandu@eafit.edu.co, [4]Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, danievesr@eafit.edu.co, [5]Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, pamontoyal@eafit.edu.co, [6]Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, tamontejob@eafit.edu.co, [7]Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, mdzuluagaa@eafit.edu.co, [8]Área Metropolitana del Valle de Aburrá, ana.orrego@metropol.gov.co
[9]Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, mauricio.ramirez@siata.gov.co

Palabras clave: Pronósticos de calidad del aire; modelación estadística; modelación dinámica; WRF-Chem; Valle de Aburrá.

INTRODUCCIÓN

El Valle de Aburrá enfrenta importantes retos para gestionar la calidad del aire debido a su alta densidad poblacional, topografía compleja, emisiones locales y aportes de fuentes externas, que contribuyen a la acumulación de contaminantes como $PM_{2.5}$, NO_x, O_3 y SO_x (AMVA, 2019). Estas condiciones, sumadas a factores meteorológicos adversos en ciertos periodos específicos, generan episodios de contaminación que aumentan el riesgo de enfermedades respiratorias, cardiovasculares y mortalidad prematura, especialmente en las poblaciones más vulnerables (WHO, 2024).

En respuesta, el Área Metropolitana del Valle de Aburrá, a través de su Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, ha desarrollado modelos estadísticos que permiten anticipar eventos críticos de contaminación y apoyar la gestión ambiental (Pérez-Carrasquilla et al., 2023). Además, se ha avanzado en implementar el modelo químico de transporte atmosférico WRF-Chem, herramienta esencial para evaluar escenarios de mitigación de emisiones, evaluación de aportaciones externas, transporte de contaminantes y análisis de la efectividad de políticas públicas. Este estudio destaca los avances del SIATA en el fortalecimiento de herramientas científicas que apoyan la toma de decisiones y el diseño de políticas públicas enfocadas en la reducción de contaminantes atmosféricos (e.g., Agarwal et al., 2024; Guo et al., 2024; Wang et al., 2024).

MÉTODOS

Para abordar los retos de la modelación de calidad del aire en el Valle de Aburrá, se han implementado dos enfoques complementarios: modelos de pronóstico estadístico mediante aprendizaje automático y la implementación del modelo químico de transporte WRF-Chem. Estas metodologías buscan estimar concentraciones de contaminantes y analizar las contribuciones sectoriales a la calidad del aire, respectivamente. A continuación, se describen brevemente los dos enfoques mencionados.

1. Pronóstico estadístico:

Expandiendo las capacidades de pronóstico de calidad del aire en el Valle de Aburrá (Perez et al., 2023), se han implementado cuatro algoritmos de aprendizaje automático (Random Forest, Support Vector Regression, Artificial Neural Networks y Gradient Boosting) para pronosticar PM2.5 en 20 estaciones del Valle de Aburrá. Distinguiéndose de una versión inicial que usaba una estrategia secuencial con datos globales del GFS (Global Forecast System), los modelos actuales se entrenan específicamente para cada horizonte de pronóstico (hasta 72 horas) utilizando datos desde 2017 hasta 2023. Las principales mejoras incluyen el uso de pronósticos meteorológicos de alta resolución del modelo WRF implementado para el Valle de Aburrá por SIATA, información de material particulado del modelo CAMS, y la integración de datos de la Red de Ciudadanos Científicos como predictores adicionales. Esta estrategia puede constituirse como una opción que muestra una capacidad adecuada de pronóstico en terrenos complejos y con una baja densidad de equipos de medición de calidad de aire validados por agencias ambientales.

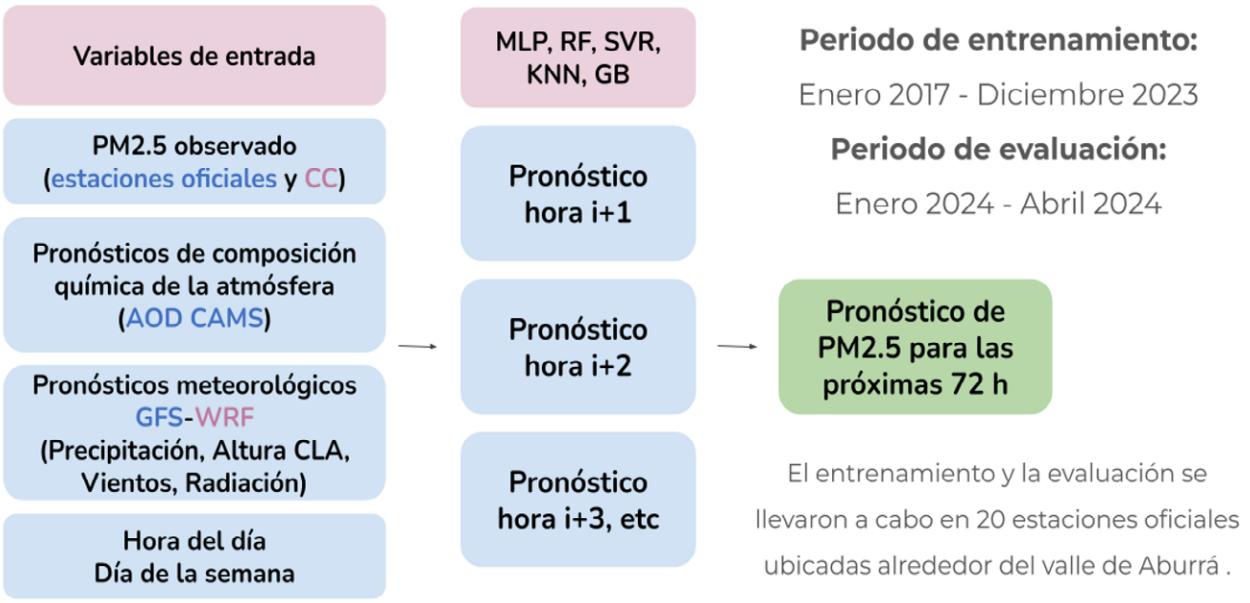


Figura 1. Esquema del sistema de pronóstico estadístico de PM2.5 para el Valle de Aburrá, mostrando las variables de entrada, los algoritmos de Machine Learning implementados, la estrategia de pronóstico por horizonte y los períodos de entrenamiento (2017-2023) y evaluación (2024). Fuente: Elaboración propia.

2. Implementación de WRF-Chem:
Se configuraron tres dominios anidados (18 km, 6 km y 2 km) del WRF-Chem centrados en el Valle de Aburrá. Las simulaciones preliminares incluyeron condiciones iniciales y de frontera del reanálisis FNL, inventarios globales de emisiones (EDGAR, FINN, MEGAN) y un inventario local con año base 2018 (AMVA & UPB, 2020). Se evaluaron las contribuciones sectoriales (transporte, industria, agricultura y residencial) a las concentraciones de $PM_{2.5}$ durante un período seco en agosto de 2018. Esto se realizó comparando un escenario base con escenarios excluyendo sectores específicos, calculando las contribuciones sectoriales como:

$$Contribución\ sectorial = \frac{Escenario\ base - Escenario\ 1}{Escenario\ base} x\ 100\%$$

Este análisis permitió identificar las principales fuentes de emisiones que impactan la calidad del aire en la región.

RESULTADOS

Pronóstico estadístico:
El desempeño del modelo se evaluó durante períodos críticos de calidad del aire en el Valle de Aburrá, con especial énfasis en el primer período de gestión de episodios de 2024. Los resultados muestran que el uso de información meteorológica del modelo regional WRF, implementado desde el proyecto SIATA, logra mayores correlaciones y menores errores comparado con la primera versión del modelo que utilizaba variables del modelo global GFS. Además, la incorporación de datos de la Red de Ciudadanos Científicos mejora el desempeño del modelo, especialmente en las primeras 24 horas del pronóstico. El sistema opera actualmente de manera automatizada, generando tres pronósticos diarios con horizontes de hasta 72 horas, y ha demostrado una alta precisión en la predicción de categorías del Índice de Calidad del Aire (ICA) para varias estaciones, consolidándose como una herramienta robusta para la toma de decisiones en la gestión de la calidad del aire de la región.

Tabla 1. Métricas de desempeño para los diferentes experimentos de pronóstico de PM2.5: de izquierda a derecha, usando datos meteorológicos del modelo global GFS (GFS), del modelo regional WRF (WRF), del modelo WRF más datos de sensores ciudadanos (WRF-SC), y pronósticos directos del modelo CAMS. Las métricas incluyen el coeficiente de correlación (CORR), la raíz del error cuadrático medio (RMSE), el error absoluto medio (MAE) y el sesgo medio (BIAS).
Fuente: Elaboración propia.

Experimento	GFS	WRF	WRF-SC	CAMS
CORR	0,68	0,72	0,71	0,27
RMSE (µg/m³)	8,78	8,49	8,38	20,44
MAE (µg/m³)	6,89	6,7	6,58	17,43
BIAS (µg/m³)	-2,68	-2,92	-2,39	-17,22

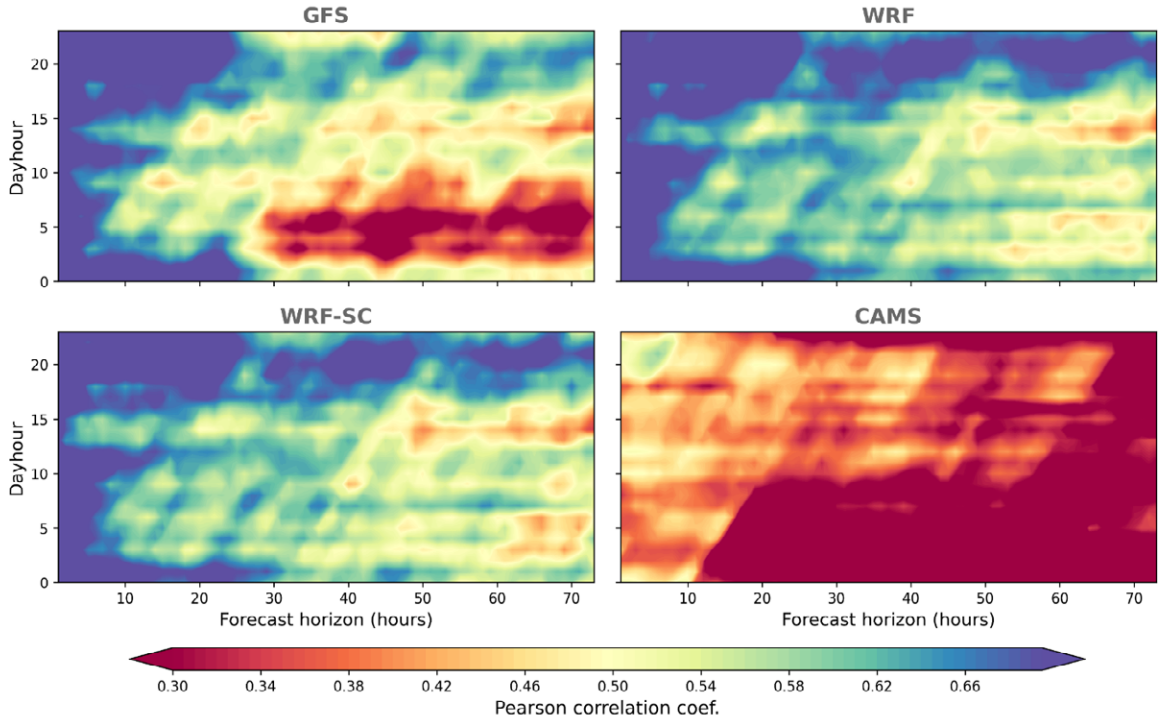


Figura 2. Correlación de Pearson entre concentraciones observadas y pronosticadas de PM2.5 para cada hora del día y horizonte de pronóstico, usando diferentes configuraciones: GFS (modelo global, panel superior izquierdo), WRF (modelo regional, panel superior derecho), WRF-SC (WRF + sensores ciudadanos científicos, panel inferior izquierdo) y pronóstico directo de CAMS (panel inferior derecho). Fuente: Elaboración propia.

Modelo dinámico:

Las simulaciones preliminares destacan al sector transporte como el mayor contribuyente a las emisiones de $PM_{2.5}$ en el área urbana, seguido por las fuentes residenciales e industriales. Los resultados muestran concentraciones más altas en el Distrito de Medellín y los municipios del sur del Valle. Las diferencias entre inventarios globales y locales subrayan la necesidad de fortalecer la resolución espacial y temporal de las fuentes locales.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los avances en modelación proporcionan herramientas clave para la toma de decisiones en políticas de calidad del aire. Los pronósticos estadísticos ofrecen alertas tempranas para proteger la salud pública, mientras que WRF-Chem permite diseñar estrategias de reducción de emisiones considerando el aporte de fuentes externas, incluidas las emisiones de incendios de cobertura vegetal. Además, estos desarrollos fortalecen la capacidad técnica del proyecto SIATA, y promueven la integración de la comunidad científica en la planificación territorial en el país.

REFERENCIAS

- Agarwal, P., Stevenson, D. S., & Heal, M. R. (2024). Evaluation of WRF-Chem-simulated meteorology and aerosols over northern India during the severe pollution episode of 2016. Atmospheric Chemistry and Physics, 24(4), 2239–2266. https://doi.org/10.5194/acp-24-2239-2024

- AMVA. (2019). El Valle de Aburrá como cuenca atmosférica y área fuente de contaminación. https://www.metropol.gov.co:443/ambientales/calidad-del-aire/generalidades/condiciones-especiales

- AMVA, & UPB. (2020). Inventario de emisiones atmosféricas. https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Paginas/Herramientas-de-gestion/Inventario-de-emisiones-atmosfericas.aspx

- Guo, W., Yang, Y., Zhang, J., Han, K., Yang, Y., Chen, Q., Li, S., & Zhu, Y. (2024). Effects of valley topography on ozone pollution in the Lanzhou valley: A numerical case study. Environmental Pollution, 363, 125225. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125225

- Pérez-Carrasquilla, J. S., Montoya, P. A., Sánchez, J. M., Hernández, K. S., & Ramírez, M. (2023). Forecasting 24 h averaged PM 2.5 concentration in the Aburrá Valley using tree-based machine learning models, global forecasts, and satellite information. Advances in Statistical Climatology, Meteorology and Oceanography, 9(2), 121–135. https://doi.org/10.5194/ascmo-9-121-2023

- Wang, W., Zhang, L., Song, H., Liu, P., & Wang, F. (2024). Contribution of the anthropogenic precursor emission from multiple sectors to the tropospheric ozone concentrations: A case study in Henan Province, China. Ecological Indicators, 169, 112873. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112873

- WHO. (2024). Household air pollution. https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/household-air-pollution-and-health

ESPECIACIÓN DE AEROSOLES CARBONÁCEOS PRIMARIOS Y SECUNDARIOS EN EL VALLE DE ABURRÁ A PARTIR DEL SISTEMA ACOPLADO ETALÓMETRO-TCA

Paola Andrea Montoya Lopera [1, 2], Camilo Chalán [3, 2], Alejandro Marín [4, 2], Ana Zuleima Orrego 5, Mauricio Ramirez [6, 2]

[1] Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, pamontoyal@eafit.edu.co, [2] Universidad EAFIT, [3] Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, cachalanf@eafit.edu.co, [4] Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, amarins3@eafit.edu.co, [5] Área Metropolitana del Valle de Aburrá, ana.orrego@metropol.gov.co, [6] Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, mauricio.ramirez@siata.gov.co

Palabras clave: Aerosoles carbonáceos, carbono total, fuentes externas, material particulado PM2.5.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, los aerosoles carbonáceos (AC) han sido identificados como una fracción relevante en el material particulado menor a 2.5 micrómetros (PM2.5), con impactos adversos sobre la salud pública y el balance radiativo terrestre. Teniendo en cuenta esto, se realiza el análisis del comportamiento y la composición de los AC, en sus principales componentes: carbono elemental o Black Carbon (BC), carbono orgánico primario (POC, por sus siglas en inglés) y carbono orgánico secundario (SOC, por sus siglas en inglés), particularmente en relación con la influencia de plumas contaminantes originadas por incendios de cobertura vegetal ocurridos en regiones distantes. De igual forma, se evaluó el fraccionamiento del BC según su origen: BC debido a quema de biomasa y BC debido a quema de combustibles fósiles. Adicionalmente, se estimaron las contribuciones de absorción entre BC y Brown Carbon (BrC). Este trabajo busca aportar información para una mejor caracterización de los aerosoles carbonáceos y sus efectos en la calidad del aire en el contexto urbano y el cambio climático.

MÉTODOS

La determinación de los diferentes componentes de los AC se realizó a partir de mediciones del sistema de Especiación de Aerosoles Carbonáceos (CASS, por sus siglas en inglés) el cual consiste en el funcionamiento acoplado de un Etalómetro AE33 y un medidor de carbono total (TCA) de Aerosol Magee Scientific de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire del Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Se utilizaron datos obtenidos entre marzo de 2022 y octubre de 2024, con una frecuencia de medición de cada 20 minutos en una estación ubicada en el

centro del Distrito de Medellín. La separación de las diferentes especies carbonáceas se hizo con las metodologías propuestas en Ivancic et al., 2024. Las mediciones del etalómetro permitieron separar las fracciones de BC según sus fuentes de emisión (quema de combustibles fósiles y quema de biomasa). El modelo de Brown Carbon (BrC) permitió separar las contribuciones de absorción entre BC y BrC mediante el exponente de absorción de Ångström (AAE). Además, el método de trazador de BC permitió la separación de los AC en tres componentes clave: BC, POC y SOC.

RESULTADOS

Los análisis mostraron que, en promedio, el BrC representó el 15 % de la absorción a 370 nm, mientras que el carbono negro BC fue responsable del 85 %. Este hallazgo resalta la importancia del BrC en la caracterización de aerosoles, dada su alta capacidad de absorción de luz en longitudes de onda corta, lo que contribuye al forzamiento radiativo y, por ende, al cambio climático. El mes de marzo fue el mes con mayor contribución de BrC (22%), mientras que en junio y julio fue de alrededor del 10%. Además, el exponente de Ångström, el cual explica la dependencia espectral de los aerosoles, alcanzó valores de hasta 2.8, en marzo, indicando una alta absorción en las longitudes de onda más cortas. Por otra parte, el BC asociado a la quema de biomasa, el cual es un buen trazador para identificar el ingreso de plumas contaminantes provenientes de incendios de cobertura vegetal, también mostró en el mes de marzo sus mayores porcentajes de aporte al BC total.

La separación entre SOC y POC evidenció que el primero tiende a aumentar sus concentraciones durante episodios de ingreso de plumas de quema de biomasa. Además, el SOC alcanzó sus mayores concentraciones en los primeros dos trimestres del año, con picos durante las horas nocturnas, lo que sugiere que su formación está vinculada a emisiones (locales o externas) y procesos atmosféricos particulares en este período y horario.

Dado que existen diferentes metodologías para inferir el contenido de la materia carbonácea en el PM2.5, se realizó una campaña a partir de 20 muestras, en la estación Itagüí, Casa de Justicia (ITA-CJUS) con el objetivo de comparar diferentes formas de medición, incluyendo el método analítico (NIOSH 5040), un analizador de Black Carbon (BC) por absorción de múltiples longitudes de onda (MABI) y un analizador de Carbono Total TCA acoplado a un etalómetro A-E33. Se logró evaluar la consistencia entre ambos métodos a lo largo de diferentes fechas, observándose fluctuaciones en las mediciones entre ambos equipos, encontrando una fuerte relación positiva entre las mediciones de black carbon equivalente (BCe), realizadas por el Etalómetro AE33 y el MABI y sugiriendo que, a pesar de las variaciones en las concentraciones absolutas, existe una tendencia general de comportamiento similar en ambos equipos. La relación OC/EC estimada a partir de los promedio OC y EC obtenidos por el método analítico (NIOSH 5040), fue de 3.85 y mediante la técnica de medición equivalente TCA acoplada al etalómetro 3.28, valor subestimado de acuerdo con los cambios en las propiedades ópticas de las partículas suspendidas.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados de este estudio tienen importantes implicaciones para la gestión de la calidad del aire en el Valle de Aburrá. La identificación de las contribuciones de fuentes locales y externas como las plumas de incendios de cobertura vegetal a partir de este tipo de monitoreo e investigación, subraya la necesidad de mantener estrategias integrales de monitoreo y modelación. Esto indica cómo la gestión de la calidad del aire debe considerar las fuentes externas en las políticas de mejoramiento de este recurso natural, buscando reducir los impactos en la salud pública y mitigar los efectos del cambio climático en un contexto urbano densamente poblado como es el Valle de Aburrá.

REFERENCIAS

- Ivancic, M., Gregoric, A., Lavric, G., Alfoldy, B., Jezek, I., Hasheminassab, S., Pakbin, P., Ahangar, F., Sowlat, M., Boddeker, S., and Rigler, M. (2022). Two-year-long high-time-resolution apportionment of primary and secondary carbonaceous aerosols in the Los Angeles basin using an advanced total carbon–black carbon (tc-bc) method. Science of The Total Environment, 848:157606.

ESTIMACIÓN DE LA COLUMNA DE AEROSOLES EN EL OCCIDENTE COLOMBIANO CON UNA RESOLUCIÓN ESPACIAL DE 500 M

Katherine Rueda Uribe[1], Álvaro Cáceres[2], Ivan Lizarazo[3], Rodrigo Jiménez [4], German Rueda Saa[5]

[1]Universidad Nacional de Colombia – Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación en Calidad del Aire, Bogotá, Colombia, krueda@unal.edu.co,
[2]alvaroecaceresl@gmail.com, [3]Departamento de Agronomía, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Colombia, ializarazos@unal.edu.co
[4]Universidad Nacional de Colombia – Palmira, Departamento de Ingeniería, Grupo de Investigación en Prospectiva Ambiental, Palmira, Colombia, ghruedas@unal.edu.co,
[5]Autor corresponsal, rjimenezp@unal.edu.co

Palabras clave: Aerosoles; MODIS; AERONET; SARA; AOD

El objetivo de esta investigación fue implementar y validar el Algoritmo Simplificado de Recuperación de Aerosoles (SARA) para estimar el Espesor Óptico de Aerosoles (AOD) con una resolución espacial de 500m en el Valle del Río Cauca. Este algoritmo fue desarrollado en 2013 para la ciudad de Hong Kong, donde alcanzó una correlación promedio de 0.91 con datos de estaciones AERONET. Posteriormente, en 2014, se implementó en la zona urbana de Bogotá, Colombia, obteniendo una correlación de 0.51.

El algoritmo SARA se aplicó a partir del uso de productos MODIS/TERRA, específicamente: MOD02HKM (radiancias calibradas a 500 m), MOD03 (geolocalización a 1 km), MOD09GA (reflectancia de la superficie a 500 m) y MOD35_L2 (máscara de nubes). El funcionamiento de SARA se basa en tres supuestos principales: (i) la superficie terrestre se comporta como un reflector lambertiano; (ii) la dispersión atmosférica causada por los aerosoles es considerada como un proceso de dispersión simple; y (iii) tanto el albedo de dispersión como el factor de asimetría se asumen constantes a lo largo del día.

Las estimaciones de AOD en el Valle del Río Cauca, el cual incluye regiones de los Departamentos de Cauca, Valle del Cauca, Risaralda y Caldas, se compararon con mediciones de la estación AERONET – UNC Palmira y con el producto MOD04_3K de MODIS (AOD con resolución espacial de 3 km). La correlación de Pearson entre AERONET y MODIS fue de R = 0,72, mostrando una tendencia de sobreestimación por parte de MODIS en relación con AERONET. Tras la calibración de los datos de MODIS, la correlación alcanzó el 90%. El algoritmo SARA mostró una correlación de R = 0,78 con MODIS, también con sobreestimación, tras ajustar los datos según los resultados del análisis de regresión, la correlación aumentó a 0,97. Frente a AERONET, SARA ajustada alcanzó una correlación de 0,94.

La validación del algoritmo SARA sugiere una alta confiabilidad del mismo, debido a los altos valores de correlación alcanzados tras el ajuste realizado a los datos. Los resultados permiten establecer que, durante 2018, el AOD en el Valle del Río Cauca mostró una tendencia hacia la presencia de aerosoles a nivel regional, con mayores concentraciones en ciudades principales, especialmente en áreas con alta actividad industrial y tránsito vehicular, como en Cali, Palmira y Buga.

INTRODUCCIÓN

A pesar de los esfuerzos realizados para controlar la contaminación atmosférica, Colombia sigue enfrentando grandes retos, entre otros en el valle del Río Cauca (VRC). Esta región, con una geografía compleja y una topografía diversa, está expuesta a altos niveles de contaminantes debido a la intensa actividad industrial y agrícola (Martínez, 2019). Por esta razón, investigaciones recientes han subrayado la necesidad de mejorar la resolución espacial de los datos sobre aerosoles atmosféricos para lograr una mejor comprensión y gestión de la calidad del aire en esta región geográfica (Sarmiento Carillo, 2019).

La cobertura de las estaciones de superficie no es suficiente para abordar eficazmente los problemas de contaminación en el VRC (Martínez, 2019). En consecuencia, es esencial explorar y desarrollar nuevas metodologías que permitan un monitoreo más denso y detallado (Jiménez et al., 2019), tanto en el VRC como en la gran mayoría del territorio colombiano.

Una posible solución al reto planteado es el uso de datos obtenidos mediante observaciones satelitales. Un algoritmo que parece prometedor es el Algoritmo Simplificado de Recuperación de Aerosoles (SARA) para el análisis de imágenes satelitales, como las obtenidas por el sensor MODIS, el cual fue propuesto y aplicado por Bilal y colaboradores en 2013 para Hong Kong (Bilal, Nichol, Bleiweiss, & Dubois, 2013), también, fue implementado para estudiar la contaminación atmosférica en la zona urbana de Bogotá (Cáceres, 2014).

Estudios recientes indican que este algoritmo tiene la capacidad de generar datos con una muy buena resolución espacial, lo que mejora notablemente la detección y análisis de la distribución de aerosoles en la región (Mukai & Sano, 2014, Deep, A., Pandey, C., & Nandan, H. e. ,2021) Este estudio tiene como objetivo la implementación y validación de SARA en el VRC usando diversos productos obtenidos a partir de imágenes satelitales MODIS. Se espera que el mapeo satelital mejorado detalle los patrones de contaminación, optimizando la identificación de fuentes emisoras y permitiendo una evaluación más precisa de su impacto mediante el uso de una resolución espacial de mayor precisión.

MÉTODOS

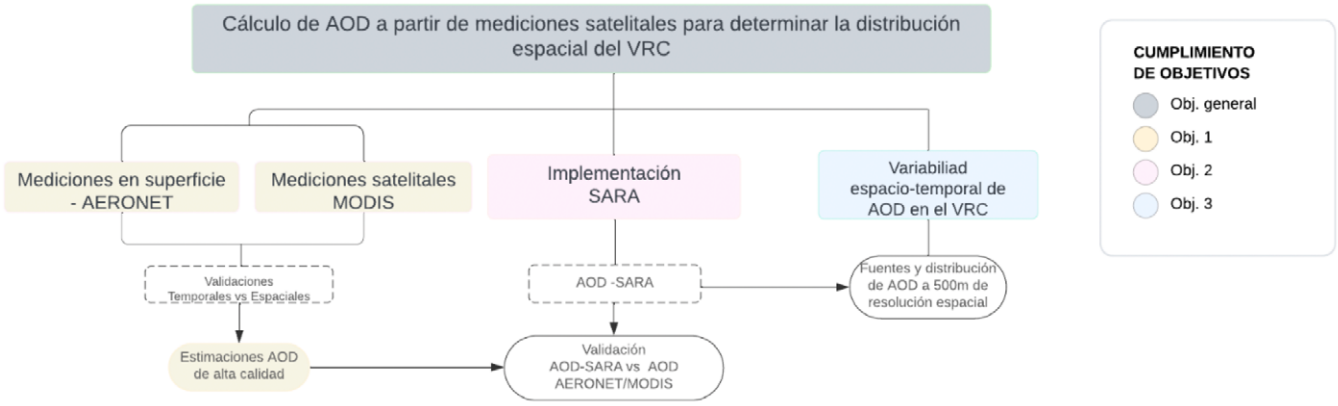


Figura 1. Metodología para implementar y Validar el algoritmo SARA.
Fuente: Elaboración propia.

La metodología se desarrolló en tres fases, como se ilustra en la Figura 1. En la primera fase, se validaron las mediciones satelitales con mediciones de AOD desde la superficie (AERONET) con el fin de obtener estimaciones de AOD satelitales de la mejor calidad posible, tanto espacial como temporalmente. Los datos de AERONET se procesaron 1) utilizando la ecuación de Angström para calcular el AOD a 550 nm; y 2) generando tres buffers temporales: ±30, ±60 y ±120 minutos. Se descargaron 365 archivos MODISTERRA (MOD04_3K), seleccionando el subproducto "Corrected_Optical_Depth_Land" en la Banda N° 2 correspondiente a 550 nm. 3) Se utilizaron ventanas espaciales de ±5 km, ±15 km y ±25 km para análisis estadísticos, con el fin de determinar las estimaciones espacio-temporales con mayor correlación.

En la segunda fase, se implementó el algoritmo SARA utilizando el modelo SARA-PALMIRA, desarrollado con base en el albedo de dispersión simple (ω) y el parámetro de asimetría (g), cuyos valores fueron obtenidos a partir del fotómetro solar en Palmira. Este modelo, propuesto en el marco de esta investigación, se fundamenta en la información teórica aportada por sus creadores. Los resultados generados por SARA se compararon con los datos de MODIS y AERONET utilizando dos métodos de regresión, OLS y RMA, para realizar el ajuste correspondiente de los datos.

En la tercera fase, se realizó un análisis de la variabilidad espacio-temporal en el Valle del Río Cauca utilizando los datos ajustados de SARA. El objetivo fue identificar las fuentes o patrones responsables de la contaminación en la zona, determinando si dicha contaminación es de origen local o regional. Este estudio permitió comprender mejor las dinámicas de la calidad del aire en la región y su relación con actividades industriales, urbanas y otras fuentes de emisión de aerosoles.

RESULTADOS

Los resultados de la primera fase arrojaron que las estimaciones de AOD de mayor correlación se

presentan en ± 30 min (AERONET) y ± 5 km (MODIS-TERRA). Al ampliar la ventana espacial a 15 km, la correlación disminuye en las diferentes ventanas temporales, aunque mejora ligeramente en 25 km, sin llegar a superar los resultados de la ventana de 5 km. Un comportamiento similar ocurre en la ventana temporal de 60 minutos. En cambio, en la ventana temporal de 30 minutos, al comparar las ventanas espaciales de 15 km y 25 km, las correlaciones se mantienen constantes, lo que refuerza la confianza en los datos obtenidos con la combinación de ventana espacial más pequeña.

Tabla 1. Resultados de las observaciones AERONET –UNC PALMIRA / MODIS-TERRA 3 km. 2018

	TERRA											
Buffer espacial	**±5 km**				**±15 km**				**±25 km**			
Buffer temporal	Σ12h	±30 min	±60 min	±90 min	Σ12h	±30 min	±60 min	±90 min	Σ12h	±30 min	±60 min	±90 min
Datos coincidentes	35	23	27	28	65	40	49	52	83	45	58	64
Promedio AOD Aeronet	0,174	0,177	0,165	0,17	0,184	0,19	0,191	0,196	0,193	0,191	0,196	0,204
Promedio AOD MODIS	0,396	0,4	0,411	0,414	0,448	0,43	0,458	0,463	0,469	0,426	0,468	0,479
Pendiente	1,114	1,395	1,296	1,259	1,194	1,137	1,128	1,125	1,192	1,069	1,239	1,224
Intercepto	0,202	0,153	0,197	0,199	0,228	0,213	0,243	0,242	0,239	0,221	0,224	0,23
R	0,574	**0,727**	0,675	0,667	0,617	0,555	0,572	0,578	0,611	0,55	0,612	0,619
R^2	0,33	**0,53**	0,45	0,445	0,381	0,308	0,327	0,334	0,374	0,302	0,374	0,383

Fuente: Elaboración propia

Para la segunda fase, los resultados más destacados se reflejan en la obtención de los datos de SARA y su comparación con MODIS y AERONET. En el análisis de regresión, al forzar el intercepto a 0, se obtiene un coeficiente que, al multiplicarlo por cada valor de AOD, permite calcular un valor ajustado. Tras este proceso, como se muestra en la Figura 2, los valores ajustados o calibrados se alinean dentro del intervalo de AERONET Diario y del promedio de AERONET correspondiente al buffer temporal seleccionado (± 30 min). Por consiguiente, al comparar los valores calibrados con AERONET, la correlación mejora significativamente.

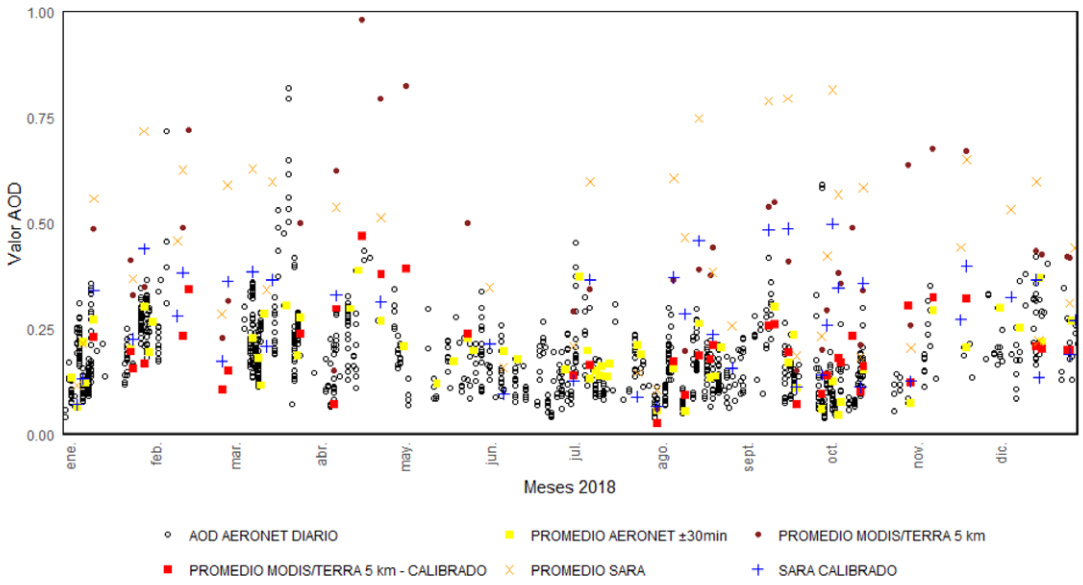


Figura 2. Resultados y calibración de AOD en SARA y MODIS . Fuente: Elaboración propia.

Finalmente, con los valores calibrados o ajustados de SARA se pudo iniciar un análisis geo estadístico del comportamiento del AOD en el Valle Geográfico del rio Cauca a partir del análisis de 8 zonas. El patrón de carga de aerosoles en las diferentes zonas revela no solo la variabilidad temporal, sino también la espacial de la contaminación atmosférica en el Valle del Cauca (Figura 3).

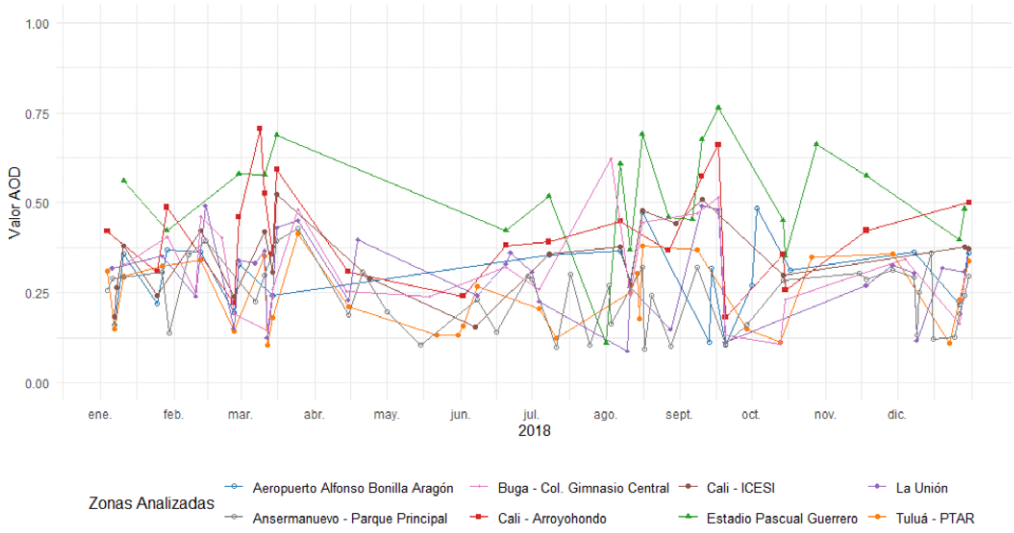


Figura 3. Variabilidad temporal de AOD de zonas analizadas dentro del VRC
Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 4., se aprecia de manera clara la variabilidad espacial del AOD en seis municipios clave del VRC para el 16 de agosto de 2018. Este análisis evidencia que el proceso computacional basado en el Algoritmo Simplificado de Recuperación de Aerosoles - SARA es capaz de detectar la situación de la calidad del aire en distintas localidades con una precisión considerable. SARA permite identificar zonas con mayores concentraciones de aerosoles, lo que puede asociarse con factores como la urbanización, actividad industrial, y prácticas agrícolas como las quemas. Los municipios representados en la figura 4., evidencian una marcada diferenciación en los niveles de contaminación. Cali, es el municipio del VRC con mayor carga de aerosoles, mientras que Palmira, Tuluá, y Buga presentan fluctuaciones en diferentes momentos del año.

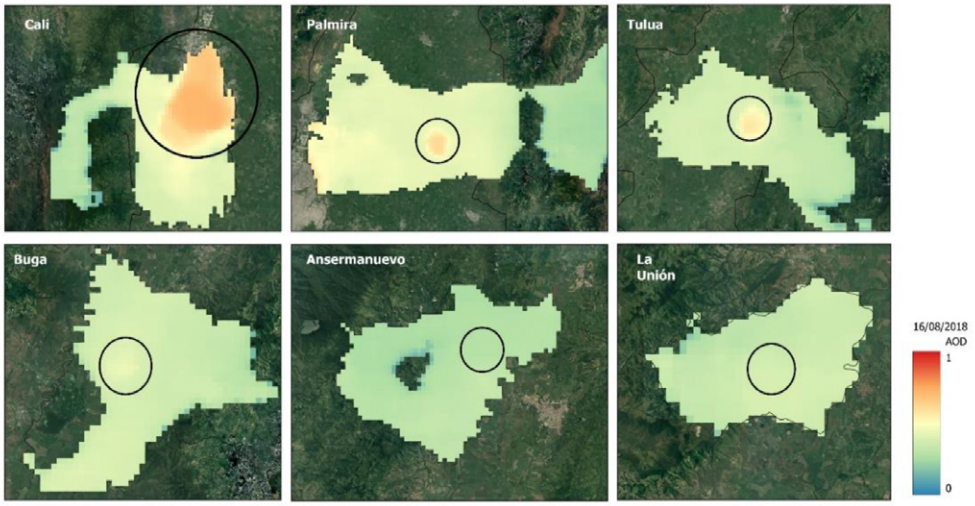


Figura 4. Presencia de AOD en diferentes municipios del VRC el 16 de agosto de 2018.
Fuente: Elaboración propia

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

SARA demostró ser una herramienta eficaz para mejorar la resolución espacial de los datos de AOD, alcanzando una precisión superior a la de los productos convencionales de MODIS, esto se evidencia en la notable correlación obtenida con los datos de AERONET y MODIS. La metodología SARA ha revelado la variabilidad espacial de los aerosoles en la región, permitiendo identificar áreas críticas de contaminación, como en el caso de Cali y otros municipios cercanos. Esto subraya la utilidad del algoritmo en la vigilancia de la calidad del aire, especialmente en contextos donde la infraestructura de monitoreo es limitada. La capacidad de SARA para detectar aerosoles en zonas con complejidades topográficas y ambientales es un avance significativo en comparación con las limitaciones de MODIS.

Por último, la implementación de SARA representa un enfoque innovador y económico para el monitoreo ambiental, contribuyendo a una mejor comprensión de la dinámica de los aerosoles en el VRC. Esta investigación establece un precedente para futuras aplicaciones de SARA. Estos hallazgos subrayan la importancia de implementar estrategias efectivas para mitigar la contaminación del aire, así como la necesidad de un monitoreo continuo que permita evaluar el impacto de las políticas ambientales y las intervenciones locales. La identificación de estas tendencias es crucial para el desarrollo de acciones que busquen mejorar la salud pública y la calidad del medio ambiente en la región.

En Colombia, las mediciones en superficie de la calidad del aire son limitadas, ya que solo 22 de los 32 departamentos cuentan con estos controles. Esto deja a muchos municipios sin información precisa sobre la contaminación local. La percepción remota se presenta como una herramienta económica y efectiva para identificar fuentes de contaminación atmosférica, especialmente en áreas sin monitoreo directo. Las autoridades ambientales deben fomentar el uso de estas tecnologías para mejorar el seguimiento y la gestión de la calidad del aire en el país.

REFERENCIAS

Bilal, M. M., Nichol, J., Qiu, Z., Nazeer, M., Ali, M., & de Leeuw, G. (2021). Air pollution scenario over Pakistan: characterization and ranking of extremely polluted cities using long-term concentrations of aerosols and trace gases. Remote Sens Environ, 264:112617

Bilal, M., Nichol, J. E., Bleiweiss, M. P., & Dubois, D. (2013). A Simplified high resolution MODIS Aerosol Retrieval Algorithm (SARA) for use over mixed surfaces. Remote sensing of environment, 136, 135-145.

Cáceres, A. (2014). Implementation of a MODIS Aerosol Algorithm for Air Pollution Detection. University of Applied Sciences.

Espectrorradiómetro de imágenes de resolución moderada _ AcademiaLab. (s. f.).

https://academialab.com/enciclopedia/espectrorradiometro-de-imagenes-de-resolucion-moderada/

- Jensen, J. R. (2013). Remote sensing of the environment: An earth resource perspective (2nd ed.). Pearson.

- Jiménez, R., Rueda, G., Mateus, Lady, Rojas, N. Y., Vargas, A. C., & Restrepo, G. (2019). Inesperadamente elevado espesor óptico de aerosoles en el centro del Valle del Cauca - Colombia. CASAP 2019 (VII Congreso Nacional y Conferencia Internacional de Calidad de Aire y Salud Pública), August, 2–6.

- Jensen, J. R. (2015). INTRODUCTORY DIGITAL IMAGE PROCESSING A Remote Sensing Perspective (4th editio).

- Liu, X., Wu, W., Yang, Q., Xiong, S., Lei, L., Zhao, M., . . . Yang, P. (29 de 05 de 2024). NASA. Obtenido de Development of Radiative Transfer Models and Retrieval Algorithms for Satellite Remote Sensors: https://ntrs.nasa.gov/citations/20240006889

- Llorente, A. M. (2017). Evaluación de la variabilidad espaciotemporal de la profundidad óptica de aerosoles en la zona carbonífera del Cesar a partir de observaciones satelitales. Obtenido de https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/62878/Tesis%20Versio%cc%81n%20Final%20Dic17.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Martínez, A. G. (2019, 16 abril). Relieve Departamento del Valle del Cauca. todacolombia.com. https://www.todacolombia.com/departamentos-decolombia/ valle-del-cauca/relieve.html

- Romero Placeres, M., Diego Olite, F., & Alvaréz Toste, M. (2006). La contaminación del aire: su repercusión como problema de salud. . Scielo, 44.

- Sarmiento Carrillo, S. J. (2019). La contaminación ambiental en la ciudad de Bucaramanga y el efecto en la salud de sus habitantes.

- Xiaomin, T., Chaoli, T., Xin, W., Jie, Y., Fengmei, Z., & Dong, L. (2023). The global spatial-temporal distribution and EOF analysis of AOD based on MODIS data during 2003–2021. Atmospheric Environment ,14.

INDICADOR DEL IMPACTO DE QUEMA DE BIOMASA EN LA CALIDAD DEL AIRE DE BOGOTÁ D.C.

Katherine Rueda Uribe[1], Álvaro Cáceres[2], Ivan Lizarazo[3], Rodrigo Jiménez[4], German Rueda Saa[5]

[1]Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá, karen.ballesteros@ambientebogota.gov.co
[2]Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá, edison.ortiz@ambientebogota.gov.co
[3]Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá, andrea.corzo@ambientebogota.gov.co

Palabras clave: Contaminación Atmosférica, HYSPLIT, Incendios abiertos, Transporte atmosférico Regional.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales representan una de las fuentes más significativas de contaminantes atmosféricos, capaces de alterar negativamente la calidad del aire a escalas locales, regionales e incluso globales (Zhang et al., 2019; Li et al., 2021). Estos eventos generan una amplia gama de compuestos, incluidos el material particulado fino (PM2.5) y el carbono negro (BC), que son transportados a grandes distancias por las corrientes atmosféricas, afectando zonas alejadas de su origen. En el caso de Bogotá, estudios recientes han evidenciado una fuerte correlación entre el aumento en las concentraciones de contaminantes atmosféricos y la frecuencia de incendios forestales en la región de la Orinoquía Colombo-venezolana, destacando el impacto transfronterizo de estos eventos (Ballesteros-Gonzalez et al., 2020 y 2022; RincónRiveros et al., 2020; Hernández et al., 2019; Méndez-Espinosa et al., 2019). Sin embargo, a pesar de la creciente evidencia científica, actualmente no se dispone de metodologías efectivas que permitan anticipar de manera precisa la contribución de los incendios forestales a las concentraciones de contaminantes en la atmósfera. Esta carencia limita considerablemente la capacidad de las autoridades locales para implementar estrategias de mitigación y prevención, lo que exacerba los riesgos asociados al deterioro de la calidad del aire, especialmente en términos de salud pública.

MÉTODOS

Este estudio busca abordar esta brecha mediante el desarrollo de una aproximación inicial para un indicador de impacto de eventos regionales de contaminación. Este indicador tiene como objetivo anticipar el posible deterioro de la calidad del aire en Bogotá D.C., derivado del incremento en las quemas abiertas en el norte de Suramérica, una región donde las actividades agrícolas y ganaderas suelen estar asociadas con incendios intencionados para la preparación

de tierras (Mesa, 2023). Para lograrlo, se utilizó el modelo HYSPLIT (Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory), que permite simular las trayectorias de las masas de aire, en combinación con información meteorológica proveniente del modelo global GFS y del modelo WRF configurado para la ciudad de Bogotá en alta resolución. Mientras que el modelo global GFS proporciona datos para un dominio a escala regional, el modelo WRF fue configurado para un dominio local, con una resolución espacial de 1 km x 1 km, abarcando un total de 61 x 61 celdas. En la figura 1 se presenta la huella de influencia de masas de aire para el 31 de marzo de 2025.

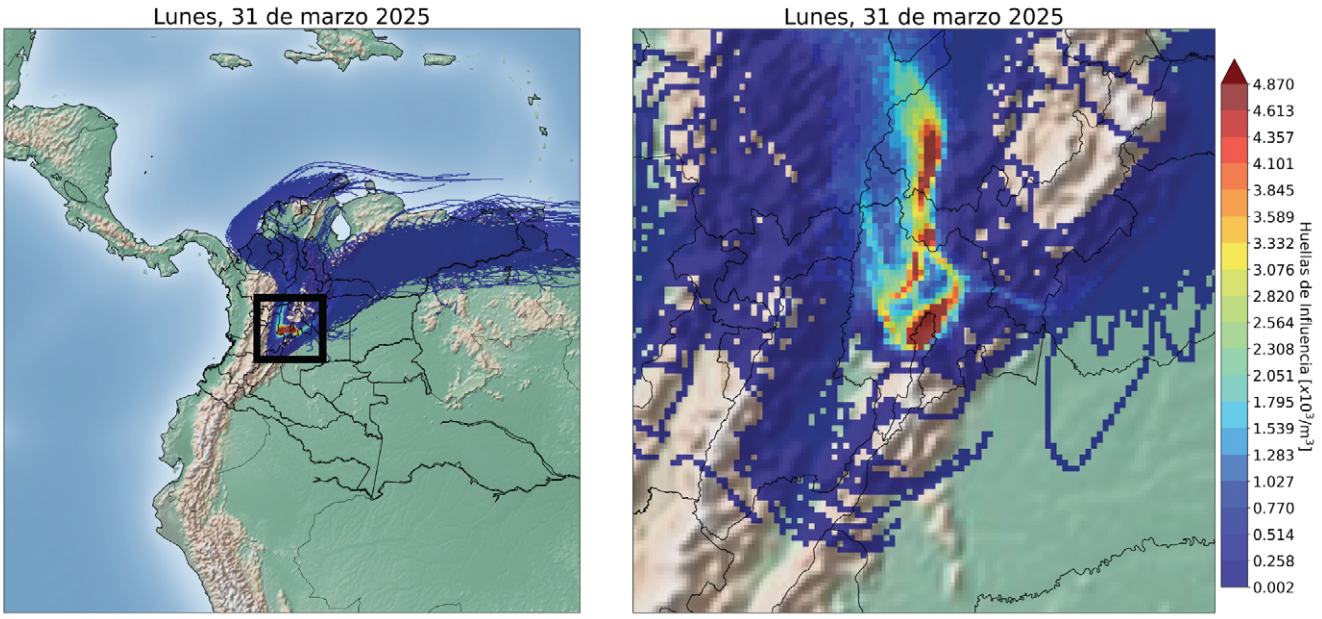


Figura 1. Huella de influencia generada a partir del modelo HySplit para el 31 de marzo del 2025 a las 8 am. Izquierda resultados de simulación con los archivos del modelo GFS y derecha salida con el modelo WRF. Fuente: Elaboración propia.

El diseño metodológico contempla la realización diaria de cuatro simulaciones de retrotrayectorias de masas de aire, utilizando 19 puntos ubicados en las estaciones de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB). Cada simulación genera salidas en formato netCDF con dos dimensiones (latitud y longitud), sobre un dominio espacial previamente definido, y cubre un período de 120 horas hacia atrás. Esto permite identificar posibles fuentes de contaminación situadas a más de 1.000 km de la ciudad. Los resultados obtenidos se cruzaron con el inventario FINN (Fire INventory from NCAR), el cual proporciona información detallada sobre emisiones de $PM^{2.5}$ y carbono negro (BC) asociadas a incendios forestales en la región. Este análisis permite estimar la contribución de dichos incendios a las concentraciones de estos contaminantes en la atmósfera de Bogotá, mediante la superposición de las huellas de influencia de las masas de aire con las emisiones presentes en su trayectoria.

RESULTADOS

Como parte de la metodología desarrollada para evaluar el impacto de los incendios forestales en la calidad del aire de Bogotá D.C., se realizó un análisis temporal del comportamiento de

estos eventos durante los 30 días previos a la fecha de interés. Este análisis busca identificar la trazabilidad de los incendios y evaluar su evolución en relación con aquellos que podrían incidir directamente sobre la ciudad, a partir del cruce con retrotrayectorias de masas de aire simuladas mediante el modelo HYSPLIT.

En la Figura 2 se observa cómo el indicador de impacto presenta un crecimiento diferido respecto al aumento de las emisiones totales. Este desfase sugiere que la influencia de los incendios en la calidad del aire de Bogotá puede manifestarse con varios días de retardo, en función del transporte atmosférico. Este comportamiento evidencia la necesidad de considerar la dinámica del viento y la dirección de las masas de aire al momento de evaluar fuentes externas de contaminación.

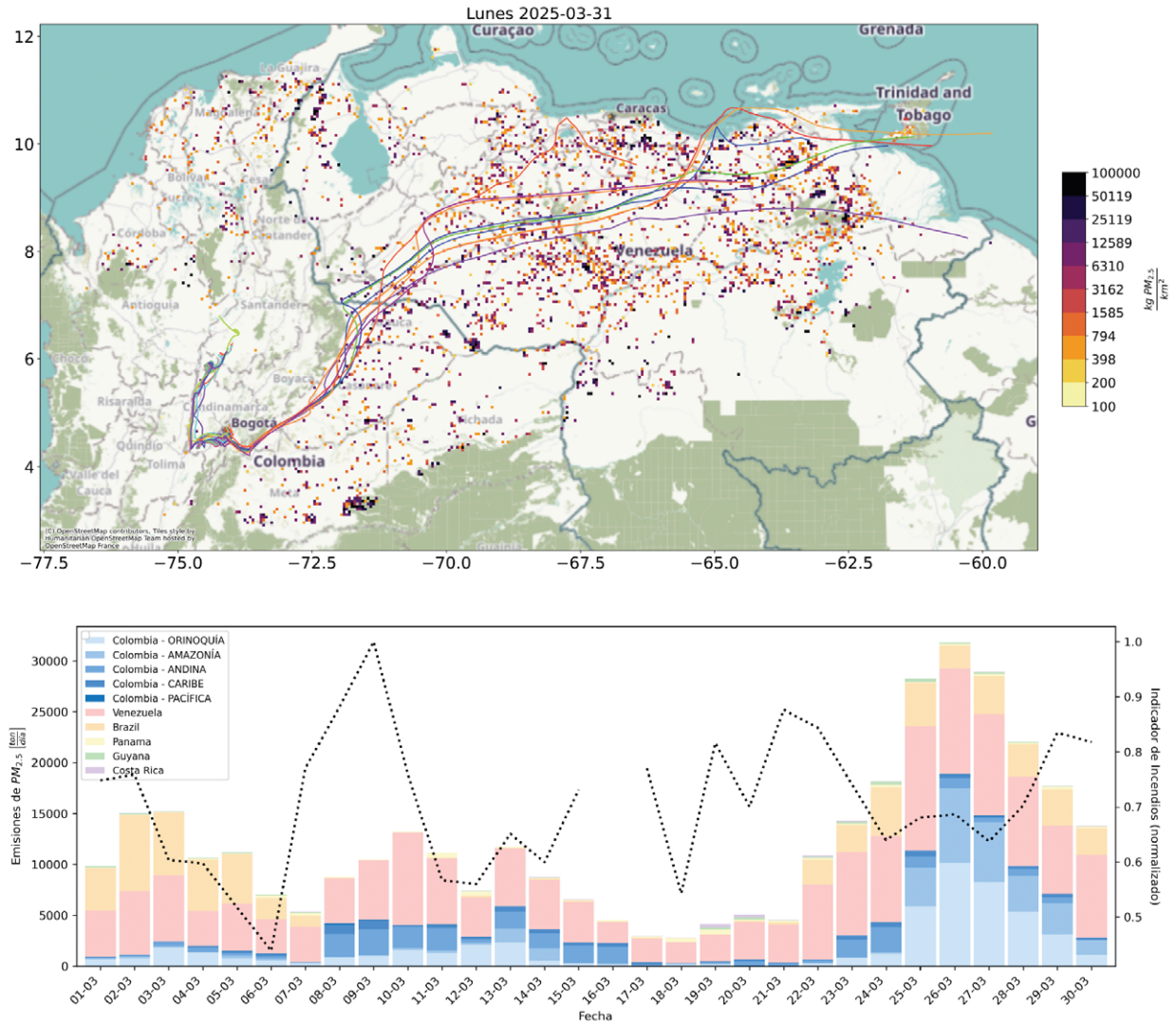


Figura 2. Distribución espacial de incendios y retrotrayectorias asociadas (arriba), y serie temporal de emisiones vs. indicador de impacto (abajo).
Fuente: Elaboración propia.

Adicionalmente, se ha venido desarrollando un análisis histórico del comportamiento del indicador, el cual ha revelado un patrón recurrente de influencia retardada. Este hallazgo refuerza la importancia de incorporar la variable temporal en el análisis de eventos de contaminación asociados a incendios forestales.

Como parte del análisis, y tras normalizar los valores de concentración obtenidos a partir de las simulaciones con el modelo HYSPLIT, se evaluó el comportamiento del indicador durante los cuatro periodos en los que se declaró alerta ambiental por calidad del aire en Bogotá durante el primer semestre de 2024. Se observó que, en todos los casos, el valor del indicador superó consistentemente el umbral de 0.75, lo cual señala una correlación directa entre la ocurrencia de incendios forestales y los eventos críticos de calidad del aire en la ciudad.

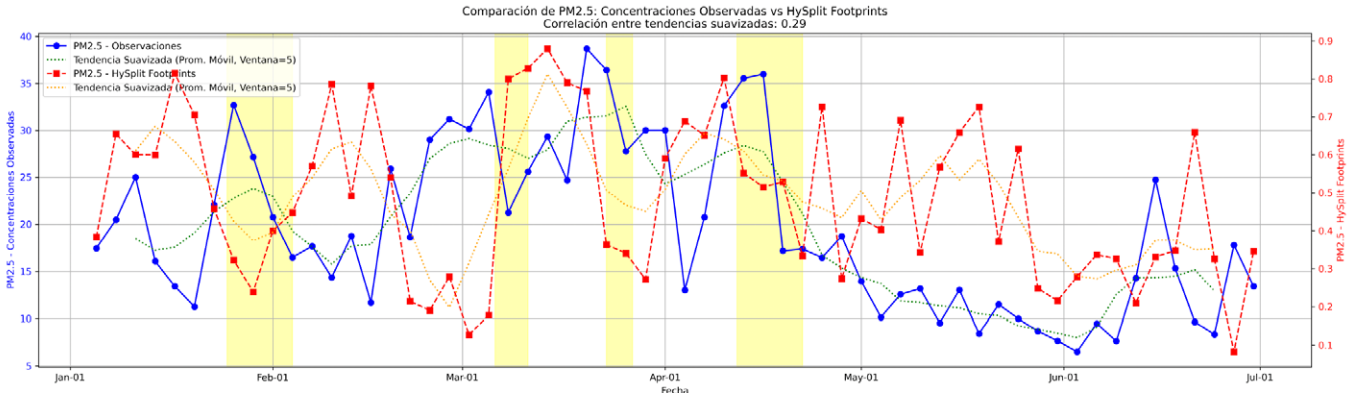


Figura 3. Serie temporal de comparación del promedio de las concentraciones de $PM_{2.5}$ de las 19 estaciones de monitoreo de RMCAB (azul) y el avance temporal de la serie del indicador de impacto (rojo). Las franjas amarillas representan los periodos en los que se declaró alerta ambiental debido a la calidad del aire en Bogotá, D.C.
Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados obtenidos subrayan la importancia de incorporar este tipo de análisis en los sistemas de vigilancia y predicción de la calidad del aire urbana, ya que permiten anticipar eventos críticos y apoyar la toma de decisiones en la gestión ambiental del territorio. Esta capacidad predictiva resulta especialmente valiosa en contextos de alta variabilidad como los provocados por incendios forestales y su influencia sobre áreas urbanas.

Más allá de su valor científico, estos hallazgos validan la utilidad de la metodología como una herramienta eficaz de evaluación y seguimiento. Además, destacan su potencial para ser implementada como un sistema de alerta temprana frente al posible deterioro de la calidad del aire en la ciudad debido al incremento de los incendios forestales a nivel regional. De esta forma, se brindaría a las autoridades ambientales locales una mayor capacidad para planificar, prevenir y mitigar los impactos asociados a estos episodios de contaminación, mejorando la respuesta institucional ante eventos de origen externo que afectan directamente la salud pública.

REFERENCIAS

- Ballesteros-González K., Espitia-Cano S.O., Rincón-Caro M.A., Rincón-Riveros J.M., Perez-Peña M.P., Sullivan A.P., and Morales-Betancourt R. (2022) Understanding Organic Aerosols in Bogotá, Colombia: In-situ Observations and Regional-scale Modeling. Atmospheric Environment. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119161.
- Ballesteros-González K., Sullivan A.P., and Morales-Betancourt R. (2020) Estimating the Air Quality and Health Impacts of Biomass Burning in Northern South America Using a Chemical Transport Model. Science of The Total Environment. Volume 739, 15 October 2020. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139755.

- Hernandez, A. J., Luis A. Morales-Rincon, D. W., Mallia, D., Lin, J. C., & Jimenez, R. (2019). Transboundary transport of biomass burning aerosols and photochemical pollution in the Orinoco River Basin. Atmospheric Environment, 203, 1–8.

- Li, X., Zhang, Q., Liu, Q., Zhao, X., Li, W., Duan, L., & Hu, X. (2021). Pollutant emissions from biomass burning: A review on emission characteristics, environmental impacts, and research perspectives. Science of The Total Environment, 790, 148194. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148194

- Mendez-Espinosa, J. F., Belalcazar, L. C., & Morales-Betancourt, R. (2019). Regional air quality impact of northern South America biomass burning emissions. Atmospheric Environment, 203(15), 131–140.

- Mesa Dávila, A. (2023). Análisis de las variaciones espaciotemporales de la cobertura del suelo y su relación con la ocurrencia de incendios a partir del procesamiento de productos satelitales. Revisión e implementación de metodologías basadas en herramientas computacionales. Universidad de los Andes. Disponible en: http://hdl.handle.net/1992/68889

- Rincón-Riveros, J. M., Rinc´on-Caro, M. A., Sullivan, A. P., Mendez-Espinosa, J. F., Belalcazar, L. C., 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. Atm ospheric Chemistry and Physics, 20(12), 7459–7472.

- Zhang, R., Wang, Y., Guenther, A., Lamarque, J.-F., Lee, Y. H., Liu, Y., ... & Heald, C. L. (2019). Impact of biomass burning aerosols on radiation, clouds, and precipitation over the Amazon: Relative importance of aerosol–cloud and aerosol–radiation interactions. Atmospheric Chemistry and Physics, 19(23), 14891– 14910. https://doi.org/10.5194/acp-19-14891-2019

CARACTERIZACIÓN DE ESPECIES QUÍMICAS CONSTITUYENTES DEL PM2.5 SECUNDARIO EN EL VALLE DE ABURRÁ

Alejandro Marín Sánchez[1, 2], Gloria Estela Ramírez Casas[3, 2], Ana Zuleima Orrego Guarín[4], Mauricio Ramírez Arias[5, 2]

[1]Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, amarins3@eafit.edu.co, [2]Universidad EAFIT, [3]Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, geramirezc@eafit.edu.co, [4]Área Metropolitana del Valle de Aburrá, ana.orrego@metropol.gov.co
[5]Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, mauricio.ramirez@siata.gov.co

Palabras clave: Aerosoles secundarios, caracterización química, ciclo diurno

INTRODUCCIÓN

El material particulado PM2.5 es el contaminante crítico que afecta la calidad del aire en el Valle de Aburrá, al presentar históricamente concentraciones que pueden poner en riesgo la salud de la población. Las fuentes de emisión que aportan al PM2.5 pueden ser de origen primario o secundario, siendo las fuentes primarias producto principalmente de la combustión de combustibles fósiles, mientras que las fuentes secundarias se deben a la interacción química de contaminantes primarios en la atmósfera, favoreciendo la producción de aerosoles secundarios (Gao et al. (2020), Alam et al. (2024)). En el Valle de Aburrá, el Politécnico Jaime Isaza Cadavid (PJIC) ha realizado estudios de caracterización química a partir de períodos de muestreo de 24 horas, los cuales han permitido identificar los componentes mayoritarios de hasta ultra-trazas del PM2.5 resaltando los sulfatos, nitratos y cloruros (AMVA & PJIC, 2019). Sin embargo, no existen estudios locales que analicen, con una resolución temporal más fina, las concentraciones de las especies químicas constituyentes del PM2.5 secundario.

Con base en resultados internacionales (Chen, et. al., 2021; Khadir, et.al., 2023) con mediciones en tiempo real, se pretende obtener una aproximación al ciclo diurno de especies químicas de interés, que permita avanzar en el entendimiento de los mecanismos de reacción en la atmósfera a escala local.

MÉTODOS

Se realizó una campaña de caracterización química del PM2.5 en dos estaciones de monitoreo ubicadas en la Casa de Justicia de Itagüí (ITA-CJUS) y en los Tanques de Agua de EPM de Girardota (GIR-EPM). La toma de muestras se llevó a cabo los días 1 y 7 de noviembre de 2024. Ambas campañas de medición tuvieron una resolución de muestreo de 3 horas por una jornada

de 24 horas. En el caso del formaldehído y del tolueno, se emplearon filtros de carbón activado, mientras que para la cuantificación de los aniones se emplearon filtros de PM2.5 en equipos de medición manual de referencia PQ200.

RESULTADOS

En la Figura 1 se presenta la variabilidad de las concentraciones de formaldehído y tolueno durante las dos jornadas de medición en los puntos de monitoreo de los municipios de Itagüí (ITA-CJUS) y Girardota (GIR-EPM) para los días 1 y 7 de noviembre.

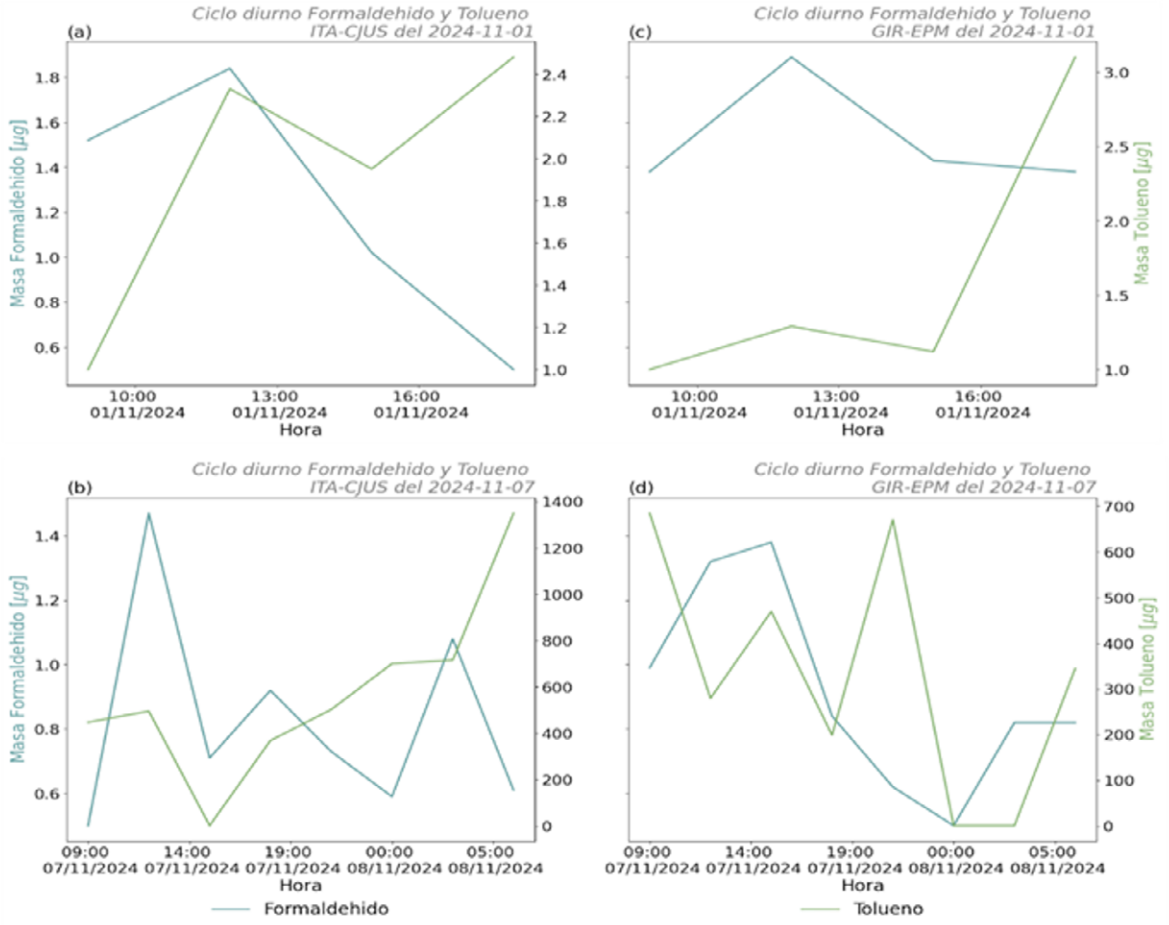


Figura 1. Ciclo diurno del formaldehído y el tolueno de los días 1 y 7 de noviembre de 2024 para las estaciones ITA-CJUS (panel izquierdo) y GIR-EPM (panel derecho). Fuente: Elaboración propia.

El formaldehído y el tolueno han generado interés por su rol en la formación de aerosoles orgánicos e inorgánicos secundarios, en el caso del formaldehído como catalizador en las reacciones de sulfatos (Dovrou, et. al., 2022), y en el caso del tolueno por su grado de reactividad y su papel como intermediario en la formación dichos aerosoles. Para el caso del formaldehído, se observa el máximo pico en las horas de la mañana para ambas estaciones. Este comportamiento puede ser atribuible a las condiciones de temperatura y radiación solar, facilitando las reacciones de oligomerización de los COV como el tolueno, según los resultados de las investigaciones de otros autores (Benavent, et. al., 2019).

De las Figuras 2 a la 5 se presentan los ciclos diurnos de las concentraciones de sulfatos y nitratos para la jornada de monitoreo de 24 horas en las estaciones ITA-CJUS y GIR-EPM.

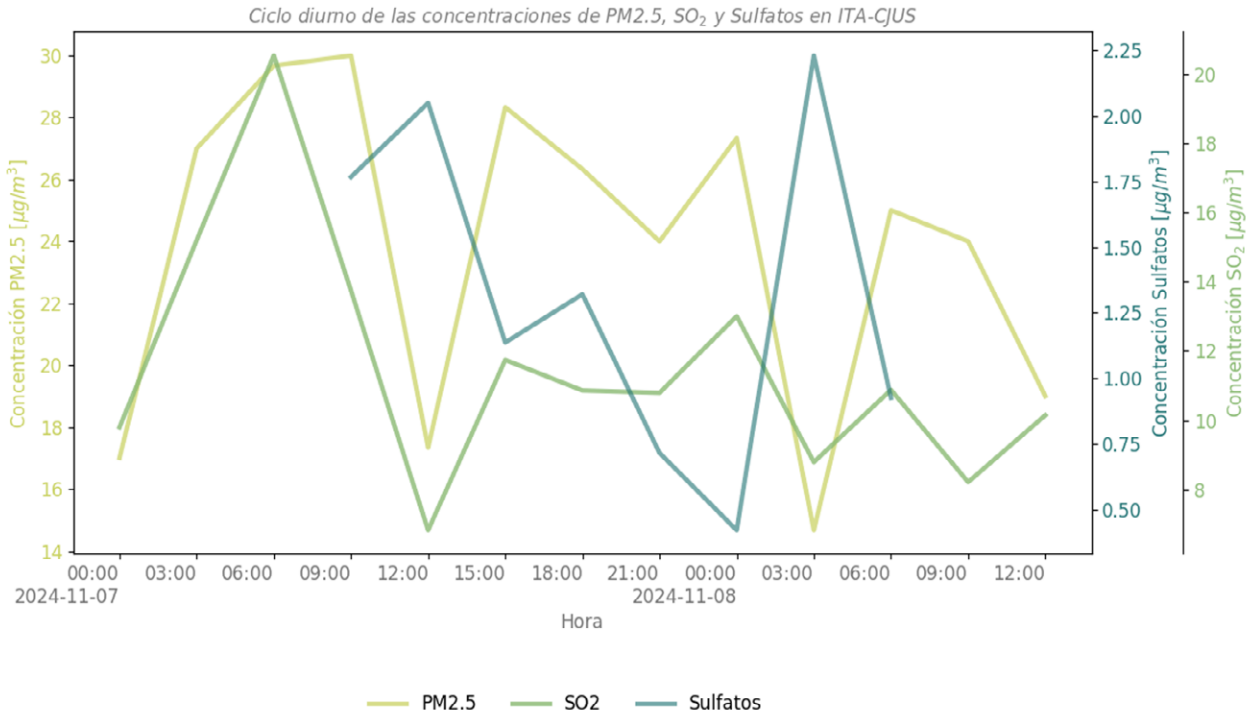


Figura 2. Ciclo diurno de las concentraciones de iones sulfato y de dióxido de azufre en la estación ITA-CJUS del 7 de noviembre de 2024. Fuente: Elaboración propia

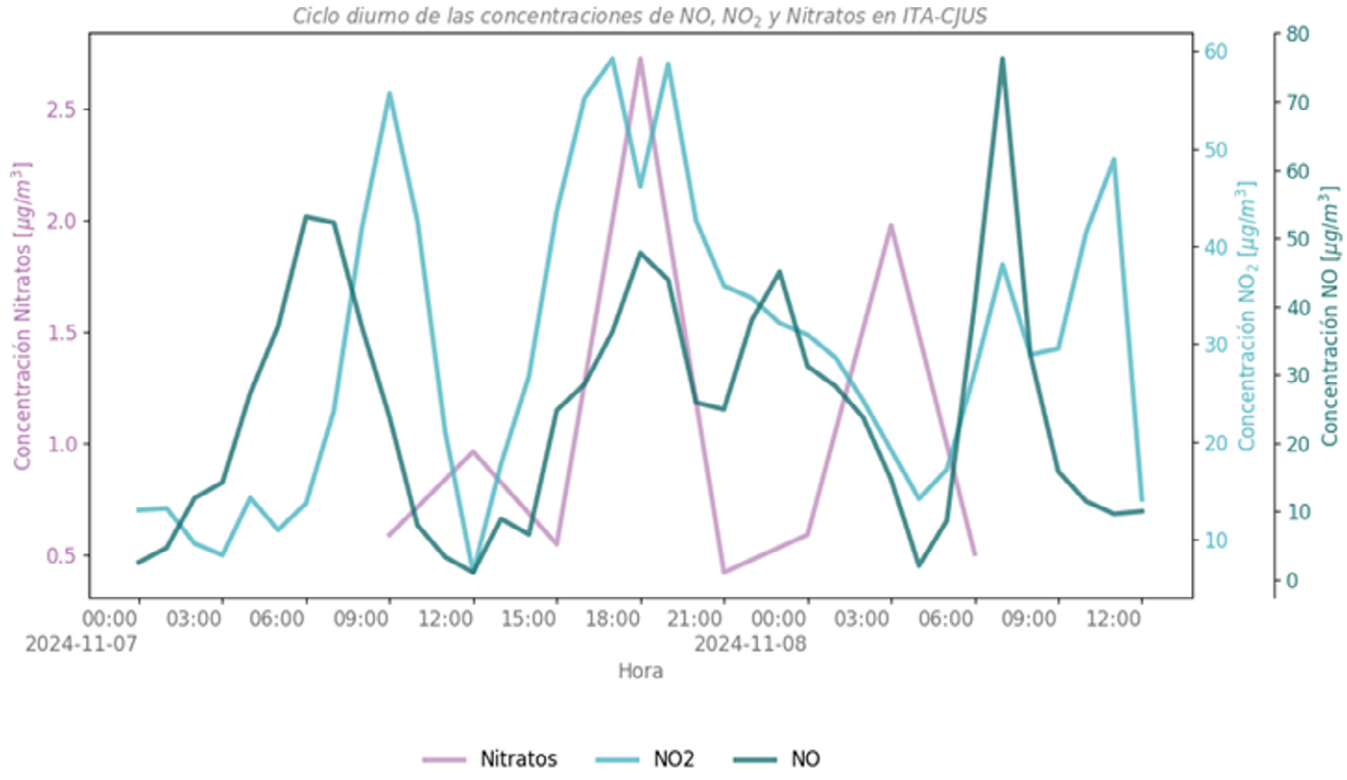


Figura 3. Ciclo diurno de las concentraciones de iones nitratos y de óxidos de nitrógeno en la estación ITA-CJUS el 7 de noviembre de 2024. Fuente: Elaboración propia.

Para la estación ITA-CJUS se observan picos en las concentraciones de sulfatos cerca de las 12:00 horas, y otro menos pronunciado a las 18:00 horas del día 7 de noviembre de 2024. El 8 de noviembre de 2024, las concentraciones altas de sulfatos coinciden con las bajas concentraciones de PM2.5 y de SO2 a las 03:00 horas. Lo anterior puede indicar procesos de nucleación que terminan en la formación de partículas en la interfase acuosa de los aerosoles (Ha et al. (2023). En relación con el comportamiento de los nitratos en la estación ITA-CJUS el 7 de noviembre de 2024, los picos de nitratos corresponden a picos de NO y a una reducción en las concentraciones de NO2, cerca de las 18:00 horas.

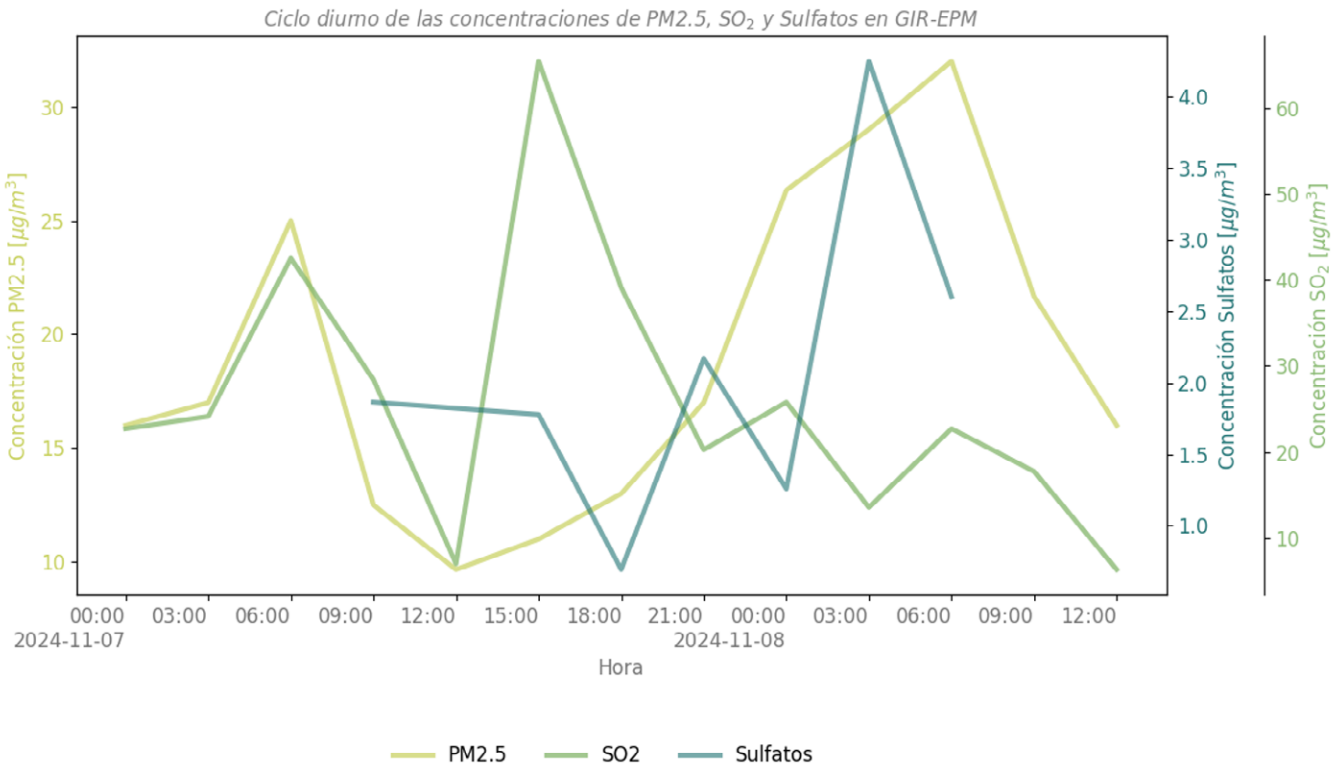


Figura 4. Ciclo diurno de las concentraciones de iones sulfato y de dióxido de azufre en la estación GIR-EPM del 7 de noviembre de 2024. Fuente: Elaboración propia.

En el caso de la estación GIR-EPM, el día 7 de noviembre de 2024, se presenta un pico máximo de sulfatos cerca de las 21:00 horas, coincidente con una disminución en las concentraciones de SO_2. El 8 de noviembre de 2024, las concentraciones más altas de sulfatos cerca de las 03:00 horas, corresponden con bajas concentraciones de SO_2.

En relación con el comportamiento de los nitratos en la estación GIR-EPM el 7 de noviembre, se identifica un pico de concentración cerca de las 03:00 horas, lo cual es relativamente correspondiente con picos de concentración de NO_2 y de N_O, aunque más desplazados hacia la derecha de los picos de nitratos.

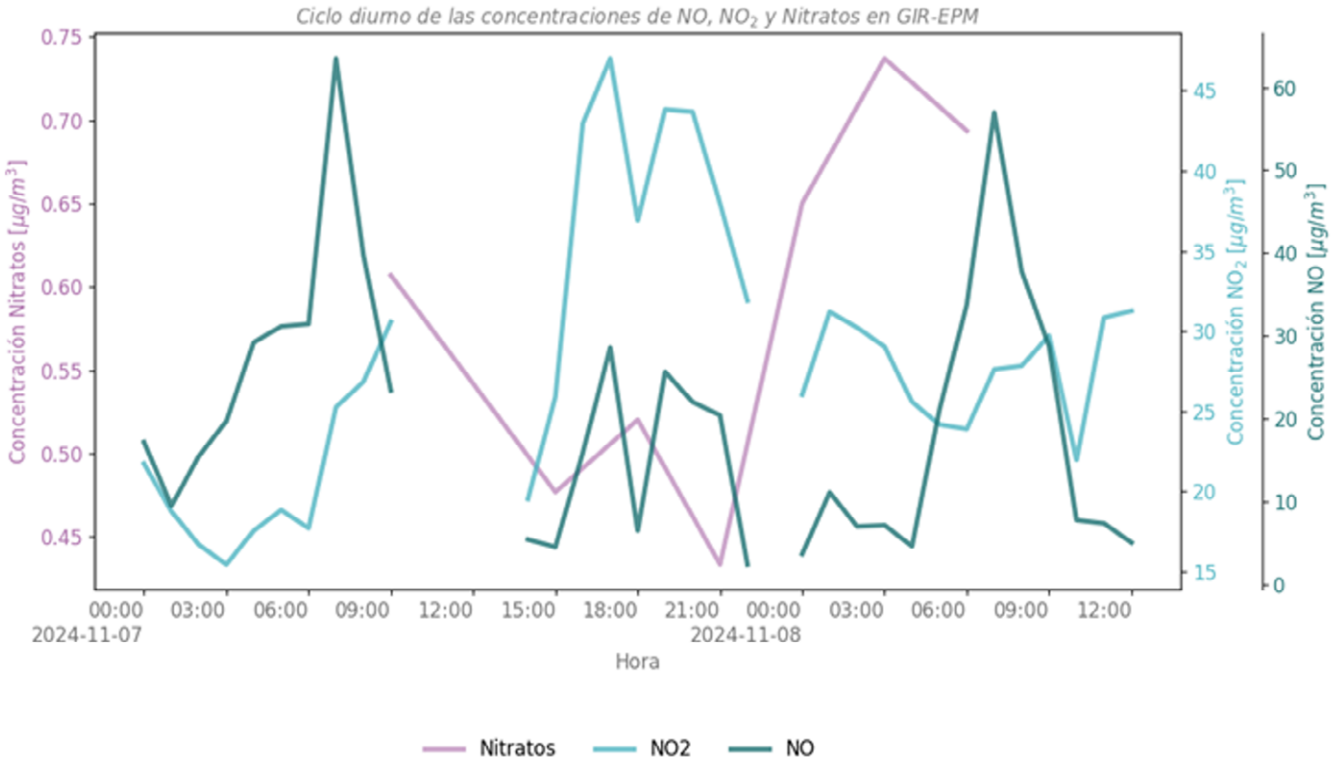


Figura 5. Ciclo diurno de las concentraciones de iones nitratos y de óxidos de nitrógeno en la estación GIR-EPM del 7 de noviembre de 2024. Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El seguimiento a la calidad del aire en términos de concentración de PM2.5 y las evaluaciones periódicas (espaciales y temporales) de su composición o especiación química son herramientas complementarias y estratégicas para definir acciones de prevención, reducción y control de emisiones atmosféricas. Los resultados que se podrían llegar a obtener de este tipo de mediciones asociadas a los ciclos diurnos, brindarán conocimiento sobre el comportamiento, ya sea de degradación o producción de aerosoles secundarios, que pueden ser comparados con los resultados de estimaciones hechas por modelos de calidad del aire de transporte fotoquímico, lo que facilitará a futuro el uso de estas herramientas para la toma de decisiones asociadas con la formulación de acciones o estrategias de reducción de emisiones y control de fuentes de contaminación.

REFERENCIAS

- Alam, M., McGregor, L., and Harrison, R. (2024). A review of organic aerosol speciation by comprehensive two-dimensional gas chromatography. Trends in Analytical Chemistry, 175:117718.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Politécnico Jaime Isaza Cadavid (2019). Aunar esfuerzos técnicos y financieros para evaluar los componentes claves de aerosoles Atmosféricos en la contaminación atmosférica en el Valle de Aburrá fase ii, a partir de la generación de conocimiento obtenido en un estudio de caracterización química. Convenio Interadministrativo 734 de 2019. https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Biblioteca-aire/Estudios-calidad-del-aire/CaracterizacionMaterialParticulado_FaseII.pdf

- Benavent, N., Garcia-Nieto, D., Wang, S., Saiz-Lopez, A. (2019). MAX-DOAS measurements and vertical profiles of glyoxal and formaldehyde in Madrid, Spain. Atmospheric Environment, 199. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.11.047

- Chen, C., Zhang, H., Yan, W., Wu, N., Zhang, Q., & He, K. (2021). Aerosol water content enhancement leads to changes in the major formation mechanisms of nitrate and secondary organic aerosols in winter over the North China Plain. Environmental Pollution, 287. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117625

- Dovrou, E., Bates, K. H., Moch, J. M., Mickley, L. J., Jacob, D. J., & Keutsch, F. N. (2022). Catalytic role of formaldehyde in particulate matter formation. Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS), 119(6). https://doi.org/10.1073/pnas.2113265119/-/DCSupplemental

- Gao, J., Wei, Y., Shi, G., Yu, H., Zhang, Z., Song, S., Wang, W., Liang, D., and Feng, Y. (2020). Roles of rh, aerosol ph and sources in concentrations of secondary inorganic aerosols, during different pollution periods. Atmospheric Environment, 241:117770.

- Ha, Y., Kim, J., Lee, S., Cho, K., Shin, J., Kang, G., Song, M., Lee, J., Jang, K., Lee, K., Ahn, J., Wu, Z., Matsuki, A., Tang, N., Sadanaga, Y., Natsagdorj, A., and Kim, C. (2023). Spatiotemporal differences on the real-time physicochemical characteristics of pm2.5 particles in four northeast asian countries during winter and summer 2020–2021. Atmospheric Research, 283:106581.

- Khadir, T., Riipinen, I., Talvinen, S., Heslin-Rees, D., Pöhlker, C., Rizzo, L., Machado, L. A. T., Franco, M. A., Kremper, L. A., Artaxo, P., Petäjä, T., Kulmala, M., Tunved, P., Ekman, A. M. L., Krejci, R., & Virtanen, A. (2023). Sink, Source or Something In-Between? Net Effects of Precipitation on Aerosol Particle Populations. Geophysical Research Letters, 50(19). https://doi.org/10.1029/2023GL104325

ZONIFICACION AMBIENTAL URBANA A PARTIR DE CRITERIOS DE CALIDAD DE AIRE Y RUIDO AMBIENTAL

Edgar Alejandro Vélez Jaramillo Esteban Echeverri Restrepo, Juan Alejandro Carmona Gómez Carlos Mario Sepúlveda, David Arboleda Gonzales.

EYC GLOBAL S.A.S, avelez@eycglobal.com, EYC GLOBAL S.A.S, echeverry@eycglobal.com
EYC GLOBAL S.A.S, jacarmona@eycglobal.com, EYC GLOBAL S.A.S, csepulveda@eycglobal.com
EYC GLOBAL S.A.S, darboleda@eycglobal.com

Palabras clave: Zonificación ambiental, atmosfera, planeación urbana.

INTRODUCCIÓN

La reconversión de las áreas industriales en el Área Metropolitana del Valle de Aburra (AMVA), requiere de la implementación de acciones de mitigación de los impactos ambientales, entre otros para el componente atmosférico, derivados de la presencia de actividades económicas en conjunto con nuevos desarrollos residenciales. En respuesta a lo anterior el presente estudio propone una zonificación ambiental, así como las determinantes ambientales para el componente atmosférico que sirvan en la definición de la ocupación de las áreas de redesarrollo dentro del Área Metropolitana, caso puntual para un sector en el municipio de Envigado. Se recogen las principales características de la zona en cuanto a niveles de calidad de aire, régimen de vientos, contaminantes presentes en la zona, niveles de presión sonora y fuentes principales identificadas de contaminantes atmosféricos (aire y ruido).

MÉTODOS

La definición de la Zonificación Ambiental a partir de criterios de calidad de aire y ruido, se desarrolla mediante las siguientes fases:

- **Línea base:** Condiciones de calidad de aire y ruido ambiental, comportamiento del viento (velocidad y dirección del viento) de acuerdo con información secundaria y monitoreos y recorridos de campo.
- **Análisis cartográfico:** Interpolación de niveles de calidad de aire, niveles de ruido ambiental, delimitación del área de interés, fuentes de emisión de principales y su influencia en las áreas de interés .
- Consideraciones normativas en materia de Calidad de Aire (Resolución 2254 de 2017) y Ruido Ambiental (Resolución 627 de 2006).
- Las siguientes figuras presentan un análisis de resultados de las condiciones de la zona al momento del estudio.



Figura 1. Resultados interpolación niveles de Calidad de aire (NO2, PM2.5). Fuente: EYC GLOBAL S.A.S, 2019

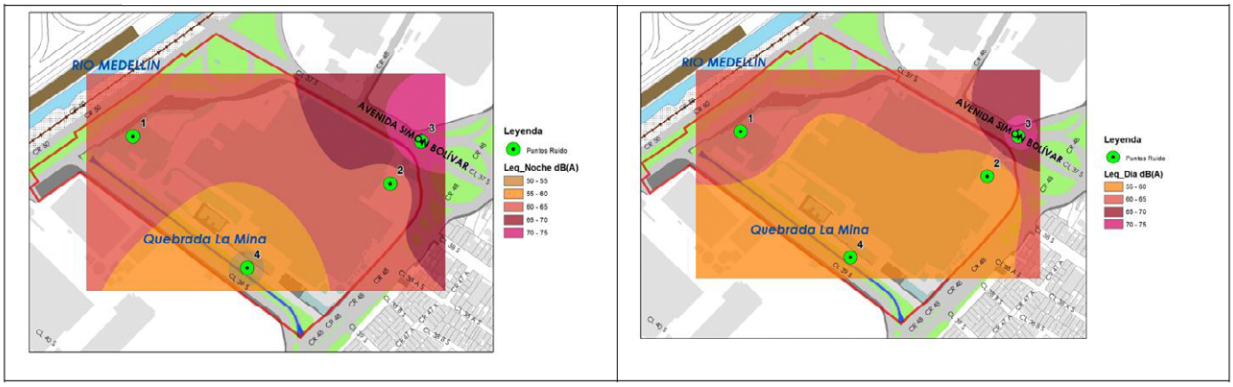


Figura 2. Resultados interpolación niveles de ruido ambiental. Fuente: EYC GLOBAL S.A.S, 2019

De acuerdo con los resultados observados es posible identificar las condiciones ambientales para establecer los siguientes criterios de zonificación:

- **Zonas de exclusión:** zonas donde las condiciones actuales de calidad de aire y ruido ambiental, exceden los niveles permitidos por la normativa actual vigente
- **Zonas de intervención con restricciones:** zonas donde las condiciones atmosféricas permiten usos específicos de acuerdo con los sectores definidos por la norma actual de ruido ambiental y las condiciones actuales de calidad de aire restringen las condiciones para población especifica.
- **Zona de intervención:** Áreas que no presenten niveles altos de contaminación atmosférica por calidad de aire o niveles de presión sonora.

Una vez definida la zonificación, es posible establecer los determinantes ambientales para la intervención de la zona de interés.

RESULTADOS

De acuerdo con el análisis cartográfico y niveles observados de calidad de aire y ruido ambiental, además de condiciones meteorológicas se logran establecer las siguientes zonas (Ver Tabla 1 y la Figura 3).

Tabla 1. Categorías de la zonificación propuesta

Código	Nombre	Restricción	Uso	Manejo	Descripción
Zona IR1	Zona de intervención con restricciones 1	Vivienda, hotelería hospedajes, centros de educación, estudio y/o investigación hospitales y/o centros de salud, hogares infantiles, hogares geriátricos.	Comercio, servicios, oficinas, industria liviana	Intervenciones en la sección vial, superficies absorbentes de la onda sonora, tratamiento en fachadas como aislamiento acústico, vegetación	Zonas especialmente afectadas por lo niveles de emisión de ruido por el tráfico vehicular y de mayor exposición a niveles altos de material particulado y NO2
Zona IR2	Zona de intervención con restricciones 2	Industria, talleres de mecánica automotriz e industrial, comercio mayorista, usos que entren conflicto con destinaciones de vivienda, salud y/o educación que requiera zonas de tranquilidad y ruido moderado	Vivienda, hotelería hospedajes, centros de educación, estudio y/o investigación, otros que no generan conflicto con los anteriores mencionados	Restricción vehículos pesados y TPC, orientación para permitir flujo de aire, sentido norte sur, secciones viales en eje norte sur con amplitud para evitar concentración de gases de combustión, generación de espacios verdes en paralelo al viento	Áreas con posibilidades de intervención por niveles de presión sonora, pero que pueden verse expuestas a niveles importante de contaminación atmosférica. Especialmente material particulado PM2.5

Fuente: EYC GLOBAL S.A.S, 2019.



Figura 3. Zonificación Ambiental (Atmosfera). Fuente: EYC GLOBAL S.A.S, 2019.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La zonificación ambiental propuesta, permite definir los criterios de ocupación del territorio y las medidas necesarias para facilitar la habitabilidad de una zona altamente impactada por la actividad industrial y el trafico vehicular. En este caso, se aborda la realización de la zonificación, observando como el entorno puede afectar el desarrollo de un proyecto. El resultado, no se limita a establecer restricción o permitir el uso del espacio de acuerdo con la normativa actual vigente en materia de calidad de aire y ruido ambiental, sino que propone medidas de manejo aplicables al diseño y planificación urbano del área, pudiéndose incorporar en la normativa específica para el área a desarrollar.

REFERENCIAS

- Área Metropolitana de Valle de Aburrá. (6 de agosto de 2012). Acuerdo Metropolitano 13 de 2012. Medellín: Gaceta Oficial.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2007). Plan de Ordenamiento y Manejo de la Cuenca del Río Aburra. Área Metropolitana, Medellín.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (29 de diciembre de 2011). Acuerdo Metropolitano 18 de 2010. Medellín, Antioquia: Gaceta Oficial.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (7 de febrero de 2014-2019). Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá. Recuperado el 7 de febrero de 2019, de https://siata.gov.co/
- CORANTIOQUIA, Alcaldía de Envigado. (2007). Informe de Resultados de Monitoreo de la Calidad de Aire en el Municipio de Envigado. Envigado.
- Giraldo, M. (8 de marzo de 2008). La Reconversión de las Áreas Industriales en el Corredor del Río Aburrá. Recuperado el 4 de febrero de 2019, de Instituto de Estudios Urbanos - IEU: http://institutodeestudiosurbanos.info/coleccion-de-documentos/
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (1 de noviembre de 2017). Resolución 2254. Recuperado el 4 de febrero de 2019, de Minambiente: http://www.minambiente.gov.co/
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (7 de Abril de 2006). Resolución 627. Recuperado el 4 de febrero de 2019, de Minambiente: http://www.minambiente.gov.co/
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (24 de marzo de 2010). Resolución 610. Recuperado el 4 de febrero de 2019, de Minambiente: http://www.minambiente.gov.co/ Municipio de Envigado. (12 de abril de 2011). Acuerdo 010 de 2011. Envigado, Antioquia.
- Tránsito, V. y. (2014). "CONTRATO No. 09-00-31-07-149-13" ELABORACIÓN DEL PLAN DE MOVILIDAD DEL MUNICIPIO DE ENVIGADO. Medellín.

- Universidad Pontificia Bolivariana, Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2017). Actualización inventario de Emisiones Atmosféricas del Valle de Aburrá -Año 2015-. Medellín.

- Universidad Pontificia Bolivariana, Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2018). Actualización Inventario de Emisiones Atmosféricas del Valle de Aburrá -Año 2016-. Medellín.

RESULTADOS DE PRUEBAS MULTIVEHICULO EN PTI, ACUERDO CITA -CAR, SISTEMA ESTANDARIZADO DESARROLLADO POR CITA (INTERNATIONAL MOTOR VEHICLE INSPECTION COMMITTEE), CON FOCO EN EMISIONES EN CUNDINAMARCA.

Rodrigo Rozo López[1], Daisy Thomas, Matthew Berry, Agustín Zamudio[2]

[2]Ingeniera lider, daisythomas@3datx.com, Gerente General Europa, matthewberry@3datx.com,
[1]Gerente Técnico Latam, rrozo@intecconinc.com, Ingeniero Líder, agustin-zamudio@inteccon.com

Palabras clave: Inspección; material particulado; Fuentes móviles; PEMS; Piloto.

INTRODUCCIÓN

Este estudio presenta los hallazgos de un programa piloto destinado a medir las emisiones de los vehículos de gasolina y diésel, haciendo hincapié en su impacto ambiental y el cumplimiento normativo. La prueba piloto se llevó a cabo en varios tipos de vehículos y condiciones operativas, empleando sistemas portátiles de medición de emisiones (PEMS) de última generación. Las pruebas incluyeron evaluaciones estáticas y mediciones dinámicas realizadas en ruta, lo que permitió una evaluación completa de las emisiones en condiciones reales y controladas. Los objetivos fueron cuantificar los contaminantes clave, como el monóxido de carbono (CO), los hidrocarburos (HC), los óxidos de nitrógeno (NOx) y el material particulado (PM), e identificar las tendencias asociadas con el tipo de combustible, la antigüedad del vehículo y el estado de mantenimiento.

MÉTODOS

El CITA Conducts AVIS Scoring Assessment hace referencia al procedimiento de evaluación de los vehículos mediante un sistema estandarizado desarrollado por CITA (International Motor Vehicle Inspection Committee). Este sistema generalmente se utiliza para garantizar que los vehículos cumplan con los estándares de seguridad, emisiones y condiciones técnicas establecidos por las normativas internacionales o locales.

Componentes clave del AVIS Scoring Assessment:

1. **Inspección visual y técnica:** Se verifica el estado de los componentes del vehículo como luces, frenos, neumáticos, suspensión, dirección, y carrocería.
2. **Emisiones:** Evaluación de las emisiones de gases contaminantes para garantizar que el vehículo cumple con las normativas ambientales.

3. **Puntuación AVIS:** Se asigna un puntaje que clasifica el estado del vehículo en términos de seguridad, funcionalidad y cumplimiento normativo.
4. **Resultados y recomendaciones:** Basándose en el puntaje, se determina si el vehículo requiere reparaciones, mejoras, o si es apto para circular.

Uso del sistema:
Este tipo de evaluación es útil para:

- Asegurar la conformidad de los vehículos con las leyes de tránsito y medio ambiente.
- Monitorear la calidad técnica de las inspecciones realizadas por talleres o estaciones de inspección vehicular.
- Aumentar la seguridad vial reduciendo riesgos asociados a fallos mecánicos.

En el contexto de vehículos e inspección técnica, PTI significa Periodic Technical Inspection (Inspección Técnica Periódica). Es un procedimiento regulado que se realiza a los vehículos para verificar que cumplan con los requisitos de seguridad y emisiones establecidos por la ley.

Objetivos principales de la PTI:

1. **Seguridad vial:** Garantizar que los vehículos se encuentran en condiciones óptimas para circular sin representar un riesgo para los usuarios ni para otros en la vía.
2. **Protección ambiental:** Asegurar que los vehículos cumplen con los límites de emisiones contaminantes establecidos por la normativa.
3. **Mantenimiento preventivo:** Detectar fallas mecánicas o estructurales que podrían convertirse en problemas graves si no se reparan a tiempo.

Aspectos evaluados en una PTI:

- Sistemas de frenos y dirección.
- Suspensión y neumáticos.
- Luces y señalización.
- Emisiones de gases.
- Condiciones estructurales (carrocería, chasis).

Frecuencia de la PTI:

Depende de las regulaciones del país, pero generalmente se realiza cada 1-2 años para vehículos particulares y con mayor frecuencia para vehículos de transporte público o de carga.

RESULTADOS

Los resultados iniciales indican discrepancias significativas en los niveles de emisiones entre los vehículos de gasolina y diésel, ya que los motores diésel emiten niveles más altos de NOx y PM, mientras que los motores de gasolina liberan predominantemente niveles elevados de HC y CO.

Este piloto ha demostrado la factibilidad de introducir un procedimiento de inspección técnica periódica para controlar la contaminación de los vehículos en Colombia.

Los umbrales de aprobación/reprobación se han determinado a partir de la flota de pruebas para los LDV de gasolina, y la misma metodología se puede aplicar para el diésel (LDV y MDV/HDV) siempre que un lector de ECU pueda permitir el cálculo de las emisiones másicas.

El software de aprobación/reprobación puede determinar automáticamente los resultados de las pruebas en vivo, siempre que se utilice la metodología correcta: acondicionamiento correcto del vehículo (¿con control de temperatura de la ECU?), procedimiento de prueba homogéneo con la numeración correcta de las bolsas, etc.

Si es necesario, el sistema utilizado también puede medir la masa de partículas (PM), lo que puede ser útil para vehículos diésel sin DPF.

Durante las pruebas se debe recopilar más información sobre los vehículos de prueba (como las normas de emisiones aplicables y los equipos de reducción de emisiones).

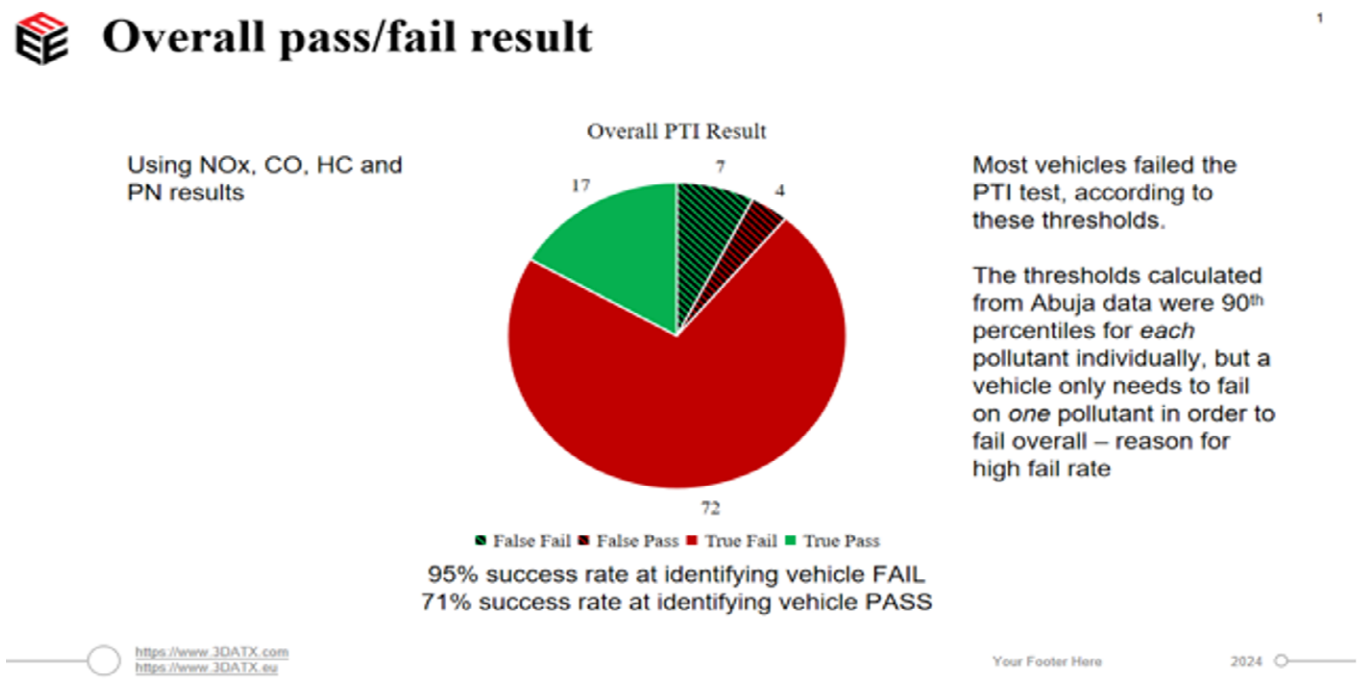
Tabla 1. Muestra de vehículos medidos, muestra representativa de vehículos en la jurisdicción de CAR – Cundinamarca.

Vehicle Characteristics

Emission standard via VIN Decoder website https://en.vindecoder.pt

SiteVehID	Make	Model	Vehicle Type	Duty of Vehicle	Year	Odometer (km)	Engine Size (ml)	Fuel	Transmission	Turbo	Power (hp)	Powertrain	EmStd
CAR-01	TOYOTA	HILUX	Light duty pickup truck	LDV	2011	408079	2454	DIESEL	MAN	Y	100	ICE	EURO-4
CAR-03	RENAULT	KANGOO	Compact van	LDV	2017	98603	1598	GASOLINA	MAN	Y	95	ICE	NA
CAR-04	RENAULT	KANGOO	Compact van	LDV	2017	68822	1598	GASOLINA	MAN	N	95	ICE	NA
CAR-05	CHEVROLET	N400	Compact van	LDV	2023	5518	1485	GASOLINA	MAN	Y	103	ICE	NA
CAR-06	CHEVROLET	N400	Compact van	LDV	2023	3896	1485	GASOLINA	MAN	N	103	ICE	NA
CAR-07	RENAULT	KANGOO	Compact van	LDV	2017	75891	1598	GASOLINA	MAN	Y	95	ICE	NA
CAR-08	DODGE	JOURNEY	SUV	LDV	2016	64384	2400	GASOLINA	MAN	N	173	ICE	NA
CAR-02	VOLKSWAGEN	AMAROK-ANDINA	Light duty pickup truck	LDV	2017	191406	1968	DIESEL	MAN	Y	140	ICE	NA
CDARTV-01	NISSAN	SENTRA	Car	LDV	2022	30907	1997	GASOLINA	MAN	N	145	ICE	NA
CDARTV-02	KIA	SORENTO	SUV	LDV	2012	129095	3470	GASOLINA	AUTO	N	277	ICE	EURO-3
CDARTV-03	PORSCHE	CAYENNE	SUV	LDV	2012	74654	3598	GASOLINA	AUTO	N	300	ICE	EURO-5
CDARTV-04	RENAULT	SANDERO	Car	LDV	2013	105484	1598	GASOLINA	MAN	N	90	ICE	NA
CDARTV-05	NISSAN	TIIDA	Car	LDV	2008	181165	1800	GASOLINA	MAN	N	126	ICE	NA
CDARTV-06	BENELLI	TRK-502	Motorcycle	LDV	2023	6000	500	GASOLINA	MAN	N	47	ICE	NA
CDARTV-07	FORD	EXPLORER	SUV	LDV	2014	89182	3497	GASOLINA	AUTO	N	290	ICE	NA
CDARTV-08	YAMAHA	YZF-R6S	Motorcycle	LDV	2006	44266	600	GASOLINA	MAN	N	127	ICE	NA
CDARTV-09	KIA	SPORTAGE	SUV	LDV	2019	111060	1999	GASOLINA	AUTO	N	155	ICE	EURO-2
CDAAUTOMAS-01	VOLKSWAGEN	CRAFTER35	Commercial van	LDV	2015	408522	1968	DIESEL	MAN	Y	160	ICE	NA
CDAAUTOMAS-02	MERCEDES-BENZ	LO-915	Minibus	MDV	2011	230884	4249	DIESEL	MAN	Y	150	ICE	NA
CDAAUTOMAS-03	VOLKSWAGEN	VIRTUS-TRENDLINE	Car	LDV	2018	39589	1598	GASOLINA	MAN	N	110	ICE	NA
CDAAUTOMAS-04	CHEVROLET	NPR	Medium duty truck	MDV	2015	586358	5193	DIESEL	MAN	Y	153	ICE	NA
CDAAUTOMAS-05	TOYOTA	COROLLA-CROSS	SUV	LDV	2023	26402	1798	GASOELEC	AUTO	N	126	Hybrid	NA
CDAAUTOMAS-06	FOTON	BJ1133VJPGG-1	Medium duty truck	MDV	2013	556241	6690	DIESEL	MAN	Y	210	ICE	NA
CRVSDA-01	CHEVROLET	NPR	Medium duty truck	MDV	2013	726806	5163	DIESEL	MAN	Y	148	ICE	NA
CRVSDA-02	KENWORTH	T800	Heavy duty truck	HDV	2012	623629	15000	DIESEL	MAN	Y	450	ICE	NA
CRVSDA-03	VOLVO	B215RH	Bus	HDV	2014	671916	4760	DIESELEC	AUTO	Y	215	Hybrid	NA
CRVSDA-04	CHEVROLET	NPR	Medium duty truck	MDV	2018	163080	5193	DIESEL	MAN	Y	153	ICE	NA
CRVSDA-05	THOMASBUILT	EF1723	Bus	HDV	2015	578812	6693	DIESEL	MAN	Y	221	ICE	NA
CRVSDA-06	VOLVO	B215RH	Bus	HDV	2014	654218	4760	DIESELEC	AUTO	Y	215	Hybrid	NA
CRVSDA-07	HINO	FC9JKSZ	Bus	HDV	2012	372951	5123	DIESEL	MAN	Y	207	ICE	NA
CRVSDA-08	KIA	RIO-LS	Car	LDV	2014	547835	1493	GASGASOL	MAN	N	96	ICE	NA

Grafica 1. Resultado porcentual de herramienta de software Pasa/Falla, con base en los resultados de Numero de partículas y concentración de gases, con los criterios de nuestra norma en prueba estática.



Grafica 2. Comparativo de concentraciones de Numero de partículas en las pruebas en Colombia, frente a pruebas en Nigeria y Suecia.

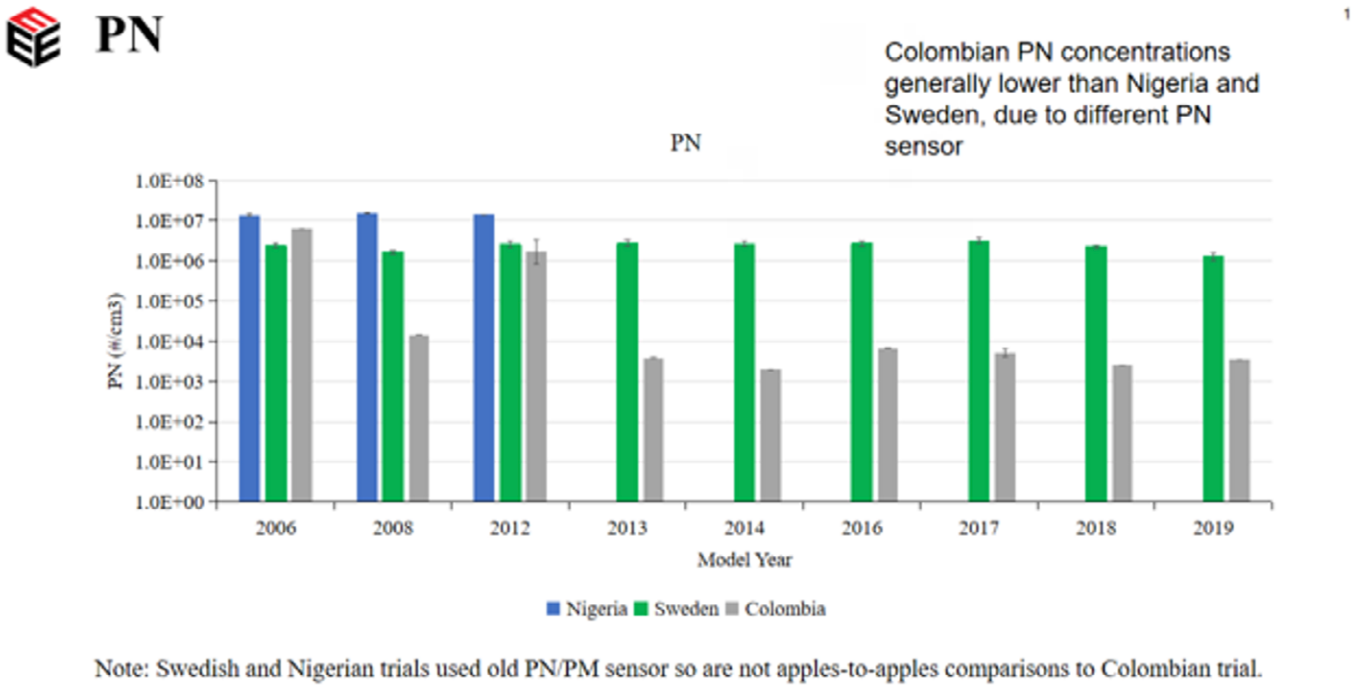
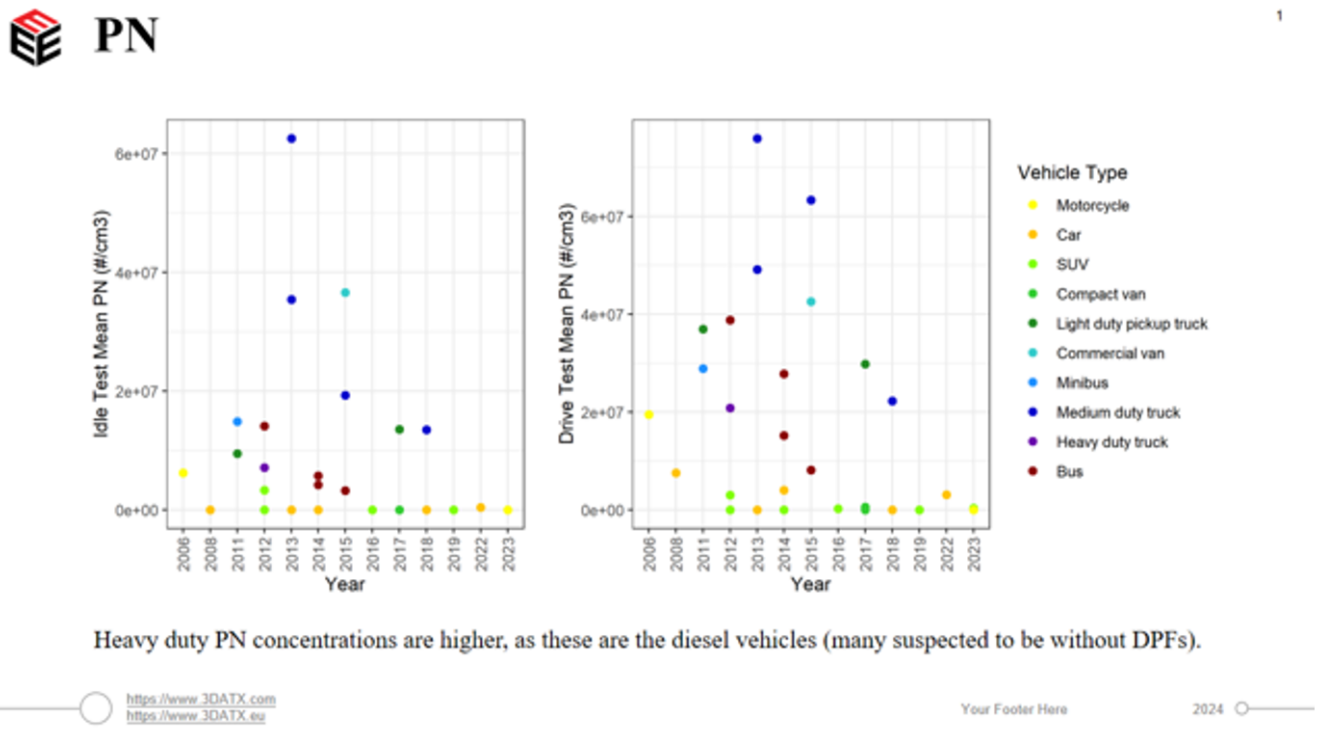


Gráfico 3. Comparación de concentraciones de Numero de partículas por tipo de vehículo y sin dispositivo de control.



IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio presenta los hallazgos de un programa piloto destinado a medir las emisiones de los vehículos de gasolina y diésel, haciendo hincapié en su impacto ambiental y el cumplimiento normativo. La prueba piloto se llevó a cabo en varios tipos de vehículos y condiciones operativas, empleando sistemas portátiles de medición de emisiones (PEMS) de última generación. Las pruebas incluyeron evaluaciones estáticas y mediciones dinámicas realizadas en ruta, lo que permitió una evaluación completa de las emisiones en condiciones reales y controladas. Los objetivos fueron cuantificar los contaminantes clave, como el monóxido de carbono (CO), los hidrocarburos (HC), los óxidos de nitrógeno (NOx) y el material particulado (PM), e identificar las tendencias asociadas con el tipo de combustible, la antigüedad del vehículo y el estado de mantenimiento.

Los resultados iniciales indican discrepancias significativas en los niveles de emisiones entre los vehículos de gasolina y diésel, ya que los motores diésel emiten niveles más altos de NOx y PM, mientras que los motores de gasolina liberan predominantemente niveles elevados de HC y CO.

REFERENCIAS

Artículos:
PN Concentration and Size Distribution Measurements from CNG and Diesel HGVs
Daisy Thomas, Ph.D. Gurdas S. Sandhu, Ph.D. Matthew Berry, MBA. Cambridge Particle Meeting, 17th June 2024.
www.3datx.com

Reporte:

- CLEANING THE AIR IN NIGERIA – LESSONS FROM AN I/M CAMPAIGN
  Daisy Thomas, Ph.D. 34th CRC Real World Emissions Workshop, 10-13th March.
  www.3datx.com

- Suitability of iPEMS for Inspection and Maintenance in Nigeria Daisy Thomas, Ph.D. 13th Annual International OSAR Conference, 14-15th March 2024.
  www.3datx.com

Bases de datos:
CAR database Mobile source department. Eng. Luis Zarate and Eng. Hugo Saenz, 2024.
Fuente: Fuente o elaboración propia.

RETENCIÓN SUPERFICIAL DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS EN ESPECIES VEGETALES: CASO DE ESTUDIO EN MEDELLÍN

Santiago A. Franco[1], Luisa M. Gómez[2], David Aguiar[2], Mauricio A. Correa[2]

[1,2]Grupo de Investigación y Laboratorio de Monitoreo Ambiental—GLIMA, Universidad de Antioquia UdeA, Calle 70 N°. 52-21, Medellín 050010, Colombia. Santiago.franco2@udea.edu.co1, Luisam.gomez@udea.edu.co, David.aguiar@udea.edu.co, Mandres.correa@udea.edu.co

Palabras clave: Sólidos totales, Interpolación espacial, Especies vegetales, Corredores verdes

INTRODUCCIÓN

Las plantas desempeñan un papel importante en la remoción de contaminantes atmosféricos, sus hojas tienen la capacidad de capturar partículas e incluso bioacumularlas (Alahabadi et al., 2017). Las características específicas de las hojas como el tamaño, la configuración foliar, la densidad estomática y las propiedades de la filosfera son diferentes para cada especie (Barrera et al., 2015, Koch et al., 2023), lo que influye en su capacidad de retención (Wang et al., 2015). Las condiciones de exposición a los contaminantes (distancia a carreteras, chimeneas o altura de las hojas) y la composición química de los mismos, además de las condiciones meteorológicas también tienen influencia en los procesos de captura de partículas (Cai et al., 2017). Recientemente, el uso de árboles y plantas como biorremediadores de la contaminación atmosférica ha sido implementado en diferentes ciudades mediante alternativas como corredores verdes (Terekhina & Ufimtseva, 2020). El presente estudio tiene como objetivo relacionar las condiciones ambientales y las principales características de tres plantas comunes en Medellín con la retención superficial de contaminantes atmosféricos.

MÉTODOS

Se trabajó con las especies Mango (Mangifera indica), Almendro (Terminalia catappa) y Thunbergia (Thunbergia grandiflora), comunes en Medellín. Para el muestreo, se seleccionaron cinco puntos estratégicos que representan los puntos cardinales —Norte(N), Sur(S), Este(E), Oeste(O)— y Centro(C) de la ciudad (Ver Figura 1). El muestreo se realizó en tres fechas entre septiembre de 2023 y abril de 2024, garantizando que cada recolección fuera realizada al menos tres días después de la última precipitación.

La metodología empleada se adaptó de estudios similares como el de Dzierzanowski et al. (2011), siguiendo criterios para seleccionar hojas saludables, provenientes del tercio medio del árbol. Una muestra consiste en cuatro hojas de una especie específica en un punto específico (n=15

en cada fecha). En el laboratorio, se pesan las 4 hojas de cada muestra y se someten durante una hora a ultrasonido (60Hz) en 350mL de agua millipore, el agua resultante de este proceso es filtrada y empleada para su posterior análisis.

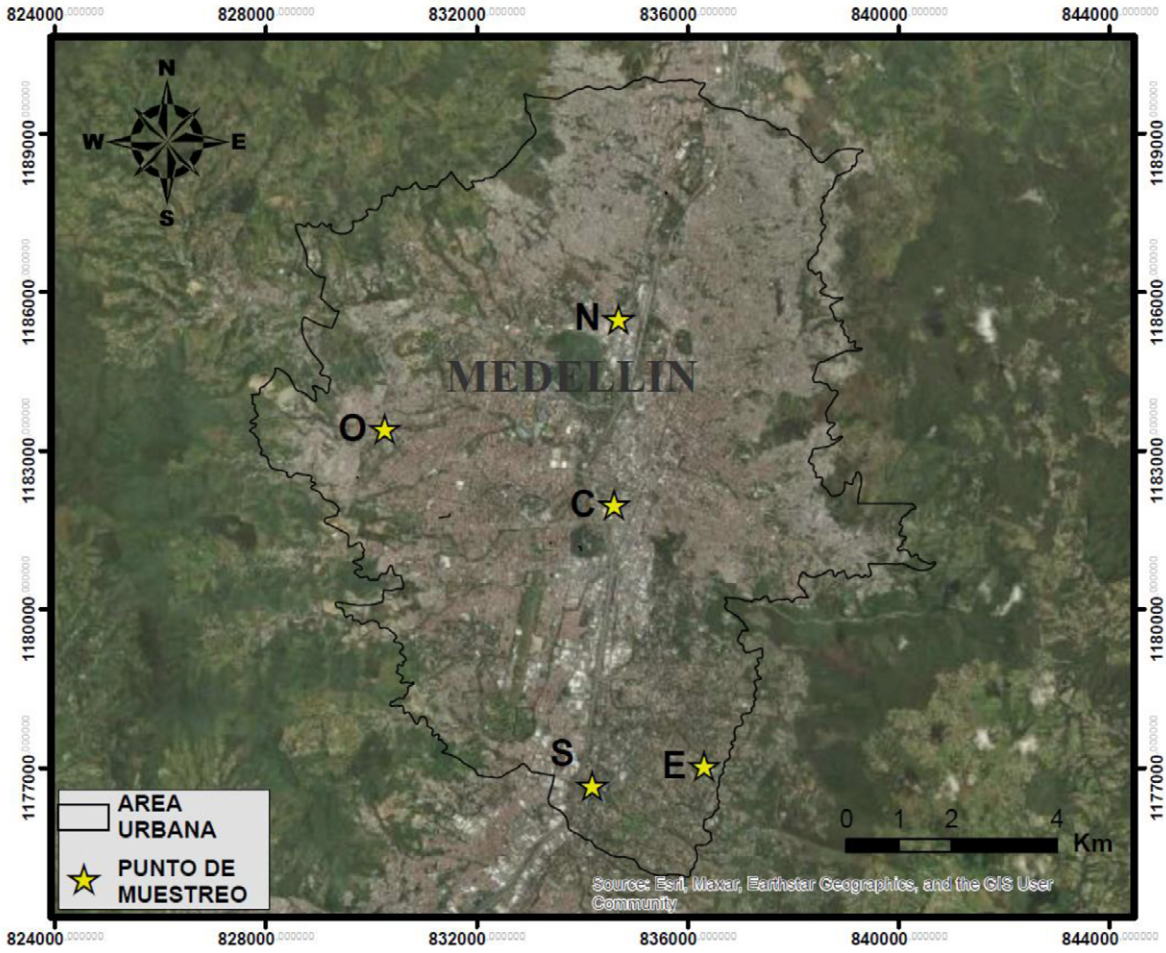


Figura 1. Ubicación de los puntos de muestro.

Para evaluar la acumulación superficial de contaminantes se determinaron las concentraciones de Sólidos Totales (ST) y Sólidos Fijos (SF). El área foliar fue calculada utilizando el software ImageJ.

Los resultados se contrastaron con variables meteorológicas y concentraciones de contaminantes atmosféricas medidas en estaciones cercanas de la red de calidad del aire del Valle de Aburrá, y analizados mediante interpolación geoestadística. La Figura 2 representa un resumen gráfico de la metodología.

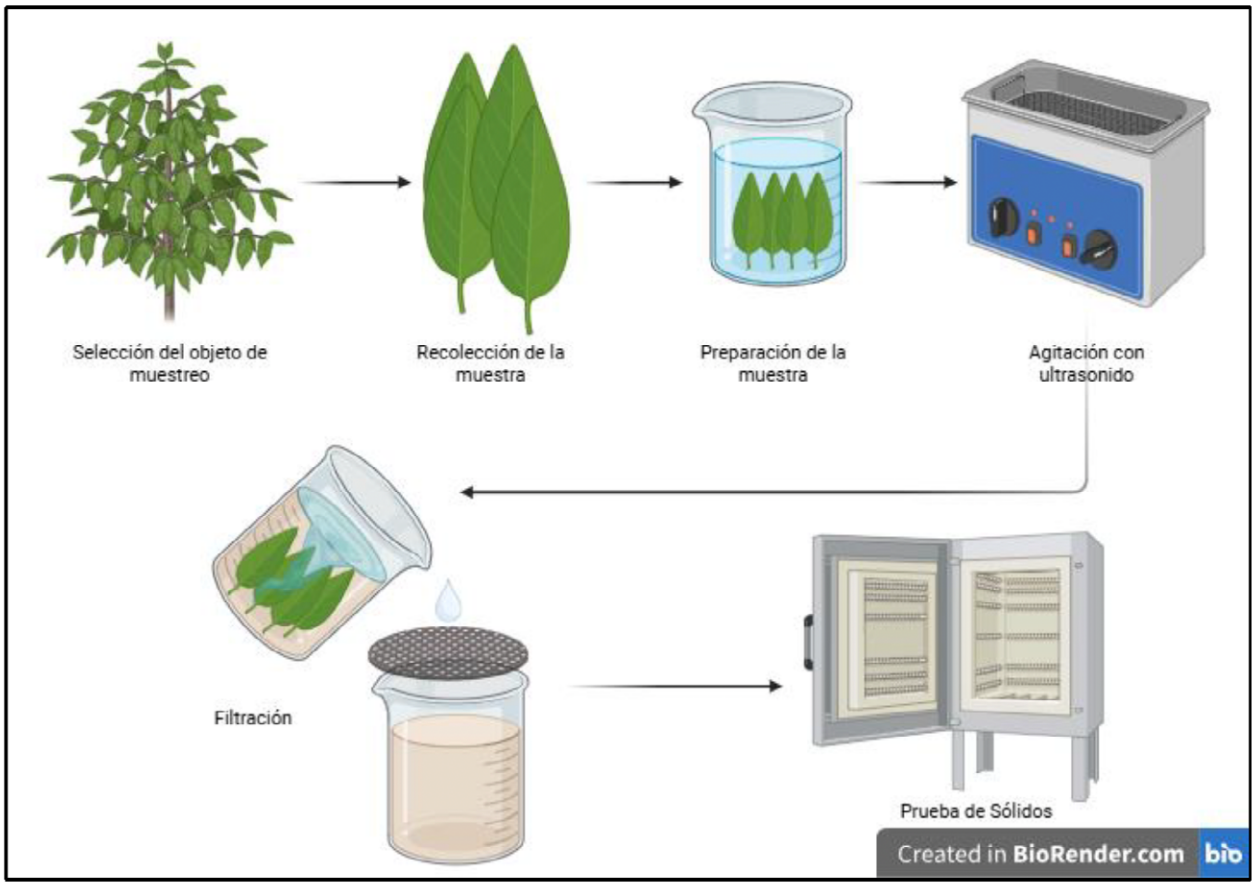


Figura Resumen de la metodología de muestreo

RESULTADOS

Entre las especies analizadas, el Mango presentó mayores niveles de concentración de ST en sus hojas. Esto puede atribuirse a características específicas de su superficie foliar, como una mayor rugosidad y la presencia de tricomas, que incrementan la capacidad de retener partículas suspendidas (Duran-Rivera & Alzate-Guarin., 2009)-. En contraste, Almendro y Thunbergia mostraron resultados similares con menores concentraciones. Los puntos norte y sur registraron las mayores concentraciones de contaminantes, probablemente debido a su proximidad a vías muy transitadas, donde la actividad vehicular es intensa. En el centro se dieron menores niveles de concentración, allí las plantas no están tan cerca de las vías principales. Las zonas este y oeste presentaron los niveles más bajos.

En el tercer muestreo, cuando las concentraciones de $PM_{2.5}$ fueron más altas, se detectaron niveles promedio más elevados de ST, lo cual podría explicarse por la naturaleza acumulativa de los contaminantes en las hojas. Factores ambientales como la precipitación pueden tener mayor incidencia en la deposición y remoción de partículas. La Figura 2 muestra la concentración de ST por unidad de área foliar ($\mu g/cm^2$) para cada especie en los muestreos 1,2 y 3 en cada punto de muestreo y compara estos resultados con las concentraciones de $PM_{2.5}$ (datos obtenidos de las estaciones de la red de calidad del aire a través de su portal).

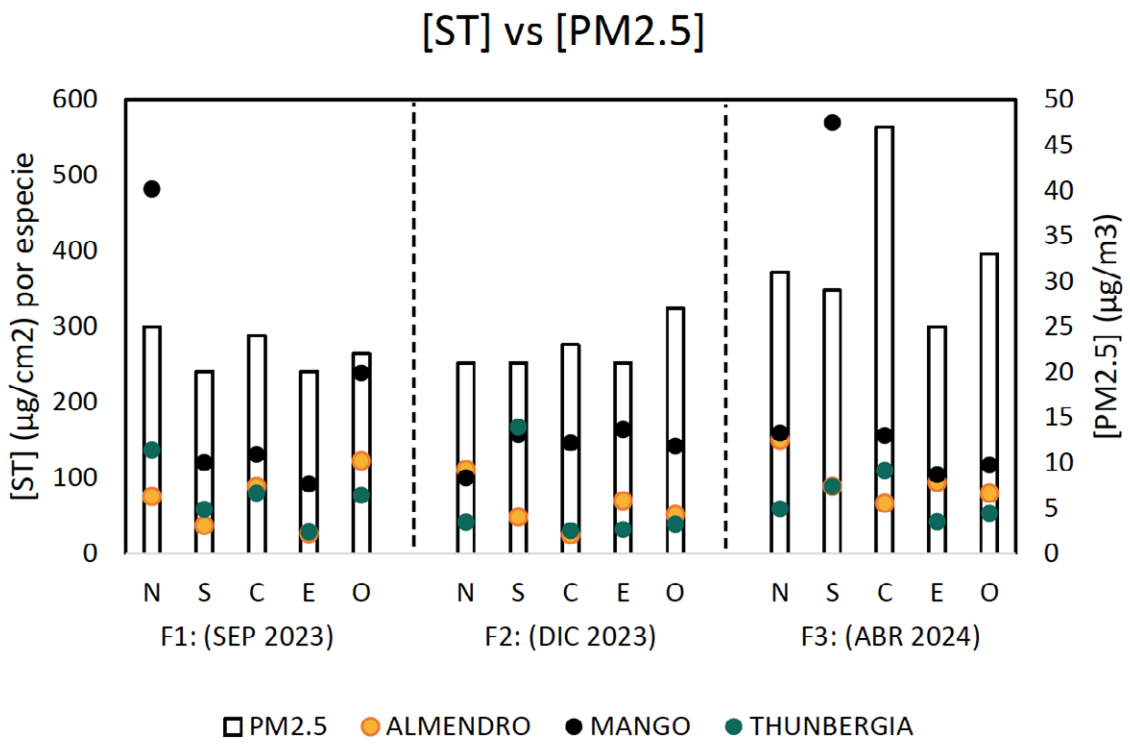


Figura 2. Comparación de concentraciones de ST [µg/cm²] y PM2.5 [µg/m³].

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este proyecto se enfoca en el uso de especies vegetales como herramienta para mejorar la calidad del aire urbano. Los resultados podrían orientar políticas de arborización estratégica, identificando la capacidad de especies comunes para capturar contaminantes, lo que promueve su siembra en zonas críticas como vías transitadas o áreas industriales. Además, podrían elaborarse planes de calidad del aire que integren medidas basadas en la naturaleza como complemento a regulaciones tradicionales. Aportando al diseño de espacios verdes más funcionales, por ejemplo, las hojas de los árboles podrían ser utilizados como bioindicadores, optimizando intervenciones en áreas contaminadas y presentando alternativas económicas. A partir del proyecto se pueden trabajar estrategias de sensibilización ciudadana, promoviendo el cuidado de espacios verdes, reforzando la sostenibilidad urbana, combinando beneficios ambientales, económicos y sociales frente a los retos que presenta la contaminación atmosférica en la ciudad y el país.

REFERENCIAS

- Alahabadi, A., Ehrampoush, M. H., Miri, M., Aval, H. E., Yousefzadeh, S., Ghaffari, H. R., Ahmadi, E., Talebi, P., Fathabadi, Z. A., Babai, F., Nikoonahad, A., Sharafi, K., & Hosseini-Bandegharaei, A. (2017). A comparative study on capability of different tree species in accumulating heavy metals from soil and ambient air. Chemosphere, 172, 459–467. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.045

- Barrera, S.E., Sarango-Flores, S.W., & Montenegro-Gómez, S.P. (2019). The phyllosphere microbiome and its potential application in horticultural crops. A review. Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas, 13(3), 384-396. Epub August 08, 2020. https://doi.org/10.17584/rcch.2019vl3i3.8405

- Cai, M., Xin, Z., & Yu, X. (2017). Spatio-temporal variations in PM leaf deposition: A meta-analysis. Environmental Pollution, 231, 207–218. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.105

- Duran-Rivera, B., & Alzate-Guarin, F. (2009). Intercepción de partículas suspendidas totales (PST) por cinco especies de árboles urbanos en el Valle de Aburrá. Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, (47), 59-66. Retrieved November 28, 2024, from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120623020090001000006&lng=en&tlng=es

- Dzierzanowski, K., Popek, R., Gawrońska, H., Saebø, A., & Gawroński, S. W. (2011). Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surfaces and in waxes of urban forest species.

- International Journal of Phytoremediation, 13(10), 1037–1046. https://doi.org/10.1080/15226514.2011.552929

- Koch, K., Wuyts, K., Denys, S., & Samson, R. (2023). The influence of plant species, leaf morphology, height and season on PM capture efficiency in living wall systems. The Science of the Total Environment, 905, 167808. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167808

- Terekhina, N. V., & Ufimtseva, M. D. (2020). Leaves of trees and shrubs as bioindicators of air pollution by particulate matter in Saint Petersburg. GEOGRAPHY ENVIRONMENT SUSTAINABILITY, 13(1), 224–232. https://doi.org/10.24057/2071-9388-2019-65

- Wang, L., Gong, H., Liao, W., & Wang, Z. (2015). Accumulation of particles on the surface of leaves during leaf expansion. The Science of the Total Environment, 532, 420–434. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.014

PM_{10}, NO_2 AND AIR TEMPERTURE ARE RELATED TO THE OCCURRENCE OF RESPIRATORY DISEASES IN THE CITY OF SÃO PAULO, BRAZIL

Samara Carbone[1], Alexandre Cacheffo[2], Luís Guilherme E. e Silva[3], Kallita Cruz de Santana[4], Jonatan Silva[5], Fabio J. S. Lopes[6], Thiago Paulon Diaz[7], Eduardo Landulfo[8], Izabel da Silva Andrade[9], Marlon Puig[10], Henrique Aveiro[11], Laura Silva Pelicer[12] and Gregori de Arruda Moreira[13]

[1]Universidade Federal de Uberlândia, samara.carbone@ufu.br
[2]Universidade Federal de Uberlândia, cacheffo@ufu.br
[3]Universidade Federal de Uberlândia, luis.espinosa@ufu.br
[4]Universidade Federal do Oeste da Bahia, kallita.s0844@ufob.edu.br
[5]Universidade Federal do Oeste da Bahia, silva.jonatan@ufob.edu.br
[6]Universidade Federal de São Paulo, fabioslopes@gmail.com
[7]Universidade Federal de São Paulo, thiago.diaz@unifesp.br
[8]Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, elandulf@ipen.br
[9]Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, izabel.andrade@usp.br
[10]Hospital das Clínicas de São Paulo, marlonsamba83@yahoo.es
[11]Pesquisador Independente, mpa.henrique@gmail.com
[12]Instituto Federal de São Paulo, laura.pelicer@aluno.ifsp.edu.br
[13]Instituto Federal de São Paulo, gregori.moreira@ifsp.edu.br

Keywords: public health; air pollutants; São Paulo

INTRODUCTION

The effects of air quality degradation on people's health have been the subject of research in São Paulo, Brazil, for decades. São Paulo has 11,4 million inhabitants (IBGE, 2024) and 9,7 million vehicles (Ministry of Transport, 2024) located in South America with constant air quality exceedances, despite the implemented policies and legislation to improve the air quality at the national and regional levels. Atmospheric pollutants, such as O_3, PM_{10}, and NO_2, have been highlighted to be related to the occurrence of respiratory diseases among children and adults, also provoking the aggravation of allergic diseases (Saldiva et al., 1994; Santana et al., 2024). This study investigates the relationship between atmospheric air pollutants, atmospheric meteorological variables, and respiratory diseases in 3 age groups (children, adults, and older adults) from 2004 to 2024 in São Paulo.

METHODS

All disease data used in this study were collected from the DataSUS website (https://datasus.saude.gov.br/), a Brazilian Ministry of Health repository to São Paulo Municipality. The data were divided into three age groups: Children (0 - 14 years), Adults (15 - 59 years), and Older Adults (60 years or older).

The incidence rate ratio (IRR) was estimated using a univariate negative binomial regression. The IRR was chosen to investigate the relationship between the number of weekly hospitalizations to each age group (children, adults, and older adults) and the Mean, Median, and Maximum values of Air Temperature (T in ºC), Relative Humidity (RH in %), the hourly mass concentration of PM10, PM2.5, NO2, SO2, and O3 in µg m3. The pollutants and meteorological variables were used as independent variables. The negative binomial regression model initially included all variables. Variables with a p-value greater than 0,01 were removed using manual backward stepwise elimination. Finally, the model was created based on the most relevant variables. The period from January 2004 to September 2024 was used for the analyses.

RESULTS

The results from the univariate negative binomial regression indicate that among the children age group, the variable with the largest IRR was the mean air temperature (IRR=1,07; 95% CI, Table 1). These results suggest that an increase of 1 ºC in the mean air temperature resulted in a 7% increase in respiratory diseases among the children in the city of São Paulo in the period analyzed. In addition, the variables mean PM10 and NO2 were identified among the most relevant atmospheric pollutants for the occurrence of respiratory diseases in children at São Paulo with IRR values of 1,02 and 1,01, respectively. Among the adult age group, the median PM2.5 and the mean NO2 were identified with p-values smaller than 0,01 and IRR=1,01 for both pollutants. Finally, among the older adults, the IRR value for respiratory diseases was 1,01 for the median PM2.5 pollutant variable.

Table 1. Incidence Rate Ratio [95%CI] of respiratory diseases in São Paulo Municipality for children, adults, and older adults age groups.

Age group	Variable	IRR	95% CI
Children	T_{median}	1,07	1,05-1,09
	$PM_{10,\ mean}$	1,02	1,00-1,04
	$NO_{2,\ mean}$	1,01	1,00-1,01
Adults	$PM_{2.5,\ median}$	1,01	1,00-1,01
	$NO_{2,\ mean}$	1,01	1,00-1,01
Older adults	$PM_{2,5,\ meadian}$	1,01	1,00-1,01

Source: The authors.

IMPLICATIONS IN PUBLIC HEALTH AND PRACTICS

The results indicate that air quality degradation remains an issue in Pão Paulo even after decades of implemented public policies. The median air temperature increase might be a concern in the current and future warning climate, especially among children, who are particularly vulnerable to respiratory problems due to their developing lungs. Therefore, the policymakers must focus on specific legislation and practices for this age group. Air quality continuous monitoring is crucial for tracking pollutant levels and implementing effective reguations. Nervertheless, policies to drastically reduce the vehicle fleet and to improve the public transportation are urgent and will provide co-benefits for climate iniciatives, addressing two major problems simultaneously.

REFERENCES

- Saldiva, P. H. N., Lichtenfels, A. J. F. C., Paiva, P. S. O., Barone, I. A., Martins, M. A., Massad, E. Pereira, J. C. R., Xavier, V. P., Singer, J. M. & Bohm, G. M. (1994). Association between Air Pollution and Mortality Due to Respiratory diseases in children in São Paulo, Brazil: A Preliminary Report. Environmental Research, 65(2), 218 – 225. https://doi.org/10.1006/enrs.1994.1033

- Santana, J. C. C., Miranda, A. C., Rosa, J. M., Berssati, F. T., Ho, L. L., Ferreira, L. L. S., Gomes, R. A. & Araújo, S. A. (2024). A neuro-fuzzy model to predict respiratory disease hospitalizations arising from the effects of traffic-related air pollution in São Paulo. Clean Technologies and Environmental Policy, https://doi.org/10.1007/s10098-024-02877-0

- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2024). População no último senso [2022]. https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-paulo/panorama

- Ministry of Transport. (2024). Frota de Veículos – 2024. Frota Nacional por municipio. https://www.gov.br/transportes/pt-br/assuntos/transito/conteudo-Senatran/frota-de-veiculos-2024

ESTUDIO EXPLORATORIO DE MATERIAL PARTICULADO EN UN COMEDOR COMUNITARIO QUE EMPLEA BIOMASA PARA LA COCCIÓN DE ALIMENTOS

Ana Lasso[1]; Diego Andrés Ramírez Escue[2]

[1]Universidad Autónoma de Occidente, aplasso@uao.edu.co
[2]Universidad Autónoma de Occidente, diego_a.ramirez_e@uao.edu.co

Palabras clave: Material particulado; generación de energía; quema de biomasa; sensores de bajo costo.

INTRODUCCIÓN

La quema de biomasa es una fuente relevante de material particulado (PM_{10} y $PM_{2,5}$), asociado a enfermedades cardiorrespiratorias (Padrón et al., 2014). A pesar de sus riesgos, esta práctica persiste como fuente de energía en comunidades con limitados recursos económicos. En el mundo, 2.700 millones de personas dependen de la biomasa para cocinar o calentarse (Sánchez Gómez y Fajardo Pinilla, 2020), y en Latinoamérica, el 19% de la población aún utiliza esta fuente energética (Universidad Distrital Francisco José de Caldas et al., 2020). En Cali, algunos comedores comunitarios que carecen de apoyo institucional para costear servicios públicos recurren a la quema de biomasa, exponiendo a gestores y usuarios a este contaminante. No obstante, los estudios en este campo son escasos en el país. Este trabajo busca evaluar la exposición personal a través de un monitoreo realizado en el año 2024. Por lo que, se cuantificarán las concentraciones del contaminante haciendo uso de un sensor. También se analizará la variación de la relación $PM_{2,5}/PM_{10}$ durante el proceso de combustión, y se calculará la dosis de inhalación considerando los posibles efectos en calidad del aire y salud.

MÉTODOS

La cuantificación de las concentraciones de PM se realizó en un comedor comunitario del sureste de Cali con el sensor de bajo costo Flex Quality Sensor que cuenta con dos contadores laser Plantower PMS6003 (PurpleAir LLC, Draper, UT, USA). Este tipo de sensores ópticos han incrementado su uso proporcionando información confiable en tiempo real para la evaluación de la calidad del aire en microambientes (Stavroulas et al, 2020). El sensor fue ubicado en la parte externa del comedor, zona donde se combinan las actividades de preparación y distribución de alimentos, a 3 metros de una estufa rudimentaria sin control de la combustión. La biomasa utilizada para la quema está compuesta principalmente por residuos de madera, pero dadas las prácticas de manejo de residuos, otros materiales como plástico también se usan para alimentar la estufa. El monitoreo se realizó en tiempo real durante un periodo de 6 semanas en las que se

realizaron visitas periódicas para corroborar las condiciones técnicas del sensor y descargar los datos en formato CSV, así como verificar el estado del cableado, acceso continuo al servicio de energía eléctrica e internet para la no interrupción del monitoreo.

El estudio incluyó análisis diarios y horarios en lo que se evaluaron las concentraciones de material particulado frente a los valores máximos permisibles de la Resolución 2254 de 2017 de Colombia y los estándares internacionales de calidad del aire (AQG) de la OMS. Además, siguiendo la ecuación de Castagnasso et al. (2017) se determinó el factor de relación $PM_{2,5}$ /PM_{10}. La ecuación 1 permite conocer

la distribución de material fino y grueso frente a fuentes de contaminación en análisis diarios y horarios.

$$Factor = \frac{Concentración\ promedio\ PM2{,}5}{Concentración\ pronedio\ PM10}$$

Por último, el estudio incluyó el cálculo del Índice de Calidad del Aire (ICA) siguiendo la metodología de la normativa colombiana para $PM_{2,5}$ y PM_{10}.

RESULTADOS

El comedor funciona de lunes a sábado, en un horario comprendido entre las 7:00 a.m. y las 2:00 p.m. Las concentraciones de $PM_{2,5}$ y PM_{10} en el periodo de monitoreo se muestra en la figura 1.

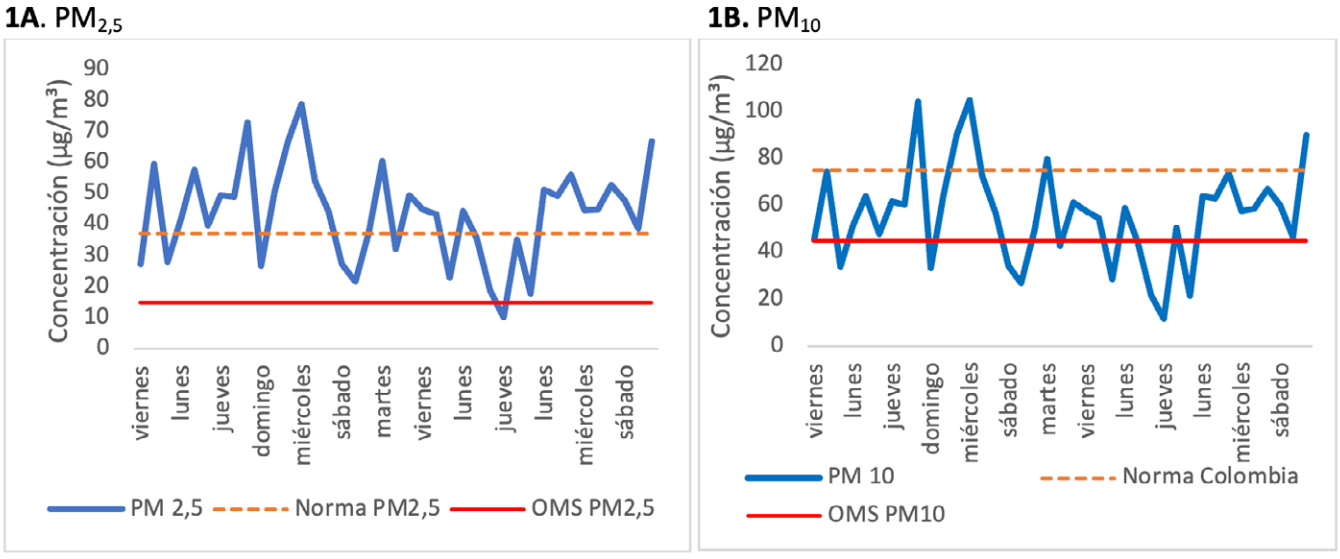


Figura 1. Concentraciones diarias de $PM_{2,5}$ y PM_{10} frente a la normativa nacional e internacional. Fuente: Elaboración propia.

En la figura 1A, se observa que frente a las directrices de la OMS (2021), el 97,4% de los datos supera el valor máximo recomendado de 15 µg/m³ por día. Mientras que frente a la norma de Colombia que define un valor máximo permisible de 37 µg/m³, se supera en el 69,23% del periodo monitoreado. Lo anterior supone un alto riesgo de salud considerando que la fracción fina es la más peligrosa por su capacidad de ingresar al cuerpo por las vías respiratorias. Además, según la Organización Panamericana de la Salud, se ha evidenciado que, en países de las Américas con ingresos medios como Colombia, hay un 15% de mayores riesgos de mortalidad a largo plazo respecto a los lineamientos de la OMS (PAHO, 2016).

En la figura 1B, se observan las concentraciones de PM_{10} respecto de la norma colombiana y los AQG de la OMS que establecen un valor máximo permisible diario de 75 µg/m³ y 45 µg/m³, respectivamente. En el caso de los AQG, del periodo total de monitoreo, las concentraciones promedio superaron el límite en el 74,35% de los datos. En el caso de la norma colombiana, se observa una reducción de los días impactados por la actividad del comedor con el 12,82% de los datos analizados que supera el límite permisible. Lo que resulta importante considerando que otros estudios reportan que un incremento de 10 µg/m³ podría representar un alza del 20% en muertes de personas por cáncer de pulmón (Behrentz Valencia et al, 2009).

Por otro lado, el análisis de las concentraciones promedio horarias de $PM_{2,5}$ se observan en la figura 2.

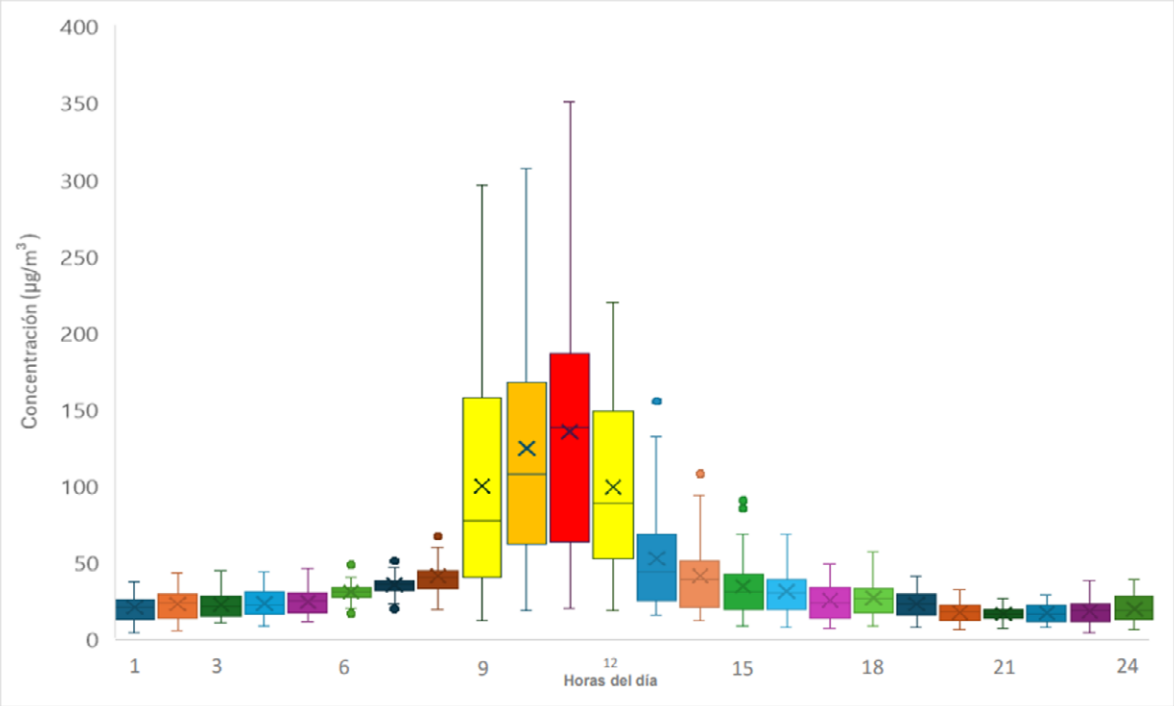


Figura 2. Concentraciones horarias de $PM_{2,5}$
Fuente: Elaboración propia

En la figura se evidencia la dinámica de la generación de material particulado durante las horas de actividad del comedor y su disminución fuera del horario operativo. Se encontró que entre la 1:00 a.m., y las 5:00 a.m., las concentraciones de $PM_{2,5}$ son inferiores a 50 µg/m³. Sin embargo, entre las 7:00 a.m., y las 3:00 p.m., las concentraciones incrementan alcanzando los máximos valores a las 11:00 a.m. Situación agravada considerando que exposiciones sostenidas a altas concentraciones se asocian con un incremento en la tasa de mortalidad de 1,65% por causas naturales, 2,01% por enfermedades cardiovasculares y 1,41% por complicaciones respiratorias (Lin et al, 2017).

Otros hallazgos importantes se evidencian en la tabla 1. Donde se observa el factor de relación $PM_{2,5}/PM_{10}$ con valores por encima del 70% en todos los casos. De acuerdo con Echeverri Londoño y Maya Vasco (2008), altos % indican la predominancia de actividades como la quema de biomasa.

Fracciones	Lunes	Martes	Miércoles	Jueves	Viernes	Sábado	Domingo
PM_{10} (µg/m³)	57,70	68,41	58,12	53,19	57,51	62,98	31,76
$PM_{2,5}$ (µg/m³)	45,13	54,01	45,11	41,62	43,69	47,70	23,43
Relación (%)	78,22	78,95	77,62	78,25	75,98	75,74	73,76

Tabla 1. Fracción de material fino en el periodo de monitoreo. Fuente: Elaboración propia.

Estas relaciones demuestran que la combustión de biomasa eleva el factor de relación, y se ha encontrado que en zonas caracterizadas por pocas o nulas fuentes de combustión la relación es > 50%, mientras que en zonas donde se evidencia fuente de combustión se encontraron relaciones superiores al 70% (Rincón Caro, 2019).

Por otro lado, los cálculos del ICA para $PM_{2,5}$ arrojaron que varía de lunes a sábado entre 111,45 y 147,14. Lo que cualitativamente representa una calidad del aire dañina a la salud de grupos sensibles, excepto el domingo con calidad del aire aceptable. Respecto al PM10, la calidad del aire durante la semana se clasifica entre aceptable y buena. En este sentido, el ICA de la fracción fina es mayor en la jornada laboral, lo que revela una deficiente calidad del aire posicionada 2 categorías por debajo de la zona segura en el 85,71% de la semana. Las autoridades han reportado que la calidad del aire en Cali varía en las mismas categorías. Esta información revela que los cálculos se enmarcan en análisis a mayor escala con diferentes fuentes de contaminación (DAGMA, 2018). Respecto Al PM_{10}, en el 83,33% de los días de la semana, la calidad del aire es de segunda categoría. Lo que denota la influencia que tiene la quema de biomasa. No obstante, es posible que otras fuentes de emisión, como las móviles influyan en el monitoreo de las concentraciones de PM_{10} y $PM_{2,5}$. Lo que denota el interés por la consolidación del campo de investigación con otros estudios donde se cuente con una red de monitoreo por amplios periodos de tiempo que permita analizar la influencia de las diferentes fuentes, entre ellas la quema de biomasa.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

En términos de políticas públicas, se evidencian implicaciones asociadas con lineamientos internos debido a la flexibilidad de la Resolución 2254 de 2017 en comparación con estándares internacionales como los de la OMS. Esto sugiere una actualización de políticas que permitan proteger de manera efectiva a las comunidades vulnerables, como aquellas que dependen de la quema de biomasa como fuente de energía. Además, siguiendo recomendaciones de la OMS, el estudio corrobora la urgencia de promover políticas que incentiven el uso de combustibles más limpios y viables, así como estufas tecnificadas que mejoren los procesos de combustión adoptando conceptos de investigación ya reportados en la literatura. Todo esto con trabajo armónico entre instituciones naciones y distritales. En cuanto a las prácticas locales, el estudio evidenció la necesidad de implementar estrategias enfocadas en el trabajo comunitario donde se sensibilice y capacite a comunidades vulnerables en materia de riesgos para la salud de la contaminación del aire y los beneficios de opciones energéticas más sostenibles.

REFERENCIAS

- Behrentz Valencia, E. (2009). Memorias II Congreso Colombiano y Conferencia Internacional de Calidad del Aire y Salud Pública. -- Bogotá: Universidad de los Andes, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Ediciones Uniandes, 2010. http://sur.uniandes.edu.co/events/70-ii-congreso-colombiano-y-conferencia-internacional

- Castagnasso, G. H., Balbi, K. B., Giuliani, D. S., Porta, A. A., & Massolo, L. A. (2017). Relación entre concentraciones de PM10 y PM2. 5 en calidad del aire de Dock Sud, provincia de Buenos Aires. [Artículo de investigación]. Universidad de la Plata. In VI Congreso Bianual PROIMCA y IV Congreso Bianual PRODECA (Bahía Blanca, 2017). http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/118291

- Departamento Administrativo de Gestión Ambiental. (2018). Boletín Mensual de Calidad del Aire de Santiago de Cali. Recuperado noviembre 17, 2024 de: https://www.cali.gov.co/dagma/loader.php?lServicio=Tools2&lTipo=descargas&lFuncion=descargar&idFile=21001

- Echeverri Londoño, C. A., y Maya Vasco, G. J. (2008). Relación entre las partículas finas (PM 2.5) y respirables PM 10) en la ciudad de Medellín. Revista Ingenierías Universidad de Medellín, 7(12), 23-42. https://revistas.udem.edu.co/index.php/ingenierias/article/view/198

- Lin, H., Ma, W., Qiu, H., Wang, X., Trevathan, E., Yao, Z., ... & Tian, L. (2017). Using daily excessive concentration hours to explore the short-term mortality effects of ambient PM2. 5 in Hong Kong. Environmental Pollution, 229, 896-901.

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (noviembre 01, 2017). Resolución 2254 de 2017. Por la cual se adopta la norma de calidad del aire ambiente y se dictan otras disposiciones. https://www.minambiente.gov.co/documento-entidad/resolucion-2254-de-2017/

- Organización Mundial de la Salud (2021). WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228

- Pan American Health Organization. (2016). Ambient Air Quality. [Notas Informativas] Recuperado octubre 21, 2024 de: https://www.paho.org/es/temas/calidad-aire/calidad-aire-ambiente

- Padrón, H. D., Chamorro, R. M. G., & Arango, M. P. A. E. P. (2020). Evaluación de la exposición ocupacional a polvo de antracita. [Artículo de investigación]. Revista Cubana de Salud y Trabajo, 15(1), 17-20. https://revsaludtrabajo.sld.cu/index.php/revsyt/article/view/25

- Rincón Caro, M. A. (2019). Caracterización química del material particulado PM2. 5 en Bogotá: detección de trazadores de quema de biomasa. [Trabajo de grado magister]. Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia. http://hdl.handle.net/1992/44120

- Sánchez Gómez, J. S., y Fajardo Pinilla, J. M. (2020). Tecnologías de aprovechamiento energético de biomasa para la electrificación rural en Cundinamarca. Revista Ontare, 7, 118–132. https://doi.org/10.21158/23823399.v7.n0.2019.2643

- Stavroulas, I., Grivas, G., Michalopoulos, P., Liakakou, E., Bougiatioti, A., Kalkavouras, P., Fameli, K.M., Hatzianastassiou, N., Mihalopoulos, N. and Gerasopoulos, E. (2020). Field evaluation of low-cost PM sensors (Purple Air PA-II) under variable urban air quality conditions, in Greece. Atmosphere, 11(9), p.926.

- Universidad Distrital Francisco José de Caldas. (2020). Biomasa en la región central. Convenio Interadministrativo 080 de 2019. Región Administrativa y de Planeación Especial RAP-E 11-15. https://regioncentralrape.gov.co/wp-content/uploads/2020/05/Cptl06-BIOMASA-EN-LA-REGIO%CC%81N-CENTRAL.pdf

PRIMEROS HALLAZGOS DE LA DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA DE MICROORGANISMOS AÉREOS CULTIVABLES EN EL NOROESTE DEL AMAZONAS

Lizeth Russy-Velandia[1], Omar Ramírez[2], María Camila Patiño-Ramírez[3], Sebastián Mendoza-Téllez[4], Jaime Barrera[5], Juan Vitar[5], Camilo Alvarado[5], Harry Álvarez[6], Luis A. Ladino[7]

[1]Maestría en Biología Aplicada, Universidad Militar Nueva Granada, Cajicá-Zipaquirá, Colombia, est. lizeth.russy@unimilitar.edu.co
[2]Facultad de Ingeniería, Universidad Militar Nueva Granada, Cajicá-Zipaquirá, Colombia, omar.ramirez@unimilitar.edu.co
[3]Facultad de Ingeniería, Universidad Militar Nueva Granada, Cajicá-Zipaquirá, Colombia, maria.patino@unimilitar.edu.co
[4]Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, Universidad Nacional Autónoma de México, México, mendozasebastian02@gmail.com
[5]Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, Bogotá, Colombia, jbarrera@sinchi.org.co
[6]Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, Universidad Nacional Autónoma de México, México, harry02co@gmail.com
[7]Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, Universidad Nacional Autónoma de México, México, luis.ladino@atmosfera.unam.mx

Palabras clave: Amazonas; Composición microbiana; Aerobiología, Bioaerosoles; Biopartículas.

INTRODUCCIÓN

La selva amazónica representa una fuente significativa de emisiones de aerosoles biológicos primarios a escala global (Souza et al., 2021). Estas partículas, denominadas bioaerosoles, desempeñan funciones cruciales en la modulación de la dinámica de los ecosistemas, la dispersión de material biológico a través de barreras geográficas y la influencia climática, al participar en procesos como la absorción de radiación, la dispersión de luz y la formación de núcleos de condensación de nubes y/o núcleos de hielo (FröhlichNowoisky et al., 2016). No obstante, a pesar de su relevancia, los estudios que analizan la composición taxonómica de los bioaerosoles en esta región y el impacto de las variables ambientales en su variabilidad siguen siendo limitados.

Aunque se ha documentado que la diversidad microbiana transportada por el aire varía en función de factores ambientales como la temperatura, la humedad y la estación del año, las condiciones atmosféricas responsables de estos cambios aún no se comprenden por completo. Esta falta de comprensión se debe, en parte, a la limitada documentación sobre la diversidad de microorganismos aéreos y los factores que influyen en sus niveles de diversidad (Barberán et al., 2015). Este vacío de conocimiento restringe la comprensión de su impacto tanto en los

ecosistemas como en la salud pública. El objetivo de la presente investigación fue determinar la composición y diversidad de microorganismos cultivables presentes en el aire del noroeste de la cuenca del Amazonas y analizar su posible relación con factores ambientales seleccionados.

MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en la estación experimental El Trueno, ubicada en el departamento del Guaviare, Colombia, en la región noroccidental de la cuenca del Amazonas. Las muestras de aire, destinadas al análisis de bacterias y hongos, fueron recolectadas entre el 14 y el 23 de marzo de 2024, durante la primera campaña del proyecto Spring NOrthern amMazon Aerosol eXperiment (SNOMAX). La recolección se realizó tres veces al día (mañana, mediodía y tarde) mediante un impactador MAS-100 Eco en medios selectivos. Se monitorearon variables meteorológicas, como temperatura, humedad relativa, precipitación, radiación solar y velocidad del viento, utilizando una estación portátil ClimaVUE50 instalada a 6 metros sobre el nivel del suelo.

Las muestras se incubaron para determinar la concentración de unidades formadoras de colonias (UFC/m³). Las colonias recuperadas fueron caracterizadas a nivel macroscópico y microscópico, y se extrajo ADN para realizar la amplificación mediante PCR de la región V1-V9 del gen ADNr 16S para bacterias, utilizando los primers 27F (5' AGAGTTTGATCMTGGCTCA 3') y 1492R (5' GGTTACCTTGTTAGGACTT 3'). En el caso de los hongos, se amplificó la región ITS del ADN ribosomal utilizando los primers ITS1 (5' CTTGGTCATTTAGAGGAAGTAA 3') e ITS4 (5' TCCTCCGCTTATTGATATGC 3'), y las secuencias obtenidas se analizaron mediante el método de Sanger.

Las asignaciones taxonómicas se realizaron utilizando la plataforma Geneious Prime. Los análisis estadísticos incluyeron la estimación de riqueza, índices de diversidad alfa, análisis de correspondencia canónica (CCA), pruebas PERMANOVA, regresión lineal y modelos aditivos generalizados (GAMs), lo que permitió comprender la dinámica de las comunidades bacterianas y su interacción con los factores ambientales. Finalmente, se calcularon retrotrayectorias de las masas de aire con el modelo HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) para rastrear el origen de los bioaerosoles transportados hacia la región del Amazonas y el punto de muestreo.

RESULTADOS

Se identificaron diversas especies de bacterias (Figura 1-A), destacándose aquellas del género Bacillus sp., conocidas por su resistencia a condiciones adversas, así como bacterias no esporulantes pertenecientes al género Pseudomonas sp. (Lighthart, 2006). El análisis de las abundancias relativas demostró una tendencia en la diversidad bacteriana, la cual presentó variaciones a lo largo del día, siendo generalmente más alta durante las horas de la mañana. En total, se registraron 354 UFC/m³ para bacterias.

En el caso de los hongos (Figura 1-B), se identificaron taxones pertenecientes a los géneros Aspergillus sp. y Penicillium sp., los cuales suelen estar asociados a las superficies foliares (Lindow & Brandl, 2003) y a hábitats edáficos (Fierer et al., 2007). La abundancia total de hongos alcanzó 672 UFC/m³. Si bien las relaciones entre las condiciones ambientales y la abundancia de microorganismos no fueron concluyentes, se observaron patrones que sugieren una posible influencia indirecta de los factores ambientales en la distribución de determinadas especies.

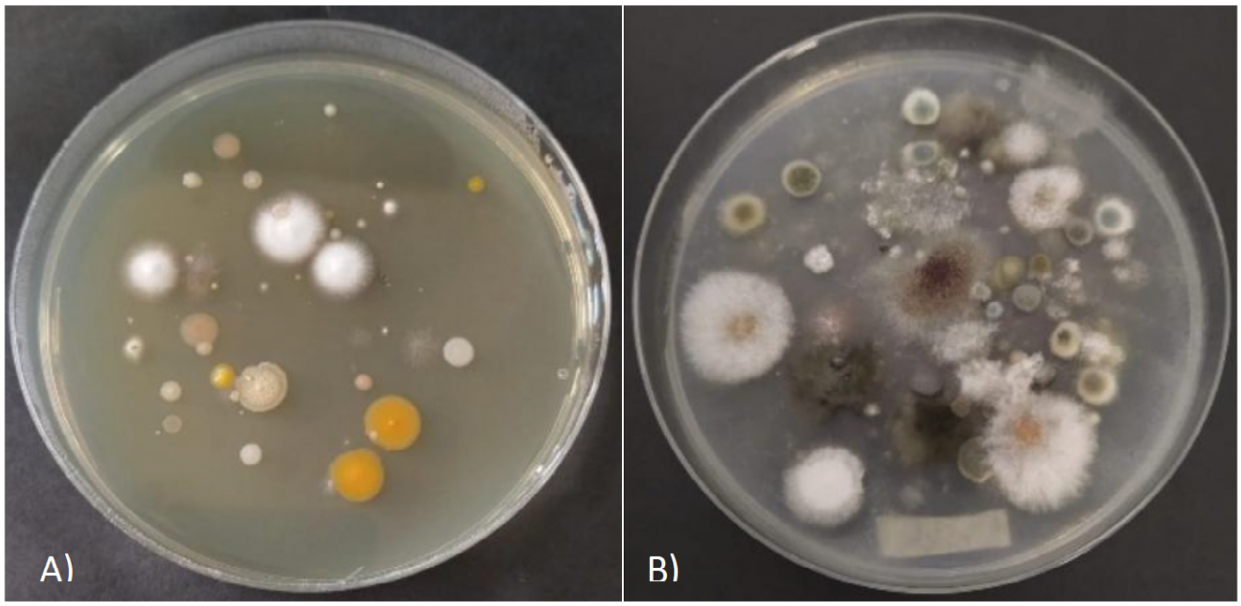


Figura 1. Placas de Petri. A). Bacterias y actinobacterias 48 horas después de incubación. B). Hongos filamentosos y levaduras 72 horas después de incubación.

Asimismo, se identificaron especies patógenas para humanos y animales pertenecientes a los géneros Bacillus sp., Staphylococcus sp., Stenotrophomonas sp. y Psychrobacillus sp. Algunas de estas especies muestran una mayor incidencia en individuos inmunocomprometidos. Por ejemplo, Bacillus sp. incluye especies conocidas por causar intoxicaciones alimentarias y, en casos menos frecuentes, infecciones respiratorias (Bottone, 2010). En el caso de Staphylococcus sp., se han reportado infecciones del tracto urinario, particularmente en aves y en superficies hospitalarias (Taii et al., 2024). Por su parte, ciertas especies de Stenotrophomonas sp. son patógenos oportunistas comunes capaces de provocar neumonía, bacteriemia y otras infecciones en pacientes inmunocomprometidos (Kanderi et al., 2020).

En el caso de géneros de hongos como Rhizopus sp. y Aspergillus sp., se ha reportado su capacidad para causar mucormicosis y aspergilosis, respectivamente (Alqarihi et al., 2023). Por otro lado, en el género Neopestalotiopsis, se ha documentado que algunas especies son fitopatógenas, afectando cultivos de plantas tropicales como el banano y la palma, y provocando enfermedades en hojas y frutos (GerardoLugo et al., 2020). Finalmente, los análisis realizados mediante el modelo HYSPLIT evidenciaron una relación entre el levantamiento de material particulado a escala regional y vientos provenientes del sur del departamento del Meta, el Parque

Nacional Natural Serranía de La Macarena y la zona rural de San José del Guaviare, los cuales movilizan partículas desde el suelo y la vegetación circundante.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio contribuye a la expansión de las bases de datos de biodiversidad en el país, con un enfoque en la región amazónica, al identificar una amplia variedad de microorganismos suspendidos en el aire presentes como bioaerosoles. La caracterización de especies bacterianas y fúngicas no solo enriquece el conocimiento sobre la biodiversidad microbiana, sino que también posee importantes implicaciones para la salud humana, dado que algunas de estas especies pueden ser patógenas, especialmente en individuos inmunocomprometidos. En el ámbito industrial y agroindustrial, los hallazgos de este estudio podrían favorecer el aprovechamiento biotecnológico de las especies identificadas. Además, este trabajo aporta a la consolidación de una línea de investigación en microbiología del aire, fundamental para comprender el papel de los microorganismos aéreos en los ecosistemas y su impacto en la salud pública y el clima.

REFERENCIAS

- Alqarihi, A., Kontoyiannis, D. P., & Ibrahim, A. S. (2023). Mucormycosis in 2023: an update on pathogenesis and management. Frontiers in Cellular and Infection Microbiology, 13. https://doi.org/10.3389/fcimb.2023.1254919

- Barberán, A., Ladau, J., Leff, J. W., Pollard, K. S., Menninger, H. L., Dunn, R. R., & Fierer, N. (2015). Continental-scale distributions of dust-associated bacteria and fungi. Proceedings of the National Academy of Sciences, 112(18), 5756–5761. https://doi.org/10.1073/pnas.1420815112

- Bottone, E. J. (2010). Bacillus cereus, a Volatile Human Pathogen. Clinical Microbiology Reviews, 23(2), 382–398. https://doi.org/10.1128/CMR.00073-09

- Fierer, N., Bradford, M. A., & Jackson, R. B. (2007). TOWARD AN ECOLOGICAL CLASSIFICATION OF SOIL BACTERIA. Ecology, 88(6), 1354–1364. https://doi.org/10.1890/05-1839

- Fröhlich-Nowoisky, J., Kampf, C. J., Weber, B., Huffman, J. A., Pöhlker, C., Andreae, M. O., Lang-Yona, N., Burrows, S. M., Gunthe, S. S., Elbert, W., Su, H., Hoor, P., Thines, E., Hoffmann, T., Després, V. R., & Pöschl, U. (2016). Bioaerosols in the Earth system: Climate, health, and ecosystem interactions. In Atmospheric Research (Vol. 182, pp. 346–376). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2016.07.018

- Gerardo-Lugo, S. S., Tovar-Pedraza, J. M., Maharachchikumbura, S. S. N., Apodaca-Sánchez, M. A., Correia, K. C., Sauceda-Acosta, C. P., Camacho-Tapia, M., Hyde, K. D., Marraiki, N., Elgorban, A. M., & Beltrán-Peña, H. (2020). Characterization of Neopestalotiopsis Species

Associated with Mango Grey Leaf Spot Disease in Sinaloa, Mexico. Pathogens, 9(10), 788. https://doi.org/10.3390/pathogens9100788

- Kanderi, T., Shrimanker, I., Mansoora, Q., Shah, K., Yumen, A., & Komanduri, S. (2020). Stenotrophomonas maltophilia: An Emerging Pathogen of the Respiratory Tract. American Journal of Case Reports, 21. https://doi.org/10.12659/AJCR.921466

- Lighthart, B. (2006). The ecology of bacteria in the alfresco atmosphere. FEMS Microbiology Ecology, 23(4), 263–274. https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1997.tb00408.x

- Lindow, S. E., & Brandl, M. T. (2003). Microbiology of the Phyllosphere. Applied and Environmental Microbiology, 69(4), 1875–1883. https://doi.org/10.1128/AEM.69.4.1875-1883.2003

- Souza, F. F. C., Mathai, P. P., Pauliquevis, T., Balsanelli, E., Pedrosa, F. O., Souza, E. M., Baura, V. A., Monteiro, R. A., Cruz, L. M., Souza, R. A. F., Andreae, M. O., Barbosa, C. G. G., de Angelis, I. H., Sánchez-Parra, B., Pöhlker, C., Weber, B., Ruff, E., Reis, R. A., Godoi, R. H. M., … Huergo, L. F. (2021). Influence of seasonality on the aerosol microbiome of the Amazon rainforest. Science of the Total Environment, 760. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144092

- Taii, N., Gburi, N., & Khalil, N. (2024). Detection of biofilm formation and antibiotics resistance of Staphylococcus spp. isolated from humans' and birds' oral cavities. Open Veterinary Journal, 14(9), 2215. https://doi.org/10.5455/OVJ.2024.v14.i9.9

EL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS A LARGA DISTANCIA AUMENTA LA CONCENTRACIÓN DE COMPONENTES PELIGROSOS DE $PM_{2,5}$ EN EL NORTE DE SURAMÉRICA

Maria P. Velásquez-García[2,3,4], K. Santiago Hernández[1], James A. Vergara-Correa[2], Richard J. Pope[3,4], Miriam Gómez-Marín[2], y Angela M. Rendón[1]*

[1*]Grupo de Investigación en Ingeniería y Gestión Ambiental, Universidad de Antioquia, Colombia, angela.rendon@udea.edu.co
[2]Grupo de Higiene y Gestión Ambiental, Politécnico Jaime Isaza Cadavid, Colombia
[3]School of Earth and Environment, University of Leeds, Reino Unido
[4]National Centre for Earth Observation, University of Leeds, Reino Unido

Palabras clave: Transporte de contaminantes a larga distancia (LRT); aerosoles; caracterización química; calidad del aire; Valle de Aburrá.

INTRODUCCIÓN

El transporte a larga distancia de contaminantes atmosféricos -LRT- (siglas en inglés), puede aumentar sustancialmente los niveles de contaminación atmosférica, especialmente en regiones urbanizadas, exacerbando la ocurrencia e intensidad de episodios de mala calidad del aire y dando lugar a mayores riesgos para la salud humana (Wang et al., 2015).

En el Valle de Aburrá (VA) y otras ciudades de Colombia y el norte de Suramérica, la quema de biomasa, el polvo y la desgasificación volcánica han sido identificadas como fuentes de transporte de aerosoles a larga distancia. Sin embargo, la caracterización de estas fuentes y su impacto en la calidad del aire en la región aún no han sido estudiados a fondo.

Este estudio identifica, rastrea y caracteriza meteorológicamente eventos LRT de diferentes fuentes, y evalúa su influencia en la concentración y composición química del $PM_{2,5}$, evidenciando efectos significativos sobre la calidad del aire en el VA.

MÉTODOS

El VA es una cuenca andina colombiana con un asentamiento urbano de 10 municipios en la que se han reportado problemas de mala calidad del aire (Figura 1).

Para estudiar el impacto de eventos LRT de quema de biomasa (BB), polvo (Dust) y aerosoles volcánicos (Volcanic) sobre la concentración y composición química del $PM_{2,5}$ en el VA, se usó

monitoreo in-situ y productos satelitales para abril 2019 - octubre 2022. La caracterización química de iones aniones y materia carbonacea se realizó con datos de concentración y composición química de 247 muestras diarias de $PM_{2,5}$ de una estación en el VA.

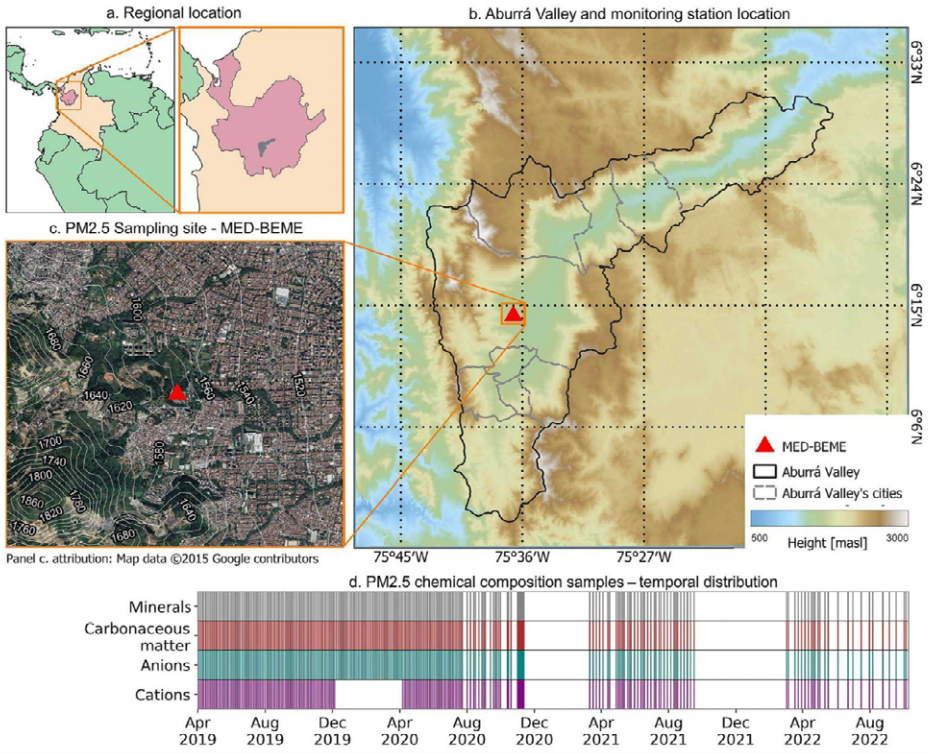


Figura 1. (a) Ubicación y (b) Geomorfología del VA con los 10 municipios (líneas grises discontinuas); (c) Ubicación de la estación de campaña de muestreo de $PM_{2,5}$ (MED-BEME) en triángulo rojo en los paneles (b) y (c), y (d) Cobertura temporal de la campaña de muestreo de $PM_{2,5}$. Fuente: elaboración propia.

Para la identificación de eventos LRT se usó el reanálisis de composición atmosférica 4 (EAC4) del proyecto CASM: AOD de polvo (Du-AOD) y AOD de materia orgánica (OM-AOD), y dióxido de azufre total en columna (TCSO2).

Los cambios en la concentración del $PM_{2,5}$ se analizaron clasificando los días previos (15 - 4), pico y posteriores al evento (4 - 15) y se utilizó la prueba U de Mann-Whitney con una confianza del 90% y 95%. Para estimar la composición del $PM_{2,5}$ se usó el método de factorización de matriz positiva (PMF) que expresa las composición como una suma de las contribuciones de varios perfiles de fuentes (GómezMarín et al., 2021). PMF identificó fuentes dominantes (combustión de carbón, emisiones vehiculares) y perfiles de LRT (biomasa, polvo o volcánicos).

Finalmente, se analizó información meteorológica del Reanálisis ERA5 (Hersbach et al., 2020) para identificar patrones de transporte y se calcularon retrotrayectorias para estimar las fuentes (Figura 1c).

RESULTADOS

Los eventos más intensos alcanzaron magnitudes de 0,66 para OM-AOD, 0,11 para Du-AOD y 1,96 mg m2 para TCSO2. Los días analizados superaron las magnitudes medias de los eventos objetivo en más de 2 veces para OM-AOD y TCSO2, y en más de 5 veces para Du-AOD.

Tabla 1. Estadísticas para identificar los eventos de OM-AOD, Du-AOD y TCSO2 utilizando umbrales de 0,8σ, 1,5σ y 2,0σ, que representan BB- LRT, Du- LRT y Volcanic- LRT, respectivamente. Fuente: elaboración propia.

Threshold	Statistics	OM-AOD	Du-AOD	$TCSO_2$
0.8σ	Samples	31	31	59
1.5σ	Samples	18	19	32
2.0σ	Samples	10	4	21
0.8σ	Limit	0.22	0.01	$0.70\,\mathrm{mg\,m^{-2}}$
1.5σ	Limit	0.28	0.02	$0.87\,\mathrm{mg\,m^{-2}}$
2.0σ	Limit	0.32	0.02	$0.99\,\mathrm{mg\,m^{-2}}$
0.8σ	Average	0.25	0.02	$0.78\,\mathrm{mg\,m^{-2}}$
1.5σ	Average	0.29	0.02	$0.88\,\mathrm{mg\,m^{-2}}$
2.0σ	Average	0.32	0.03	$0.97\,\mathrm{mg\,m^{-2}}$

Los eventos exhiben un pico claro para la mayoría de los umbrales considerados. OM-AOD presenta un segundo pico después del pico principal.

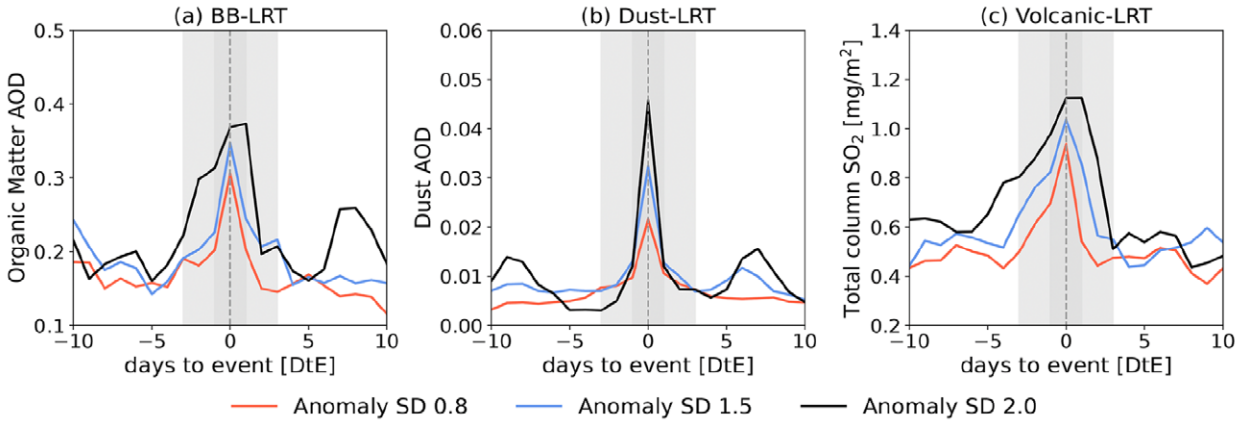


Figura 2. Magnitudes promedio de (a) OM-AOD, (b) Du-AOD y (c) concentración de TCSO2 alrededor del pico para los umbrales de 0,8σ, 1,5σ y 2,0σ. Diferentes colores representan diferentes anomalías. La región sombreada delimita el evento. Du-AOD se representa en una escala 10 veces más pequeña que la escala utilizada para OM-AOD. Fuente: elaboración propia.

Valores de OM-AOD superiores a 0,2 ocurren en gran parte de Colombia durante eventos LRT de BB.

(Figura 3a), consistente con una gran cantidad de incendios en la región. Durante los eventos volcanicLRT, alrededor del 10% de las masas de aire que llegan al VA provienen del sureste, donde está el Nevado del Ruiz. Asimismo, existe una clara propagación de polvo desde el Sahara hacia el Caribe y el norte de Suramérica (Figura 3c).

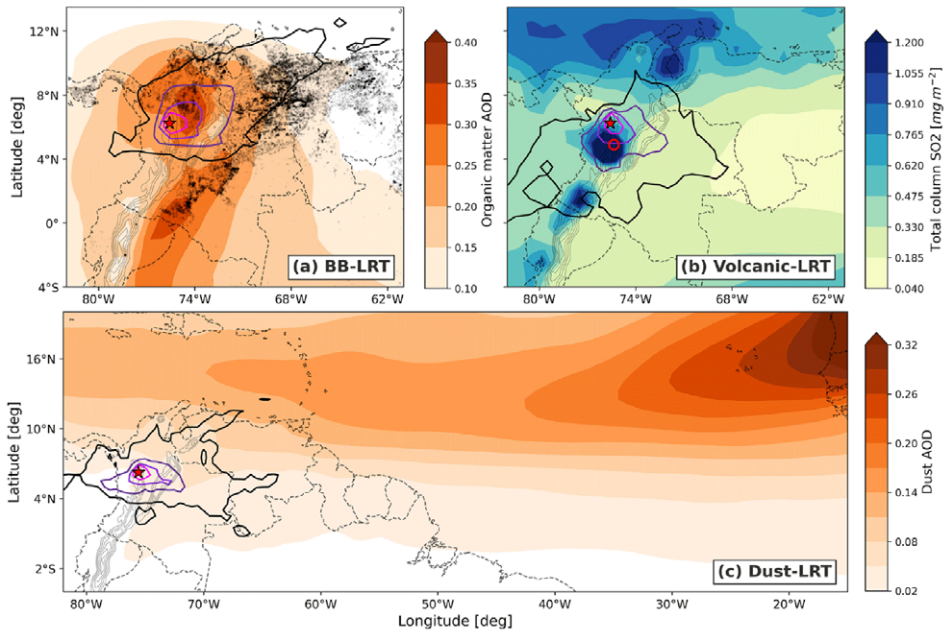


Figura 3. Distribución espacial media de (a) OM-AOD, (b) TCSO2 y (c) Du-AOD, y retrotrayectorias que llegan al VA. Los contornos encierran las regiones desde las cuales el 20%, el 10%, el 5% y el 1% de las masas de aire llegan al VA. Los puntos grises en el panel (a) indican puntos críticos según MODIS asociados con incendios (nivel de confianza del 70%). La estrella roja marca la ubicación de la VA y el círculo rojo en el panel (b) marca la ubicación del Nevado del Ruiz. Los finos contornos negros muestran la elevación del terreno de 1500 a 5000 m s.n.m. Fuente: elaboración propia.

La Figura 4 muestra las concentraciones promedio diarias medidas de $PM_{2,5}$ para días no-evento y días de evento LRT, considerando solo los días con un factor de contribución positivo del modelo PMF. Se incluye análisis de cationes, especies de materia de carbono y las relaciones de OC/EC y SOC/OC para cada tipo de evento. Los resultados muestran que los elementos principales exhiben mayores aumentos durante eventos LRT.

Los análisis presentados combinados con el análisis meteorológico muestran que eventos LRT exhiben un ciclo anual y evidencian que aunque no es lineal, existe un efecto significativo en las concentraciones de $PM_{2,5}$ en VA.

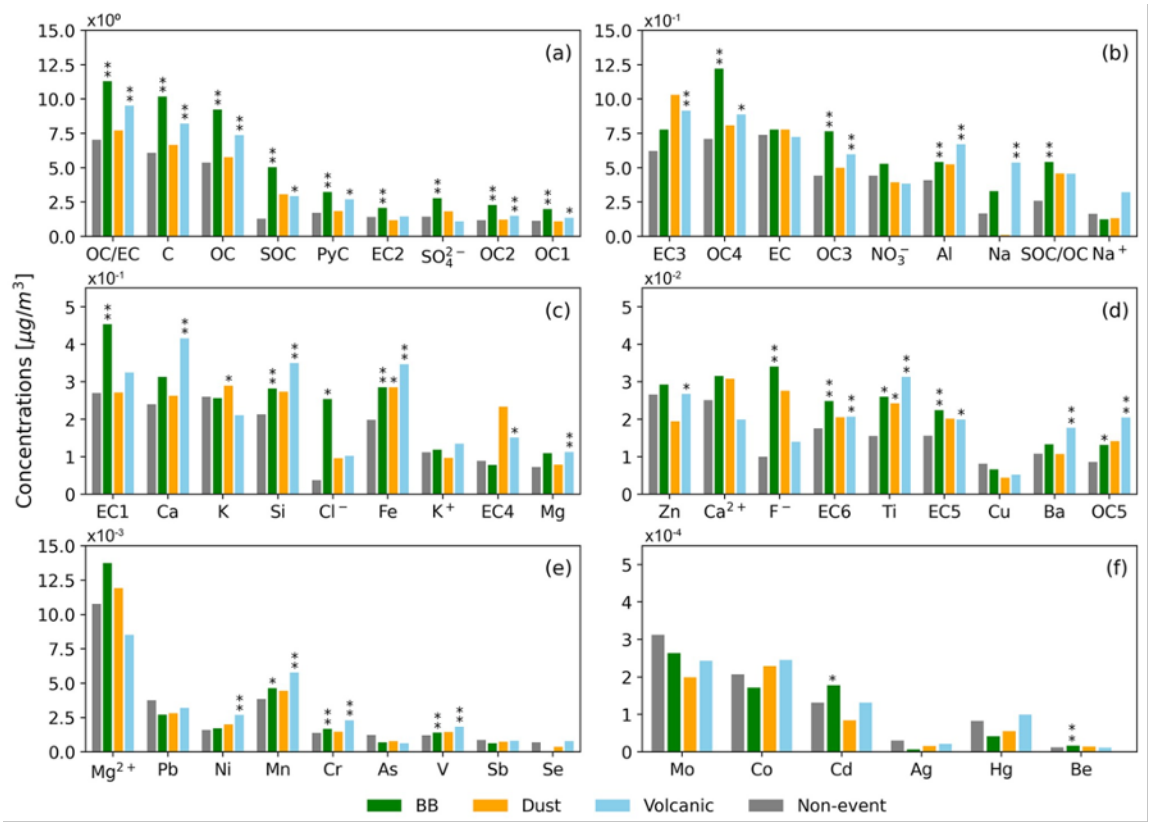


Figura 4. Concentraciones promedio de campaña con respecto a BB-LRT, Dust-LRT y Volcanic-LRT para los días de evento y no-evento. Las barras representan las concentraciones de los compuestos, con niveles de significancia en comparación con los días anteriores y posteriores a los eventos indicados como ≤0,1 (*) o ≤0,05 (**). El eje y varía para cada figura para resaltar mejor las concentraciones.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Diferentes fuentes de aerosoles tienen impacto en la concentración y composición química de PM2,5 en el VA. El LRT de BB, polvo y desgasificación volcánica influyen en aproximadamente el 13%, 8% y 13% de los días del año, respectivamente. El Orinoco y el Valle Medio del Magdalena aparecen como fuentes importantes de aerosoles de BB, el Nevado del Ruiz como fuente de aerosoles volcánicos y el polvo africano como fuente de polvo en la región andina.

Los resultados resaltan la pertinencia de involucrar fuentes de contaminación exógenas en estudios regionales y locales adicionalmente a las fuentes locales. Se resalta la necesidad de estudios de modelación del transporte de sustancias químicas y de nuevas estrategias de análisis y gestión de las fuentes de contaminación endógenas y exógenas que degradan la calidad del aire y tienen implicaciones sobre la salud pública en el VA, y otras ciudades de Colombia y del norte de Suramérica.

REFERENCIAS

- Gómez-Marín, M., Yepes, D. L., Patiño, K., Grajales, D., Tavera, J., and Vergara-Correa, J. A.: Convenio interadministrativo 671 de 2021, AMVA-PCJIC, https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-delaire/Biblioteca-aire/Estudios-calidad-del-aire/Informe-Final-Caracterizacion-Fase-IV.pdf .

- Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Hirahara, S., Horányi, A., Muñoz-Sabater, J., ... & Thépaut, J. N. (2020). The ERA5 global reanalysis. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 146(730), 19992049. https://doi.org/10.1002/qj.3803

- Wang, L., Liu, Z., Sun, Y., Ji, D., & Wang, Y. (2015). Long-range transport and regional sources of PM2. 5 in Beijing based on long-term observations from 2005 to 2010. Atmospheric Research, 157, 37-48. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.12.003

ANÁLISIS GEOESPACIAL DEL EFECTO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS APORTADOS POR LA RED DE ESPACIOS VERDES EN LA CONTAMINACIÓN POR MATERIAL PARTICULADO EN LOS CENTROS URBANOS.

ANÁLISIS GEOESPACIAL DEL EFECTO DE LA RED DE ESPACIOS VERDES EN LA CONTAMINACIÓN POR MATERIAL PARTICULADO EN BARRIOS DE LA SEVILLANA Y TEUSAQUILLO.

Mayerling Sanabria Buitrago[1], Mariana Gutierrez León[2], Iris Gabriela Sinisterra[3]

[1]Facultad de Ingeniería, Universidad de la Salle, msanabria@unisalle.edu.co
[2]Facultad de Ingeniería, Universidad de la Salle, magutierrez72@unisalle.edu.co
[3]Facultad de Ingeniería, Universidad de la Salle, isinisterra51@unisalle.edu.co

Palabras clave: Red verde; análisis espacial; calidad ambiental; PM10; centros urbanos

RESUMEN

La red de espacios verdes en Bogotá es esencial en la mejora de la calidad ambiental urbana, ya que proporciona múltiples servicios ecosistémicos que inciden directamente en la salud humana y el entorno natural. Este proyecto se enfoca en desarrollar una metodología que combine la recolección de datos en campo con el análisis avanzado de geo-datos públicos utilizando herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIG).

El objetivo principal es evaluar cómo las áreas con cobertura vegetal en la ciudad contribuyen a la reducción de la contaminación atmosférica y promueven la integración social que fortalecen y mejoran la calidad de vida urbana. La contaminación ambiental, en particular la calidad del aire es uno de las principales problemáticas en Bogotá, y las zonas verdes tienen un efecto directo en la captura de partículas y la mitigación de gases contaminantes. Paralelamente, estas áreas representan un componente esencial para el bienestar físico y mental de la población, al ofrecer espacios para actividades recreativas, deportivas y sociales.

La metodología incluye dos etapas clave. La Primera, la caracterización de las áreas verdes in situ en un sector de la Sevillana y Teusaquillo respectivamente, donde se recolectará información de la red verde que influya en la dispersión de contaminantes tales como, el tipo y especie vegetal, su distribución y cobertura, las características físicas, su crecimiento y evolución además de información asociada a la percepción social de los habitantes de las áreas seleccionadas para el muestreo.

La segunda etapa se enfoca en el análisis con herramientas SIG, en el cual se utilizarán geo-procesos para integrar, tanto los datos recolectados en campo, como la información publica de los geo portales consultados.

El resultado principal del proyecto será el desarrollo de un visor geográfico interactivo, una aplicación digital que permitirá a los usuarios explorar de manera dinámica la información sobre los espacios verdes de las zonas de estudio.

Además, el visor será una herramienta clave para la toma de decisiones estratégicas por parte de autoridades locales, urbanistas y organizaciones sociales y ambientales, ya que proporcionará una base de datos actualizada con información de campo para la gestión y expansión de los espacios verdes.

El proyecto tiene un impacto significativo en Bogotá al aportar a futuro en las políticas públicas que prioricen la conservación y creación de espacios verdes, al contribuir como metodología a la mitigación de la contaminación y sus efectos adversos en la salud pública, además de fomentar a futuro, con otros estudios al acceso equitativo a áreas recreativas, reduciendo brechas sociales y mejorando la calidad de vida de los ciudadanos.

INTRODUCCIÓN

Las ciudades enfrentan crecientes desafíos relacionados con el bienestar humano, la sostenibilidad y la planificación urbana. En este contexto, los espacios verdes juegan un papel clave en la mejora de la calidad de vida, al ofrecer servicios ecosistémicos esenciales como la mitigación de la contaminación, la regulación del clima y el acceso a zonas recreativas. Bogotá, con su creciente población y urbanización, requiere estrategias de análisis espacial para gestionar y potenciar estos espacios de manera eficaz. Este proyecto propone una metodología diseñada bajo Sistemas de Información Geográfica que combina trabajo de campo y análisis de datos geográficos disponibles en el distrito para identificar el efecto de las áreas con presencia de coberturas vegetales, frente a la concentración de la contaminación atmosférica por PM10 y el uso de dichas áreas como espacios de esparcimiento y encuentro ciudadano.

MÉTODOS

FASE I
Recolección y estructuración de la información:

- Utilizar bases de datos distritales, geodatos e imágenes satelitales para identificar los elementos que influyen en la calidad ambiental de las zonas y definir las variables geográficas del estudio (Ver tabla 1).
- Identificar la red verde y los servicios ecosistémicos culturales y de regulación que ofrecen las áreas circundantes a las estaciones de calidad del aire de Teusaquillo y La Sevillana para precisar la zona de levantamiento de información in situ.
- Complementar la recolección de datos con el levantamiento de información georreferenciada en campo, por medio de encuestas diseñadas en formularios online de ArcGIS.

Análisis espacial con ArcGIS:

- Estructurar las variables seleccionadas acordes al modelo de análisis espacial diseñado en este estudio.
- Aplicar técnicas de análisis multicriterio de capas y modelado espacial para analizar la distribución de los servicios culturales y de regulación, integrando los datos recopilados.

FASE II

Diseño de la aplicación online de consulta:

- Integrar los datos georreferenciados (ver tabla 1), a ventanas de trabajo en aplicaciones Online de ArcGIS que permitan la relación de mapas temáticos y reportes que indiquen los servicios culturales y de regulación que ofrece la red verde y su influencia en la calidad del aire.
- Validación de las consultas interactivas del visor: Comprobar las consultas generadas en el visor para que sean fiables y útiles en la relación entre la red de espacios verdes y la calidad ambiental urbana.
- Documentación de los procesos de diseño: Generar un soporte audiovisual que evidencie las principales funciones del visor, proponiendo una herramienta que facilite su utilización por diferentes usuarios, apoyando su interacción y permitiendo una retroalimentación.

RESULTADOS

Como resultados preliminares de la primera fase se encuentra la consolidación de las variables geográficas que integrarán parte del modelo de análisis espacial.

Tipo de información	Información consultada	Formato	Escala	Fuente del geodato	Registro Geográfico
Base administrativa y división política	Barrios y Localidades	Vector	1:10.000	Datos Abiertos Bogotá	https://datosabiertos.bogota.gov.co/dataset/localidad-bogota-d-c https://datosabiertos.bogota.gov.co/dataset/barrio-legalizado-bogota-d-c
Red de espacios verdes	Perímetro urbano	Vector	1:2000	Datos Abiertos Bogotá	https://datosabiertos.bogota.gov.co/dataset/perimetro-urbano-bogota-d-c
	Huerta urbana	Vector	-	Datos Abiertos Bogotá	https://datosabiertos.bogota.gov.co/dataset/huertas-de-agricultura-urbana
	Techos verdes y jardines verticales	Vector	1:5000	Visor geográfico Ambiental y Datos Abiertos Bogotá	https://visorgeo.ambientebogota.gov.co/?lon=-74.088180&lat=4.661370&z=11&l=5:1|95:1 https://datosabiertos.bogota.gov.co/dataset/techos-verdes-y-jardines-verticales
	Separadores viales	Vector	1:2000	Datos Abiertos Bogotá	https://datosabiertos.bogota.gov.co/dataset/separador-bogota-d-c
	Arbolado urbano	Vector	-	Datos Abiertos Bogotá	https://datosabiertos.bogota.gov.co/dataset/censo-arbolado-urbano
	Parques	Vector	-	Datos Abiertos Bogotá	https://datosabiertos.bogota.gov.co/dataset/parque-bogota-d-c
Calidad de aire	Isoyetas de PM10 en Bogotá del mes de	Vector	-	Visor geográfico Ambiental y	http://rmcab.ambientebogota.gov.co/home/text/1512

Fuente: Elaboración propia

El análisis espacial diseñado bajo una metodología SIG multicriterio, con los datos de la tabla 1 permitió identificar las zonas verdes cercanas a las estaciones de calidad del aire de Sevillana y Teusaquillo. Estas áreas se han establecido como zonas de trabajo en campo, con el objetivo de determinar y confirmar los servicios ecosistémicos y culturales, ya que las estaciones seleccionadas sirven como puntos de contraste, registrando los valores más altos y más bajos de concentración de PM10 en el último año.

En las siguientes imágenes se presentan las capas generadas con la herramienta Kernel Density, que consideran tanto la densidad como la ponderación de las distintas capas analizadas en el proceso multicriterio en SIG. Los polígonos, representados en un rango de colores que va del verde al rojo, indican las áreas con mayor concentración de zonas verdes, intensificando su color en función de los valores más altos en su ponderación.

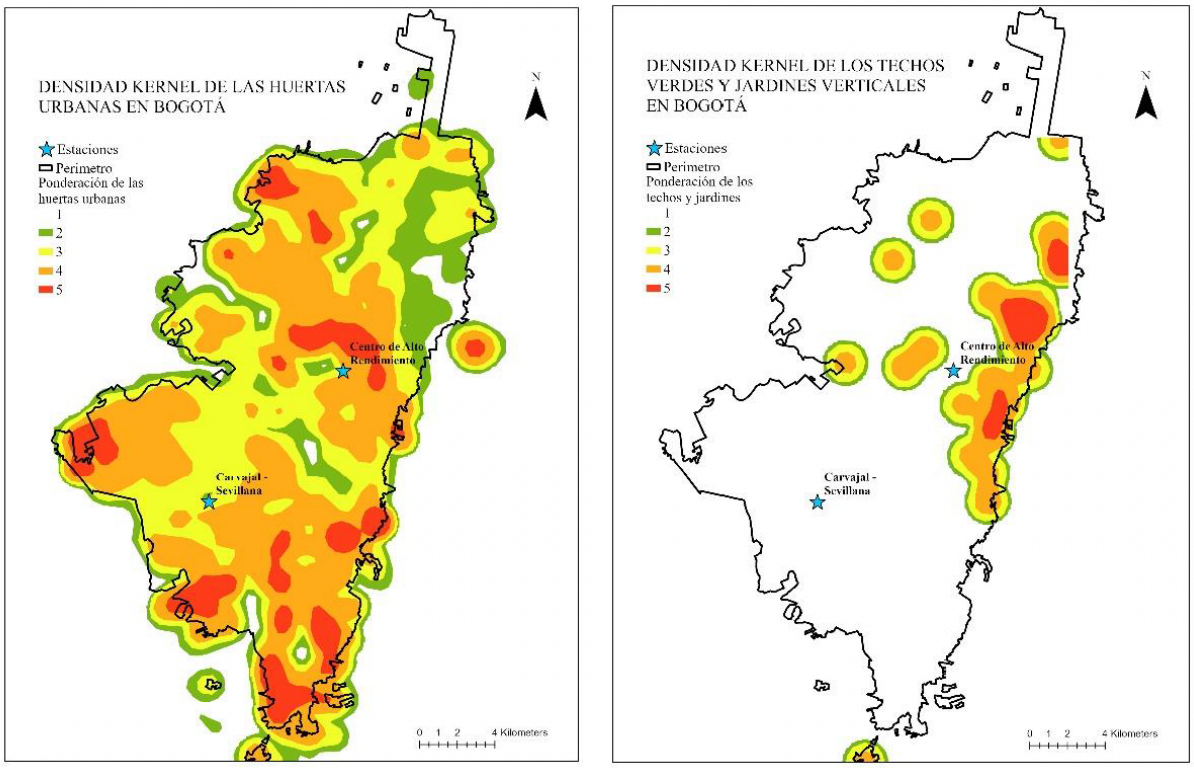


Figura 1. Densidad de las Huertas urbanas, techos verdes y jardines verticales en la ciudad
Fuente: Fuente o elaboración propia.

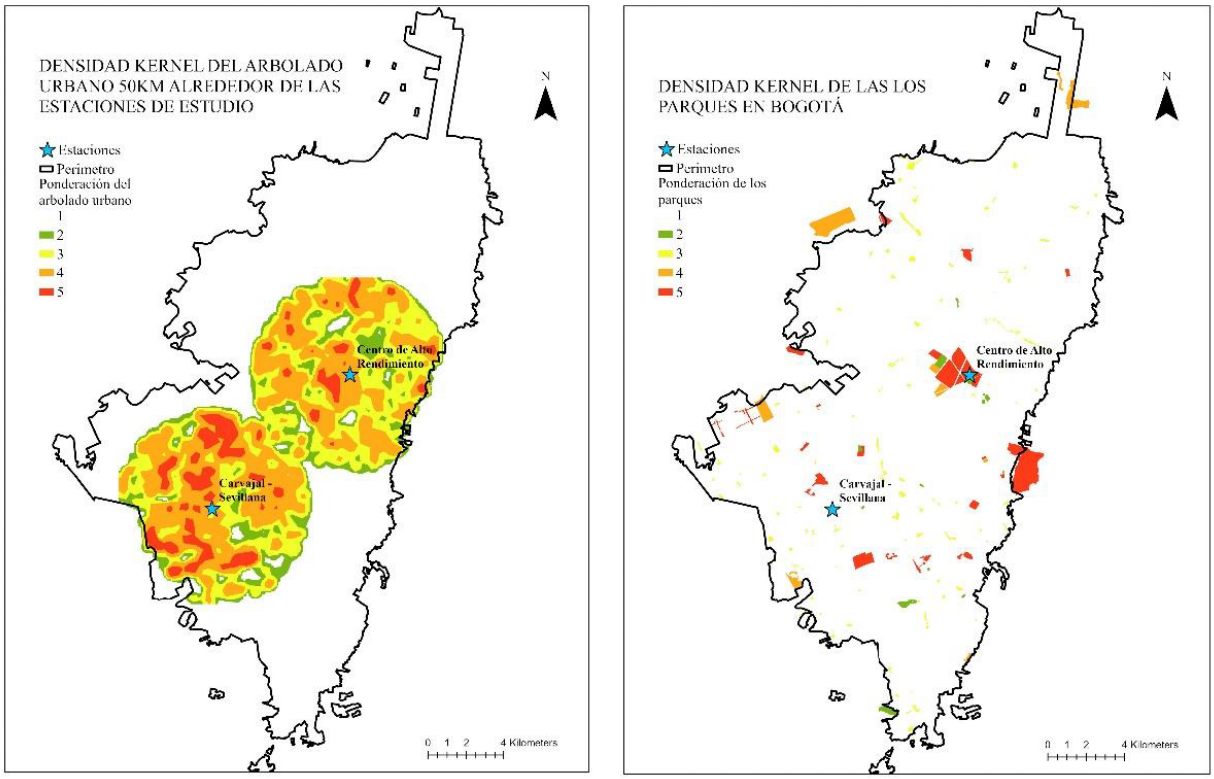


Figura 2. Densidad de arbolado urbano alrededor de las estaciones seleccionadas, y parques zonales y de bolsillo en la ciudad
Fuente: Fuente o elaboración propia

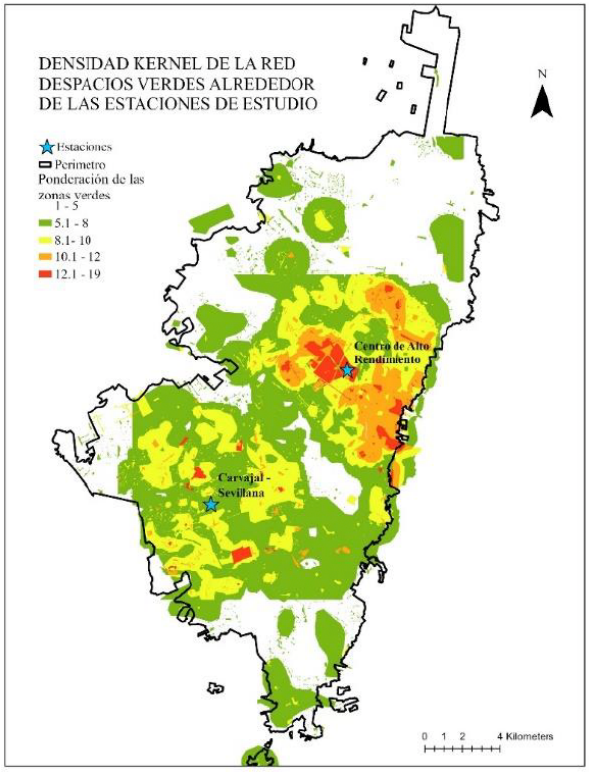


Figura 3. Integración de las variables Multicriterio con herramientas SIG
Fuente: Fuente o elaboración propia.

El análisis espacial diseñado bajo una metodología SIG multicriterio, con los datos de la tabla 1 permitió identificar las zonas verdes cercanas a las estaciones de calidad del aire de Sevillana y Teusaquillo. Estas áreas se han establecido como zonas de trabajo en campo, con el objetivo de determinar y confirmar los servicios ecosistémicos y culturales, ya que las estaciones seleccionadas sirven como puntos de contraste, registrando los valores más altos y más bajos de concentración de PM10 en el último año.

En las siguientes imágenes se presentan las capas generadas con la herramienta Kernel Density, que consideran tanto la densidad como la ponderación de las distintas capas analizadas en el proceso multicriterio en SIG. Los polígonos, representados en un rango de colores que va del verde al rojo, indican las áreas con mayor concentración de zonas verdes, intensificando su color en función de los valores más altos en su ponderación.

Valoración	Tipo de Huerta	Criterio
5	CO	Además del servicio ecosistémico de regulación de la calidad del aire, se considera la influencia de las huertas en su comunidad a través del atributo "Tipo de Huerta" en la base de datos geográfica. Se asigna un puntaje más alto a aquellas que atraen a más personas, al fomentar espacios culturales, siendo generalmente voluntarias en lugar de impuestas institucionalmente.
	CA/CO	
4	CA	
	CA/ES	
3	CA/IN	
	ES	
2	ES/IN	
	IN	
1	DES	

Tabla 2. Ponderación Huerta Urbana.
Fuente: Elaboración propia

Valoración	Tipo de Árbol	Criterio
5	Ligustro	Las hojas de Ligustrum lucidum son grandes, ovaladas o elípticas (4-13 cm de ancho) y sin vellosidades, lo que facilita la retención de PM10. Esta especie es útil para eliminar contaminantes en polvo en ambientes urbanos, gracias a su capacidad de crecer en condiciones contaminadas..
4	Holly	El Holly es un arbusto de 3 a 4 m de altura con hojas elípticas de 1,5 a 3 cm de largo y 0,8 a 1,6 cm de ancho. Sus hojas lisas y con tricomas facilitan la retención de material particulado, humedad y micropartículas..
3	Chicalá	Tiene una capacidad de depósito moderada, menor que la del Holly, pero sigue siendo una opción viable para zonas urbanas, ya que actúa como barrera para reducir la contaminación.
1	Caucho	Tienen bajas tasas de remoción de contaminantes en comparación con otras especies y no poseen características que favorezcan la captura de PM10 en literatura..
	Guayaca	
	Sauco	

Tabla 3. Ponderación Arbolado Urbano.
Fuente: Elaboración propia

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El conocimiento generado por este proyecto sobre la organización, actualización y análisis de la red de espacios verdes de Bogotá y sus servicios ecosistémicos contribuirá a la toma de decisiones informadas en la planificación urbana. Este conocimiento será aplicable en políticas públicas relacionadas con la salud, la reducción de desigualdad y la distribución estratégica de espacios verdes, mejorando el acceso a áreas recreativas y su impacto en la calidad del aire. Basado en estudios previos en otras partes del mundo, este proyecto avanza y complementa investigaciones en Bogotá.

REFERENCIAS

- Grady, J. S., Her, M., Moreno, G., Perez, C., & Yelinek, J. (2019). Emotions in storybooks: A comparison of storybooks that represent ethnic and racial groups in the United States. Psychology of Popular Media Culture, 8(3), 207–217. https://doi.org/10.1037/ppm0000185

- Loor, A. J. M., Zambrano, H. G. C., & Zambrano, A. A. P. (2017). Un acercamiento a las teorías
- contemporáneas sobre el diseño urbano y su implicación ambiental. Dominio de las Ciencias, 3(1), 73–89. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5889750

- Barroso, A. M., de Zárate, L. L. O., Álvarez, A. M. A., & Jiménez, A. D. (s.f.). Los parques periurbanos como herramienta para la mejora de la calidad de vida y la mitigación al cambio climático en América Latina. Retos para la sostenibilidad de las ciudades inteligentes, 293.
- Gutiérrez, R. (2010). Espacios verdes públicos y calidad de vida. Recuperado https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2099/12860/07_Rendon_Rosa.pdf

- Krishnamurthy, L. (2019). Environmental urban design. https://core.ac.uk/download/pdf/41793252.pdf

- Herrera Calvo, P. M. (2008). Infraestructuras de soporte de la biodiversidad: planificando el ecosistema urbano. Ciudades: Revista del Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid, (11), 167–187. https://uvadoc.uva.es/handle/10324/10301

- Martínez-Montoro, D. (2016). La gestión sostenible de los ecosistemas: El ecosistema urbano. Recuperado de: https://crea.ujaen.es/handle/10953.1/2684

ESTIMACIÓN DE BENEFICIOS AMBIENTALES POR LA REDUCCIÓN DE EMISIONES EN FUENTES MÓVILES FUERA DE CARRETERA EN BOGOTÁ

Autor Luis Adolfo Gonzalez Páez, Coautor Jorge Eduardo Pachón Quinche

lugonzalez61@unisalle.edu.co . jpachon@unisalle.edu.co

Palabras clave: Emisiones, Fuentes móviles fuera de carretera, GEI, estrategias de reducción, calidad del aire

INTRODUCCIÓN

El incremento en las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) es una problemática de gran relevancia (Ghani et al., 2019), algunos de los impactos por estas emisiones se ven reflejados en el incremento de la temperatura global, aumento del nivel del mar, derretimiento de los casquetes polares, entre muchos otros (Climate Change Impacts, n.d., United Nations, n.d.).
Las fuentes móviles fuera de carretera (FMFC) incluyen la maquinaria de construcción, agrícola y minera, aeronaves, motonaves, transporte férreo, entre otros. En especial la maquinaria de construcción es usada ampliamente (Sparrevik et al., 2023), y a su vez este sector aporta significativamente al total de las emisiones contaminantes (Sun et al., 2017). Las FMFC han sido demostradas como una importante fuente de contaminantes (Guo et al., 2020) por lo que es de importancia investigar estrategias y vías metódicas que aporten a reducir las emisiones de gases contaminantes de este tipo de maquinaria.

Los objetivos de esta investigación son la definición de estrategias para reducción de emisiones en maquinaria móvil no de carretera (MMNC) y la estimación de beneficios ambientales por la aplicación de estrategias de reducción de emisiones en MMNC.

MÉTODOS

La metodología que se usó para alcanzar los objetivos esperados se compone de diferentes pasos: en primera instancia, se exploran estrategias a nivel global que se han implementado para la reducción de emisiones en la MMNC (uso de filtros de reducción catalítica selectiva (SCR), filtros de partículas de diesel (DPF), modernización de los equipos, incentivos para el correcto uso de los equipos (reducción de tiempo en reposo), electrificación y renovación por equipos con mejores estándares de emisiones)donde se analiza su viabilidad en aspectos técnicos, económicos y sociales para el entorno del distrito capital de Bogotá.

En segunda instancia y tomando como base las estrategias analizadas, se usarán las herramientas

que están a disposición por parte del programa Clima y Aire Limpio en Ciudades de América Latina CALAC+ que permiten calcular las emisiones contaminantes de la MMNC (CALMAQ+) y la evaluación de beneficios ambientales y en salud humana por la reducción de emisiones de la MMNC (HEMAQ+), se analizara también la línea de acción de gestión de maquinaria amarilla contemplada en el Plan Aire del Distrito. Para ello se deberá también determinar la cantidad de maquinaria y su dinámica de uso en el distrito, paralo cual se usa la metodología que describe U.S. EPA (2005b), en la cual se usan indicadores económicos y productivos para asignar la maquinaria a una región especifica. Dentro de la metodología se tiene en cuenta el inventario de emisiones realizado en 2022 por CALAC +, el cual deja importantes aportes sobre el calculo de emisiones contaminantes en Colombia.

RESULTADOS ESPERADOS

Dentro de los resultados esperados se contempla obtener tres de estrategias que permitan reducir las emisiones de la MMNC en Bogotá. Dichas estrategias podrían ser aplicables de manera escalonada a lo largo del tiempo, ser viables en aspectos económicos y técnicos, así como resolver de manera correcta los desafíos específicos que se pueden encontrar en el entorno del distrito de Bogotá.

Dentro de los resultados preliminares se tienen las estrategias de uso de filtros SCR y DPF, incentivos para el correcto uso de las MMNC (tiempos de reposo y mejores combustibles) y por último la hibridación o electrificación de los equipos.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

En lo que compete a la problemática de las emisiones generadas por la maquinaria móvil fuera de carretera, en Colombia y Bogotá D.C existen dos normas que tienen la intención de reducir dichas emisiones, el primer proyecto es la Resolución No. 0762 del 18 de Julio del 2022 del MADS, en donde se reglamentan los límites máximos permisibles de emisión de contaminantes que deberán cumplir las fuentes móviles terrestres (entre ellas las fuentes móviles fuera de carretera). La segunda norma es el Decreto 492 de 2023 del Distrito, donde se reglamenta en relación con las Zonas Urbanas por un Mejor Aire (ZUMA) en Bogotá, D.C. y se declara la ZUMA Bosa-Apogeo.

En estas dos normas se toman medidas que promueven la reducción de emisiones de fuentes móviles, por lo cual avanzar en la investigación de estrategias, su posible aplicación y factibilidad en el entorno Colombiano, implicara que para los actuales o futuros proyectos normativos se cuente con información técnica que pueda ser consultada y revisada, así se podrán aportar diferentes puntos de vistas que enriquezcan el ejercicio investigativo sobre la fundamentación de dichos proyectos normativos.

REFERENCIAS

- Ghani, S., Bakochristou, F., ElBialy, E. M. A. A., Gamaledin, S. M. A., Rashwan, M. M., Abdelhalim, A. M., & Ismail, S. M. (2019). Design challenges of agricultural greenhouses in hot and arid environments – A review. Engineering in Agriculture, Environment and Food, 12(1), 48-70. https://doi.org/10.1016/j.eaef.2018.09.004

- Climate change impacts. (n.d.). National Oceanic and Atmospheric Administration. https://www.noaa.gov/education/resource-collections/climate/climate-change-impacts

- Investigating the potential for reduced emissions from non-road mobile machinery in construction activities through disruptive innovation. (2023). Environmental Technology & Innovation, 31, 103187. https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103187

- Estimating the complete CO2 emissions and the carbon intensity in India: From the carbon transfer perspective. (2017). Energy Policy, 109, 418-427. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2017.07.022

- Estimation and prediction of pollutant emissions from agricultural and construction diesel machinery in the Beijing-Tianjin-Hebei (BTH) region, China. (2020). Environmental Pollution, 260, 113973. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113973

AVANCES EN LA CARACTERIZACIÓN MULTI-TÉCNICA DE MATERIAL PARTICULADO EN COLOMBIA

Jorge E. Pachon[1], Daniela Bustos[2], Néstor Y. Rojas2, José F. Duque[3], Boris Galvis4, Elena Montilla[3]

[1]Universidad de La Salle, Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, jpachon@unisalle.edu.co
[2]Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, jbustosq@unal.edu.co
[2]Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, nyroasr@unal.edu.co
[3]Universidad EAFIT, Escuela Ciencias Aplicadas e Ingeniería, jduquetr@eafit.edu.co
[4]Universidad del Valle, Escuela EIDENAR, boris.galvis@correounivalle.edu.co
[3]Universidad EAFIT, Escuela Ciencias Aplicadas e Ingeniería, emontill@eafit.edu.co

Palabras clave: Material particulado; SEM/EDX; ELPI+; PM2.5; multi-técnica.

INTRODUCCIÓN

El material particulado proviene de diversas fuentes y por tanto, su tamaño, concentración, forma, composición química, así como otras propiedades, difieren en gran medida (Mészáros, 1999). Tradicionalmente, su caracterización y estándares normativos se limitan a la concentración en masa de partículas gruesas o finas (Avellaneda, 2020). Muy pocas veces se determina la distribución de tamaños, que pueden variar desde los 17nm hasta los 10 µm, incluyendo nanopartículas y partículas ultrafinas. Estas diminutas partículas, si bien tienen una masa mucho menor que las de mayor tamaño, suelen presentar una mayor concentración en número y depositarse en lo más profundo del sistema respiratorio al ser inhaladas. Por tanto, desde el punto de vista sanitario, su control es de suma importancia. Por otra parte, su morfología está relacionada con las fuentes de emisión, complementando así la identificación a partir de la composición química y los modelos de fuente – receptor (Rausch, 2022).

MÉTODOS

Para avanzar en la caracterización multi-técnica del material particulado en Colombia, se llevaron a cabo campañas de campo en tres ciudades principales: Bogotá, Medellín y Cali, en diferentes períodos de monitoreo entre 2017 y 2023 (Tabla 1).

Tabla 1. Información general de las campañas de monitoreo.

Ciudad-ubicación de monitoreo	Clasificación de la zona	Fechas
Bogotá - Ferias (FER)	Urbana de tráfico	23 /6 / 2017 – 5 / 7 / 2017
Bogotá - San Cristóbal	Urbana de fondo	27 / 9 /2017 – 10 / 10/ 2017
Palmira - (PAL)	Urbana - industrial	14 / 8 / 2018 – 16 / 9 /2018
Cali - (CAL)	Urbana de fondo	25/ 3/ 2023 - 29 / 3 / 2023

Las técnicas de colección y análisis incluyeron el uso de equipos de alto y medio volumen con filtro de partículas, dispositivos ópticos de percepción remota, colectores pasivos en sustrato de boro, microscopio electrónico de barrido (SEM), impactadores de cascada a baja presión con detección electrónica (ELPI+), entre otras. Con el fin de automatizar y reducir los tiempos de procesamiento de datos, se diseñaron estrategias de aprendizaje de máquina en código abierto.

RESULTADOS

Distribución de tamaño de partícula:

Se clasificaron las partículas según su diámetro aerodinámico en partículas ultrafinas (UFP) de 0.006 a 0.054 um, partículas finas (FP) de 0.09 a 2.5 um y partículas gruesas de 2.5 a 10 µm. Los resultados por ciudad se observan en la Tabla 2.

Tabla 2. Concentración de partículas por tamaño en ciudades de Colombia

Estación	Rango tamaño partícula (um)	Concentración promedio (#/cm³)	Mínimo (#/cm³)	Máximo (#/cm³)
Bogotá (las Ferias)	0.006 – 0.054	1306.43 +- 1.20E+03	31.32	5896.10
	0.094 – 2.5	1506.02 +- 1.50E+03	67.36	7897.58
	3.6 – 10	0.22 +- 1.30E-01	0.67	0.00076
Bogotá (San Cristóbal)	0.006 – 0.054	3080.30 +- 2.10E+03	162.47	12129.61
	0.094 – 2.5	1966.43 +- 1.90E+03	105.61	11947.90
	3.6 – 10	0.09 +- 7.70E-02	0.0001	0.41
Palmira	0.006 – 0.054	3611.81 +- 3.10E+03	9.16	19805.81
	0.094 – 2.5	1678.15 +- 1.0E+03	2.47	5815.63
	3.6 – 10	41.37 +- 4.90E+01	0.081	219.81
Cali	0.006 – 0.054	9727.56 +- 7.10E+03	2866.14	36708.80
	0.094 – 2.5	2034.13 +- 1.0E+03	521.62	5033.17
	3.6 – 10	1.57 +- 2.60E+00	0.016	8.37

De forma general, San Cristóbal, Palmira y Cali registran concentraciones promedio y desviación estándar más altas de UFP, en Comparación con Las Ferias. Sin embargo, Las Ferias presenta concentraciones promedio de FP más altas en comparación con las demás estaciones. En Cali se observó que las UFP contribuyen en un 82.8 %, seguido de San Cristóbal (60.62 %), Palmira (56.69 %) y Ferias (48.47 %), aclarando que en Las Ferias las FP presentaron mayor contribución (51.51 %). En cuanto al tamaño de partículas gruesas, Palmira presentó la mayor concentración, 26 veces mayor que los demás puntos de monitoreo.

Análisis químicos por microscopía electrónica de barrido (SEM)

Las muestras de material particulado recolectadas en Bogotá, Cali y Medellín permitieron el análisis individual de 7420 partículas, obteniendo de cada imagen SEM, un perfil químico y 20 parámetros morfológicos. Estos tres elementos permitieron categorizar las partículas en seis grupos morfo-químicos: biogénicas orgánicas, metálicas, minerales, desgaste de llanta, sales y pintura rica en Ti.

El grupo predominante son los minerales, provenientes del polvo de las vías que se resuspende al paso de los vehículos y la erosión o el transporte de materiales desde otras fuentes como la construcción de vías o edificaciones. Los resultados de caracterización por morfología SEM fueron complementarios a la identificación de fuentes a partir de la composición química, donde predominaron los metales de corteza terrestre y las especies de carbón (elemental y orgánico), estos últimos asociados al tráfico y otras fuentes de combustión. Las partículas ultrafinas (< 1um) tuvieron una mayor concentración en número, en tanto que la concentración en masa de las partículas gruesas (>2.5 um) fue superior (Affman, 2014). Dado que un menor tamaño representa un mayor riesgo para la salud humana, es importante continuar profundizando la investigación en este tipo de partículas.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Las nanopartículas (6 a 27 nm) constituyeron una fracción importante del material particulado recolectado en algunos de los principales centros urbanos del país. Es recomendable que el control de la contaminación no se limite a la concentración másica, sino que avance a la concentración en número, dado el riesgo que estas nanopartículas representan para la salud humana al penetrar hasta lo más profundo del sistema respiratorio. Se debe promover mayor investigación sobre la concentración en número, la distribución de tamaño y la caracterización química y morfológica de las partículas ultrafinas, dotando al país de un mayor número de equipos para su caracterización. Se recomienda seguir explorando técnicas complementarias a la composición química para la identificación de fuentes de emisión, como la microscopía de barrido (SEM) acompañada de procesamiento y análisis mediante aprendizaje de máquina.

REFERENCIAS

- Arffman, A., Yli-Ojanperä, J., Kalliokoski, J., Harra, J., Pirjola, L., Karjalainen, P., Rönkkö, T., & Keskinen, J. (2014). High-resolution low-pressure cascade impactor. Journal Of Aerosol Science, 78, 97 109. https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2014.08.006

- Avellaneda J. D, (2020) Caracterización morfo química y diferenciación del material particulado PM10-2.5 en el valle de Aburrá (Medellín- Colombia). http://hdl.handle.net/10784/26543

- Mészáros, e. (1999). Fundamentals of atmospheric aerosol chemistry. akadémiai kiado. journal of atmospheric chemistry 39(1):99-103. doi: 10.1023/a:1010753724116

- Rausch J, Jaramillo-Vogel D, Perseguers S, Schnidrig N, Grobéty B, YajanP (2022). Automated identification and quantification of tire wear particles (TWP) in airborne dust: SEM/EDX single particle analysis coupled to a machine learning classifier. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149832

ESTIMACIÓN DEL APORTE DE LA QUEMA RESIDENCIAL DE BIOMASA AL $MP_{2.5}$, UN NUEVO CAMINO DESDE LAS HERRAMIENTAS ESTADÍSTICAS

Estuardo Norambuena Carolina[1,2]; Jorquera González Hector[1,2]

[1]Departamento de Ingeniería Química y Bioprocesos, Pontificia Universidad Católica de Chile, Avda. Vicuña Mackenna 4860, Santiago, 7820436, Chile, caestuardo@uc.cl
[2]Centro de Desarrollo Urbano Sustentable (CEDEUS), Los Navegantes 1963, Providencia, Santiago, 7520246, Chile, joquera@uc.cl

Palabras clave: Material Particulado, Reparto de Fuentes, FUSTA; Agrupación difusa; Combustión Biomasa.

INTRODUCCIÓN

Uno de los parámetros críticos en la calidad del aire es el $MP_{2.5}$, el cual consiste en todas aquellas partículas suspendidas en el aire con tamaño aerodinámico menor a 2,5 µm. Esto se debe a que la exposición poblacional a este contaminante atmosférico está asociado a múltiples efectos en salud, tales como síntomas respiratorios, consultas médicas, hospitalizaciones, e incluso mortalidad prematura. El $MP_{2.5}$ posee varias fuentes relevantes tales como transporte, uso de combustibles (sólidos) residenciales, uso de combustibles industriales, entre otras. En Chile, el principal problema asociado a altas concentraciones urbanas de $MP_{2.5}$ es el alto consumo de leña desde la VI Región hacia el sur del país.

La principal dificultad en el análisis y modelación del $MP_{2.5}$ es la incertidumbre en el aporte cuantitativo de cada una de esas fuentes de emisión a la concentración de $MP_{2.5}$ medida en algún sitio de monitoreo. Si bien en muchas zonas urbanas se cuenta con inventarios de emisiones atmosféricas, éstos suelen tener datos poco precisos, con una incertidumbre para la biomasa que puede superar el 50%, debido a la gran heterogeneidad en demanda (calidad de la vivienda), tecnología de combustión del calefactor y modo de operación de cada equipo; de hecho, las estimaciones se basan en aplicar encuestas de consumo de leña en hogares (no se mide el desempeño real de cada calefactor). La alternativa clásica para estimar emisiones es aplicar modelos de reparto de fuentes (receptor models), pero éstos requieren conocer la composición química del $MP_{2.5}$, lo cual es costoso de implementar e inviable si no hay muestras históricas almacenadas en filtros. Luego, existe una brecha de conocimiento respecto a los aportes históricos de las emisiones de consumo de leña al $MP_{2.5}$ en ciudades chilenas.

Una posible solución a lo anterior es el uso de herramientas estadísticas de clasificación de datos, tales como FUSTA (FUzzy SpatioTemporal Apportionment), la cual consiste en un agrupamiento difuso (fuzzy clustering) de las concentraciones ambientales de MP2.5, con el fin de encontrar los patrones espaciotemporales subyacentes en dichas concentraciones, y que corresponden

a los aportes de las distintas fuentes emisoras al $MP_{2.5.}$ FUSTA se ha aplicado al caso de las emisiones de SO2, sin embargo, ella no ha sido utilizada para establecer el aporte del consumo de leña en el $MP_{2.5.}$ Por lo tanto, el presente trabajo busca desarrollar esta nueva metodología, para cuantificar el aporte de la combustión residencial de biomasa a la concentración ambiental del $MP_{2.5.}$

El presente trabajo aplicó esta nueva metodología (FUSTA) al $MP_{2.5}$, para encontrar los patrones temporales y espaciales que representan el $MP_{2.5}$ proveniente de la quema de biomasa residencial, con la finalidad de cuantificar el aporte al $MP_{2.5}$ generado por dicha fuente, lo cual no ha sido reportado hasta el momento en la literatura.

MÉTODOS

Para este análisis se seleccionaron estaciones de monitoreo del Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire - SINCA (https://sinca.mma.gob.cl/) para la ciudades de Temuco y Santiago-Chile, debido a que estas ciudad supera constantemente la normativa respecto al $MP_{2.5}$ y pero las principales fuentes son de orígenes diferentes (Álamos et al., 2022). Se recopilaron concentraciones ambientales horarias de $MP_{2.5}$ junto con datos meteorológicos como velocidad y dirección del viento, temperatura y presión. Los datos para utilizar abarcaron los años 2013–2022.

La aplicación del algoritmo FUSTA se realizó a través del paquete fclust disponible en el entorno del software libre R (rutina: fkm.ent.noise) y para la visualización de los resultados se utilizó el paquete openair del mismo software. Se estimaron soluciones con diferentes números de conglomerados, hasta encontrar una solución (y rutina) que mejor representara la tendencia central de los datos de emisión de quema de biomasa residencial. Así, se determinaron los aportes históricos de $MP_{2.5}$ asociados al consumo de leña en las ciudades de Temuco y Santiago. Para validar las concentraciones encontradas por el agrupamiento difuso, estas fueron contrastadas por campañas anteriores de mediciones cuantitativas en campañas de invierno, así como por modelaciones de calidad del aire en cada ciudad, que abarquen un año completo para considerar toda la variabilidad de los aportes de consumo de leña.

RESULTADOS

La Figura 1 muestra el resultado de los patrones temporales del $MP_{2.5}$ obtenidos para las estaciones de monitoreo “Las encinas” en la ciudad de Temuco y para “Parque ‘O'Higgins” en la ciudad de Santiago, ambas en el periodo 2013-2017. En ella se puede observar las principales fuentes que aportan al $MP_{2.5}$ en ambas ciudades, destacando el perfil de la Biomasa en Temuco, el cual domina el aporte, alcanzando en los meses de invierno un aporte superior al 80% lo que concuerda con estudios anteriores realizados en la misma ciudad (Villalobos et al., 2017). En Santiago el resultado también concuerda con estudios anteriores (Villalobos et al., 2015) para el aporte de la biomasa. En ambos casos los patrones temporales encontrados en fusta coinciden

con lo reportado en literatura (Carbone et al., 2013). Un resultado similar se obtuvo para el periodo 2018-2022 para ambas ciudades para las mismas estaciones y para el resto de las estaciones de la ciudad que se encontraban activas durante el periodo de estudio. Con esto se demuestra que los patrones temporales encontrados a través de FUSTA representan el comportamiento de las fuentes de $MP_{2.5.}$ Además de los patrones temporales FUSTA permitió encontrar los patrones espaciales de las diversas fuentes, los cuales también concuerdan con lo esperado.

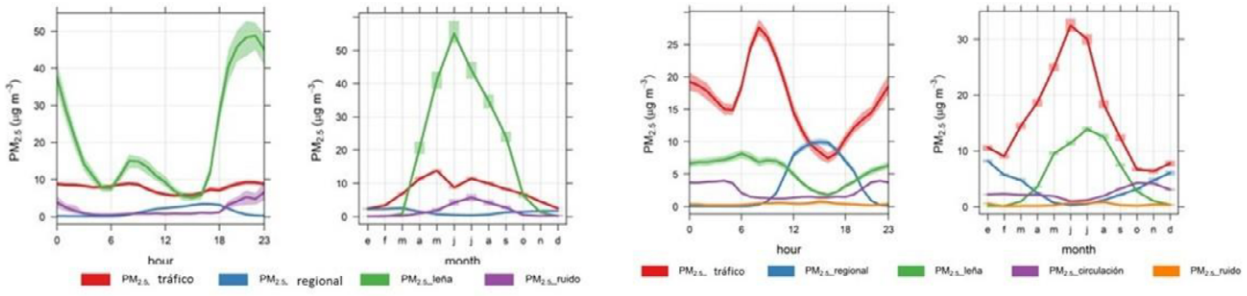


Figura 1. Patrones temporales para las principales fuentes de MP2.5. Izquierda "Estación Las Encinas" Temuco, derecha "Estación Parque O'Higgins" Santiago, Periodo 2013-2027

Finalmente, la Figura 2 muestra el ajuste para la concentración de la biomasa encontrada por una campaña anterior de modelo receptor (balance de masa) realizada en ambas ciudades y los datos obtenidos para la misma fecha en que se realizó la campaña, a través del algoritmo FUSTA. En esta figura se observa una gran correlación entre ambos datos, lo que valida los resultados obtenidos a través de esta nueva metodología.

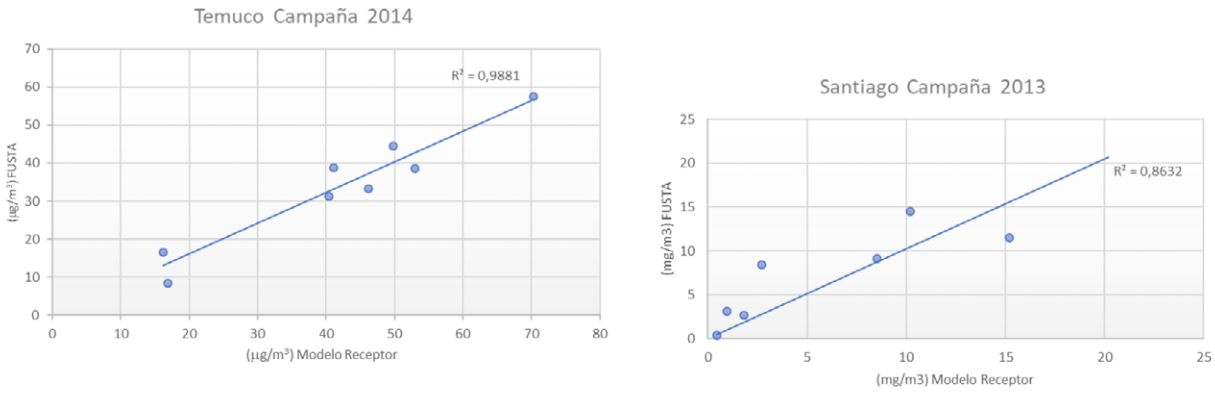


Figura 2. Correlación entre los resultados de modelo receptor campaña Temuco 2014 y Santiago 2013 y resultados algoritmo FUSTA.

Con esto es posible concluir que la aplicación del algoritmo FUSTA es capaz de identificar el aporte de la Biomasa al MP2.5 con respecto a la concentración total de este contaminante.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El separar el aporte de la combustión residencial a la concentración ambiental del MP2.5 permitirá dilucidar el efecto concreto de la quema de leña a la contaminación atmosférica, lo cual servirá para especificar de mucho mejor manera las políticas públicas para reducir el MP2.5 por quema de leña residencia.

REFERENCIAS

- Álamos, N., Huneeus, N., Opazo, M., Osses, M., Puja, S., Pantoja, N., Denier van der Gon, H., Schueftan, A., Reyes, R., & Calvo, R. (2022). High-resolution inventory of atmospheric emissions from transport, industrial, energy, mining and residential activities in Chile. Earth Syst. Sci. Data, 14(1), 361-379. https://doi.org/10.5194/essd-14-361-2022

- Azmi, S., & Sharma, M. (2023). Global PM2.5 and secondary organic aerosols (SOA) levels with sectorial contribution to anthropogenic and biogenic SOA formation. Chemosphere, 336, 139195. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139195

- Balasubramani, K., Prasad, K. A., Kodali, N. K., Abdul Rasheed, N. K., Chellappan, S., Sarma, D. K., Kumar, M., Dixit, R., James, M. M., Behera, S. K., Shekhar, S., & Balabaskaran Nina, P. (2022). Spatial epidemiology of acute respiratory infections in children under 5 years and associated risk factors in India: District-level analysis of health, household, and environmental datasets [Article]. Frontiers in Public Health, 10, Article 906248. https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.906248

- Bui, L. T., Hoang Nguyen, P., & Chau My Nguyen, D. (2023). Spatio-temporal modelling and related factors analysis of PM2.5 pollution: A case study of Ho Chi Minh city, Vietnam. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 131, 103417. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pce.2023.103417

- Carbone, S., Saarikoski, S., Frey, A., Reyes, F., Reyes, P., Castillo, M., Gramsch, E., Oyola, P., Jayne, J., Worsnop, D. R., & Hillamo, R. (2013). Chemical Characterization of Submicron Aerosol Particles in Santiago de Chile. Aerosol and Air Quality Research, 13(2), 462-473. https://doi.org/10.4209/aaqr.2012.10.0261

- Cipoli, Y. A., Alves, C., Rapuano, M., Evtyugina, M., Rienda, I. C., Kováts, N., Vicente, A., Giardi, F., Furst, L., Nunes, T., & Feliciano, M. (2023). Nighttime–daytime PM10 source apportionment and toxicity in a remoteness inland city of the Iberian Peninsula. Atmospheric Environment, 303, 119771. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119771

- Faridi, S., Yousefian, F., Roostaei, V., Harrison, R. M., Azimi, F., Niazi, S., Naddafi, K., Momeniha, F., Malkawi, M., Moh'd Safi, H. A., Rad, M. K., & Hassanvand, M. S. (2022). Source apportionment,

identification and characterization, and emission inventory of ambient particulate matter in 22 Eastern Mediterranean Region countries: A systematic review and recommendations for good practice. Environmental Pollution, 310, 119889. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119889

- Gilardi, L., Marconcini, M., Metz-Marconcini, A., Esch, T., & Erbertseder, T. (2023). Long-term exposure and health risk assessment from air pollution: impact of regional scale mobility. International Journal of Health Geographics, 22(1), 11. https://doi.org/10.1186/s12942-023-00333-8

- Govender, P., & Sivakumar, V. (2020). Application of k-means and hierarchical clustering techniques for analysis of air pollution: A review (1980–2019). Atmospheric Pollution Research, 11(1), 40-56. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.09.009

- Hernández-López, A. E., Santos-Medina, G. L., Morton-Bermea, O., Hernández-Álvarez, E., VillalobosPietrini, R., & Amador-Muñoz, O. (2023). Chemical speciation of organic compounds and elemental compositions of PM2.5 in Mexico City: Spatial-seasonal distribution, emission sources, and formation processes [Article]. Atmospheric Research, 292, Article 106868. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2023.106868

- Jorquera, H. (2021). Air quality management in Chile: Effectiveness of PM2.5 regulations. Urban Climate, 35, 100764. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100764
- Jorquera, H., & Villalobos, A. M. (2023). A new methodology for source apportionment of gaseous industrial emissions. Journal of Hazardous Materials, 443, 130335. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130335

- Lopez-Aparicio, S., Grythe, H., & Markelj, M. (2022). High-Resolution Emissions from Wood Burning in Norway—The Effect of Cabin Emissions. Energies, 15(24).
- MMA. (2022). Reporte del Estado del Medio Ambiente 2022. Ministerio del Medio Ambiente de Chile, https://sinia.mma.gob.cl/estado-del-medio-ambiente/reporte-del-estado-del-medio-ambiente2022/.

- Orru, H., Olstrup, H., Kukkonen, J., López-Aparicio, S., Segersson, D., Geels, C., Tamm, T., Riikonen, K., Maragkidou, A., Sigsgaard, T., Brandt, J., Grythe, H., & Forsberg, B. (2022). Health impacts of PM2.5 originating from residential wood combustion in four nordic cities. BMC Public Health, 22(1), 1286. https://doi.org/10.1186/s12889-022-13622-x

- Skiles, M. J., Lai, A. M., Olson, M. R., Schauer, J. J., & de Foy, B. (2018). Source apportionment of PM2.5 organic carbon in the San Joaquin Valley using monthly and daily observations and meteorological clustering. Environmental Pollution, 237, 366-376. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.055

- Vicente, E. D., Figueiredo, D., Gonçalves, C., Lopes, I., Oliveira, H., Kováts, N., Pinheiro, T., & Alves, C. A. (2021). In vitro toxicity of indoor and outdoor PM10 from residential wood combustion. Science of The Total Environment, 782, 146820. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146820

- Villalobos, A. M., Barraza, F., Jorquera, H., & Schauer, J. J. (2015). Chemical speciation and source apportionment of fine particulate matter in Santiago, Chile, 2013 [Article]. Science of The Total Environment, 512-513, 133-142. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.006

- Villalobos, A. M., Barraza, F., Jorquera, H., & Schauer, J. J. (2017). Wood burning pollution in southern Chile: PM2.5 source apportionment using CMB and molecular markers. Environmental Pollution, 225, 514-523. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.069

- WHO. (2021). WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228.

- Yin, S. (2023). Effect of biomass burning on premature mortality associated with long-term exposure to PM2.5 in Equatorial Asia [Article]. Journal of Environmental Management, 330, Article 117154. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117154

- Zhang, B., Shen, Z., Sun, J., Zhang, L., He, K., Zhang, Y., Xu, H., Lv, J., Cao, L., Li, J., Liu, S., & Cao, J. (2023). County-level and monthly resolution multi-pollutant emission inventory for residential solid fuel burning in Fenwei Plain, China [Article]. Environmental Pollution, 330, Article 121815. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121815

EVALUACIÓN DE LA CITOTOXICIDAD Y GENOTOXICIDAD EN CÉLULAS V79 Y HACAT ASOCIADO A LA EXPOSICIÓN A NANOPARTÍCULAS DE CARBÓN

Grethel León Mejía[1], Alvaro Miranda-Guevara[1], Julian Rodríguez Tapia[1], Wilner Martínez-Lopez[2], Ornella Fiorillo Moreno[1,3,4], Fredy Jose Torres[1], Maria Fernanda Palma[1], Leonardo Pacheco-Londoño[1], Antonio Acosta-Hoyos[1]

[1]Centro de Investigaciones en Ciencias de la Vida (CICV), Universidad Simón Bolívar, Barranquilla 080002, Colombia.
[2]Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable, Ministry of Education and Culture, Montevideo, Uruguay.
[3]Clínica Iberoamerica, Barranquilla. Colombia.
[4]Clinica El Carmen, Barranquilla. Colombia.

Autor de correspondencia: Grethel León-Mejía, E-mail: grethel.leon@unisimon.edu.co / Universidad Simón Bolívar, Facultad de Ciencias Básicas, Centro de Investigaciones en Ciencias de la Vida (CICV), cra 53 calle 64-51, Barranquilla 080002, Colombia.

Palabras clave: Nanopartículas; Carbón; Citotoxicidad; Genotoxicidad; Metales; Muerte celular.

INTRODUCCIÓN

Durante el proceso de minería, se liberan al ambiente grandes cantidades de material particulado, incluidas nanopartículas (NPs). Estas NPs son especialmente peligrosas debido a su compleja composición, que incluye hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), metales y otros compuestos con el potencial de afectar procesos celulares (Miranda-Guevara et al., 2023). Este estudio analizó los efectos citotóxicos y genotóxicos in vitro, utilizando líneas celulares V79 y HaCaT. Las NPs fueron aisladas mediante un método de separación ácida y caracterizadas por microscopía de fuerza atómica (AFM), dispersión dinámica de luz (DLS) y microscopía electrónica de barrido con espectroscopía de rayos X (SEM-EDS), revelando su composición y tendencia a aglomerarse. Las pruebas de viabilidad celular y biomarcadores genotóxicos como el ensayo cometa, formación de micronúcleos y Gamma H2AX indicaron inestabilidad genética dosis-dependiente. Este estudio destaca la necesidad de comprender a fondo las interacciones celulares y moleculares de las NPs de carbón para mitigar sus riesgos para la salud.

MÉTODOS

Procedimiento	Descripción
Obtención de NPs de carbón	Separación y purificación con HNO_3, centrifugación y solubilización en DMEM con antibióticos. Esterilización con luz UV.
Caracterización fisicoquímica	**DLS**: Sonicación (15 min, 400 W, 10% amplitud), medición de diámetro hidrodinámico. **AFM**: Análisis en modo Tapping sobre mica. **SEM-EDS**: Recubrimiento con oro y análisis elemental.
Cultivo celular y citotoxicidad	Líneas V79 y HaCaT en DMEM. Exposición a NPs (12.5–400 µg/mL, 24-72 h). Viabilidad evaluada con Resazurina (RZ) y Sulforhodamina B (SRB).
Genotoxicidad	**Ensayo Cometa**: Daño en ADN en condiciones alcalinas con FPG/EndoIII. **Micronúcleos**: Tinción con PI. **γH2AX**: Detección de rupturas en ADN por inmunocitoquímica.
Análisis estadístico	ANOVA y prueba de Tukey en GraphPad Prism 5.0 ($p < 0,05$ significativo).

RESULTADOS

Caracterización de nanopartículas de carbón (NPs)

Las NPs extraídas en La Loma, Cesar, tienen un tamaño promedio de 40 nm (DLS) y una topografía esférica, aunque algunas son amorfas. La formación de agregados se atribuye a su alta energía superficial, y su composición química incluye elementos como C, O, Fe, Ca, Si, Al y Cu (SEM-EDS) (Figura 1).

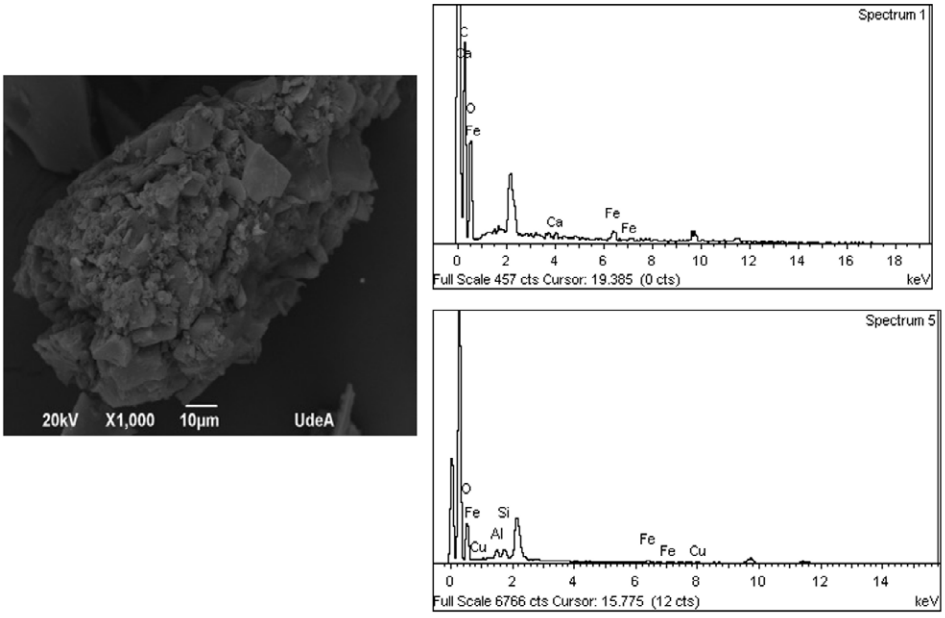


Figura 1. Análisis SEM-EDS de las nanopartículas de carbón (NP) provenientes de las minas de La Loma-Cesar. La imagen A muestra la forma irregular de las NP y, al lado el espectro composicional obtenido por EDS.

La evaluación de las nanopartículas de carbón revela interacciones complejas entre su tamaño, composición química y la respuesta celular. Mediante microscopía de fuerza atómica, se observó que las partículas tienen un tamaño promedio de aproximadamente 40 nm y tienden a aglomerarse, lo que puede impactar significativamente en la viabilidad celular.

Análisis de citotoxicidad: Se evaluaron líneas celulares V79 y HaCaT con ensayos de resazurina y sulforhodamina B, observando reducción de viabilidad celular dependiente de la dosis, especialmente a 300 µg/mL (Figura 2).

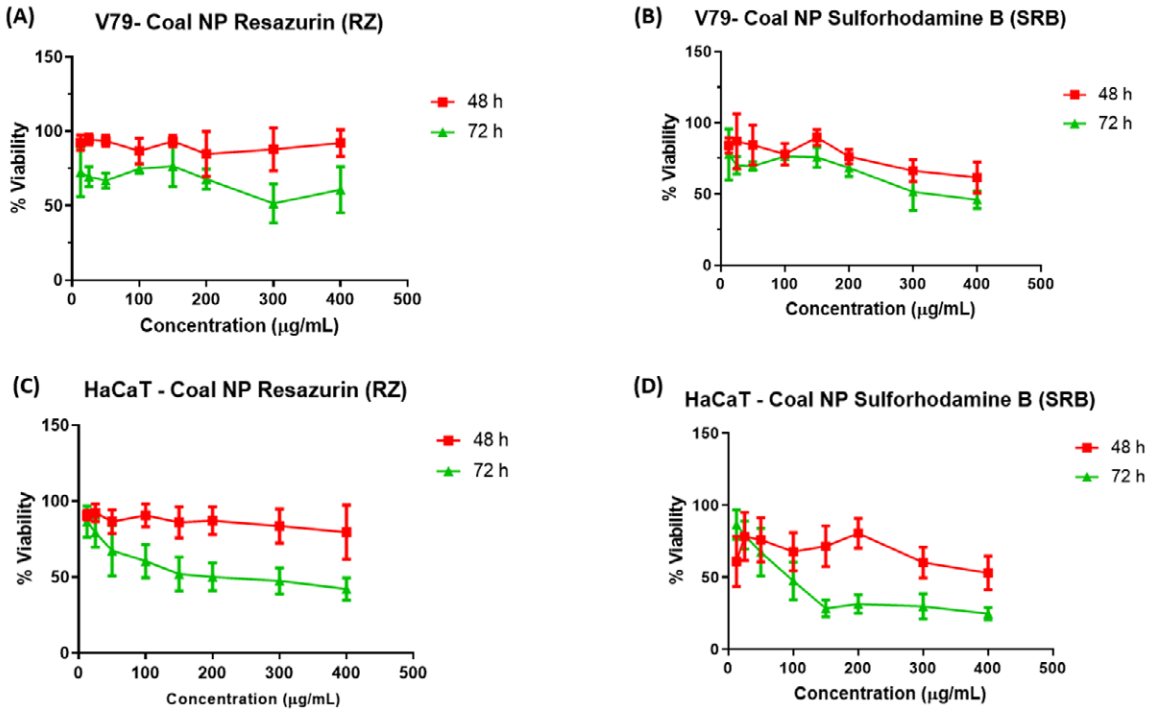


Figura 2. Curva de viabilidad celular, análisis de citotoxicidad utilizando los ensayos A) Resazurina y B) Sulforhodamina B en diferentes periodos de exposición en células V79. C) Resazurina y D) Sulforhodamina B en diferentes periodos de exposición en células HaCaT. Los experimentos se realizaron por triplicado.

Los ensayos de citotoxicidad en células V79 y HaCaT mostraron una disminución dosis-dependiente de la viabilidad celular, especialmente en concentraciones altas. La composición química de las nanopartículas, que incluye carbono, oxígeno, hierro, calcio, aluminio, silicio y cobre, puede influir en sus mecanismos de toxicidad. Además, la carga superficial y la tendencia a la aglomeración podrían modificar sus interacciones con las membranas celulares, promoviendo estrés oxidativo e inflamación (Kessler et al., 2022).

Análisis de genotoxicidad: Se realizó el ensayo cometa (modificado con enzimas ENDOIII y FPG), mostrando daño oxidativo a concentraciones tan bajas como 50 µg/mL (Figura 3). También se detectó formación de micronúcleos y rupturas dobles en el ADN (anti-γ-H2AX) en ambas líneas celulares, en relación directa con la dosis de NPs.

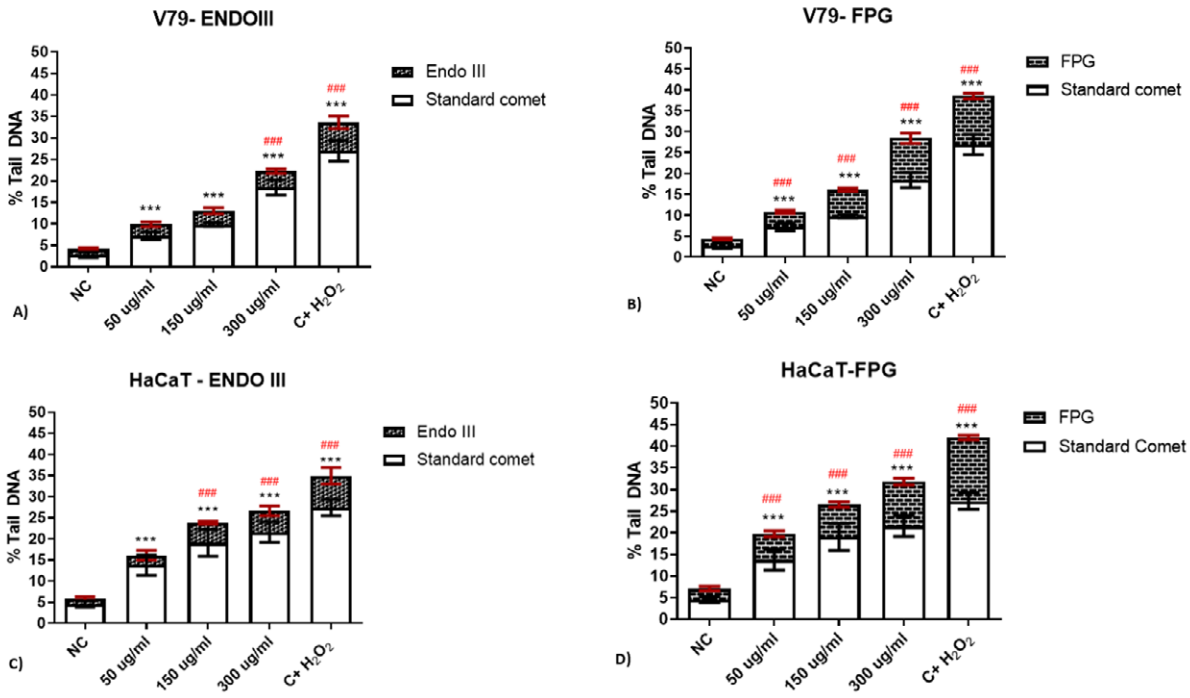


Figura 3. Porcentaje de ADN en la cola (% Tail DNA) en el ensayo de cometas alcalino (blanco) y porcentaje de daño oxidativo en el ADN en el ensayo de cometas modificado (punteado) después del tratamiento con las enzimas ENDO III y FPG.

En A-B, enzima ENDOIII y FPG en células V79 respectivamente; y en C-D, enzima ENDOIII y FPG en células HaCaT respectivamente. *Diferencia estadísticamente significativa en comparación con el control negativo (NC) ($P < 0,05$). #Aumento significativo en el daño oxidativo en comparación con el control negativo con ENDO III y FPG ($P < 0,05$). Los resultados se presentan como la media ± error estándar.

Desde una perspectiva genotóxica, se evidenció que estas nanopartículas pueden interactuar con el ADN, induciendo daño genético y favoreciendo la generación de especies reactivas de oxígeno (ERO) (Liu et al., 2022).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados obtenidos destacan la necesidad de fortalecer la regulación en torno a la exposición a nanopartículas de carbón, especialmente en entornos industriales, ocupacionales y en las poblaciones aledañas. La capacidad de estas nanopartículas para generar estrés oxidativo y daño genético evidencia la importancia de establecer límites de exposición y desarrollar estrategias de mitigación del riesgo.

Además, es fundamental promover una colaboración interdisciplinaria entre toxicología, nanotecnología y salud ocupacional para diseñar políticas de seguridad basadas en evidencia. Esto incluye la implementación de protocolos de monitoreo ambiental y biomarcadores de exposición en las personas expuestas a nanopartículas de carbón.

REFERENCIAS

- Azqueta, A., Muruzabal, D., Boutet-Robinet, E., Milic, M., Dusinska, M., Brunborg, G., Møller, P., Collins, A.R., 2019. Technical recommendations to perform the alkaline standard and enzyme-modified comet assay in human biomonitoring studies. Mutat. Res. Toxicol. Environ. Mutagen. 843, 24–32. https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2019.04.007

- Fenech, M., Knasmueller, S., Bolognesi, C., Holland, N., Bonassi, S., Kirsch-Volders, M., 2020. Micronuclei as biomarkers of DNA damage, aneuploidy, inducers of chromosomal hypermutation and as sources of pro-inflammatory DNA in humans. Mutat. Res. Mutat. Res. 786, 108342. https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2020.108342

- Kessler, A., Hedberg, J., Blomberg, E., Odnevall, I., 2022. Reactive Oxygen Species Formed by Metal and Metal Oxide Nanoparticles in Physiological Media—A Review of Reactions of Importance to Nanotoxicity and Proposal for Categorization. Nanomaterials 12, 1922. https://doi.org/10.3390/nano12111922

- Liu, J., Liu, Z., Pang, Y., Zhou, H., 2022. The interaction between nanoparticles and immune system: application in the treatment of inflammatory diseases. J. Nanobiotechnology 20, 127. https://doi.org/10.1186/s12951-022-01343-7

- Miranda-Guevara, A., Muñoz-Acevedo, A., Fiorillo-Moreno, O., Acosta-Hoyos, A., Pacheco-Londoño, L., Quintana-Sosa, M., De Moya, Y., Dias, J., De Souza, G.S., Martinez-Lopez, W., Garcia, A.L.H., Da Silva, J., Borges, M.S., Henriques, J.A.P., León-Mejía, G., 2023. The dangerous link between coal dust exposure and DNA damage: unraveling the role of some of the chemical agents and oxidative stress. Environ. Geochem. Health 45, 7081–7097. https://doi.org/10.1007/s10653-023-01697-3

ADVANCING AIR QUALITY INSIGHTS: ANALYSIS OF BLACK CARBON EMISSION TRENDS AND SOURCE-SPECIFIC DYNAMICS IN A CENTRAL-EUROPEAN CITY

Asta Gregorič[1,2], Matic Ivančič[1], Irena J. Brecelj[1], Balint Alfoldy[1], Janja Vaupotič[3], Griša Močnik[2], Luka Drinovec[2], Janja Turšič[4], Martin Rigler[1]

[1]Aerosol d.o.o., 1000 Ljubljana, Slovenia, agregoric@aerosolmageesci.com
[2]Center for Atmospheric Research, University of Nova Gorica, 5270 Ajdovščina, Slovenia
[3]Department of Environmental Sciences, Jožef Stefan Institute, Ljubljana, Slovenia
[4]Slovenian Environment Agency, Ljubljana, Slovenia

Keywords: black carbon; air quality; emission rates; atmospheric dynamics; biomass burning.

INTRODUCTION

Black carbon (BC) is a critical component of air pollution, with significant impacts on climate and human health worldwide. It is produced by the incomplete combustion of carbonaceous fuels and, as a chemically inert primary pollutant, serves as a reliable indicator of emissions. BC provides valuable data for air quality action plans by identifying the strength of different sources. Atmospheric conditions influence BC concentrations, making it challenging to quantify emission source intensities. Organic compounds are emitted alongside BC, either as primary organic aerosol (POA) or formed in the atmosphere from gaseous precursors as secondary organic aerosol (SOA), further complicating source assessment. This study introduces a novel approach combining carbonaceous aerosol (CA) concentrations and radon (222Rn) measurements to enhance emission source characterization and provide actionable insights for pollution mitigation.

METHODS

The study evaluated BC emission rates using a method combining atmospheric radon (222Rn) concentrations and BC measurements (Gregorič et al., 2020). Measurements were conducted at an urban site in Ljubljana and a rural site in the Vipava Valley, Slovenia in period 2016 – 2017, followed by measurements in Ljubljana until 2023. The analysis incorporated a box model to calculate BC emission rates, considering boundary layer depth and horizontal advection effects. BC measurements and source apportionment were performed using the Carbonaceous Aerosol Speciation System (CASS, Aerosol Magee Scientific), which integrates an Aethalometer AE33 for black carbon measurements and a TCA08 analyzer for total carbon (TC) concentration. This system enabled advanced speciation of CA into black carbon, primary organic aerosol, and secondary organic aerosol components (Ivančič et al., 2022), providing detailed insights into aerosol composition and formation processes.

RESULTS

Results revealed significant differences in BC emission rates between urban and rural environments. Biomass burning contributed 60% to BC levels in rural areas during winter, compared to 27% in urban areas. Traffic-related emissions in Ljubljana showed a notable decline of approximately 40% in 2020/21 compared to 2016/17, attributed to COVID-19 restrictions, while biomass burning rates remained consistent.

Post-COVID measurements in Ljubljana (2022-2023) indicate a partial rebound in traffic-related BC emissions, although levels remain below those of 2016/17, likely due to stricter emission controls under new EURO6 standards. Biomass burning emissions showed no significant change, highlighting the persistent influence of this source even in urban areas. Additionally, the speciation of carbonaceous aerosols into BC, primary organic aerosol (POA), and secondary organic aerosol (SOA) allowed for the determination of SOA formation rates. This advancement underscores the importance of secondary aerosol production and offers deeper insights into the atmospheric processing of carbonaceous pollutants.

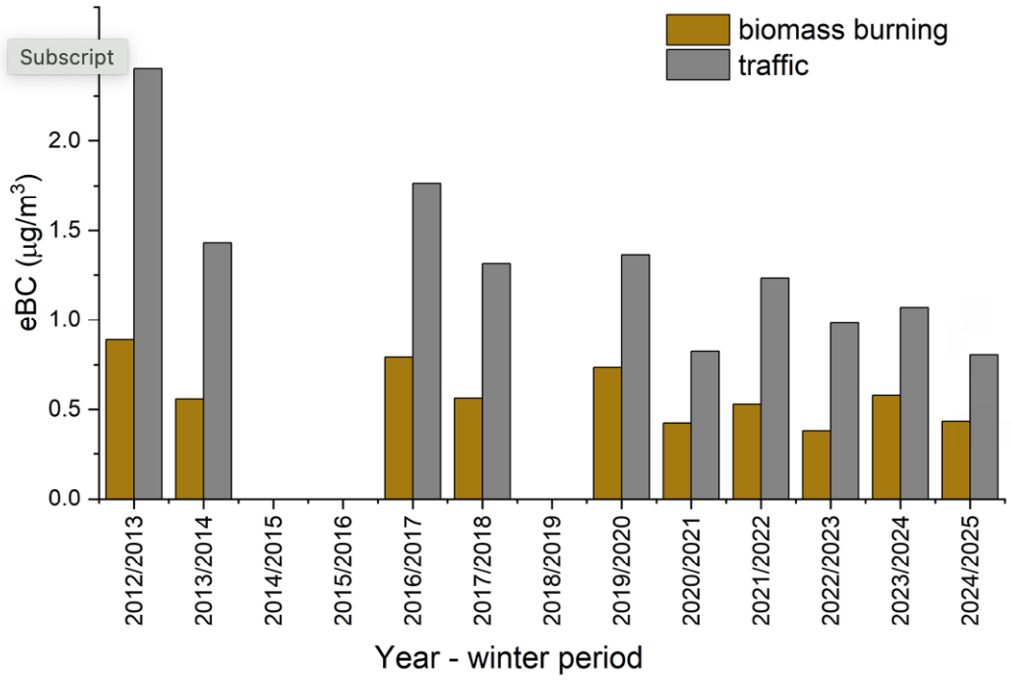


Fig. 1: Trend of equivalent black carbon concentration (eBC) atributed to traffic and biomass burning in Ljubljana (Slovenia) in the winter period from winter 2012/13 to 2024/25.

IMPLICATIONS FOR PUBLIC POLICIES AND PRACTICE

The integration of high-time-resolution BC and radon data provides a valuable tool for policymakers to assess and monitor pollution mitigation strategies. The approach enables long-term evaluation of emission trends, offering actionable insights for urban air quality management and rural biomass burning controls. The added understanding of SOA formation rates underscores the need for comprehensive strategies addressing both primary and secondary pollution sources.

REFERENCES

- Gregorič, A., Drinovec, L., Ježek, I., Vaupotič, J., Lenarčič, M., Grauf, D., Wang, L., Mole, M., Stanič, S., & Močnik, G. (2020). The determination of highly time-resolved and source-separated black carbon emission rates using radon as a tracer of atmospheric dynamics. Atmospheric Chemistry and Physics, 20(22), 14139–14162. https://doi.org/10.5194/acp-20-14139-2020

- Ivančič, M., Gregorič, A., Lavrič, G., Alföldy, B., Ježek, I., Hasheminassab, S., Pakbin, P., Ahangar, F., Sowlat, M., Boddeker, S., & Rigler, M. (2022). Two-year-long high-time-resolution apportionment of primary and secondary carbonaceous aerosols in the Los Angeles Basin using an advanced total carbon–black carbon (TC-BC(λ)) method. Science of The Total Environment, 848, 157606. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157606

ACKNOWLEDGMEMENTS

The research is part of the project CAEmissionMonitor, L1-4386, funded by the Slovenian Research and Innovation Agency.

EVOLUCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA POR VEHÍCULOS LIVIANOS Y MOTOCICLETAS EN BOGOTÁ: ANÁLISIS QUINQUENAL

Michell Tatiana Taborda Quitian[1], Heidi Marcela Suarez Robayo[2] ,Oscar Arnulfo Fajardo Montaña[3]

[1]Universidad central, mtabordaq@ucentral.edu.co
[2]Universidad Militar, hsuarezr1@ucentral.edu.co
[1]Universidad central, ofajardom@ucentral.edu.co

Palabras clave: Contaminación atmosférica, Calidad del aire, Emisiones vehiculares, Fuentes móviles, Normatividad ambiental, Transporte sostenible.

INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica, según la Organización Mundial de la Salud (OMS), constituye una de las principales amenazas ambientales a nivel global, afectando la salud humana, los ecosistemas y el equilibrio climático. En Bogotá, esta problemática se encuentra estrechamente relacionada con las emisiones generadas por fuentes móviles, en particular vehículos livianos y motocicletas, los cuales representan un porcentaje significativo de la carga contaminante urbana. Este trabajo de grado analiza la evolución de la contaminación atmosférica por estos vehículos en los últimos cinco años, considerando la influencia de factores como el crecimiento del parque automotor, el tipo de combustible utilizado y las normativas vigentes. A través de una metodología basada en el análisis de datos proporcionados por entidades locales (Secretarias de Ambiente y Movilidad) y el caso de estudio de un Centro de Diagnostico Automotor (CDA), se identifican tendencias, se comparan estándares internacionales y se evalúa el impacto ambiental de las emisiones vehiculares, con el fin de proponer estrategias para la mejora de la calidad del aire en la ciudad.

El rápido aumento del número de vehículos en Bogotá ha intensificado la presión sobre las políticas ambientales y la movilidad sostenible de la ciudad. Aunque se han implementado medidas como las normas de emisiones Euro 4, aún persisten importantes retos para minimizar el impacto de los vehículos en el medio ambiente. En contraste con otras partes del mundo, países como Alemania, China y Estados Unidos han adoptado estándares más rigurosos, como Euro 6, GB 18352.6 y EPA Tier 3, logrando así reducir de manera significativa las emisiones provenientes de sus parques automotores.

La Resolución 2703 de 2023 menciona que para 2021 “Respecto a las emisiones totales de PM2.5 por categoría vehicular generadas a partir de la metodología Bottom-Up se evidencia que corresponden a 1.373 toneladas, teniendo la siguiente participación de generación de emisiones:

el sector de carga (49.4%), camperos y camionetas (18%), motocicletas (12.6%), transporte especial (8.7%), automóviles (7.6%), SITP-Zonal y Provisional (2.1%), SITP-Troncal (1.3%) y taxis (0.3%). De tal forma que, los vehículos con motor de encendido por compresión aportan 1.035 toneladas de PM2.5 lo que representa el 75, 4% del total" (James Eduardo Sabala Rios, 2023).

En relación al Decreto 1076 del 2015 en su titulo 5 "Aire" capítulo 1 "Reglamento de protección y control de la calidad del aire", establece las disposiciones generales sobre las normas de calidad del aire así como los niveles de contaminación, emisiones contaminantes y de ruido, brindando información sobre los tipos de contaminantes del aire, entre otras disposiciones generales. Del mismo modo, se habla de las emisiones contaminantes por fuentes móviles, por lo cual se prohíbe la descarga al aire por parte de cualquier fuente móvil en concentraciones superiores a las establecidas en las normas de emisión, de contaminantes como CO, HC, NOX, PM, entre otros, y se especifican las funciones a cargo de las Autoridades ambientales, para la protección de la calidad del aire y en control de la contaminación del mismo, con la obligación de definir los programas regionales de prevención y control Ambiental.

MÉTODOS

Para estudiar la evolución de la contaminación del aire generada por vehículos livianos y motocicletas en Bogotá, se utilizó el método MICMAC (Matriz de Impactos Cruzados Multiplicación Aplicada a una Clasificación). Esta herramienta permitió identificar y analizar cómo las variables clave relacionadas con las emisiones vehiculares interactúan entre sí.

Identificación y selección de variables El primer paso fue seleccionar las variables más relevantes para el análisis, como el tamaño del parque automotor, las normativas de emisiones, el tipo de combustibles utilizados, las tecnologías vehiculares y las condiciones de las inspecciones técnicas. Estas variables se definieron a partir de la revisión de literatura, consultas con expertos y el análisis de datos oficiales.

Construcción de la matriz de impactos cruzados Posteriormente, se creó una matriz de impactos cruzados para evaluar cómo cada variable influye de manera directa e indirecta en las demás. Con base en la metodología MICMAC, las variables fueron clasificadas según su grado de dependencia e influencia utilizando una escala cualitativa.

Análisis y clasificación de variables Después de construir la matriz, se analizaron los resultados para clasificar las variables en estratégicas, dependientes, de enlace y autónomas. Esto ayudó a identificar los factores clave que afectan la evolución de la contaminación vehicular y las interacciones entre ellos.

Interpretación y aplicación de resultados Finalmente, los resultados se interpretaron considerando la normativa ambiental vigente y las tendencias en movilidad sostenible. Se discutieron implicaciones para el diseño de políticas públicas orientadas a reducir las emisiones y mejorar la calidad del aire en Bogotá.

El análisis MICMAC brindó un entendimiento más profundo de los elementos que determinan la contaminación vehicular en la ciudad y proporcionó insumos valiosos para la toma de decisiones en movilidad y control de emisiones.

1. **Evolución de la Flota Vehicular y su Impacto en la Contaminación Atmosférica en Bogotá (últimos 5 años):**

Se llevó a cabo un análisis exhaustivo basado en bases de datos obtenidas de la Secretaría de Movilidad y la Secretaría de Ambiente de Bogotá, que registraron información sobre el parque automotor y sus emisiones entre 2019 y 2024. Los datos fueron depurados y procesados con Python, eliminando variables irrelevantes para enfocarse exclusivamente en vehículos livianos y motocicletas. Se evaluaron las emisiones de contaminantes clave (NOx, CO, VOC, PM10, y CO2), correlacionando el impacto ambiental con el tipo de vehículo y combustible empleado. Este análisis permitió observar la influencia de eventos externos, como la pandemia de COVID-19, en las tendencias de emisiones, destacando los cambios en la intensidad del uso de ciertos vehículos y combustibles.En total, se obtuvieron 480,844 datos depurados, para análisis de las emisiones contaminantes.

1. **Comparativa de Metodologías para el Análisis de Emisiones Vehiculares a Nivel Internacional y Latinoamericano:**

Se realizó una comparación de los estándares y metodologías empleadas para medir emisiones vehiculares en Europa, Asia, Norteamérica y Latinoamérica. Este análisis incluyó la recopilación de información sobre normativas específicas, como los estándares Euro 6 en Europa y las regulaciones GB 18352.6 en China. Se utilizaron datos de fuentes oficiales y traducciones de documentos normativos en diferentes idiomas. Los criterios evaluados incluyeron periodicidad de inspección técnico-mecánica, límites de emisiones permitidos y tecnologías empleadas en las mediciones, como contadores de partículas y analizadores espectroscópicos. Este enfoque comparativo permitió identificar brechas entre las normativas de Bogotá y estándares internacionales más estrictos, subrayando la necesidad de adoptar regulaciones más avanzadas.

1. **Selección de Criterios Ambientales Relevantes para la Inspección Vehicular en el Diseño de un Modelo Multicriterio de Evaluación:**

Se estudió un Centro de Diagnóstico Automotor (CDA) para obtener datos detallados sobre las inspecciones técnico-mecánicas realizadas a vehículos livianos y motocicletas. Se filtraron los datos para centrarse en vehículos que utilizan gasolina, gas-gasolina y diésel. Se analizaron los criterios de rechazo de las inspecciones, clasificándolos en tipologías A (críticos) y B (menos relevantes), en cumplimiento de la normativa NTC 5375. Para evaluar las relaciones entre variables ambientales, como tipos de combustibles y emisiones generadas, se aplicó la metodología MICMAC (Matrices de Impactos Cruzados Multiplicación Aplicada a una Clasificación). Este método permitió identificar variables clave con alta influencia en el sistema de emisiones

vehiculares y proponer estrategias de mitigación, tales como la adopción de combustibles limpios y tecnologías más eficientes.

RESULTADOS

Entre 2019 y 2024, la flota vehicular en Bogotá mostró un crecimiento constante, especialmente en vehículos a gasolina y diésel, mientras que el uso de gas natural vehicular (GNV) permaneció limitado. Este aumento contribuyó al incremento de emisiones de NOx, CO, VOC, PM10 y CO2, con vehículos particulares y motocicletas como los principales emisores. La pandemia de COVID-19 redujo temporalmente las emisiones en 2020 debido a restricciones de movilidad, pero estas aumentaron nuevamente en 2022 con la reactivación económica. Los vehículos a gasolina fueron los mayores contribuyentes de CO2 y VOC, mientras que los que utilizan diésel destacaron en emisiones de NOx y PM2.5, mostrando un impacto significativo en la calidad del aire urbano.

Las metodologías para el análisis de emisiones vehiculares presentan diferencias significativas a nivel internacional. En Europa, países como Alemania, Reino Unido y España aplican inspecciones periódicas ajustadas a la antigüedad del vehículo, adoptando los estándares Euro 6, que establecen límites estrictos para contaminantes como CO y NOx. Además, emplean tecnologías avanzadas como el contador de partículas Bosch y el MET 6.1. En Asia, países como China y Japón implementan límites similares y utilizan equipos como el analizador Foshan Nanhua NHA-406 y el UREX-5000VII. Norteamérica destaca por el uso de dispositivos como el MEXA-1300R en Estados Unidos y el MEXA-584L en Canadá, con normativas estrictas para vehículos diésel y gasolina. En Latinoamérica, países como Argentina y Brasil realizan inspecciones basadas en la antigüedad de los vehículos, utilizando equipos como el Bosch ETT 008.41 y límites específicos para CO y HC. Bogotá, en contraste, sigue regulaciones Euro 4, menos estrictas, lo que evidencia la necesidad de actualizar normativas locales y adoptar tecnologías de medición más avanzadas para mitigar el impacto ambiental y cumplir con estándares internacionales.

En el diseño del modelo multicriterio se seleccionaron 26 criterios, agrupados en categorías visuales, ambientales, sociales y económicas. Los criterios visuales evaluaron defectos físicos, como fugas de humo, mientras que los ambientales se enfocaron en contaminantes clave como CO y CO2. Los criterios sociales midieron el impacto en salud pública y la efectividad de campañas de concientización, y los económicos consideraron costos de mantenimiento y antigüedad del vehículo. Con herramientas como MICMAC, se identificaron variables clave como la calidad del aire, que presenta alta dependencia de otras variables, y las fugas en el sistema de escape, con alta influencia y baja dependencia. Este análisis sugiere que la regulación de las fugas y la promoción de combustibles más limpios deberían priorizarse, junto con la actualización de normativas y el fortalecimiento de las campañas de concientización para reducir el impacto ambiental y mejorar la salud pública.

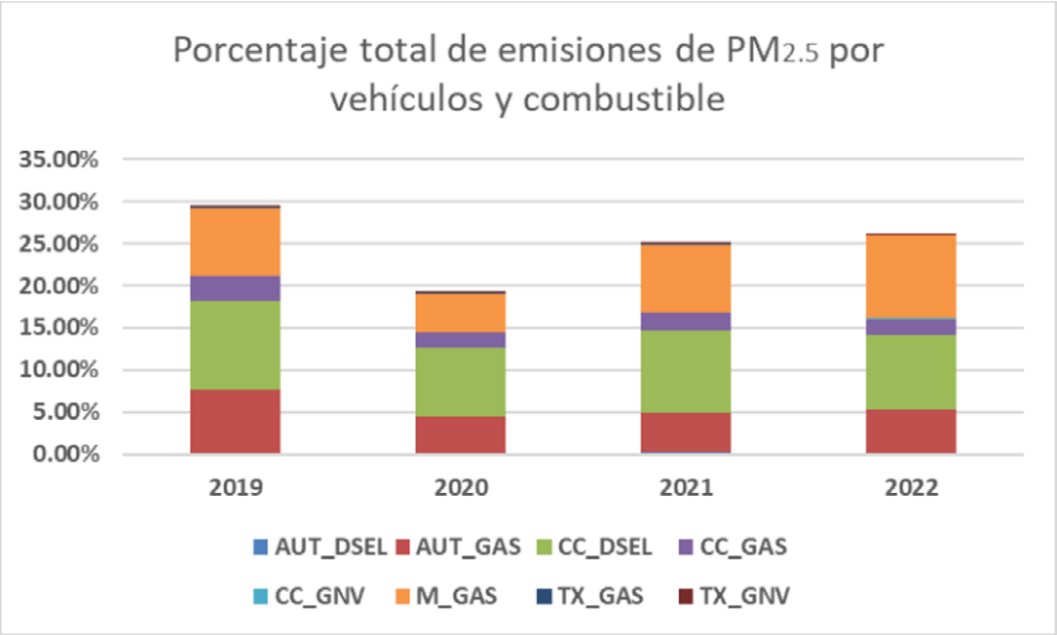


Figura 1: Evolución de las emisiones de PM2.5 en los años 2019, 2020, 2021 y 2022, categorizada por tipo de vehículos y combustible.
Fuente: Autor, 2024

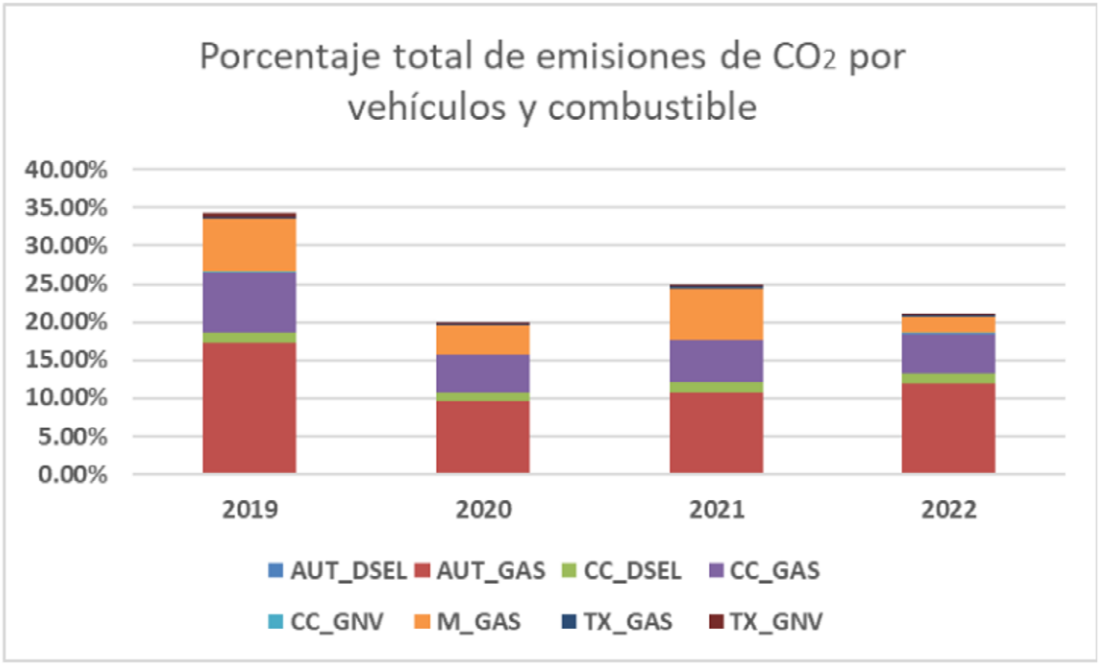


Figura 2. Evolución de las emisiones de CO2 en los años 2019, 2020, 2021 y 2022, categorizada por tipo de vehículos y combustible.
Fuente: Autor, 2024

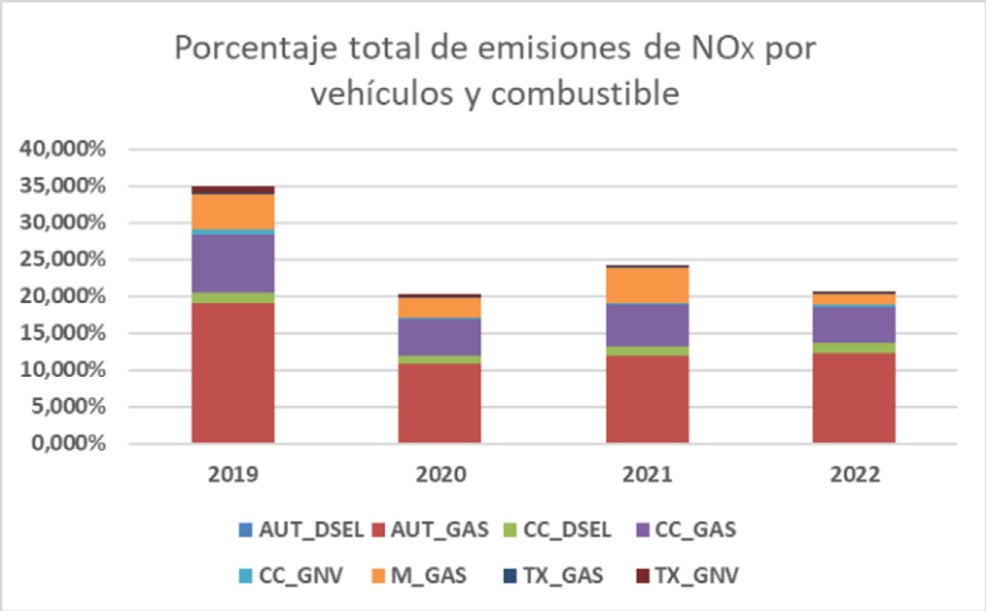


Figura.3. Evolución de las emisiones de NOx en los años 2019, 2020, 2021 y 2022, categorizada por tipo de vehículos y combustible. Fuente: Autor, 2024

En las anteriores graficas se observan los comportamientos de los combustibles de gasolina, Diesel y GNV, en donde se evidencian como las emisiones han cambiado al pasar el tiempo, donde se dividen por categorías de vehículos como lo son automóviles, camionetas, camperos y motocicletas, en relación al CO_2 este suele tener una relación directamente proporcional con el consumo de combustible, en donde se logra observar que los vehículos que funcionan a gasolina son los que mayor emisiones generan también se evidencian pequeñas reducciones con el pasar de los años lo cual puede ser a causa de más mejoras en las eficiencias de los motores; en relación al NOx este contaminante tiene mayor relevancia en los vehículos que usan Diesel, también se observa algunas pequeñas reducciones en estas emisiones debido a la nueva implementación de nuevas tecnologías.

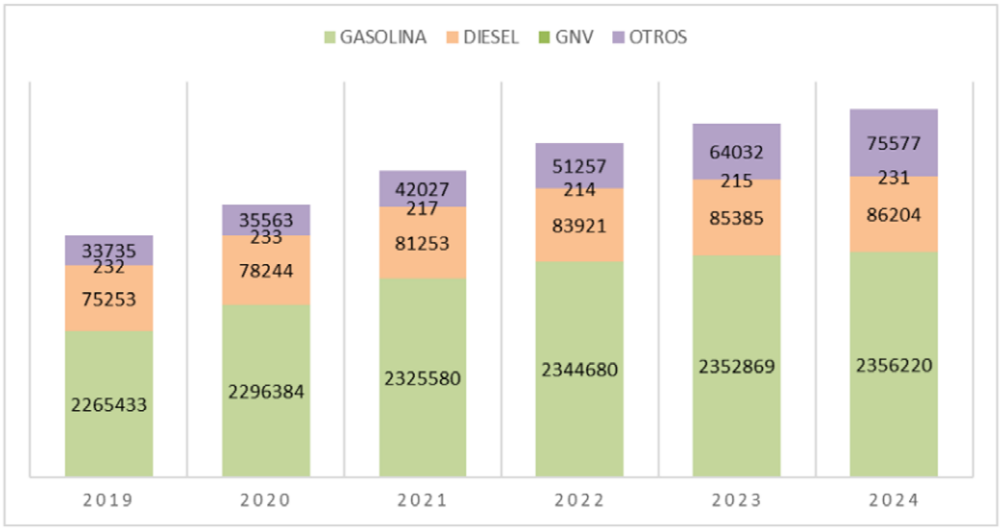


Figura 4. Evolución de la flota vehicular entre los años 2019, 2020, 2021, 2022, 2023 y 2024. Fuente: Autor, 2024

En la anterior imagen se logra identificar que los vehículos que utilizan gasolina muestran un incremento en el total de las emisiones a lo largo del periodo de estudio, esto puede indicar un mayor uso de vehículos a gasolina, lo cual radica en el incremento de las emisiones; respecto a las emisiones de Diesel, estas también muestran un incremento de manera constante lo cual indica que aunque el Diesel es una fuente de emisiones, muestra un incremento menos acelerado, las emisiones generadas por GNV, son muy bajas en comparación con las generada por gasolina y Diesel, estas se han mantenido bastante estables en el tiempo.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La relación entre los resultados del análisis de emisiones vehiculares y las implicaciones en políticas públicas y para la práctica radica en la necesidad de fortalecer y ajustar las políticas de control de emisiones vehiculares para mejorar la calidad del aire y la salud pública. Los hallazgos revelan que, a pesar de algunos avances, las emisiones de contaminantes como NOx, CO2 y PM siguen siendo altas, especialmente por los vehículos a gasolina y los buses SITP. Este escenario implica que las políticas públicas deben enfocarse en:

1. **Fortalecer las regulaciones de emisiones:** Es fundamental implementar y hacer cumplir estándares más estrictos de emisiones, como los ya adoptados en otras regiones (Euro 6 en Europa), y promover el uso de tecnologías más limpias como el GNV (gas natural vehicular) en Bogotá.
2. **Ajustar la periodicidad y alcance de las inspecciones:** Basado en la experiencia internacional, las políticas públicas deben revisar y ajustar la frecuencia de las inspecciones técnicas vehiculares, considerando la antigüedad del vehículo, la tecnología de medición y los estándares de emisión adecuados para cada tipo de motor.
3. **Incentivar el uso de vehículos más eficientes:** Los datos sugieren que las políticas deben incentivar la renovación de la flota vehicular, promoviendo vehículos más modernos y eficientes que generen menos emisiones. Esto podría incluir incentivos económicos o subsidios para vehículos eléctricos o de bajas emisiones.
4. **Promover la concientización pública:** Las campañas de sensibilización sobre los impactos de las emisiones vehiculares y la importancia del mantenimiento adecuado de los vehículos (especialmente la regulación de fugas en el sistema de escape) son cruciales para involucrar a la comunidad en la mejora de la calidad del aire.
5. **Fomentar la investigación y desarrollo de nuevas tecnologías:** El análisis de las tecnologías de medición de emisiones utilizadas en otros países (como el analizador Foshan Nanhua en China o el MEXA-584L en Canadá) puede ser un modelo para mejorar las capacidades de monitoreo y control en Bogotá.

REFERENCIAS

- Abraham Hernando Castelblanco Muñoz. (2012). NORMA TÉCNICA NTC COLOMBIANA 5375.
- Andre, N., & Kraftfahrzeugtechnik, S. (2000). Diplomarbeit: Untersuchungen zu Prüfverfahren des Abgasverhaltens von Fahrzeugen mit Verbrennungsmotoren im Rahmen der Hauptuntersuchung. Tesis. https://libdoc.fh-zwickau.de/opus4/frontdoor/deliver/index/docId/16102/file/Diplomarbeit_Niclas-Gusko_40440.pdf
- Bernard, S. M., Samet, J. M., Grambsch, A., Ebi, K. L., & Romieu, I. (2001a). The potential impacts of climate variability and change on air pollution-related health effects in the United States. Environmental Health Perspectives, 109(SUPPL. 2), 199–209. https://doi.org/10.2307/3435010
- Bernard, S. M., Samet, J. M., Grambsch, A., Ebi, K. L., & Romieu, I. (2001b). The potential impacts of climate variability and change on air pollution-related health effects in the United States. Environmental Health Perspectives, 109(SUPPL. 2), 199–209. https://doi.org/10.2307/3435010
- Bundesministerium der Justiz. (2024, August 19). Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung. Leyes/Reglamentos.
- Bundsministerium der Justiz. (2024, August 19). Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung (StVZO) Anlage XXIV (zu § 47) Maßnahmen gegen die Verunreinigung der Luft durch Gase von Kraftfahrzeugen mit Fremd- und Selbstzündungsmotoren. Boletín Oficial Federal I 2012, 888 - 897.
- Calidad del aire. (2022). Carlos Alberto Frasser Arrieta. (2022). Resolución 0762 del 2022. https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2022/09/Resolucion-762-de-2022.pdf
- Clean Air Asia India - Prarthana Borah and Gitanjali Sreedhar. (2021a). Level of Air Pollution. Climate Centre for Cities, NIUA in Association with Clean Air Asia Author, 1–76.
- Decreto 1076 de 2015 (2015). Departamento Administrativo de la Función Pública. (2015). Decreto 1076 de 2015 Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible. Departamento Administrativo de La Función Pública, 1–447.
- DieselNet. (2024, September). China: Heavy-Duty Engines. Https://Dieselnet.Com/Standards/Cn/Hd.Php#cn6.
- Driver & Vehicle Standards Agency, U. G. (2024, September 15). Guidance Car parts checked at an MOT Published 21 May 2015. Https://Www.Gov.Uk/Government/Publications/Car-Parts-Checked-at-an-Mot/Car-Parts-Checked-at-an-Mot.
- James Eduardo Sabala Rios. (2023, December 7). Resolución 2703 de 2023 Secretaría Distrital de Ambiente.

CONTAMINACIÓN POR $PM_{2.5}$ EN SUDAMÉRICA: CONTRIBUCIÓN DE LOS INCENDIOS FORESTALES DE LA AMAZONIA

Hasbleidy Tatiana Medina Gonzalez[1], Alejandro Casallas[2], Luis Carlos Belalcazar[3], Ellie Anne Lopez-Barrera[4]

[1]Universidad Nacional de Colombia, htmedinag@unal.edu.co
[2]Institute of Science and Technology Austria, Klosterneuburg, Austria
[3]Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
[4]Instituto de Estudios y Servicios Ambientales (IDEASA), Universidad Sergio Arboleda, Bogotá, Colombia

Palabras clave: Contaminación atmosférica; incendios forestales; Cuenca Amazónica

INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica es un problema ambiental que causa millones de muertes cada año (WHO, 2023) a causa principalmente del material particulado de 10 y 2.5 micras (PM_{10}, $PM_{2.5}$). Una de las mayores fuentes de emisión de PM son los incendios forestales. De hecho, muchas ciudades de Sudamérica se ven fuertemente impactadas por la contaminación producida por los incendios. Por ejemplo, en Colombia, las principales ciudades se ven contaminadas cada año en los meses de marzo a mayo a causa de incendios que se producen en la frontera colombo-venezolana y la zona norte del Amazonas, en Caquetá (Casallas et al. 2024). Estos incendios del Amazonas no eran considerados tan dañinos para Colombia, pero Casallas et al. (2024) documento su importancia, lo cual lleva a la pregunta: ¿Que otras ciudades de Sudamérica pueden verse afectadas en términos de calidad del aire, por transporte de largo alcance de $PM_{2.5}$proveniente del Amazonas? En este estudio se analiza el impacto de los incendios de la Amazonia sobre la contaminación por $PM_{2.5}$ en varias ciudades de América del Sur (i.e. Bogotá, Leticia, Lima, Quito, Santiago, Guyana, Bolivia, Vitoria, Sao Paulo y Montevideo). Para ello, se emplean datos de estaciones de monitoreo de calidad del aire, datos de MODIS y del servicio CAMS (Copernicus Atmosphere Monitoring Service). Los datos de CAMS son primero validados, y luego se utiliza un tracker Lagrangiano para analizar la evolución de las plumas de contaminación provenientes de los incendios forestales que se producen en el Amazonas. Este análisis busca sensibilizar a las autoridades sobre la necesidad de adoptar políticas efectivas para mitigar la contaminación y generar medidas transfronterizas que permitan garantizar la calidad del aire.

MÉTODOS

En primer lugar, se validaron los datos de CAMS para las 10 ciudades en estudio. Para ello se calcularon 9 parámetros estadísticos (NMB, RMSE, Rho, FAC2, IOA, MB, HIT, FAR, POC)

comparando los datos diarios de CAMS con los datos de las estaciones terrestres para el 2023 (Celis et al., 2022) promediando las estaciones que se encuentren en el mismo píxel de los datos de CAMS. Los resultados reportaron que los datos de CAMS son aceptables para ser utilizados en todas las ciudades en estudio, aunque debe tenerse en cuenta su incertidumbre en términos de sobrepasar las normas internacionales.

Con el fin de analizar la evolución de las plumas de contaminación por PM, se utilizó el método Lagrangiano (Casallas et al. 2024) a los datos de CAMS (CAMS global reanalysis , 2020) en escala temporal de 2013 a 2023, para las plumas de contaminación de Sudamérica que tienen al menos 50% de su área durante su inicio dentro de la cuenca amazónica. En adición, se seleccionaron solo las plumas que al pasar sobre las ciudades en estudio producen un aumento en la contaminación por PM de al menos un 10%, con el fin de estudiar los eventos que pueden causar impactos negativos a la salud en las ciudades en estudio.

Luego de filtrar las plumas, se procesan los datos de MODIS (FIRMS, 2024) en la misma escala temporal (2013 a 2023) calculando el número de incendios diarios por píxel en una grilla de resolución espacial igual a la grilla de los datos de CAMS (0.4 grados). Esto permite calcular correlaciones espaciales y temporales entre los incendios forestales que se producen en Sudamérica y en la cuenca amazónica, con las plumas de PM anteriormente filtradas, con el fin de analizar su grado de relación.

RESULTADOS

En primer lugar, los incendios forestales en Sudamérica muestran patrones específicos de acuerdo a la temporada del año (Figura 1). En Diciembre-Enero-Febrero (DJF) una pequeña zona de Colombia (Caquetá) presenta un alto número de incendios, pero la gran mayoría se presentan al sur de la cuenca Amazónica, en los llanos orientales, Venezuela, y el Caribe Colombiano. Algo similar sucede en MarzoAbril-Mayo (MAM), pero no se presentan incendios en Caquetá. Más interesante aún es el comportamiento que se presenta en Junio-Julio-Agosto (JJA) y Septiembre-Octubre-Noviembre (SON) pues gran parte de la zona sur de la cuenca Amazónica presenta un alto número de incendios forestales, incluyendo zonas en Perú, Brasil, Colombia y Ecuador.

Estos incendios producen plumas de contaminación como se observa en la Figura 2. La cual muestra el promedio multianual estacional de las plumas de PM2.5, y además en contornos reporta el número de incendios promedio para cada estación. Se evidencia de hecho que las zonas con mayor número de incendios coinciden con aquellas con mayor contaminación. Especialmente en la zona norte de Sudamérica y en la zona sur de la cuenca Amazónica. De hecho al calcular la correlación de pearson (Figura 3) entre el número de incendios y la contaminación proveniente de las plumas del amazonas, se evidencia que estos están altamente correlacionados, de hecho zonas al sur de la cuenca amazónica, en su exterior están muy correlacionadas, pues no solo hay desplazamiento de las plumas que parten del amazonas (como sucede en la zona norte

de Colombia y en Venezuela) sino que también las plumas de los incendios del amazonas se mezclan con otras, generando un aumento aún más alto del contaminante. Por lo cual, es necesario utilizar modelos que permitan separar las contribuciones de los diferentes incendios, dependiendo de su ubicación.

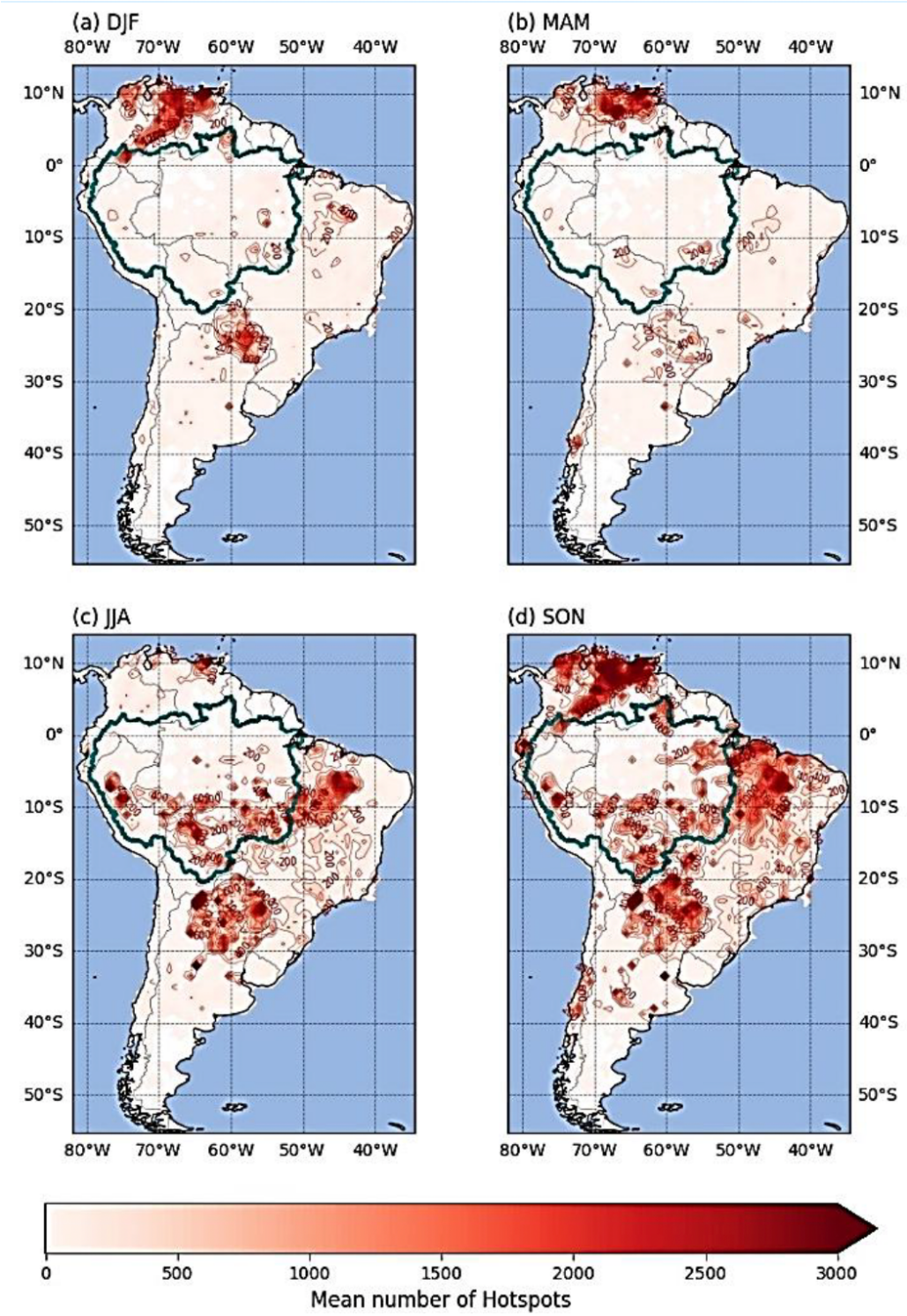


Figura 1. Distribución estacional promedio de puntos calientes en Sudamérica (2013-2023) a partir de datos satelitales MODIS

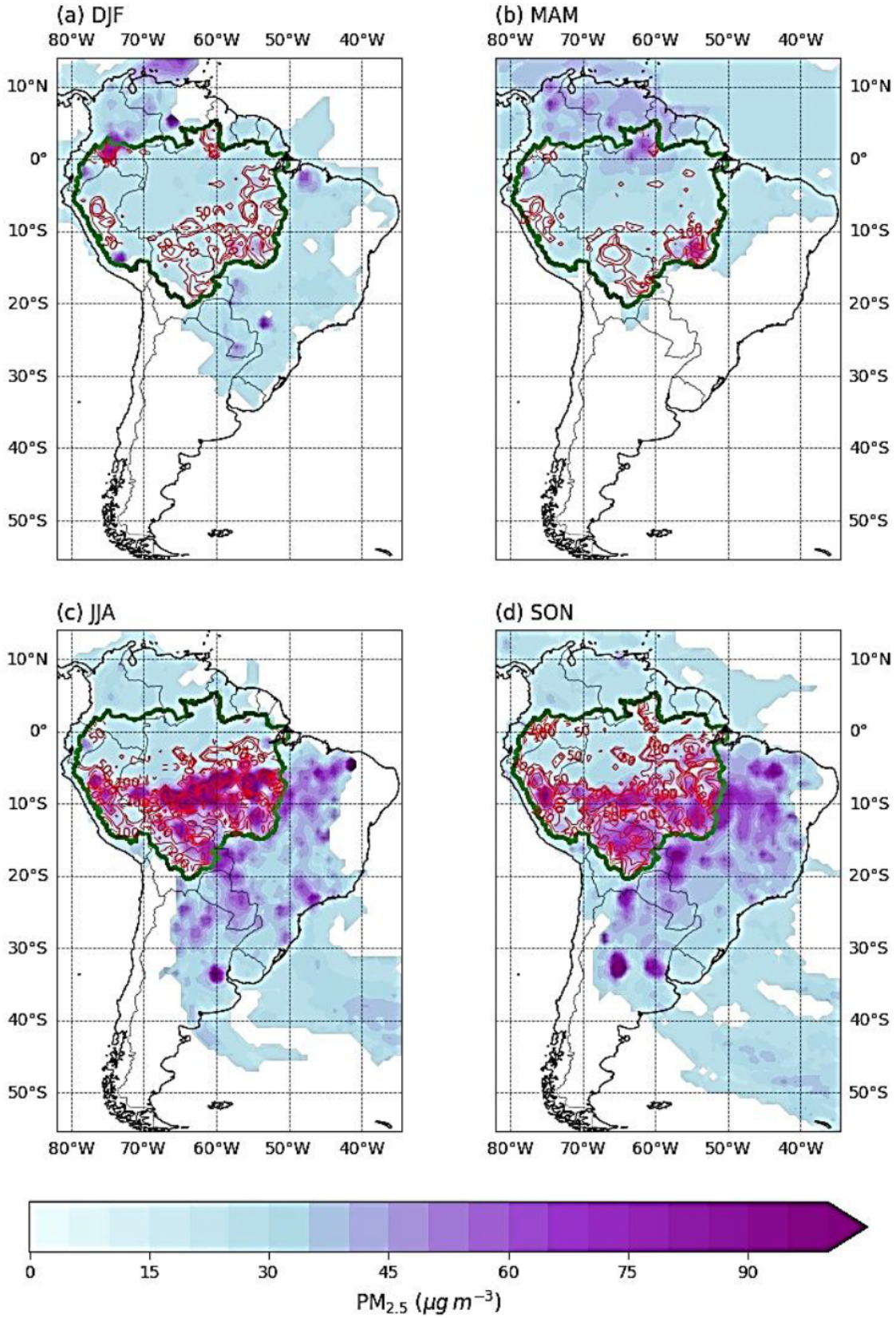


Figura 2. Los colores representan un compuesto de PM2.5 calculado a partir de las plumas de contaminación que inician en el Amazonas, para el periodo de estudio. Los contornos representan el promedio estacional multianual del número de incendios forestales en el Amazonas.

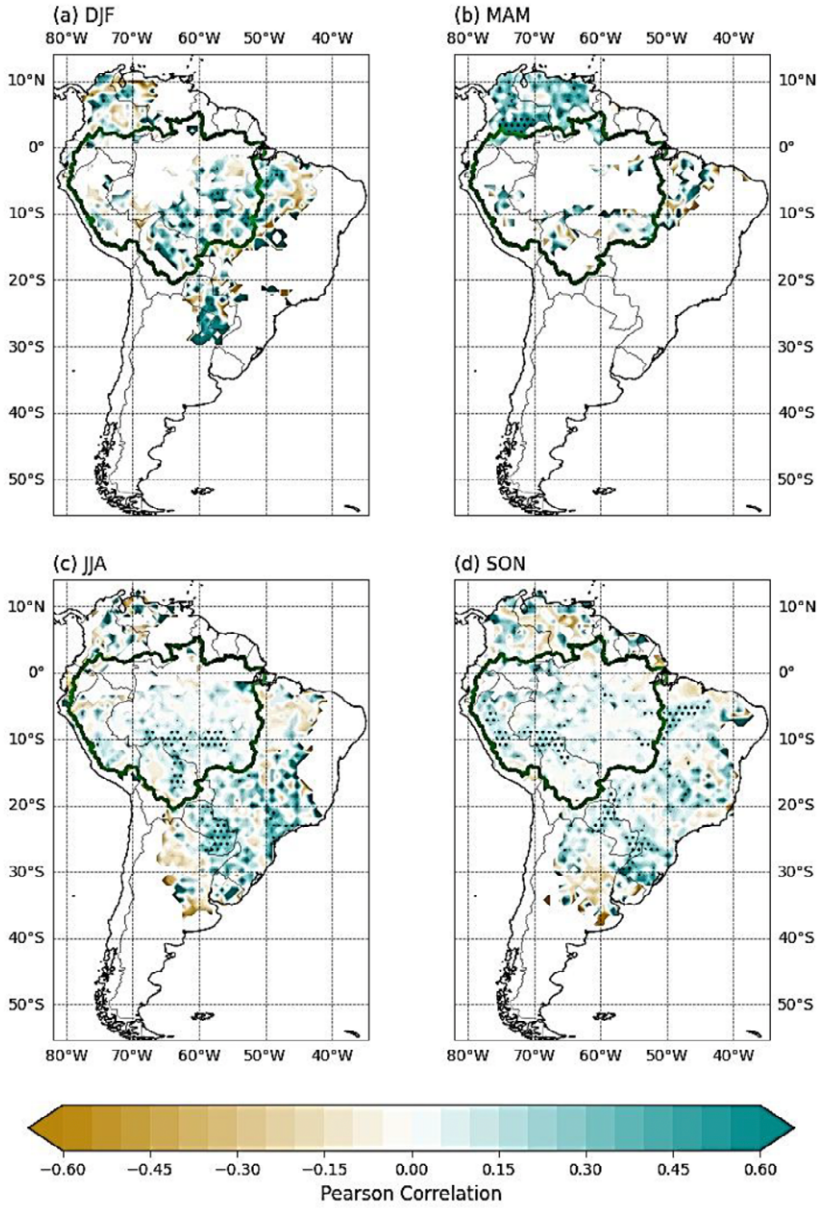


Figura 3. Correlación de Pearson calculada a partir de datos diarios de incendios forestales y datos diarios de contaminación, obtenida de las plumas de contaminación del método lagrangiano.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los incendios en la Amazonía no son solo un problema local: sus impactos en la calidad del aire cruzan fronteras nacionales y afectan a poblaciones a cientos o incluso miles de kilómetros de distancia. Por ejemplo, incendios en Brasil pueden deteriorar el aire en ciudades del norte de Argentina, mientras que eventos en Colombia han influido en la calidad del aire en Quito. Esta dinámica subraya la necesidad de una gobernanza ambiental regional que reconozca el carácter transfronterizo de la contaminación atmosférica. Es fundamental que los países sudamericanos integren este fenómeno en sus políticas de salud y medio ambiente, fortaleciendo los mecanismos de cooperación para la prevención de incendios, el monitoreo conjunto y la implementación de sistemas de alerta temprana. Ignorar estos efectos compartidos debilita la respuesta regional ante un riesgo que, cada vez más, no conoce fronteras.

REFERENCIAS

- Casallas, A., et al. (2024). Air pollution analysis in Northwestern South America: A new Lagrangian framework. Science of The Total Environment, 167350. Obtenido de https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969723059776.

- Celis N., Casallas A., Lopez-Barrera E.A., Martínez H., Peña-Rincón C.A., Arenas R., Ferro C., 2022. Design of an early alert system for PM2.5 through a stochastic model and machine learning. Environ. Sci. Pol., 127, 241-252, https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.10.030

- Chen, Y., et al. (2014). Long-term trends and interannual variability of forest, savanna and agricultural fires in South America. Obtenido de https://www.tandfonline.com/doi/full/10.4155/cmt.13.61.

- CAMS global reanalysis. Copernicus Atmosphere Monitoring Service. (2020). Obtenido de https://ads.atmosphere.copernicus.eu/datasets/cams-global-reanalysis-eac4?tab=overview

- FIRMS. (2024). Fire Information fo Resource Management System. Obtenido de https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/download/create.php

- Inness, A. A.-P. (2019). The CAMS reanalysis of atmospheric. 19, 3515–3556.

- WHO. (2023). Organization, World Health. Obtenido de https://www.who.int/es/health-topics/airpollution#-tab=tab_1.

EVALUACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE LA MASA Y EL NÚMERO DE PARTÍCULAS EN VEHÍCULOS DE CARGA EN EL MARCO DEL PROGRAMA DISTINTIVO AMBIENTAL VEHÍCULAR (DAV) EN EL VALLE DE ABURRÁ

John Ramíro Agudelo Santamaría[1], Andrés Felipe Agudelo Santamaría[2], Edwin Alexander García Chavarría[3], Edgard David Pereira Rocha[4], Alejandro Mesa Mesa[5], Juan José Henao Penagos[6]

[1]Grupo de Manejo Eficiente de la energía GIMEL, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia UdeA, Calle 70 No. 52-21, Medellín, Colombia, john.agudelo1@udea.edu.co
[2]Grupo de Manejo Eficiente de la energía GIMEL, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia UdeA, Calle 70 No. 52-21, Medellín Colombia, andres.agudelos@udea.edu.co
[3]Grupo de Manejo Eficiente de la energía GIMEL, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia UdeA, Calle 70 No. 52-21, Medellín, Colombia, edwin.garciac@udea.edu.co
[4]Grupo de Manejo Eficiente de la energía GIMEL, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia UdeA, Calle 70 No. 52-21, Medellín, Colombia, edgard.pereira@udea.edu.co
[5]Grupo de Manejo Eficiente de la energía GIMEL, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia UdeA, Calle 70 No. 52-21, Medellín, Colombia, alejandro.mesa5@udea.edu.co
[6]Grupo de Manejo Eficiente de la energía GIMEL, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia UdeA, Calle 70 No. 52-21, Medellín, Colombia, juan.henao36@udea.edu.co

Palabras clave: Distintivo ambiental, Vehículos de carga, Número de partículas, Material particulado.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire es un desafío global, y las emisiones de material particulado (PM) y número de partículas (PN) provenientes de vehículos de carga diésel contribuyen significativamente a este problema (Dockery & Pope, 1994; Morawska et al., 2008). Aunque existen estándares internacionales, como el EURO VI en Europa (European Commission, 2019) y las regulaciones de la EPA en Estados Unidos (Environmental Protection Agency, 2021), que establecen límites para las emisiones de PM y PN, la aplicación de programas de etiquetado ambiental que incorporen mediciones directas de estas emisiones en HDV no es una práctica común a nivel mundial.

El programa DAV, con la dirección del Área Metropolitana del Valle de Aburrá, busca evaluar este problema mediante la medición directa de las concentraciones de PM y PN en vehículos de carga diésel, posicionándose como una iniciativa pionera en la región y posiblemente a nivel global. Este trabajo presenta la metodología y los resultados obtenidos en el marco del Convenio No 270 de 2024, en el cual se realizaron más de 1.100 mediciones, estableciendo una base para diseñar políticas públicas orientadas a mejorar la calidad del aire.

MÉTODOS

Las mediciones se realizaron tanto en una estación fija, ubicada en la Universidad de Antioquia, como en patios de empresas. Se siguió un protocolo que incluyó el calentamiento y calibración del equipo, además del registro de datos. Para las mediciones en patios, el equipo fue transportado en un remolque acondicionado para evitar interrupciones logísticas.

Se midieron vehículos de carga diésel con una cilindrada igual o superior a 2.500 cm3 en estado ralentí. Antes de cada prueba, se solicitó al conductor apagar sistemas alternos del vehículo (como aire acondicionado, radio, etc.) para no alterar el resultado. Con el motor a temperatura óptima, se introdujo una sonda en el escape durante 60 segundos para medir la concentración de PM y PN. Los gases de escape se analizaron con un impactador eléctrico de baja presión (ELPI+) de Dekati, que mide partículas de 6 nm a 10 µm. El equipo operó con un sistema de dilución de doble etapa (dilución total = 64) y registró datos continuamente y con alta precisión gracias a electrómetros sensibles a corrientes de 0,1 fA y frecuencias de 10 Hz. Si el vehículo medido cumple con los valores límite de emisiones, definidos como ≤ 1,5 × 106 #/cm3 para PN y ≤ 5 mg/m3 para PM, se considera aprobado y se le asigna su respectiva etiqueta ambiental. La Figura 1 muestra el esquema metodológico de las pruebas.

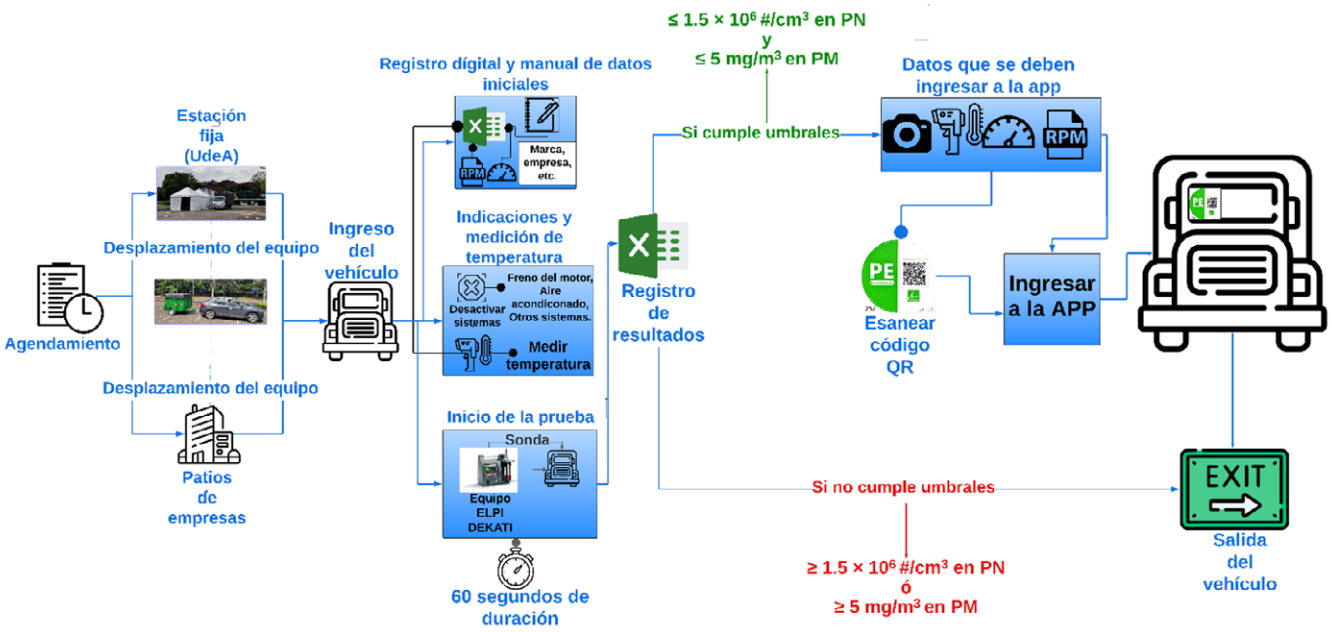


Figura 1. Metodología de medición y toma de datos. Fuente: Elaboración propia

RESULTADOS

Durante el programa se llevaron a cabo 1.166 mediciones a vehículos de carga diésel en el Valle de Aburrá. El 51% de estas mediciones lograron cumplir con los límites establecidos para emisiones de material particulado y número de partículas previamente definidos. 86 vehículos repitieron la prueba y 47 de ellos aprobaron después de realizar un mantenimiento al vehículo.

Los vehículos medidos y con tecnología Euro VI (47 vehículos en total) presentan valores gratamente bajos tanto para PN como para PM, estás concentraciones se encuentran en un rango menor a 0,2 #106/cm3 y a 1 mg/m3 respectivamente, evidenciando su menor impacto ambiental en comparación con otras tecnologías. Ver Figura 2.

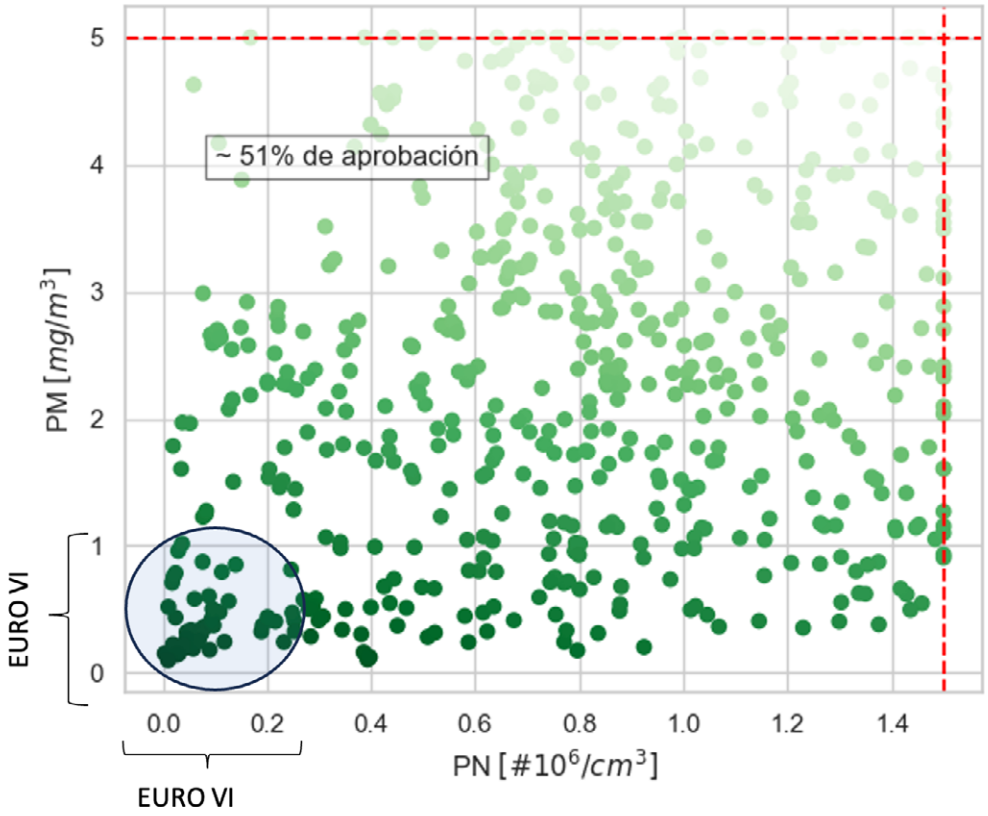


Figura 2. Distribución de las mediciones aprobadas y concentraciónpara la tecnología Euro VI. Fuente: Elaboración propia

La Figura 3 muestra que el 31% de las mediciones de PN superan 2,5 × 106 partículas/cm3, mientras que el 23% se encuentra entre 0,5 y 1 × 106 partículas/cm3, reflejando una significativa presencia de emisiones altas y moderadas.

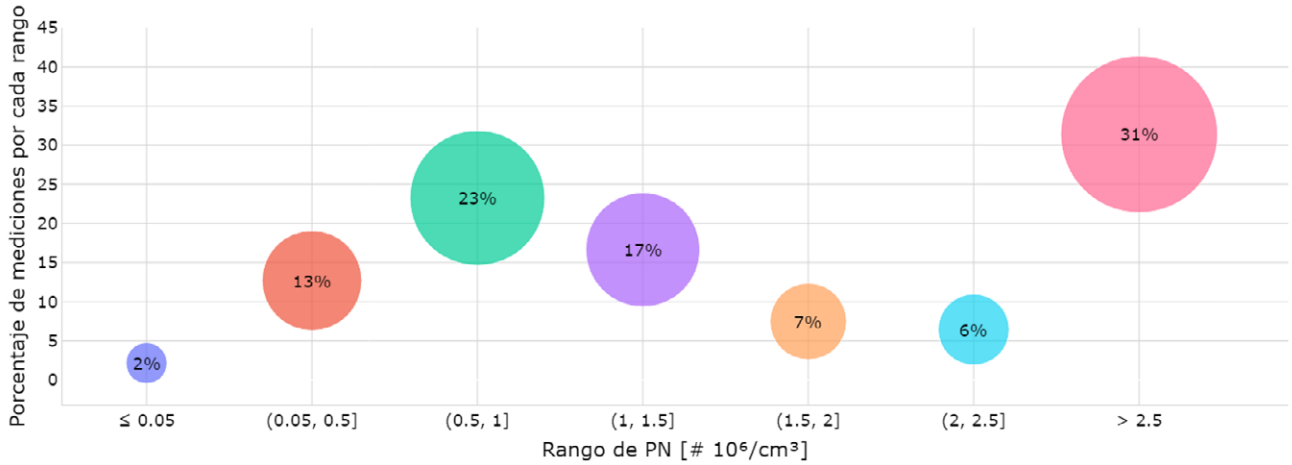


Figura 3. Distribución de los resultados respecto a rangos de PN. Fuente: Elaboración propia

Por su parte, la Figura 4, muestra que el 73% de las mediciones están por debajo del límite de PM y el 48% presentan muy bajas emisiones.

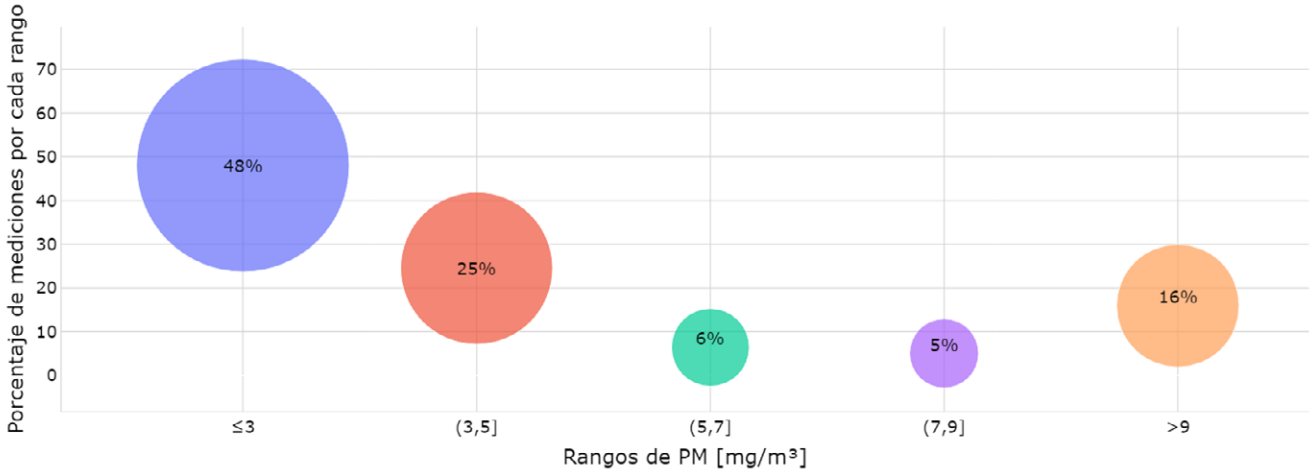


Figura 4.Distribución de los resultados respecto a rangos de PM. Fuente: Elaboración propia.

El análisis incluyó diferentes tipos de vehículos (Ver Figura 5).

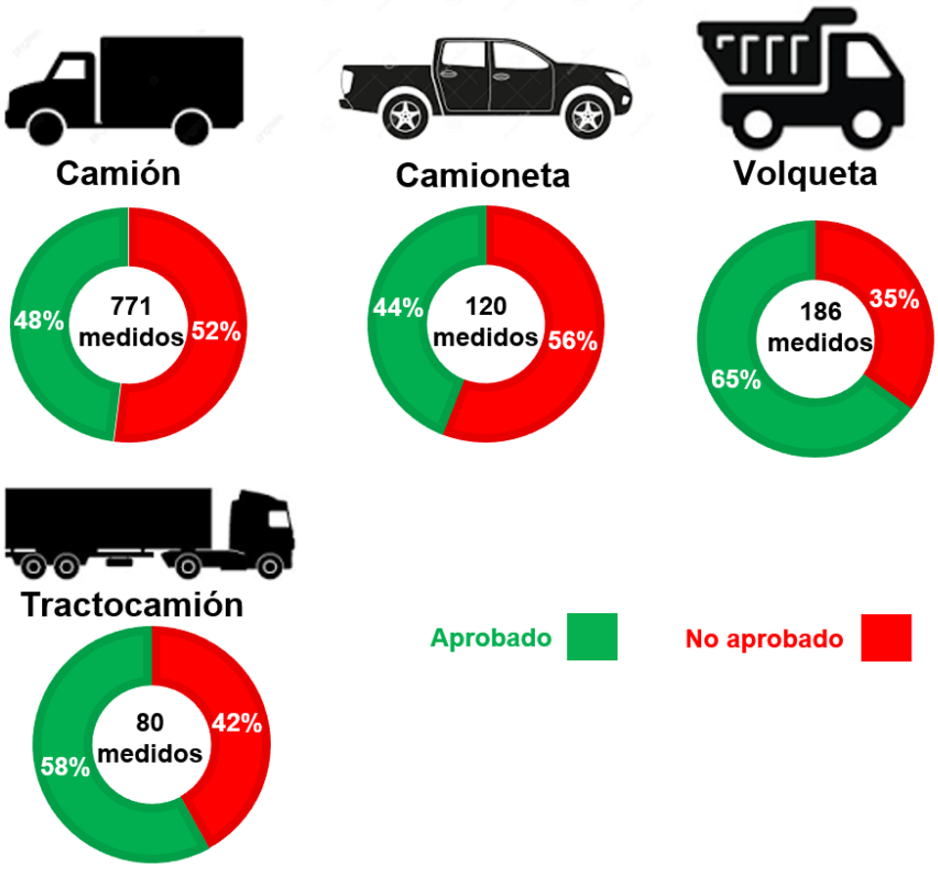


Figura 5. Clases de vehículos y sus porcentajes de aprobación. Fuente: Elaboración propia

Además, se destacó que algunos vehículos con modelos anteriores a 1.990 presentaron niveles de emisiones más bajos que vehículos más recientes, resaltando la importancia de un mantenimiento adecuado (Figura 6).

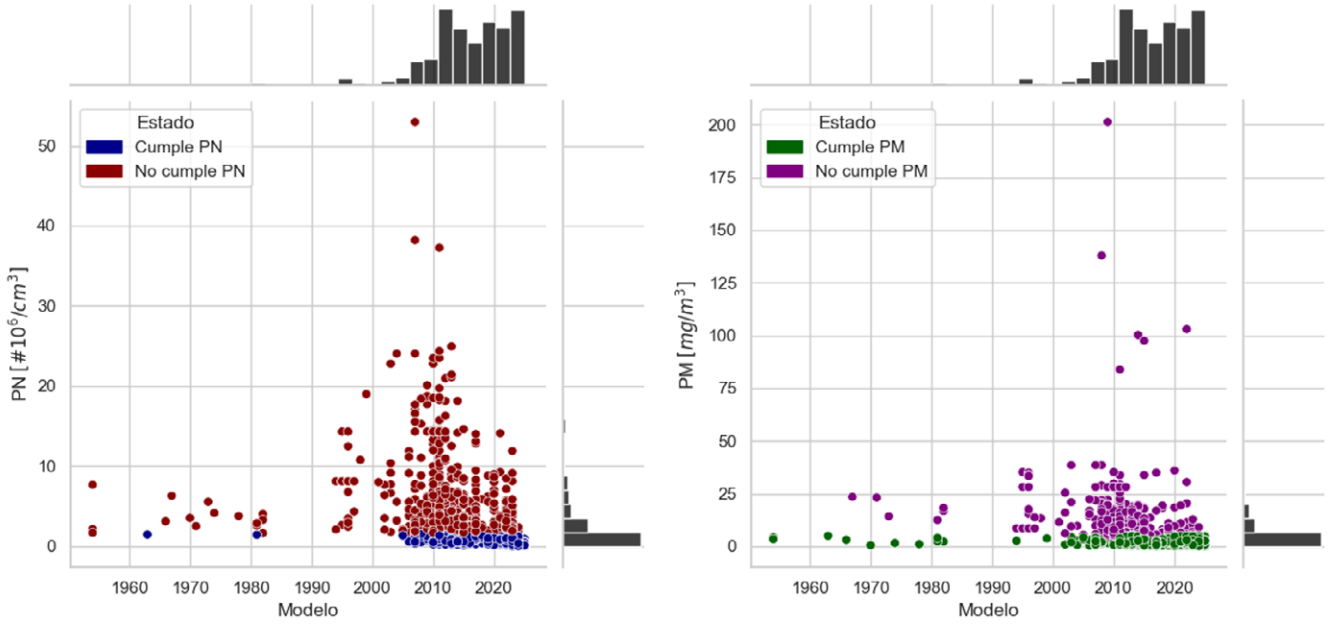


Figura 6. Distribución de los resultados respecto al modelo del vehículo. Fuente: Elaboración propia.

Finalmente, respecto a los pilotos realizados en los años 2.019, 2.020 y 2.024/1, se nota una mejoría en cuanto a estas concentraciones para el piloto 2.024/2. La Figura 7 muestra este comparativo.

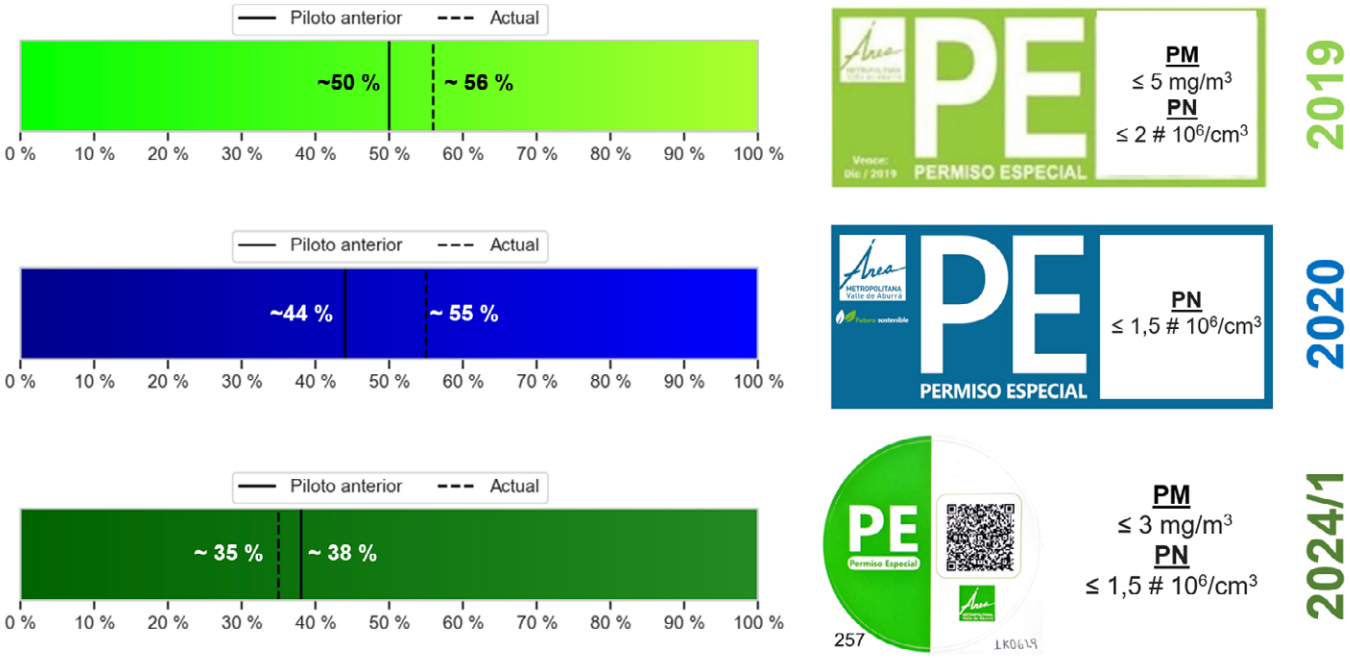


Figura 7. Comparativo con los pilotos anteriores. Fuente: Elaboración propia

Para evaluar la representatividad de la muestra y la validez de extrapolar los resultados, es clave notar que las concentraciones de PN y PM no dependen de variables técnicas como cilindrada, modelo o kilometraje. Como muestra la Figura 8, tanto vehículos nuevos como antiguos, de baja o alta cilindrada, pueden aprobar o no, lo que justifica el uso de mediciones directas y no suposiciones técnicas.

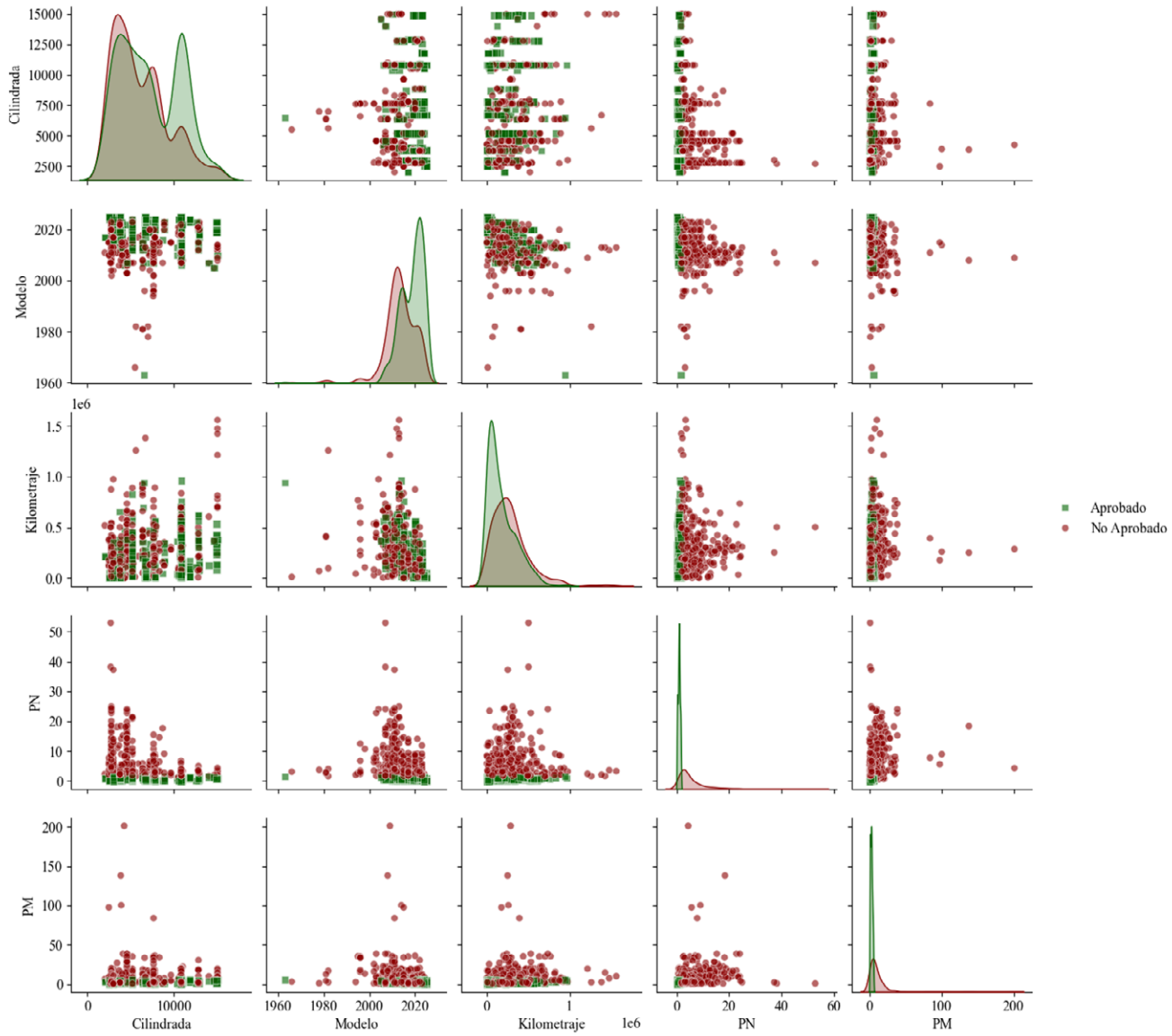


Figura 8. Relación entre variables técnicas del vehículo y emisiones de PN y PM.
Fuente: Elaboración propia

Por su parte, como se muestra en la Figura 5, la aprobación no depende directamente de la clase del vehículo, ya que todas presentan proporciones de aprobados y no aprobados relativamente similares, cercanas al 50%.

La Figura 9 ilustra el filtrado progresivo del parque automotor de carga en Colombia durante 2024. A partir de los 456.662 vehículos registrados, se aplican filtros por cilindrada, tipo de combustible, estado activo y ubicación, hasta llegar a los 41.104 vehículos en el Valle de Aburrá que cumplen con los criterios del programa de medición.

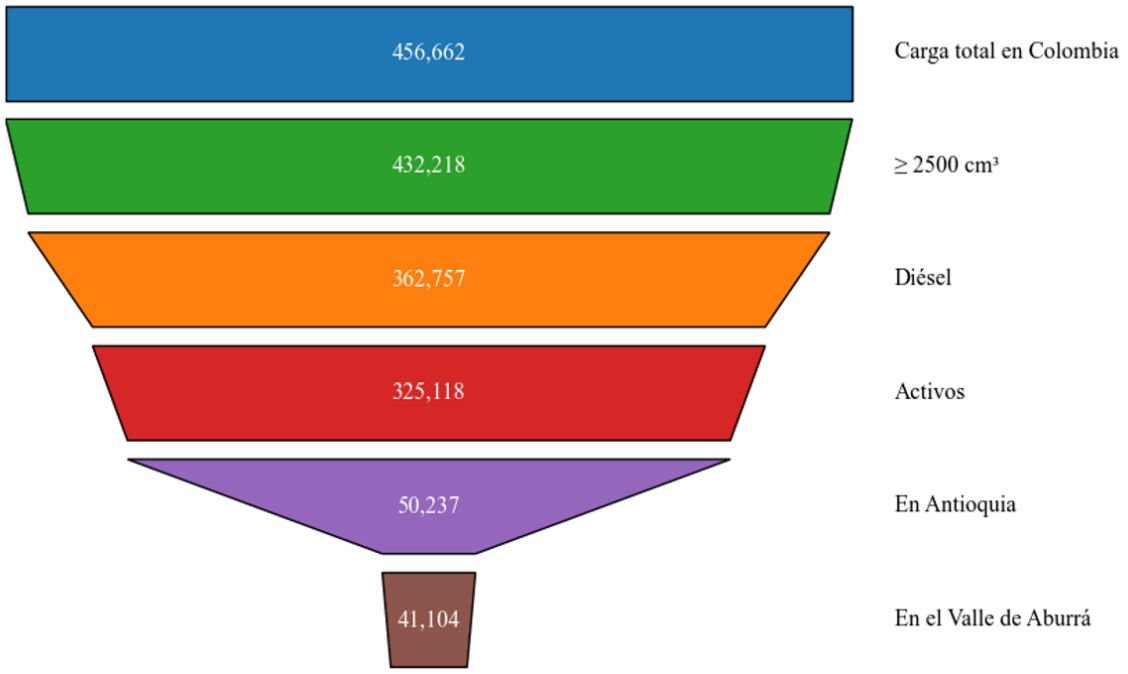


Figura 9. Parque automotor de los vehículos de carga en Colombia y el valle de Aburra
Fuente: Elaboración propia

Basándonos en estos vehículos registrados en el RUNT y en los medidos durante la campaña DAV, se observa que la muestra es representativa de las principales clases del transporte de carga. En la Figura 10, se comparan las distribuciones de modelo y cilindrada por clase, evidenciando una coincidencia clara en los rangos de mayor densidad entre ambos conjuntos de datos. Esto confirma que la muestra cubre adecuadamente el espectro técnico del parque automotor de carga del Valle de Aburrá, en particular para camiones, volquetas y tractocamiones.

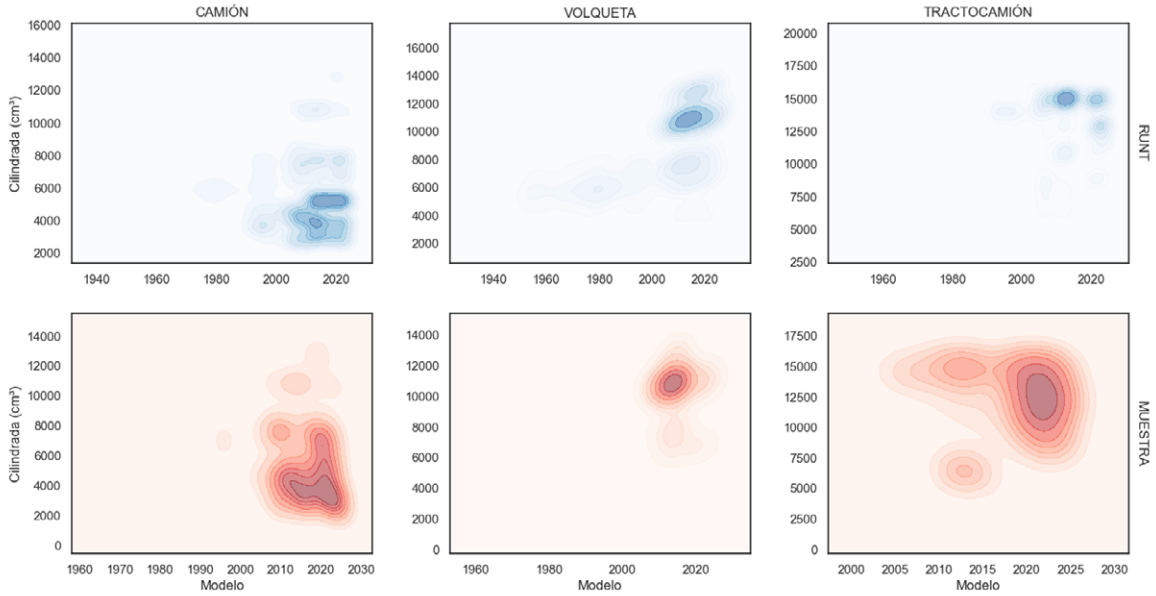


Figura 10. Distribución de vehículos por modelo y cilindrada según clase y fuente de datos.
Fuente: Elaboración propia

En conclusión, las concentraciones de número y masa de partículas no dependen de variables técnicas como la cilindrada, modelo o clase del vehículo, lo cual permite extrapolar resultados independientemente de dichas características. Además, la muestra medida refleja con alta fidelidad la composición del parque automotor de carga del país y del Valle de Aburrá. Por tanto, los datos obtenidos en las campañas históricas y actuales pueden ser utilizados para estimar, por clase, cuántos vehículos cumplirían con los criterios de aprobación establecidos.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados de este estudio ofrecen una base sólida para diseñar estrategias que reduzcan emisiones en el transporte de carga. La participación de 87 empresas, con flotas de gran tamaño, evidencia la importancia de promover el mantenimiento vehicular y la transición a tecnologías limpias. Es fundamental fortalecer normativas sobre emisiones, fomentar la modernización del parque automotor con incentivos, y establecer programas de mantenimiento preventivo. Asimismo, el uso de tecnologías avanzadas como EURO VI puede mejorar significativamente la calidad del aire. Estos hallazgos respaldan el desarrollo de políticas públicas para una movilidad sostenible y un transporte más limpio.

Adicionalmente, el programa DAV demuestra ser una herramienta útil para definir criterios de desempeño ambiental en flotas en circulación, lo que puede facilitar la creación de regulaciones diferenciadas, zonas de bajas emisiones y esquemas de chatarrización más enfocados, basados en evidencia real.

REFERENCIAS

- Dockery, D. W., & Pope, C. A. (1994). Acute respiratory effects of particulate air pollution. Annual Review of Public Health, 15(1), 107–132. https://doi.org/10.1146/annurev.pu.15.050194.000543

- Morawska, L., Ristovski, Z., Jayaratne, E. R., Keogh, D. U., & Ling, X. (2008). Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human exposure. Atmospheric Environment, 42(35), 8113–8138.

- European Commission. (2019). Regulation (EU) 2019/1242 setting CO2 emission performance standards for new heavy-duty vehicles. Retrieved from https://eur-lex.europa.eu

- Environmental Protection Agency. (2021). Emission Standards Reference Guide for Heavy-Duty and Nonroad Engines. Retrieved from https://www.epa.gov



05

TECNOLOGÍAS DE CONTROL DE EMISIONES Y REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN LOCAL Y GLOBAL

REVISIÓN DE LOS FACTORES DE EMISIÓN DE LAS MOTOCICLETAS EN COLOMBIA: COMPARACIÓN ENTRE FUENTES DE INFORMACIÓN, LIMITACIONES Y RECOMENDACIONES

Mónica Espinosa[1], Alejandro Piracoca[2], Juan Felipe Franco[3]

Autor de correspondencia: Mónica Espinosa, [1]Hill Consulting, mespinosa@hill.com.co
[4] Hill Consulting, apiracoca@hill.com.co
[5] Hill Consulting, jfranco@hill.com.co

Palabras clave: Inventarios de emisiones; estándares de emisión; modelos de emisiones; planes de descontaminación; transporte.

INTRODUCCIÓN

En Colombia, las motocicletas pasaron de representar el 23% del parque automotor en 1990 al 61% en 2023. Para el año 2023 el parque estaba conformado por más de 11.6 millones de unidades, representando el 77% de los registros vehiculares anuales (Ministerio de Transporte, 2024).

Una revisión de los inventarios de emisiones de contaminantes locales de diferentes ciudades del país muestra grandes diferencias en los factores de emisión (FE) utilizados para representar las motocicletas en dichos análisis. La selección de los FE de las motocicletas para la construcción de inventarios de emisiones locales, como base de los análisis técnicos para desarrollar planes de descontaminación, y evaluaciones de desempeño de diferentes tecnologías, tiene implicaciones en la priorización de fuentes de emisión, en la selección de soluciones técnicas y en la priorización de las medidas de reducción misiones que se proponen.

En este documento se presentan los resultados de la comparación de FE que utilizan distintas ciudades del país, se identifican factores técnicos relevantes para asignar FE de las motocicletas y se propone un conjunto de FE como una primera aproximación para aquellas ciudades del país que no cuentan con información propia o con los recursos para estimar los FE.

Los resultados de este análisis muestran la necesidad de desarrollar lineamientos técnicos que faciliten el desarrollo de mejores análisis de emisiones para las motocicletas a nivel nacional, de manera complementaria a la medición de FE propios.

MÉTODOS

Comparación de FE de inventarios locales: Se analizaron los FE de motocicletas en inventarios de siete ciudades colombianas, considerando múltiples años. Se identificaron las fuentes de información, metodologías utilizadas y criterios considerados en la selección de los FE. A partir de los resultados se identificaron las principales limitaciones de los estudios y del uso de los resultados para análisis comparativos de tecnologías.

Desarrollo de un conjunto de FE para representar las motocicletas nacionales en análisis de emisiones: Se caracterizó el parque de motocicletas utilizando diferentes fuentes de información con la finalidad de hacer una categorización del parque según factores determinantes en los niveles de emisiones (v.g., tipo de motor, cilindraje, sistema de control de emisiones, kilometraje y edad del parque). Con el objetivo de definir una base de datos de FE consistentes, considerando contaminantes locales y globales, y para diferentes categorías de motocicletas se analizaron las ventajas y limitaciones que ofrecen diferentes fuentes de información incluyendo FE medidos en Colombia y FE modelados mediante diversos modelos.Se consideraron IVE[1], COPERT[2] y MOVES[3] por ser las herramientas más utilizadas en el país. El objetivo era generar un conjunto de FE consistente en contaminantes locales y globales, para la comparación de FE de motocicletas de diferentes estándares de emisiones y tecnologías.

RESULTADOS

Comparación de FE de inventarios locales: En la Figura 1 se presenta la comparación de los FE de $PM_{2.5}$ utilizados en los inventarios de emisiones de las diferentes ciudades colombianas para los que se cuenta con información pública disponible.

Se evidencian grandes diferencias en las metodologías y en los criterios técnicos utilizados para seleccionar los FE. Entre las limitaciones observadas están las siguientes: i) las ciudades utilizan criterios muy diferentes para la clasificación del parque de motocicletas, esto dificulta la comparación entre estudios, además se identificaron categorías que no permiten una caracterización técnica apropiada del parque; ii) en cada caso se utilizan alternativas muy diferentes para solucionar los vacíos de información; como, por ejemplo, para la asignación de los estándares de emisión de flota de diferentes años modelo o en segmentación de la flota entre motocicletas con motor de dos tiempos o cuatro tiempos. Como resultado, los FE asignados a una misma tipología de motocicleta pueden diferir en órdenes de magnitud entre los análisis de las diferentes ciudades.

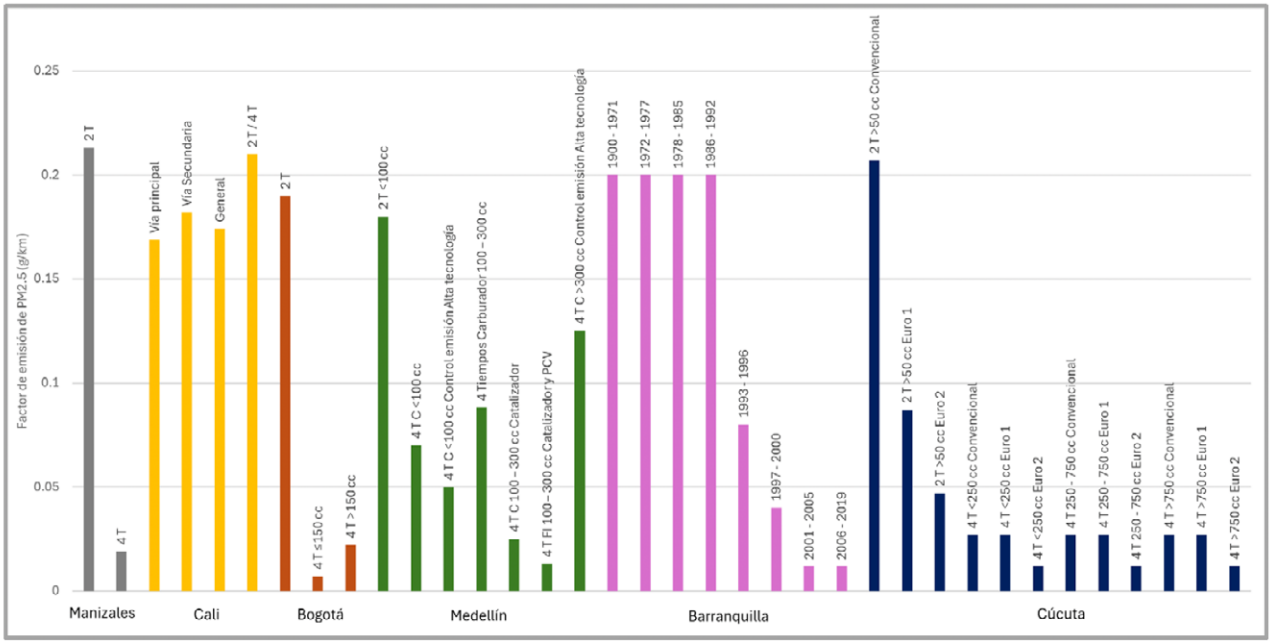


Figura 1. Comparación de factores de emisión utilizados en Colombia para la estimación de inventarios locales de emisiones.

Fuente: Elaboración propia con base en (Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales & CORPOCALDAS, 2019) (Vargas Joya, 2018) (Corporación Autónoma para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga et al., 2022) (Méndez Severino, 2018) (Clean Air Institute et al., 2021) (Pontificia Universidad Javeriana Cali, 2013) (Fundación sin Ánimo de Lucro Ecológica Fulecol & Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, 2018) (Área Metropolitana del Valle de Aburrá & Universidad Pontificia Bolivariana, 2018) (Área Metropolitana del Valle de Aburrá & Universidad Pontificia Bolivariana, 2020) (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2023) (Secretaría Distrital de Ambiente, 2020) (Secretaría Distrital de Ambiente, 2021) (Corporación Autónoma Regional de la Frontera Nororiental & Alcaldía de San José de Cúcuta, 2022).

Desarrollo de un conjunto de FE para representar las motocicletas nacionales en análisis de emisiones: Se seleccionó el modelo COPERT para desarrollar un conjunto de FE consistente para contaminantes locales y globales, que permita la comparación en el desempeño ambiental de diferentes tipos de motocicletas. La estimación de FE de los contaminantes globales considera el rendimiento del combustible como base para la estimación de las emisiones de CO_2, además de las emisiones de metano y óxido nitroso. Esto es muy relevante para desarrollar análisis integrados de contaminantes locales y globales.

El modelo COPERT permite estimar emisiones bajo diferentes alternativas de estándares de emisiones, tipologías vehiculares, y características relacionadas con el patrón de conducción (velocidades promedio, conducción urbana o en carretera), además considera la influencia de otras variables relevantes en las emisiones; como, por ejemplo, la calidad del combustible.

[1] International Vehicle Emissions Model.
[2] EU standard vehicle emissions calculator.
[3] EPA's MOtor Vehicle Emission Simulator.

Sin embargo, este modelo presenta limitaciones para representar el tamaño de motocicletas predominantes en Colombia, razón por la cual el análisis se complementó con resultados de otros estudios.

En la Tabla 1 se presenta un ejemplo de los FE modelados con COPERT para motocicletas con cilindraje inferior a 250 cc. El estudio propone FE para todas las tipologías actuales de motocicletas existentes en el parque automotor nacional.

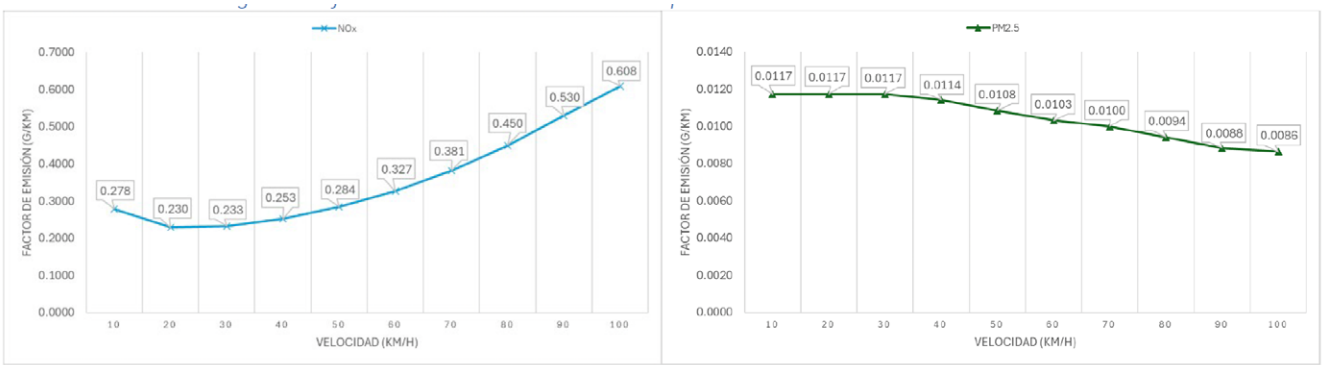
Tabla 1. FE $PM_{2.5}$ por estándar de emisiones para motocicletas <250cc.

Estándar de emisión	Factor de emisión (g/km)						
	Contaminantes locales						Contaminantes globales
	VOC	SO_2	$PM_{2.5}$	NOx	NMVOC	CO	CO_2e
Pre Euro	2.0797	0.0029	0.0267	0.2433	1.8797	19.13	104.13
Euro 1	1.5441	0.0024	0.0267	0.2561	1.4021	11.99	85.08
Euro 2	0.6068	0.0022	0.0117	0.2279	0.4708	4.46	77.69
Euro 3	0.0842	0.0018	0.0117	0.0796	0.0229	0.67	62.86
Euro 4	0.0970	0.0018	0.0076	0.0284	0.0229	0.49	60.31
Euro 5	0.0666	0.0018	0.0076	0.0185	0.0229	0.43	60.31

Fuente: Elaboración propia.

Además de la tipología de la flota, el año modelo y las características de los combustibles, otras variables como la velocidad promedio o el kilometraje acumulado de los vehículos tienen impactos significativos en los FE y por lo tanto deberían considerarse en los inventarios y en los análisis de emisiones para evaluación de alternativas de reducción de la contaminación. También implica que cuando una ciudad toma de otra los FE, estas variables deben considerarse. Mientras los VOC y CO disminuyen al aumentar la velocidad hasta 60 km/h, las emisiones de NOx de incrementan, duplicándose al alcanzar 100 km/h en comparación con 10 km/h (Figura 2). Por su parte, el kilometraje acumulado puede generar un aumento en los FE de hasta cinco veces en CO y PM en motocicletas con más de 40,000 km recorridos.

Figura 2. Influencia de la velocidad en los FE para motocicletas Euro 2 menores a 250cc.



Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los inventarios de emisiones de fuentes móviles y los análisis de comparación de FE para diferentes tecnologías hacen parte de las principales herramientas para definir cuáles son las acciones de control de emisiones más costo-eficientes para las ciudades colombianas.

Se evidencia la necesidad de generar metodologías y bases de datos de FE para las motocicletas, en particular para mejorar la calidad de los análisis en las ciudades en las que no se cuenta con FE propios y que están utilizando valores adoptados de otras ciudades o de la literatura. Contar con pautas mínimas y con bases de datos por defecto adaptadas a la flota de motocicletas de Colombia permitirá contar con mejor información para la toma de decisiones.

Una necesidad para el caso colombiano es contar con modelos en los que se representen motocicletas de bajo cilindraje (150 cc y menor), las cuales constituyen la mayor parte del parque nacional.

REFERENCIAS

- Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2023). Inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburrá Fuentes Móviles, año 2022.

- Área Metropolitana del Valle de Aburrá, & Universidad Pontificia Bolivariana. (2018). Actualización inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburra - año 2016.

- Área Metropolitana del Valle de Aburrá, & Universidad Pontificia Bolivariana. (2020). Actualización inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburrá - año 2018.

- Clean Air Institute, Universidad del Norte, Alberto Cruzado, J., Restrepo, N., Maturana Córdoba, A., Agudelo Castañeda, D., Sisa Camargo, A., De Paoli, F., & Stephanny Mejía Garrido, V. (2021). Elementos del Plan de Gestión Integral de la Calidad del Aire y de Reducción de Emisiones. http://www.cleanairinstitute.org

- Corporación Autónoma para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga, Universidad Pontificia Bolivariana, Carlos, J., Nova, R., Herrera, L. E., Supervisión, R., Galván Apoyo, M., Supervisión, L., Taro, K., Gómez, M., Toro, V., Directora, G., Gabriel, C., Medina, A., Luis, C.-I., Castillo, E., Co-Investigador, M., Camacho, D., Liseth, G., … Waldyd Álvarez, N. (2022). Plan de Gestión para la Calidad del Aire de la CDMBU.

- Corporación Autónoma Regional de la Frontera Nororiental, & Alcaldía de San José de Cúcuta. (2022). Inventario de emisiones de atmosféricas Cúcuta - Región.

- Fundación sin Ánimo de Lucro Ecológica Fulecol, & Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. (2018). Informe final actualización del inventario de emisiones de Santiago de Cali. Méndez Severino, Á. A. (2018). Estimación de las emisiones contaminantes por fuentes móviles a nivel local en el Distrito de Barranquilla. Universidad del Norte.

- Ministerio de Transporte. (2024). RUNT en Cifras: Balance del sector tránsito y transporte 2023.

- Pontificia Universidad Javeriana Cali. (2013). Actualización del Inventario de Emisiones Atmosféricas por fuentes móviles.

- Rojas, N. Y., Mangones, S. C., Osses, M., Granier, C., Laengle, I., Alfonso A., J. V., & Mendez, J. A. (2023).
  Road transport exhaust emissions in Colombia. 1990–2020 trends and spatial disaggregation. Transportation Research Part D: Transport and Environment, 121, 103780.
  https://doi.org/10.1016/j.trd.2023.103780

- Secretaría Distrital de Ambiente. (2020). Inventario de emisiones de Bogotá, Contaminantes atmosféricos 2018.

- Secretaría Distrital de Ambiente. (2021). Inventario de emisiones de Bogotá, Contaminantes atmosféricos 2020.

- Unidad de Planeación Minero - Energética, & Universidad de Antioquia. (2023). Factores de Emisión de los Combustibles Colombianos (FECOC+) Fase 3: Determinación de los factores de emisión de vehículos livianos y motocicletas para Colombia.

- Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales, & CORPOCALDAS. (2019). Actualización del inventario de emisiones atmosféricas en la ciudad de manizales año base 2017.

- Vargas Joya, A. L. (2018). Asistencia técnica para modelo de inventario de emisiones atmosféricas de fuentes móviles año base 2016 en el Área Metropolitana de Bucaramanga. Universidad Pontificia Bolivariana.

CORREDORES VERDES, ESTRATEGÍA PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA: EVALUACIÓN DE LA TOLERANCIA EN TRES ESPECIES EN LA CIUDAD DE MEDELLÍN, COLOMBIA.

Juliana Zuluaga Gómez[1], Mauricio Andrés Correa Ochoa[1], David Aguiar Gil[1], Luisa María Gómez Pelaez[1]

[1] Grupo de Investigación y Laboratorio de Monitoreo Ambiental G-LIMA, Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia . juliana.zuluagagag@udea.edu.co, mandres.correa@udea.edu.co, david.aguiar@udea.edu.co, luisam.gomez@udea.edu.co

Palabras clave: Contaminación del aire; APTI; API; PM; corredores verdes.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire es el principal factor de riesgo ambiental para la salud de la población expuesta en centros urbanos, causando más de 9 millones de muertes anuales (Rajagopalan et al., 2024). Para hacer frente a la problemática de contaminación del aire se han empleado diferentes estrategias, una de ellas es la utilización de especies arbóreas en zonas urbanas que, gracias a su morfología y área superficial, han sido catalogadas como uno de los métodos más efectivos (Ysebaert et al., 2021). Sin embargo, el material vegetal puede presentar alteraciones fisiológicas y bioquímicas, especialmente en sus hojas, al estar expuestas a importantes niveles de contaminación (Areington et al., 2015). Este estudio se realizó en la ciudad de Medellín, la cual desde haces décadas enfrenta serios desafíos en la calidad del aire por sus fuentes de emisión de contaminantes, condiciones topográficas, factores meteorológicos y crecimiento demográfico (Área Metropolitana del Valle de Aburra, 2024). El objetivo principal es evaluar los valores del Índice de Tolerancia a la Contaminación del Aire (APTI, por sus siglas en inglés) (Bandara & Dissanayake, 2021) en tres especies: Mangifera indica, Terminalia catappa y Thunbergia grandiflora, para determinar su utilidad en el biomonitoreo.

MÉTODOS

Se seleccionaron 5 puntos de monitoreo, a lo largo y ancho de la ciudad de Medellín (Colombia) (figura 1), en los cuales se identificó la presencia de tres especies vegetales (Mangifera Indica, Terminalia Catappa y Thunbergia Grandiflora). El diseño experimental, permitió llevar a cabo 3 muestreos en diferentes épocas del año, esto con el fin de identificar la resistencia de las especias a diferentes gradientes de concentración de material particulado.

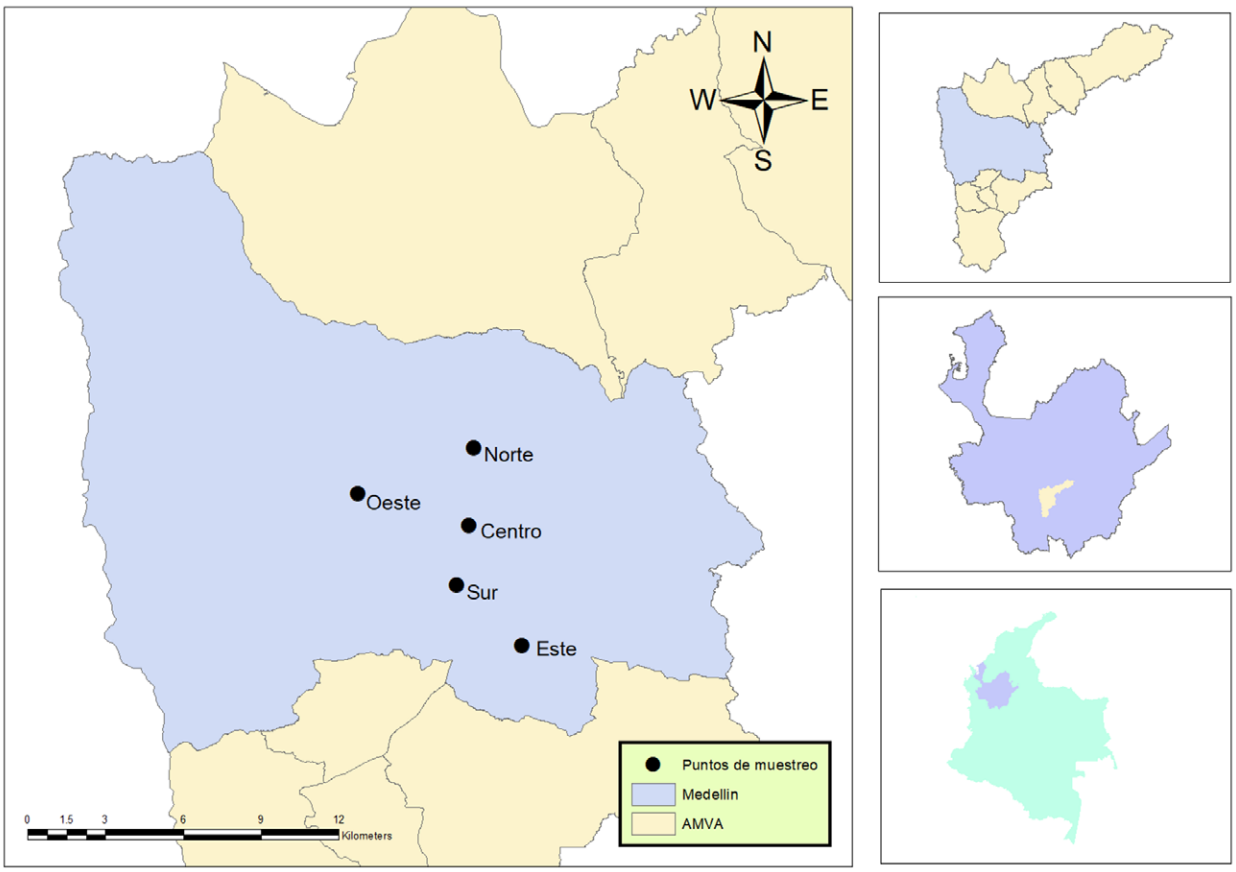


Figura 1. Puntos de muestreo. Fuente: elaboración propia.

Tabla 1. Puntos de muestreo, especies y sus abreviaturas.

		Especie		
Punto de muestreo	**Punto cardinal**	**Mangifera Indica**	**Terminalia Catappa**	**Thunbergia Grandiflora**
Secretaria de tránsito de Medellín, Caribe	Norte	MN	AN	TN
Biblioteca de San Javier	Oeste	AO	AO	TO
Estación del metro plus, plaza mayor	Centro	MC	AC	TC
Puente de Aguacatala	Sur	MS	AS	TS
Amsterdam plaza	Este	ME	AE	TE
Barbosa	Blanco	MB	AB	TB

Fuente: elaboración propia.

El primer muestreo se realizó el 21 de septiembre de 2023 y el tercero el 11 de abril de 2024, ambos en periodos que coinciden con alertas por calidad del aire declaradas por el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA). El segundo muestreo tuvo lugar el 1 de diciembre de 2023, día en el que se recibe el mes con el lanzamiento de una gran cantidad de juegos pirotécnicos en la ciudad. El APTI se determinó con los parámetros bioquímicos; Ácido ascórbico, Clorofila, pH, y Humedad relativa. También se determinó el índice de rendimiento anticipado (API, por sus siglas en inglés), el cual se calcula a partir del APTI de las especies evaluadas, junto con los parámetros biológicos y socioeconómicos, lo que permite clasificar a las especies según su capacidad para

desarrollarse bajo factores de estrés (Correa-Ochoa et al., 2022).

El APTI se calculó usando la ecuación 1, desarrollada por (Singh y Rao (1983), como se citó en S. K. Singh et al., 1991).

Ecuación 1

$$APTI = \frac{A(T + P) + R}{10}$$

En la tabla 2 y 3 se presentan los parámetros tomados en cuenta para determinar el API de las especies.

Tabla 2. Clasificación de especies según parámetros bioquímicos, socioeconómicos, y morfológicos (Govindaraju et al., 2012b)

carácter de clasificación		Patrón de evaluación	Grado asignado
Tolerancia	APTI	9 – 12	+
		12.1 – 15	++
		15.1 – 18	+++
		18.1 – 21	++++
		21.1 – 24	+++++
Biológicos y socioeconómicos	Habito de la planta (Ph)	Pequeño	-
		Medio	+
		Grande	++
	Estructura del dosel (cs)	Escaso/irregular/globular	-
		Corona extendida/abierta/semidensa	+
		Extendiéndose densamente	++
	Tipo de planta (tp)	Caduco	-
		Hojas perennes	+
Estructura laminar	Tamaño de hoja (ls)	Pequeño	-
		Medio	+
		Grande	++
	Textura (tx)	Liso	-
		Coriáceo	+
	Resistencia (h)	Delinear	-
		Resistente	+
	Valor económico (ev)	Menos de tres usos	-
		Tres o cuatro usos	+
		Cinco o más usos	++

La suma de (+) será menor o igual a 16, que corresponde al 100%

Tabla 3. Índice de desempeño anticipado (API) (Govindaraju et al., 2012b)

Índice de desempeño anticipado (API)		
Calificación	**Puntaje(%)**	**Categoría de evaluación**
0	Hasta 30	No recomendado
1	31-40	Muy pobre
2	41-50	Pobre
3	51-60	Moderado
4	61-70	Bien
5	71-80	Muy bien
6	81-90	Excelente
7	91-100	Mejor

Se analizaron además, los datos de las estaciones de calidad del aire del Sistema de Alerta Temprana del Valle de Aburrá (SIATA) durante un período de un mes por cada fecha de muestreo. Para determinar la concentración de PM2.5 en el aire, se interpolaron los datos de las estaciones cercanas a los puntos de muestreo y se obtuvieron los datos para cada una de las zonas de estudio.

RESULTADOS

En la figura 2, se presentan los datos obtenidos para las especies evaluadas durante los tres muestreos realizados. Las especies de plantas con un valor APTI ≤ 11, son consideradas especies sensibles, entre 12 y 16 moderadamente tolerantes y ≥ 17, tolerantes (Singh & Verma, 2007).

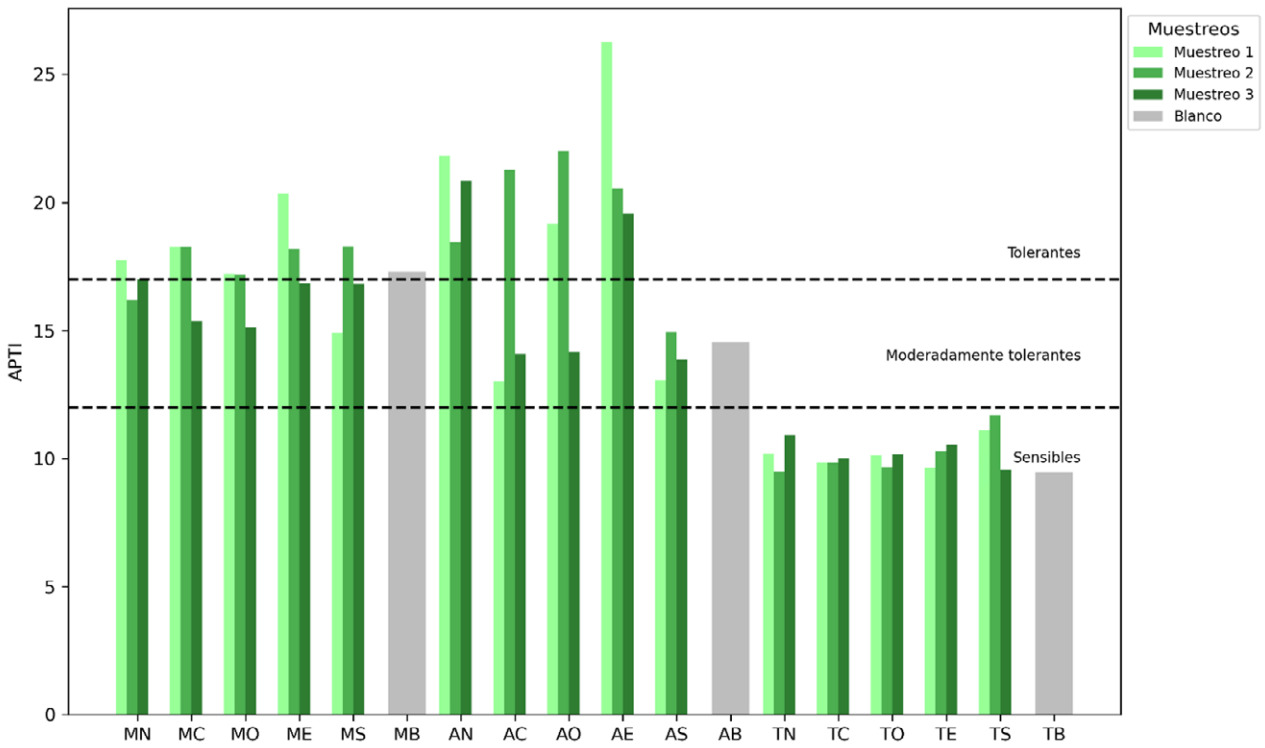


Figura 2. Valores APTI de las especies evaluadas. Fuente: elaboración propia.

Los valores de Mangifera Indica oscilaron entre 14,91 y 20,34, clasificándose como una especie entre intermedia y tolerante a la contaminación. Los de Thunbergia Grandiflora oscilaron entre 9,48 y 11,68, clasificándose como una especie sensible a la contaminación y los de Terminalia Catappa variaron entre 13 y 26,27, clasificándose como una especie entre intermedia y tolerante a la contaminación. Por otra parte, la calificación obtenida con el API, indica que la especie Mangifera Indica es la más adecuada para ser plantada en corredores urbanos, seguida por Terminalia Catappa. Se encontró que Thunbergía Grandiflora tiene un muy pobre desempeño.

En cuanto a la cantidad de PM2.5 en el aire (figura 3), se observó que durante el muestreo 3, se presentaron las concentraciones más elevadas para todas las zonas de estudio y las más bajas, se presentaron durante el muestreo 2. Relacionándolo con los resultados obtenidos en el APTI, para la mayoría de los casos se observa que durante el muestreo 3 los valores APTI de las especies disminuyeron, en concordancia con lo que Ogboru et al. (2022) encontraron; se presentan valores APTI más bajos en los lugares con menor concentración de contaminantes. En este estudio no se encontró una relación clara entre la concentración de PM2.5 en el aire y los valores del APTI, los valores del APTI se vieron más influidos por la especie y el período en el que se realizó el muestreo.

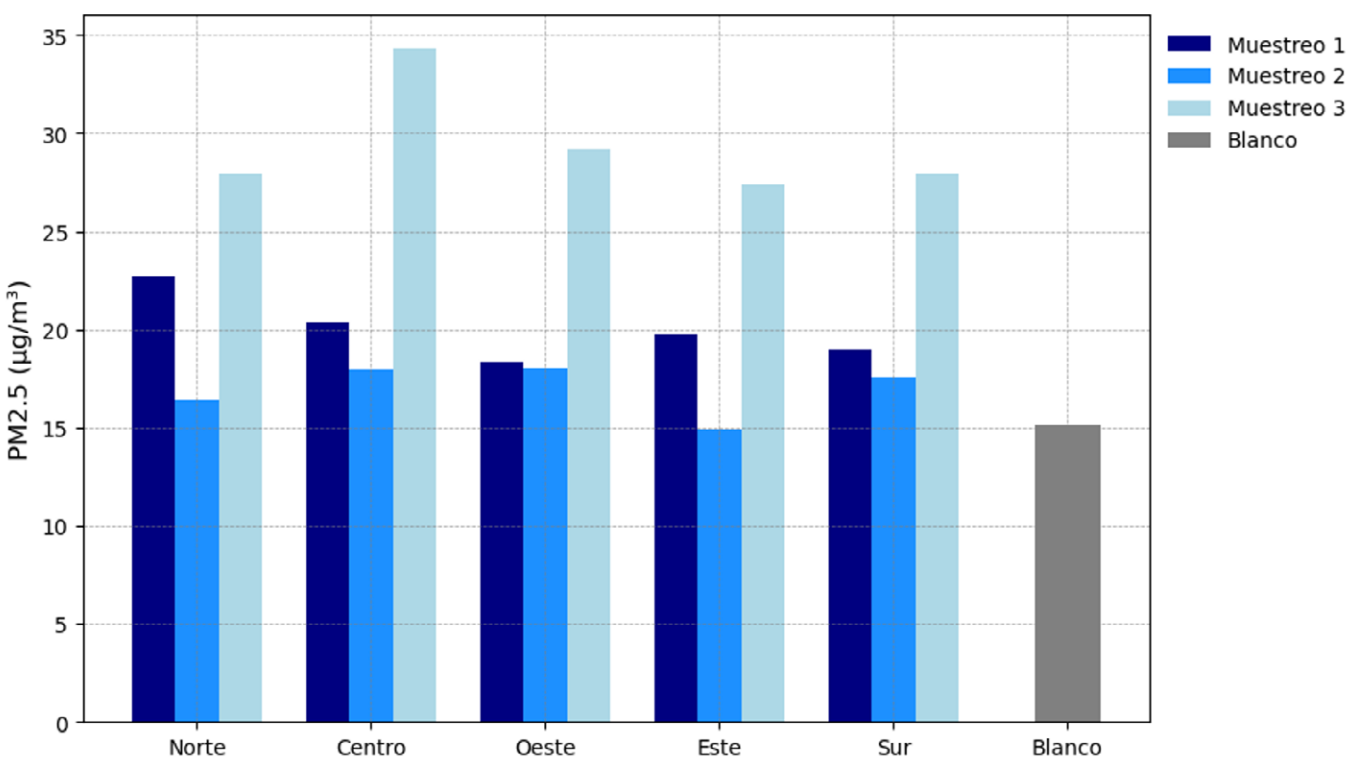


Figura 3. Concentración ambiental de PM2.5 . Fuente: elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Con esta información, se pueden tomar decisiones informadas en los planes de arbolado urbano de la ciudad de Medellín. La selección de especies puede realizarse en función de los beneficios

que ofrecen, priorizando aquellas que son más tolerantes a los contaminantes, especialmente en áreas con altos niveles de emisiones, como las cercanas a las vías. Además, las especies con un bajo APTI pueden desempeñar un papel importante, ya que, al ser sensibles a los contaminantes, actúan como indicadores de niveles elevados de contaminación. Asimismo, es fundamental continuar con estudios adicionales para identificar más especies que contribuyan a la mejora de la calidad del aire en la ciudad.

REFERENCIAS

- Área Metropolitana del Valle de Aburra. (2024). Plan de Acción Implementación del Plan Operacional para Enfrentar Episodios de Contaminación Atmosférica (POECA), en el Valle de Aburrá.

- Areington, C. A., Varghese, B., Ramdhani, S., & Sershen. (2015). An Assessment of Morphological, Physiological and Biochemical Biomarkers of Industrial Air Pollution in the Leaves of Brachylaena discolor. Water, Air, and Soil Pollution, 226(9), 1–14. https://doi.org/10.1007/S11270-015-2541-0/FIGURES/8

- Correa-Ochoa, M., Mejia-Sepulveda, J., Saldarriaga-Molina, J., Castro-Jiménez, C., & Aguiar-Gil, D. (2022). Evaluation of air pollution tolerance index and anticipated performance index of six plant species, in an urban tropical valley: Medellin, Colombia. Environmental Science and Pollution Research, 29(5), 7952–7971. https://doi.org/10.1007/S11356-021-16037-0

- Ogboru, R. O., Akintan, C. I., Olarewaju, T. O., Idibie, C. A., & Akhideno, L. O. (2022). Biochemical Parameters and Air Pollution Tolerance Index of Trees along New Ife Road and Within Forestry Research Institute of Nigeria in Ibadan, Oyo State, Nigeria. Journal of Applied Sciences and Environmental Management, 26(9). https://doi.org/10.4314/jasem.v26i9.2

- Rajagopalan, S., Brook, R. D., Salerno, P. R. V. O., Bourges-Sevenier, B., Landrigan, P., Nieuwenhuijsen, M. J., Munzel, T., Deo, S. V., & Al-Kindi, S. (2024). Air pollution exposure and cardiometabolic risk. The Lancet Diabetes & Endocrinology, 12(3), 196–208. https://doi.org/10.1016/S2213-8587(23)00361-3

- Singh, S. N., & Verma, A. (2007). Phytoremediation of Air Pollutants: A Review. Environmental Bioremediation Technologies, 293–314. https://doi.org/10.1007/978-3-540-34793-4_13

- Ysebaert, T., Koch, K., Samson, R., & Denys, S. (2021). Green walls for mitigating urban particulate matter pollution—A review. Urban Forestry & Urban Greening, 59, 127014. https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2021.127014

DISPOSITIVOS DE BAJO COSTO PARA EL MONITOREO AMBIENTAL DE MATERIAL PARTICULADO: EVALUACIÓN DE CAMPO E INTERCOMPARACIÓN

Natali Ladino Quintero[1], Omar Ramirez[2]

[1] Programa Ingeniería Ambiental, Universidad Militar Nueva Granada, est.natali.ladino@unimilitar.edu.co
[2] Programa Ingeniería Ambiental, Universidad Militar Nueva Granada, omar.ramirez@unimilitar.edu.co

Palabras clave: Sensores de bajo costo; Material particulado; Airbeam3; AirVisual Outdoor; PurpleAir Classic.

INTRODUCCIÓN

Las redes oficiales de monitoreo de calidad del aire utilizan equipos de medición que cumplen con los métodos establecidos por entidades internacionales, como la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA). Estos equipos, caracterizados por su alta tecnología y resolución, suelen ser costosos, voluminosos y difíciles de manejar, transportar e instalar (Feng et al., 2024). Sin embargo, los avances tecnológicos han facilitado la creación de dispositivos para medir material particulado (PM) con costos que oscilan entre $250 y $500 USD, presentando la información de forma simplificada. Estas opciones, más compactas, ligeras y accesibles, tienen el potencial de mejorar la resolución espaciotemporal del monitoreo de calidad del aire en diversos contextos. Este estudio comparó tres equipos de bajo costo, ampliamente reconocidos y utilizados en el monitoreo de $PM_{2.5}$ y PM_{10} (Airbeam3, AirVisual Outdoor y PurpleAir Classic) con los datos obtenidos por equipos de referencia del Sistema de Vigilancia de Calidad del Aire (SVCA) de la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca.

MÉTODOS

En este estudio se utilizaron tres dispositivos de bajo costo: Airbeam3 (marca HabitatMap), AirVisual Outdoor (marca IQAir) y PurpleAir Classic (marca PurpleAir), cuyas especificaciones se presentan en la Tabla 1. Los dispositivos se instalaron en la estación de calidad del aire UMNG del SVCA de la CAR Cundinamarca, ubicada en el campus de la Universidad Militar Nueva Granada, municipio de Cajicá (4°56'20.9"N, 74°00'39.7"W). La medición de material particulado (PM) se realizó de manera continua (24h) durante siete días consecutivos (16 al 22 de agosto de 2024), con una resolución horaria para el registro de datos.

Tras la recopilación de las mediciones, se verificó que las concentraciones de PM10 fueran mayores que las de PM2.5 en todos los equipos, y se eliminaron valores en blanco o NaN. Debido a que la estación de calidad del aire no registró PM1, se compararon estas mediciones entre

dispositivos. Para cada comparación se calcularon estadísticos descriptivos (media, mediana, mínimos, máximos, desviación estándar, varianza) y coeficientes (correlación, determinación y Spearman). Para $PM_{2.5}$ y PM_{10}, los datos se compararon con los registros de la estación mediante los mismos coeficientes, regresión lineal múltiple y cálculo del error de sesgo medio (MBE), con el objetivo de obtener una ecuación de corrección de los datos.

Tabla 1. Características de los sensores de bajo costo empleados en el estudio.

	Airbeam3	AirVisual Outdoor	PurpleAir Classic
Parámetros medidos	PM_1, $PM_{2.5}$, PM_{10}, Humedad Relativa, Temperatura	PM_1, $PM_{2.5}$, PM_{10}, CO_2, Humedad Relativa, Temperatura, Presión Barométrica	PM_1, $PM_{2.5}$, PM_{10}, Humedad Relativa, Temperatura, Presión Barométrica
Rango de tamaño efectivo (estándar $PM_{2.5}$)	0 – 500 ± 10 µg/m³	0 – 1000 ± 10 µg/m³	0 – 500 ± 10 µg/m³
Registro de datos	Aplicación AirCasting Opcional: Tarjeta MicroSD	Plataforma IQAir Map	Plataforma PurpleAir Map Tarjeta MicroSD
Requerimientos	WiFi, teléfono móvil con Bluetooth. Batería recargable con duración aproximada de 17 horas	WiFi, conexión eléctrica.	Conexión eléctrica. Opcional: WiFi
Dimensiones largo x alto x ancho(mm)	94,99 x 108,20 x 26,41	202 x 162 x 69	85 x 85 x 125
Precio aproximado	$249 USD	$366 USD	$229 USD

Fuente: elaboración propia.

RESULTADOS

Los análisis de material particulado $PM_{2.5}$ y PM_{10} evidenciaron que el Airbeam3 presentó el mejor desempeño, con valores de R^2 superiores a 0,89 y coeficientes de correlación (ρ) mayores a 0,9 (Tabla 2). No obstante, tras 119 mediciones horarias, el dispositivo mostró un bloqueo en las lecturas, registrando el mismo valor de concentración durante las siguientes 21 horas. Este comportamiento sugiere la necesidad de evaluar el desempeño del equipo en periodos prolongados de monitoreo, considerando posibles limitaciones en su funcionamiento continuo.

Tabla 2. Ecuaciones de corrección recomendadas para el manejo de los datos.

Equipo	Parámetro	Ecuación de corrección	R^2	ρ	MBE (µg/m³)
Airbeam3	$PM_{2.5}$	y = 11,82+1,17*x-0,016*HR-0,276*T	0,96	0,98	-0,020
	PM_{10}	y = 9,95 + 2,06*x	0,84	0,93	-0,024
AirVisual Outdoor	$PM_{2.5}$	y = 4,59 + 0,71*x	0,78	0,92	-0,071
	PM_{10}	y = 10,16+0,73*x	0,69	0,87	0,698
PurpleAir Classic	$PM_{2.5}$	y = 4,01 + 0,60*x	0,83	0,93	-0,046
	PM_{10}	y = 9,31 + 0,87*x	0,76	0,88	-0,138

Fuente: elaboración propia.

Los valores obtenidos por los dispositivos PurpleAir Classic y AirVisual Outdoor fueron elevados ($R^2 > 0,75$ y $\rho > 0,86$). No obstante, los coeficientes de correlación y determinación para PM10 resultaron ligeramente inferiores en comparación con los obtenidos para $PM_{2.5}$. Esto sugiere que los equipos podrían tener un desempeño más preciso al medir material particulado fino.

Se observó una alta correlación entre los tres equipos de bajo costo evaluados y la estación de referencia, lo que permitió concluir que un valor reducido del error de sesgo medio (MBE) fue determinante para un mejor ajuste de los datos. En este contexto, se identificó que dos de los equipos de bajo costo, el AirVisual Outdoor y el PurpleAir, presentaron un ajuste óptimo al aplicar la ecuación de la recta. Por su parte, el equipo Airbeam3 mostró un mejor desempeño utilizando la ecuación derivada de la regresión lineal múltiple (Tabla 2). Las Figuras 1 a 4 ilustran los datos originales obtenidos con los dispositivos, así como los resultados ajustados tras la aplicación de los modelos correspondientes.

Finalmente, en el caso del material particulado PM_1, se observó que los tres equipos de bajo costo presentaron un desempeño similar y efectivo. Las concentraciones registradas por el PurpleAir (mediana = 8,6 µg/m³) y el AirVisual Outdoor (mediana = 8,6 µg/m³) mostraron una notable concordancia, mientras que las mediciones del Airbeam3 (mediana = 5,7 µg/m³) fueron más bajas en comparación con los otros dos dispositivos.

Es importante reconocer que este estudio evaluó únicamente un dispositivo de cada marca, limitando la comparación de resultados. Para obtener resultados más sólidos sobre precisión y desempeño se requiere una muestra estadísticamente significativa. Esta limitación debe considerarse al interpretar los resultados.

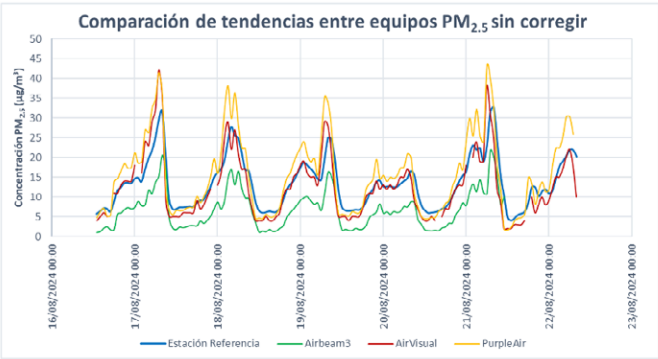


Figura 1. Comparación de tendencias para PM2.5 entre equipos sin corregir.
Fuente: Elaboración propia.

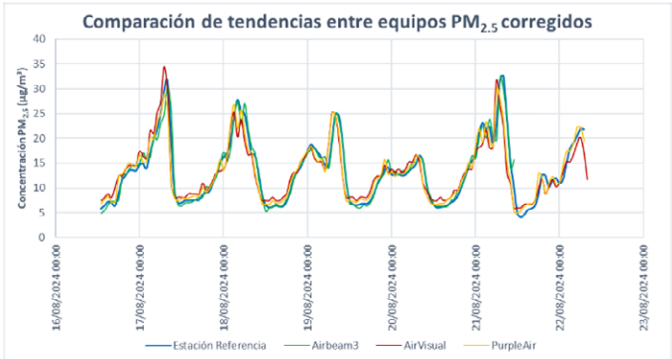


Figura 2. Comparación de tendencias para PM2.5 entre equipos corregidos.
Fuente: Elaboración propia.

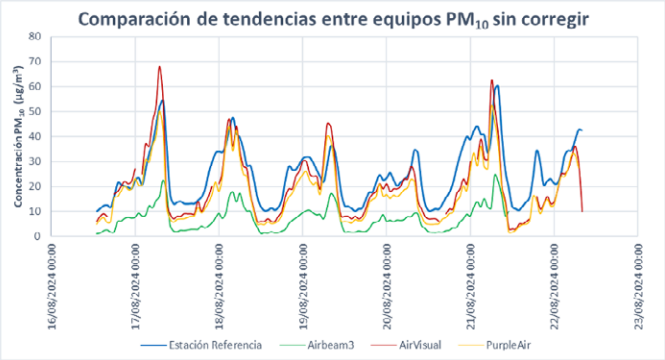


Figura 3. Comparación de tendencias para PM10 entre equipos sin corregir. Fuente: Elaboración propia.

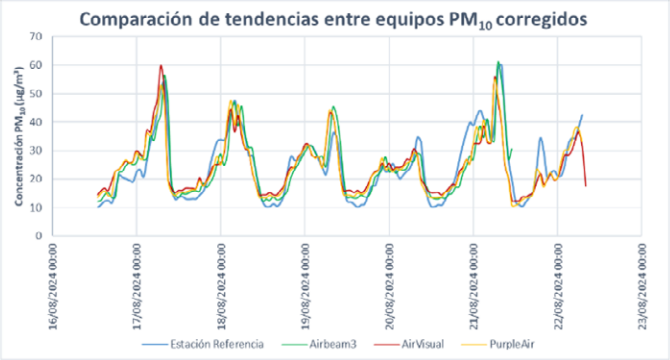


Figura 4. Comparación de tendencias para PM10 entre equipos corregidos. Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El uso de sensores y dispositivos de bajo costo para el monitoreo de la calidad del aire facilita el acceso a datos ambientales para comunidades con recursos limitados. Sin embargo, actualmente no existen protocolos de validación ni estándares de desempeño establecidos para estos equipos, lo que genera una evaluación inadecuada de gran parte de los datos obtenidos. Por ello, resulta fundamental ampliar la investigación sobre los factores que afectan el desempeño de estos dispositivos y desarrollar metodologías para corregir sus datos. Esto permitiría integrarlos como herramientas complementarias en las redes de monitoreo de calidad del aire y en investigaciones académicas (Macías-Hernández et al., 2023). Estas iniciativas podrían fomentar la innovación en el análisis de datos, la modelación de la calidad del aire y el diseño de políticas dirigidas a la prevención y reducción de la contaminación atmosférica.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio es producto del proyecto de investigación INV-ING-3950 y fue financiado por la Vicerrectoría de Investigaciones de la Universidad Militar Nueva Granada en 2024.

REFERENCIAS

- Feng, Z., Zheng, L., Ren, B., Liu, D., Huang, J., Xue, N. (2024). Feasibility of low-cost particulate matter sensors for long-term environmental monitoring: Field evaluation and calibration. Science of the Total Environment 945, 174089.

- Macías-Hernández, B., Tello-Leal, E., Barrios, O., Leiva-Guzmán, M., Toro, R. (2023). Effect of environmental conditions on the performance of a low-cost atmospheric particulate matter sensor. Urban Climate 52, 101753.

APROXIMACIÓN A UNA PRODUCCIÓN MÁS LIMPIA DEL PROCESO DE CURTIDO DE PIELES Y POSIBLE REINGENIERÍA DE LAS AFECTACIONES A LOS CICLOS BIOGEOQUÍMICOS

Juliana Andrea Rojas Acuña[1] *Jorge Carrillo Velasquez*[2]

[1]Universidad Militar Nueva Granada, est.juliana.rojas1@unimilitar.edu.co
[2]Universidad Militar Nueva Granada, jorge.carrillo@unimilitar.edu.co

Palabras clave: Afectaciones; Reingeniería; Emisiones; Tratamiento.

INTRODUCCIÓN

El curtido es el proceso de tratamiento de pieles frescas, en el cual se controlan las fibras de colágeno con insumos químicos y agentes curtientes, frenando el proceso de descomposición y proporcionándole características de resistencia, flexibilidad y maleabilidad, (Secretaria Distrital de Ambiente, 2017), la problemática ambiental de este proceso, radica en el uso intensivo del recurso hídrico y productos químicos como el ácido sulfúrico, ácido fórmico y sulfato de cromo, entre otros (Carrasco et al., 2015), generando emisiones gaseosas, residuos sólidos y vertimientos (Cuesta-Parra et al., 2018) que afectan los ciclos biogeoquímicos y la salud humana; un estudio previo y preciso identificó los puntos críticos producidos por la adición de los insumos mencionados; los cuales posiblemente estén relacionados con un exceso del insumo que no es consumido en el proceso. Se propone en el presente trabajo un tratamiento a las aguas residuales y las emisiones atmosféricas, utilizando para ello un ecomaterial con el fin de disminuir la carga contaminante emitida a la atmósfera que implique una afectación directa al ambiente y a los ciclos biogeoquímicos; se realizará una prueba piloto con la producción de sulfato de cobre, proceso en el cual se producen grandes cantidades de NO^2 un gas marrón-rojizo y SO^2, permitiendo evaluar de manera óptica con una buena aproximación la columna empacada con el eco material.

MÉTODOS

1. **Estudio de procesos:** Desde la recepción de las pieles crudas hasta la salida de la piel tratada, junto con la información de insumos y cantidades por proceso, realizando un diagrama de procesos, con la información necesaria para identificar las posibles afectaciones ambientales en cada punto.
2. **Determinación de las afectaciones ambientales por proceso:** En recursos aire, suelo y agua, en base a los insumos adicionados.
3. **Propuesta de reingeniería:** Una vez determinados los principales compuestos emitidos (GEI y M.P.), junto con su afectación en los ciclos biogeoquímicos y considerando previamente

los porcentajes teóricos por peso de piel, se propone el tratamiento con una columna de eco material, el cual adsorba y retenga los gases, previniendo su emisión a la atmósfera

4. **Propuesta de tratamiento de las aguas residuales:** Las aguas residuales provenientes de este proceso de curtido serán tratadas con un eco material que teóricamente retiene metales pesados.
5. **Metodología construcción columna de eco material:** Una vez identificados los principales contaminantes emitidos en el proceso, se evaluó la posibilidad de un tratamiento con un eco material. (Figura 1 y 2)

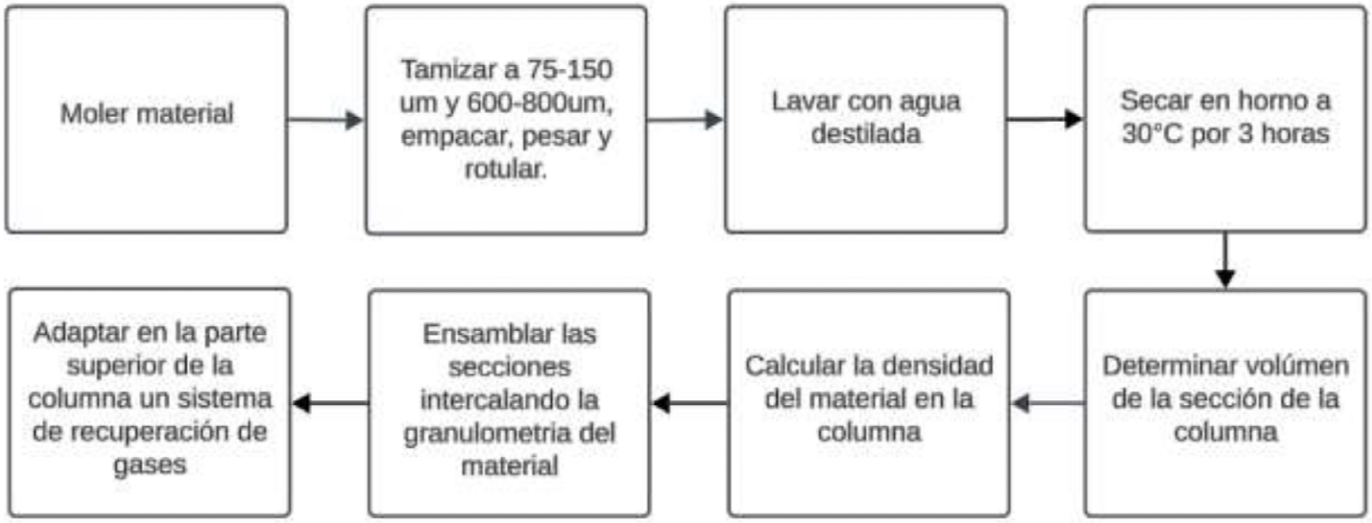


Figura 1. Preparación del eco material y ensamblaje de la columna.
Fuente: Autoría propia, 2025.

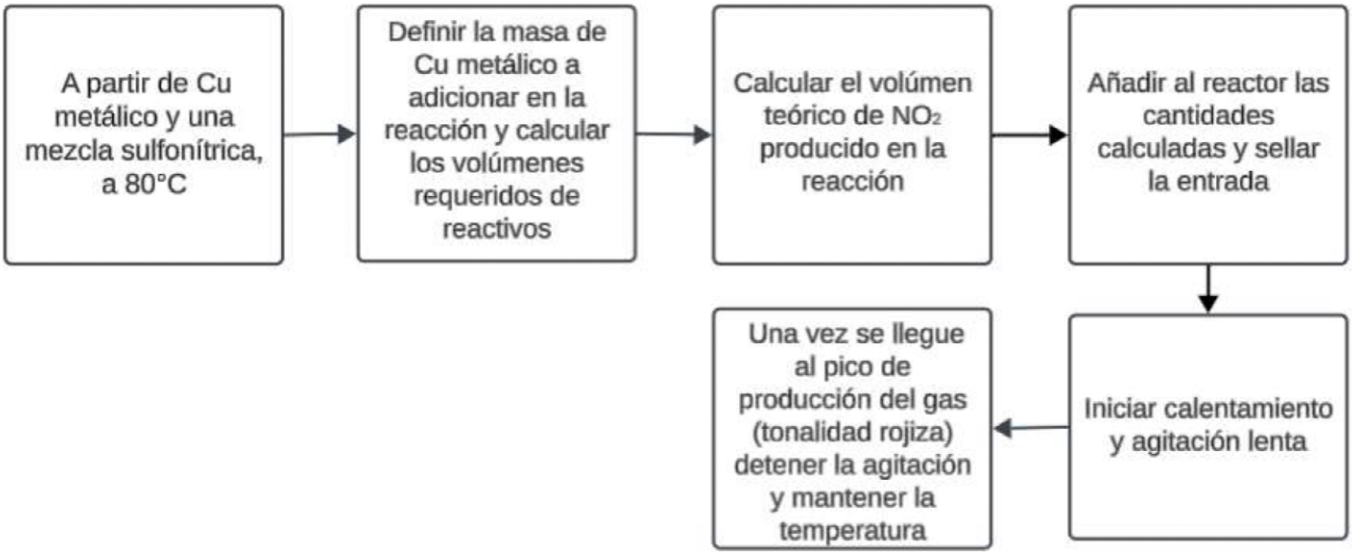


Figura 2. Puesta en marcha columna; proceso de producción NO2 y SO2.
Fuente: Autoría propia, 2025.

RESULTADO

Tomando como base el proceso productivo del curtido de pieles al cromo (Min Ambiente, 2006), se ha llegado al cumplimiento a la metodología propuesta, así como las cantidades promedio porcentuales usadas por peso de piel (SEMARNAP, 1999). Se continúan adelantando las pruebas de funcionamiento de la columna con el fin de determinar el punto de saturación de la columna respecto al volumen de ingreso del contaminante.

Este estudio se ve claramente el incumplimiento de normas ambientales, razón por la cual se busca realizar la reingeniería de procesos para la disminución de las afectaciones y cumplimiento normativo buscando llevar el proceso de curtido de pieles a una producción más limpia (PML).

En la (Figura 3) se observa el diagrama de procesos del curtido de pieles desde su recepción hasta el dividido y rebajado; en el cual se encuentra la información de los insumos usados y las afectaciones/impactos generados por proceso individual, se resalta que los focos de contaminación radican en las emisiones de COV´S, SOX, NOX, olores ofensivos, vapores irritantes, vapores ácidos; escarga de efluente líquido o agua residual con alta concentración de SST, DQO, DBO, ácida, básica, con residuos químicos y presencia de metales pesados; por último la generación de residuos sólidos peligrosos de tipo B3110 y A3110.

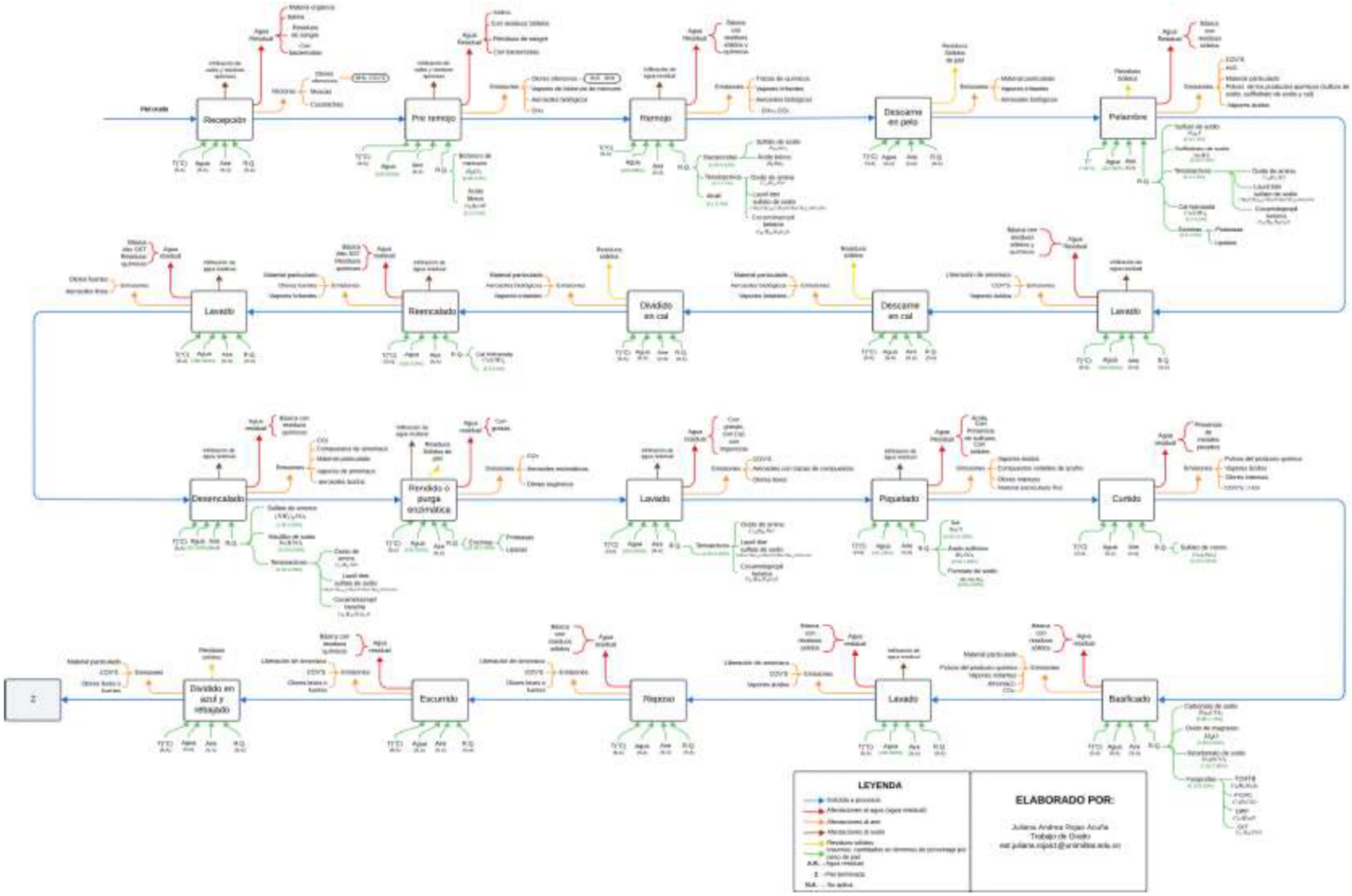


Figura 3. Diagrama de afectaciones ambientales del proceso de curtido de pieles.
Fuente: Autoría propia, 2025.

En la (Figura 4) se observa el montaje experimental piloto de la columna con eco material en el proceso de reacción para la producción del dióxido de nitrógeno (NO_2), la duración aproximada de absorción del gas es de 3 horas, se determina el tiempo por la apariencia del gas en el reactor, pasando de la coloración rojiza a amarilla pálida, al momento se ha producido un valor aproximado de 8,55 L de NO_2 en el reactor y se evaluó de manera óptica la ausencia de escapes en el montaje y se consideró funcional en tanto en la salida de la columna no se evidencia coloración rojiza o amarilla, de igual manera en el sistema de recuperación de gases no se observa aumento del volumen de aire en la probeta, confirmando que la columna está obteniendo una absorción favorable del contaminante; se proyecta escalar la prueba piloto y continuar con la evaluación del comportamiento del material.



Figura 4. Montaje experimental columna con eco material.
Fuente: Autoría propia, 2025.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La Resolución 909 de 2008: establece límites máximos permisibles de emisiones contaminantes al aire para diferentes sectores industriales, incluidas sustancias como MP, gases ácidos, compuestos orgánicos volátiles y metales pesados.

La Resolución 631 de 2015: regula los vertimientos, y la Ley 1972 de 2019: fomenta la economía circular y la gestión ambiental. La política de producción más limpia en Colombia se fundamenta en el Decreto 456 de 2020, que busca promover prácticas sostenibles en los sectores productivos para minimizar el impacto ambiental. Además, está alineado con la Ley 99 de 1993, que establece los principios de desarrollo sostenible en el país, y otras estrategias como la economía circular y la gestión ambiental empresarial, promoviendo la reducción de residuos y emisiones, y la adopción de tecnologías limpias.

REFERENCIAS

- ÁrCarrasco, M., López, J., & Ramos, D. (2015). Tecnologías en la industria del cuero. Revista de Ingeniería Ambiental, 12(4), 45-56. https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/473234/8_Tecnologia_cuero_t.1_2000.pdf

- Cuesta-Parra, D., Velazco-Rincón, C., & Castro-Pardo, J. (2018). Evaluación ambiental asociada a los vertimientos de aguas residuales generados por una empresa de curtiembres en la cuenca del río Aburrá. Revista UIS Ingenierías, 17(2), 141-152. https://revistas.uis.edu.co/index.php/revistauisingen%20ierias/article/view/8116/9424

- Ministerio de Ambiente, vivienda y desarrollo territorial. (2006). Guía ambiental para la industria del curtido y preparado de cueros. http://roble.cdmb.gov.co/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=5023

- SEMARNAP. (1999). Manual de Procedimientos para el Manejo Adecuado de los Residuos de la Curtiduría. https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/CG002311.pdf

- Secretaría Distrital de Ambiente. (2017). Guía de producción más limpia para el sector curtiembres de Bogotá. Secretaría Distrital de Ambiente. https://bit.ly/3z1cCNT

CONTROL DE LA RESUSPENCIÓN DE MATERIAL PARTICULADO MEDIANTE LA APLICACIÓN DE ACEITE VEGETAL EN VÍAS

Felipe Andrés Noreña Calvo[1], [1] Ingeniero Químico MSc. Ing. Ambiental
felipe.norena@hocol.com.co

Palabras clave: Material Particulado, Vías, Resuspención, Aceite Vegetal.

En la búsqueda de nuevas alternativas para evitar los efectos adversos a la salud asociados al levantamiento de polvo y la resuspensión del material particulado, el cual es un problema recurrente por el paso de carros y camiones por vías no pavimentadas, que genera afectaciones y eventuales enfermedades cardiorrespiratorias, se identificó y probó de forma eficiente el aceite de palma como un aglomerante natural, que garantiza la fijación de las partículas de la capa de rodadura, evitando así la emisión de polvo por el paso de vehículos y/o por acción de los vientos. Roadspreading por su término en inglés es una práctica ambiental ampliamente aceptada y adoptada que ofrece importantes beneficios en términos de minimización de residuos, reducción de las emisiones de polvo y mejora en el mantenimiento de las carreteras (Connor, Ahmad, C. Hamel, & J. Pokluda, 2018), logrando ser una alternativa diferente al control de polvo convencional que consiste en el uso del agua de fuentes naturales, práctica que no sólo disminuye drásticamente los caudales de nacederos en época seca, sino que además generan desabastecimiento para las poblaciones que se abastecen de dichas fuentes, es por esto que la implementación de esta técnica disminuiría la cantidad de agua, mientras que previene de forma eficiente y protege la salud y bienestar de las poblaciones vecinas a este tipo de vías.

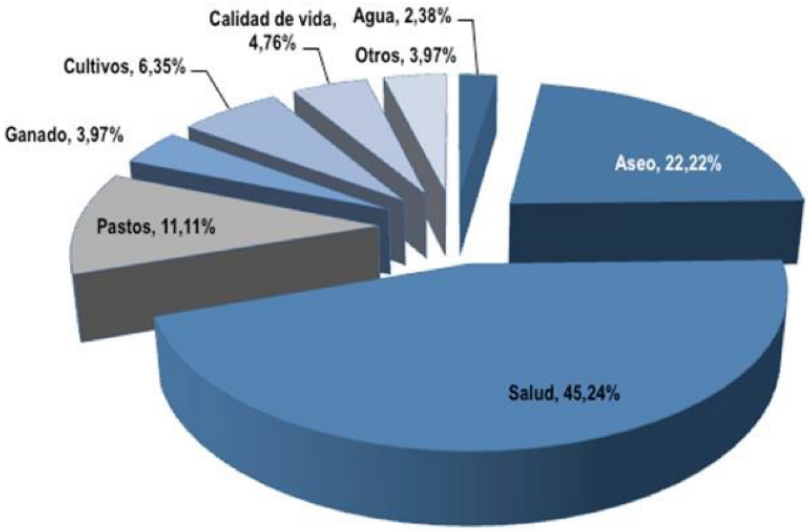


Figura 1. Afectaciones por Material Particulado
Fuente: Hocol S.A. 2020

Es así como esta metodología aplicada, permite reducir las quejas de la comunidad motivadas por la contaminación del aire, generadas por la emisión de material particulado en las vías donde existe un tráfico contante de vehículos y maquinaria en cual se ve incrementado como uno de los impactos subyacentes de actividades diferentes a las tradicionales como son la exploración y explotación de hidrocarburos, como es el caso del Bloque Niscota, por lo cual, se buscan diferentes controles que mitiguen o reduzcan la modificación de la calidad del aire por dicho material particulado, es así como en las vías sin pavimentar estudiadas, donde la circulación de vehículos de la operación es en promedio mayor a 6 vehículos por hora, en época de verano, se puede generar la aplicación frente a las viviendas de aceite vegetal para el control de material particulado.

INTRODUCCIÓN

La generación de polvo por el transporte en vías no pavimentadas es un problema generalizado en Colombia, ya que estas representan el 27.2% de la infraestructura vial nacional (INVIAS, 2016). La contaminación del aire representa un importante riesgo medioambiental para la salud, pero mediante la disminución de los niveles de contaminación del aire los países pueden reducir la carga de morbilidad derivada de accidentes cerebrovasculares, cánceres de pulmón y neumopatías crónicas y agudas, entre ellas el asma (OMS, 2018). Teniendo en cuenta lo anterior y en la búsqueda de alternativas para reducir el uso de agua, se identificó la aplicación de aceite de palma como un aglomerante natural, que fija las partículas de la capa de rodadura, controlando la emisión de polvo y la resuspensión de material particulado.

MÉTODOS

Las pruebas de aplicación de aceite vegetal se realizaron en los municipios de Nunchia y Yopal en el departamento de Casanare. Las vías en las cuales se hizo la prueba piloto hacen parte de las vías del Bloque Niscota operado por Hocol S.A. y que dan acceso a los pozos Hurón 1, Hurón 2 y Hurón 3 (Fig. 2). La aspersión se realizó a lo largo de 12,08 km de los 37,5 km de vía de manera intermitente. Las áreas de interés están compuestas por viviendas, cultivos y potreros con presencia de ganado, respetando un límite de aplicación de 20 m antes y 20 m después donde existan ocupaciones de cauce, solo en época de verano.

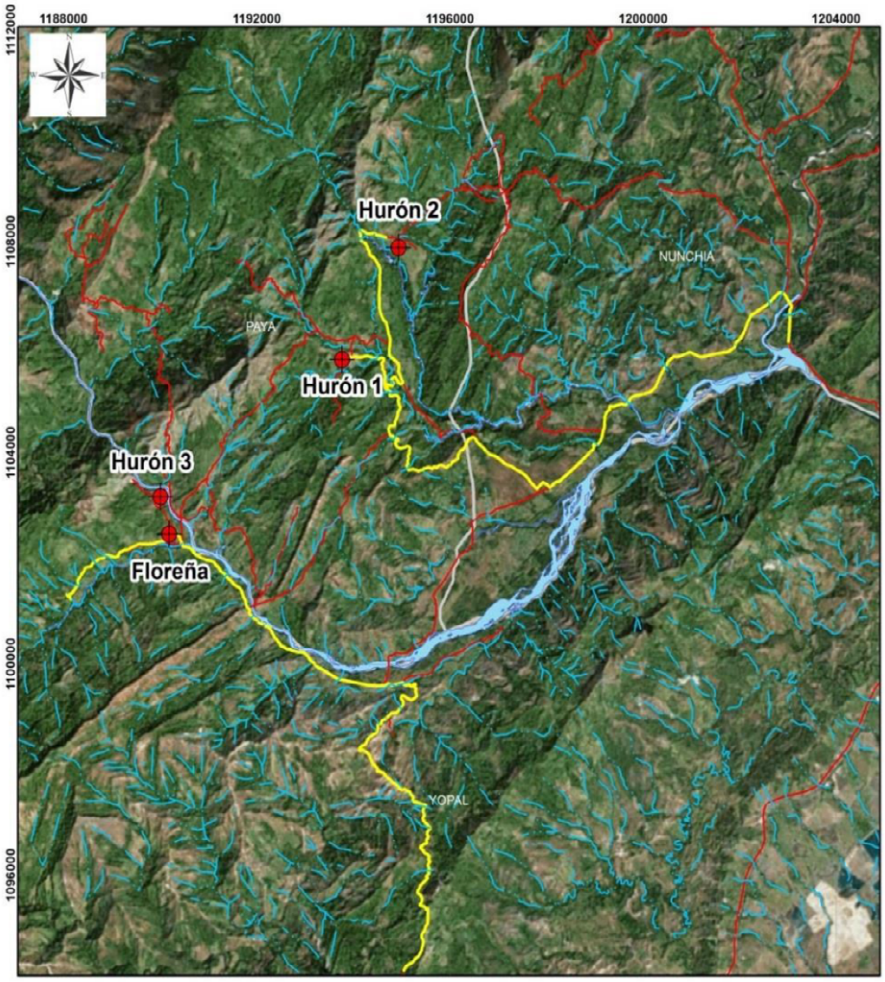


Figura 2. Localización general de las vías de acceso a los pozos Huron 1, 2, 3. Fuente: Hocol S.A. 2020

Antes de iniciar la aplicación del aceite vegetal en las vías, se realiza una línea base del área para conocer las afectaciones ambientales que tiene la zona, lo cual se realiza a través de estudios geosféricos, de suelos, climatológico, hidrológico, hidrogeológico, calidad del agua y calidad del aire, que permitirán identificar los cambios en los recursos durante y después del proyecto.

Para realizar la evaluación de la calidad del aire, se tuvo como referencia las directrices, metodologías y procedimientos necesarios para llevar a cabo las actividades de monitoreo y seguimiento de la calidad del aire en el territorio nacional establecidas en el "protocolo para el monitoreo y seguimiento de la calidad del aire", estableciendo seis (6) puntos de control en los cuales se realizó medición durante dieciocho (18) días continuos previo a la prueba piloto de aspersión con aceite vegetal y otros dieciocho (18) días continuos después de realizar la aspersión. Los métodos o técnica utilizada para el reporte de datos de equipos automáticos, incluidos dentro del "Manual de Operación de Sistemas de Vigilancia de la Calidad del Aire que corresponden a USEPA CFR Titulo 40, Parte 50, Apéndice B: Alto Volumen, para Partículas Suspendidas Totales (PST) y USEPA CFR Titulo 40, Parte 50, Apéndice J: PM10 Alto Volumen para Material Particulado como PM_{10}.

La estimación de los impactos ambientales se hizo a través de una metodología que pretende facilitar el análisis integrado y global de las variables o parámetros que deben ser considerados en la evaluación de los impactos, potencialmente generados durante la implementación de un proyecto o actividad, de tal forma que se logre considerar sistemáticamente los factores que potencian o reducen los efectos de uno o más impactos.

RESULTADOS

En mayor número de interacciones negativas se presenta en el componente abiótico con un total de 37 para las actividades antrópicas más significativas del área de estudio. Los componentes de este medio con mayor número de interacciones negativas son: geotecnia (12 impactos), suelo (8 impactos), aire (7 impactos), aguas superficiales (4 impactos), aguas subterráneas (3 impactos), paisaje (2 impactos) y geomorfología (1 impactos) tal como se observa en la Fig. 3.

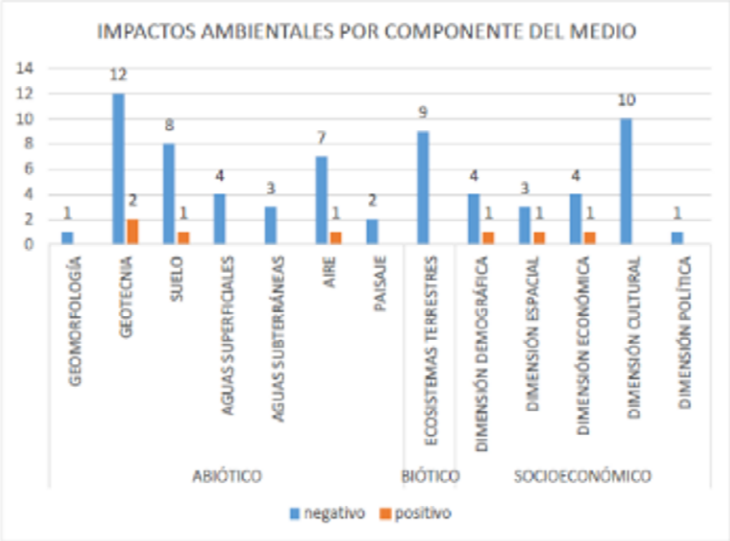


Figura 3. Distribución de impactos componentes del medio para el escenario sin proyecto
Fuente: Hocol S.A. 2021

Previo y posterior a la aplicación del aceite se monitorearon las partículas emitidas por el paso de vehículos dentro del área de estudio para determinar si se presentaba una mejora de calidad del aire con esta medida. El resultado de estas mediciones (fig. 4 y 5.) muestra una reducción importante en las concentraciones de partículas tanto totales (PST) como de diámetro aerodinámico inferior a diez micras (PM10), la cual tiene una variabilidad importante, lo que es un indicio de la heterogeneidad de las fuentes de emisión de partículas dentro del área de influencia de las estaciones sujetas a estudio, de acuerdo a las observaciones levantadas en campo se atribuyen principalmente al paso vehicular, lo que se traduce en emisiones provenientes de los escapes de dichos vehículos y a la resuspensión de polvo por el paso de los mismos por la vía sin pavimentar, además de la resuspensión de polvo por corrientes de aire. Los resultados obtenidos, muestran que el aceite vegetal es de alta efectividad, reduciendo entre el 33 al 57% del material particulado.

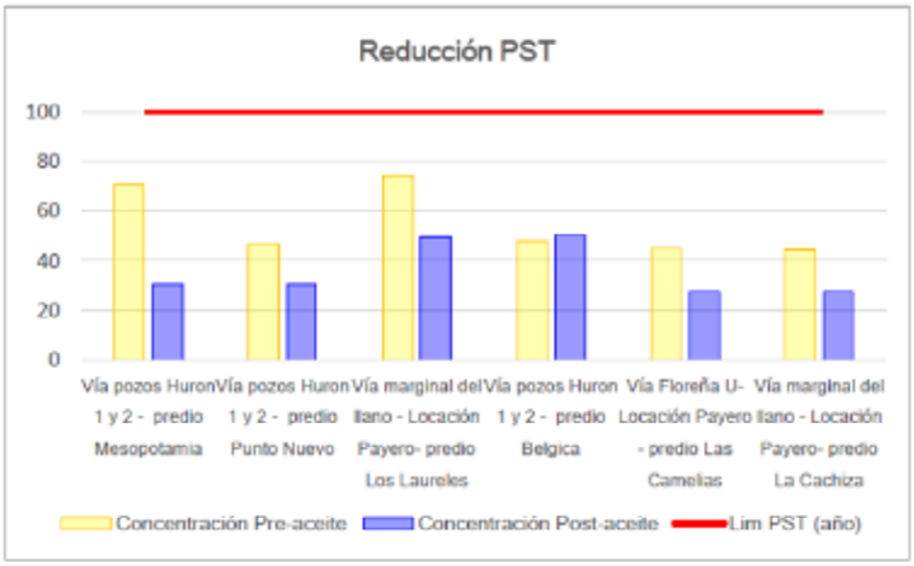


Figura 4. Resultados Reducción PST con proyecto. Fuente: Hocol S.A. 2021

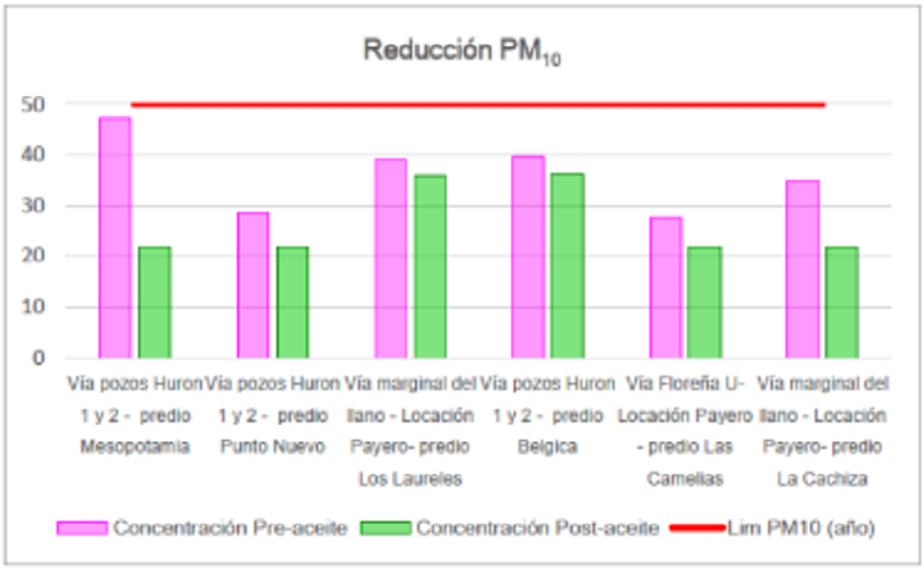


Figura 5. Resultados Reducción PM10 con proyecto. Fuente: Hocol S.A. 2021

Mas allá del componente aire y teniendo en cuenta que el aceite vegetal fue aplicado en la época seca, durante la cual se realizaron monitoreos sobre las tres (3) matrices ambientales y se aplicaron encuestas a la comunidad con respecto a su efectividad; es así como para los suelos y las aguas se realizaron análisis fisicoquímicos normatizados que permitieran comprobar que la actividad no genera impactos adicionales derivados de su implementación.

A continuación, se presentan, los resultados analíticos de TPH (Hidrocarburos Totales de Petróleo) para las cinco (5) muestras de suelo recolectadas en la vía comparados con los límites de la EPA:

Tabla 1. Resultados monitoreo de suelos

Parámetro mg/Kg	Limite de detección (mg/kg)	Regional Screening Level (RSL), EPA Suelo residencial / Ingestión	MS4-PRE-HU2	MS5- PRE -HU2	MS6-PRE-HU2	MS7-PRE-HU2	MS8-PRE-HU2
TPH-GRO	0.056	N.A	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
TPH- DRO	2.2	230000	43	22	22	40	23

Fuente: Hocol S.A. 2021

Por otra parte, los datos compilados para el análisis de las muestras de agua subterránea MAS2-PRE-HV3 (muestreo previo) y MAS2-POS-HV3 (muestreo posterior), dan un paneo del potencial de afectación en este medio, arrojando que todos los parámetros analizados en el laboratorio fueron No detectados (ND). Esto hace concluir que las muestras analizadas se encuentran libre de componentes derivados de hidrocarburos, así como de metales pesados. Además, se puede concluir que la actividad de aspersión de aceite vegetal sobre la vía no representa una amenaza para la contaminación de las aguas subterráneas en el área de estudio.

Tabla 2. Resultados monitoreo de aguas subterráneas

Muestra de agua	Parámetro	Valor obtenido (mg/L)	Muestra de agua	Parámetro	Valor obtenido (mg/L)
MAS2-PRE-HV3	Benceno	ND	MAS2-POS-HV3	Benceno	ND
	Etilbenceno	ND		Etilbenceno	ND
	Tolueno	ND		Tolueno	ND
	Xilenos	ND		Xilenos	ND
	Acroleína	ND		Acroleína	ND
	Acenafteno	ND		Acenafteno	ND
	Acenaftileno	ND		Acenaftileno	ND
	Antraceno	ND		Antraceno	ND
	Bencenoantraceno	ND		Bencenoantraceno	ND
	Benceno (a) pireno	ND		Benceno (a) pireno	ND
	Benceno (b) flouranteno	ND		Benceno (b) flouranteno	ND
	Benceno (g,h,i) perileno	ND		Benceno (g,h,i) perileno	ND
	Benceno (k) flouranteno	ND		Benceno (k) flouranteno	ND
	Criseno	ND		Criseno	ND
	Diben (a,h) antraceno	ND		Diben (a,h) antraceno	ND
	Flouranteno	ND		Flouranteno	ND
	Floureno	ND		Floureno	ND
	Indenopireno	ND		Indenopireno	ND
	Naftalina	ND		Naftalina	ND

Fuente: Hocol S.A. 2021

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Ni las medias geométricas de las mediciones de PST, ejecutadas previo y luego de la aplicación del aceite, ni las medias aritméticas de las mediciones de PM10 realizadas antes y después a la aplicación del aceite expusieron valores superiores al límite máximo anual establecido para estos

contaminantes en la resolución 610 de 2010, determinado como 100 µg/m3 para PST y 50 µg/m3 para PST para PM10, y en términos generales los resultados mostraron que el aceite vegetal es de alta efectividad reduciendo entre el 33 al 57% del material particulado en resuspensión por el tráfico normal en las vías de estudio, pudiendo ser incluida como una medida de control del componente aire en proyectos similares al del bloque Niscota.

Por otra parte, la comunidad percibe que esta medida es efectiva y no genera perturbaciones adicionales. Beneficios por la medida (reducción de material particulado, 98,59%) y afectaciones producto de la aspersión (ninguna, 97,18%).

Finalmente, se resalta que los resultados de todos los monitoreos realizados antes y después de la aspersión demostraron, que el uso de aceite vegetal sobre vías destapadas no representa ningún riesgo para el suelo, el agua y las personas.

REFERENCIAS

- F ACP. (2016). Informe Estadístico Petrolero. Comunicaciones ACP.
- Connor, J., Ahmad, F., C. Hamel, K., & J. Pokluda, R. (2018). Practical Guidelines for Roadspreading of Exploration and Production (E&P) Wastes.
- Hocol S.A. (2007). Plan de Manejo Ambiental para el pozo de perforación exploratoria Hurón 1. Tomo 1. Nunchía - Casanare.
- Hocol S.A. (2010). Plan de manejo ambiental perforación exploratoria pozos Hurón 3 y 3a, Yopal - Casanare.
- Hocol S.A. (2010). Plan de manejo ambiental para la perforación de los pozos exploratorios Hurón 2 y 2a, Nunchía - Casanare.
- Hocol S.A. (2020). Estudio ambiental para definir viabilidad final del uso de aceite vegetal en vías destapadas en el área de Niscota, Casanare – Colombia.
- INVIAS. (2016, abril). Estado de la Red Vial. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- MAVDT, 2010. Viceministro de ambiente, grupo de recurso hídrico. Propuesta metodológica para la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos a la contaminación, 2010.
- OMS. (2018, mayo 2). Calidad del aire y salud. Notas descriptivas.

ECOSISTEMAS URBANOS SALUDABLES: LAS BACTERIAS FILOSFÉRICAS COMO CLAVE PARA UN AIRE LIMPIO.

Luisa María Múnera Porras1, Nancy Johanna Pino Rodríguez2, David Aguiar Gil3, Mauricio A. Correa Ochoa3, Juan Aicardo Segura Caro4, Sara Ramírez Restrepo4, Miguel O. Pérez Navarro4.

[1] Grupo de Investigación Salud y Sostenibilidad, Escuela de Microbiología, Universidad de Antioquia. luisam.munera@udea.edu.co, [2] Grupo de Investigación Diagnóstico y Control de la Contaminación (GDCON), Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia. nancy.pino@udea.edu.co, [3]Grupo de Investigación y Laboratorio de, [3]Monitoreo Ambiental (G-LIMA), Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia. david.aguiar@udea.edu.co; mandres.correa@udea.edu.co, [4]Grupo de Investigación Biociencias, Facultad de Ciencias de la Salud, Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia. juan.segura@colmayor.edu.co; sara.ramirez@colmayor.edu.co; miguel.perez@colmayor.edu.co

Palabras clave: Bacterias filosféricas; contaminación atmosférica; filorremediación; plantas urbanas.

INTRODUCCIÓN

La mala calidad del aire en zonas urbanas es uno de los mayores retos para la salud pública, ya que según la evidencia epidemiológica hay una asociación entre esta y enfermedades cardiovasculares y respiratorias (Manisalidis et al. 2020). Su efecto puede llegar a ser tan adverso que se estima ha provocado una reducción media de 1,8 años en la esperanza de vida en todo el mundo (Abbasi-Kangevari et al. 2023).

La región de América Latina no escapa al panorama anterior. La ciudad de Medellín, Colombia, presenta características geográficas y meteorológicas particulares, sumadas a un imparable crecimiento poblacional y comercial (Londoño & Cano, 2021), las cuales confluyen para tener un hábitat geográficamente estrecho rodeado de un volumen atmosférico semicautivo, y genera una incidencia anual de enfermedades respiratorias que es de 574,3 casos por cada 100.000 habitantes (Bedoya & Martínez, 2009).

Recientemente se han hecho intentos para conocer los mecanismos biológicos de la relación plantas-microorganismos (Weyens et al. 2015). Así, los microorganismos filosféricos surgen como una novedosa estrategia ambiental para remover contaminantes del aire, o proceso conocido como filorremediación (Yutthammo et al. 2010; Scheublin et al. 2014; Sangthong et al. 2016; Wei et al. 2017).

Por lo tanto, es necesario estudiar la estructura de las comunidades bacterianas de la filosfera

de plantasurbanas con el fin de conocer cuáles podrían ser más eficientes en la remoción de contaminantes atmosféricos y de esta manera diseñar estrategias de infraestructura verde como aporte a la salud ambiental.

MÉTODOS

Se seleccionaron cinco puntos de muestreo en la ciudad de Medellín correspondientes a los cuatro puntos cardinales y una zona central, con el fin de analizar zonas con mayor o menor contaminación atmosférica.

Cada uno de estos contaban con jardines, corredores y/o muros verdes cerca de una estación de monitoreo del SIATA a menos de 1 Km perimetral. Se realizaron 5 muestreos a lo largo de 18 meses, algunos enmarcados en contingencia ambiental y otros no. Las plantas muestreadas en todos los puntos fueron mango (Manguifera indica), almendro (Terminalia catappa) y parra reloj (Thunbergia grandiflora); para ello se utilizó tijeras de jardinería previamente desinfectadas con etanol al 70 %. Las hojas recolectadas fueron colocadas en bolsas plásticas resellables estériles y transportadas al laboratorio entre 4 °C y 8 °C. Allí, las muestras se almacenaron a -20 °C hasta su posterior procesamiento.

Se extrajo ADN ambiental (eADN) de las muestras de filosfera utilizando el kit IAamp PowerFecal Pro (©QIAGEN) y siguiendo las instrucciones del fabricante para posterior análisis filogenético mediante 16S rRNA metabarcoding. Se evaluó el índice APTI (Tolerancia a la Contaminación Atmosférica) y el índice API (Desempeño Ambiental de Especies Vegetales), correlacionándolos con datos de calidad del aire.

La integridad de los archivos de secuencias recibidos se realizó con FastQC y para el procesamiento inicial se utilizó la plataforma Qiime2 (Bolyen et al. 2018). Se hizo la demultiplexación y visualización de la calidad de las bases secuenciadas y, posteriormente, se utilizó el algoritmo de dada2 denoise-paired para generar la tabla de ASVs para cada grupo de secuenciamiento haciendo la asignación taxonómica con la base de datos SILVA.

RESULTADOS

Los valores del índice APTI clasifica a las especies como tolerantes cuando el valor es ≥17, intermedias cuando están entre 12-16 y sensibles con el APTI ≤11. De acuerdo con los resultados obtenidos, Mangifera indica y Terminalia catappa se clasificaron como especies entre intermedias y tolerantes a la contaminación, presentando los valores más altos en todos los puntos de muestreo con un APTI promedio de 17,3 y 16,8 respectivamente. No obstante, Thunbergia grandiflora se categorizó como una especie sensible a los contaminantes del aire con valores entre 12-14, clasificándose como intermedia; por lo que podría ser una especie usada como bioindicadora de la calidad del aire. Adicional, las concentraciones de sólidos totales en

el mango fueron consistentemente las más elevadas en todos los puntos de muestreo lo largo del tiempo.

Los análisis revelaron diferencias significativas en la composición bacteriana según la especie vegetal y la ubicación geográfica. Hay diferencias significativas entre las zonas de muestreo: la zona norte de Medellín presentó mayor diversidad bacteriana (hasta un 81-94 % de diversidad relativa), mientras que en la zona sur esta diversidad se redujo a un 63-75 %. A la par, hay diferencias significativas entre las especies de Mangifera indica y Thunbergia grandiflora, lo que está en correspondencia con los resultados de índice APTI.

Se identificaron los géneros bacterianos Methylobacterium, Deinococcus, Hymenobacter y Sphingomonas (Figura 1), conocidos por su tolerancia a radiación extrema y capacidad de degradación de contaminantes orgánicos.



Figura 1. Frecuencia relativa de géneros bacterianos por punto de muestreo a lo largo del tiempo.

La persistencia de dichos géneros bacterianos en las tres especies vegetales a lo largo del tiempo sugiere que estos microorganismos forman parte de un microbioma central de la filosfera en entornos urbanos.

Esta estabilidad temporal e inter-planta podría indicar que poseen adaptaciones ecológicas específicas que les permiten colonizar y sobrevivir en la superficie foliar, independientemente de la especie vegetal hospedera. Además, su mantenimiento podría estar asociado con funciones ecológicas claves como la degradación de contaminantes atmosféricos, la resistencia a la radiación UV, la producción de metabolitos bioactivos y la promoción del crecimiento vegetal, e indica que estas bacterias pueden desempeñar un papel fundamental en la homeostasis microbiana de la filosfera en ecosistemas urbanos.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los hallazgos respaldan la implementación de corredores verdes con especies vegetales seleccionadas por su potencial de filorremediación y su microbioma asociado. Políticas públicas orientadas a la infraestructura verde urbana podrían mitigar los efectos de la contaminación atmosférica y mejorar la salud pública. Así, el monitoreo de comunidades bacterianas en la filosfera podría incorporarse como indicador de calidad ambiental en ciudades con alta densidad poblacional.

REFERENCIAS

- MAbbasi-Kangevari, M., Malekpour, M. R., Masinaei, M., Moghaddam, S. S., Ghamari, S. H., Abbasi-Kangevari, Z., Rezaei, N., Rezaei, N., Mokdad, A. H., Naghavi, M., Larijani, B., Farzadfar, F., Murray, C. J. L. (2023). Effect of air pollution on disease burden, mortality, and life expectancy in North Africa and the Middle East: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. The Lancet Planetary Health, 7(5), e358–e369. https://doi.org/10.1016/S2542-5196(23)00053-0

- Bedoya, J., & Martínez, E. (2009). Calidad del aire en el Valle de Aburrá Antioquia-Colombia. DYNA (Colombia), 76(158), 7–15.

- Bolyen, E., Rideout, J.R., Dillon, M.R. et al. (2019). Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. Nat Biotechnol, 37, 852–857. https://doi.org/10.1038/s41587-019-0209-9

- Londoño Pineda, A. A., & Cano, J. A. (2021). Assessment of air quality in the Aburrá Valley (Colombia) using composite indices: Towards comprehensive sustainable development planning. Urban Climate, 39(July). https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100942

- Manisalidis I, Stavropoulou E, Stavropoulos A, Bezirtzoglou E (2020) Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. Front Public Heal, 8:14. https://doi.org/10.3389/FPUBH.2020.00014/BIBTEX

- Sangthong, S., Suksabye, P., & Thiravetyan, P. (2016). Air-borne xylene degradation by Bougainvillea buttiana and the role of epiphytic bacteria in the degradation. Ecotoxicology and Environmental Safety, 126, 273–280. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.017

- Scheublin, T. R., Deusch, S., Moreno-Forero, S. K., Müller, J. A., van der Meer, J. R., & Leveau, J. H. J. (2014). Transcriptional profiling of Gram-positive Arthrobacter in the phyllosphere: Induction of pollutant degradation genes bynatural plant phenolic compounds. Environmental Microbiology, 16(7), 2212–2225. https://doi.org/10.1111/1462-2920.12375

- Wei, X., Lyu, S., Yu, Y., Wang, Z., Liu, H., Pan, D., & Chen, J. (2017). Phylloremediation of air pollutants: Exploiting the potential of plant leaves and leaf-associated microbes. Frontiers in Plant Science, 8(2), 1–23. https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01318

- Weyens, N., Thijs, S., Popek, R., Witters, N., Przybysz, A., Espenshade, J., Gawronska, H., Vangronsveld, J., & Gawronski, S. W. (2015). The role of plant–microbe interactions and their exploitation for phytoremediation of air pollutants. International Journal of Molecular Sciences, 16(10), 25576–25604. https://doi.org/10.3390/ijms161025576

- Yutthammo, C., Thongthammachat, N., Pinphanichakarn, P., & Luepromchai, E. (2010). Diversity and activity of pah-degrading bacteria in the phyllosphere of ornamental plants. Microbial Ecology, 59(2), 357–368. https://doi.org/10.1007/s00248-009-9631-8





06

GOBERNANZA DE LA CALIDAD DEL AIRE Y MARCOS DE POLÍTICA PÚBLICA NACIONAL E INTERNACIONAL

MONITOREO COMUNITARIO Y GOBERNANZA DE LA CALIDAD DEL AIRE EN UBATÉ

Rafael Rincón[1], Juan David Rincón[2], Mónica Espinosa[3], Alejandro Piracoca[4], Juan Felipe Franco[5].

Autor de correspondencia: Mónica Espinosa, [3]Hill Consulting, mespinosa@hill.com.co
[1] Instituto de Ciencias Agroindustriales y del Medio Ambiente, icamubate@outlook.es
[2] Instituto de Ciencias Agroindustriales y del Medio Ambiente, jdavidrincon@icam-ubate.com
[4] Hill Consulting, apiracoca@hill.com.co, [5] Hill Consulting, jfranco@hill.com.co

Palabras clave: ciencia comunitaria; sensores de bajo costo; material particulado; salud pública.

INTRODUCCIÓN

Desde el 2022 el Instituto de Ciencias Agroindustriales y del Medio Ambiente (ICAM) lidera el proyecto de monitoreo comunitario y gobernanza de la calidad del aire en la región de Ubaté. El ICAM es una institución educativa de primaria y bachillerato técnico, reconocida por la comunidad por su liderazgo en la implementación de iniciativas ambientales. El proyecto tiene entre sus objetivos, educar a los estudiantes y a diferentes actores de la comunidad en calidad del aire como base para la gobernanza, y generar información sobre el estado de la calidad del aire que permita tener una primera aproximación al estado del recurso en la región y sus posibles implicaciones en salud. En este documento se presentan los principales resultados del monitoreo de calidad del aire, con los retos a futuro y aprendizajes del proyecto.

MÉTODOS

Se conformó la red de monitoreo comunitaria de calidad del aire Cuchavira, operada por profesores y estudiantes del ICAM, que ha contado con la colaboración de otros colegios, la comunidad y personal técnico. Durante el último año la calidad del aire se monitoreó mediante sensores PurpleAir Flex. La ubicación de los sensores responde a las solicitudes de la comunidad y su interés por conocer la calidad del aire en las zonas que habitan (Tabla 1). En este ejercicio el ICAM realiza jornadas de capacitación para la comunidad en temas generales de calidad del aire, y en aspectos sobre el manejo y cuidado de los equipos.

Tabla 1. Ubicación de las estaciones de monitoreo de la red comunitaria de calidad del aire Cuchavira.

Estación	Latitud	Longitud	Clasificación
Cucunubá - Aposentos	5°13'42.4"N	73°46'45.3"W	Urbana
Cucunubá - Panamá	5°13'50.4"N	73°49'06.8"W	Rural
Cucunubá - Pueblo Viejo	5°14'54.0"N	73°47'16.4"W	Rural
Cucunubá - Urbano	5°15'02.1"N	73°46'00.4"W	Urbana
Fúquene - Capellanía El Roble	5°25'37.0"N	73°45'20.0"W	Tráfico
Guachetá - Pueblo Viejo	5°21'41.0"N	73°42'14.5"W	Rural
Guachetá - Miñá y Ticha	5°24'40.5"N	73°42'03.4"W	Rural
Guachetá - Urbano	5°23'02.0"N	73°41'06.7"W	Urbana
Lenguazaque - Urbano	5°18'22.8"N	73°42'42.7"W	Urbana
Sutatausa - Urbano	5°14'42.9"N	73°51'12.7"W	Urbana
Ubaté - Colegio ICAM	5°18'19.9"N	73°49'57.5"W	Rural
Ubaté - Urbano Legua	5°18'46.0"N	73°48'37.6"W	Urbana - Tráfico
Tausa - Rasgatá Alto	5°10'59.9"N	73°52'33.9"W	Rural

Fuente: Elaboración propia

Se han implementado procedimientos de control de calidad de los datos, incluyendo la verificación de consistencia entre los dos canales de medición del equipo mediante el cálculo del coeficiente de determinación (R^2), análisis de discrepancias entre canales (Barkjohn et al., 2020; U.S EPA, 2022; Wallace et al., 2021), y la aplicación del método ALT, proporcionado por el fabricante, para la estimación y corrección de las concentraciones de $PM_{2.5}$ (Wallace & Zhao, 2023). Una limitación del ejercicio actual es que en la región no se cuenta con estaciones regulatorias de calidad del aire que permitan desarrollar un análisis de intercomparación de los sensores.

Los datos se analizan con el Software R, utilizando los paquetes OpenAir y ggplot2. Para este proceso se han generado diferentes herramientas con la finalidad de facilitar a los estudiantes y profesores del ICAM el desarrollo periódico de los análisis de datos de calidad del aire.

Los datos recolectados están disponibles en tiempo real a través de plataforma Web PurpleAir. Por su parte, el ICAM recolecta, centraliza, analiza la información y comunica sobre el estado de la calidad del aire a través de diversos medios.

RESULTADOS

Los datos recolectados por la red comunitaria son indicativos y han permitió identificar tendencias espaciales y temporales de los niveles de $PM_{2.5}$ en la región de Ubaté.

Durante el periodo de medición se observaron promedios diarios de $PM_{2.5}$ muy diferentes entre las zonas monitoreadas (Figura 1). Los niveles más altos se presentaron en Guachetá (Pueblo Viejo 22 µg/m³, Zona urbana 18 µg/m³), y los más bajos corresponden a la zona rural de Ubaté (ICAM 7.27 µg/m³) y la zona urbana de Cucunubá (6.7 µg/m³). En 7 de las 13 estaciones se registraron niveles que exceden los límites establecidos por la normativa nacional (Resolución 2254, 2017). En la estación de Pueblo Viejo-Guachetá se registró el mayor porcentaje de excedencias, el 62% de los días se superó el nivel recomendado por la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2021) y el 10% del tiempo se superó el nivel definido por la normativa colombiana (Figura 2).

En cuanto a las tendencias temporales, marzo y agosto se caracterizaron por ser los meses con las mayores concentraciones de $PM_{2.5}$ en la región (Figura 3), estos además coinciden con épocas con condiciones meteorológicas desfavorables para la dispersión de contaminantes. En el comportamiento horario del $PM_{2.5}$ se observó que los niveles más altos de $PM_{2.5}$ se presentaron entre las 5:00 y 7:00 a.m. y entre las 6:00 y 9:00 p.m.

Los resultados de los análisis se han socializado en múltiples espacios con el objetivo de que lleguen a diferentes audiencias, incluyendo la comunidad educativa del ICAM, estudiantes y profesores de otros colegios, representantes de las autoridades municipales, la autoridad ambiental regional, y a la comunidad en general. La generación y divulgación de la información en este proyecto han sido elementos fundamentales para la gobernanza del aire.

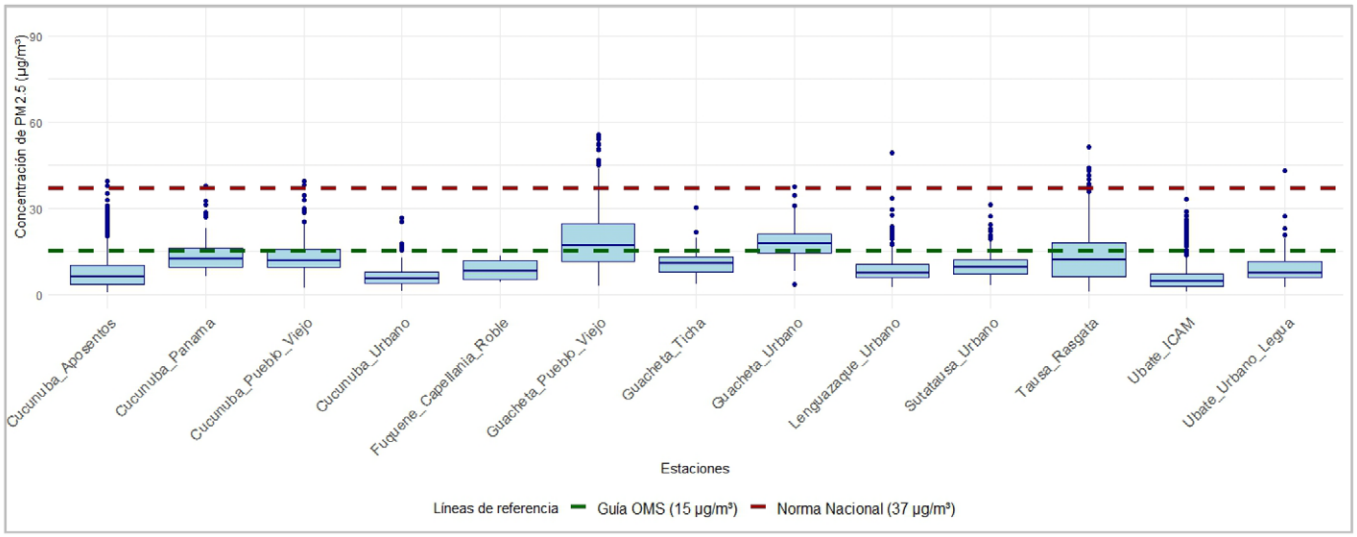


Figura 1. Promedio diario de $PM_{2.5}$. Fuente: Elaboración propia

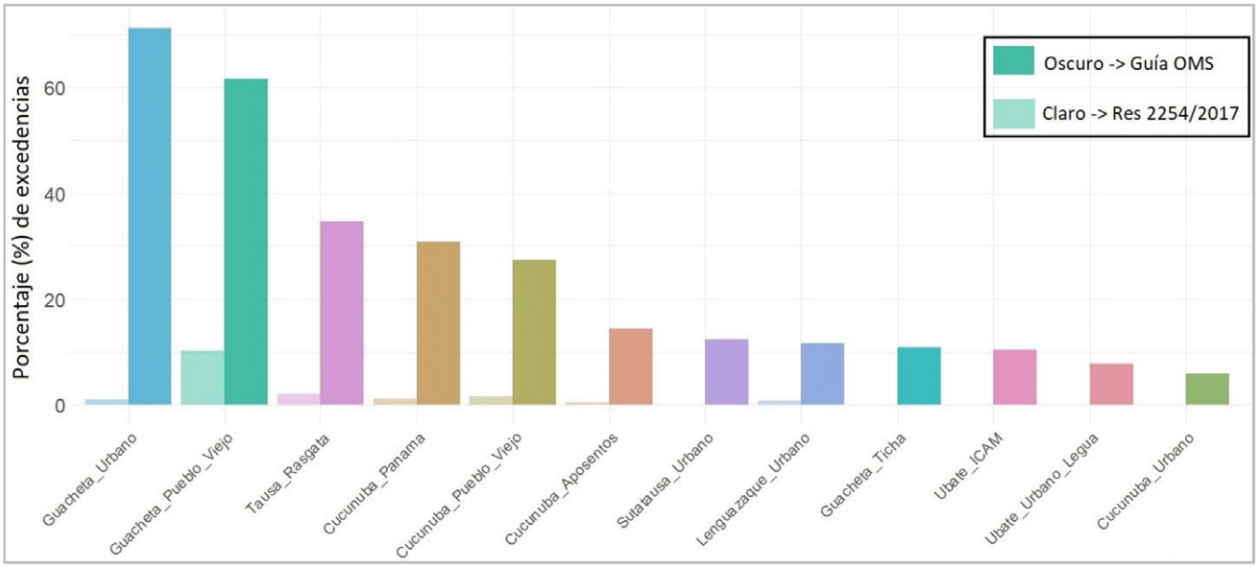


Figura 2. Porcentaje de excedencias respecto a normativa colombiana y OMS.
Fuente: Elaboración propia.

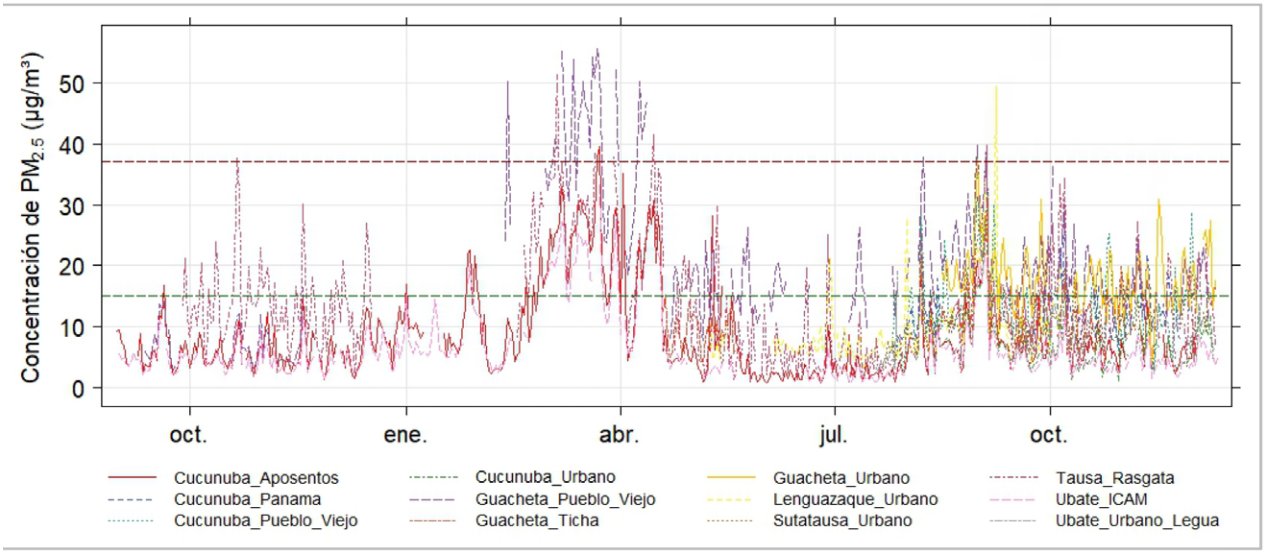


Figura 3. Serie de tiempo de PM_{25} concentración diaria.
Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

• Los resultados de este ejercicio basado en el uso de microsensores muestran el alto potencial de este tipo de herramientas para generar información indicativa en zonas en donde no se cuenta con sistemas de monitoreo.

• Los resultados indicativos en esta región son útiles como base para la priorización de futuros ejercicios de monitoreo y análisis dirigidos al control de emisiones. Los resultados del análisis temporal y de excedencias sugieren la necesidad de contemplar medidas que consideren los patrones estacionales. Las diferencias en los niveles de PM2.5 dentro de una misma región, muestra la necesidad de contar con medidas específicas para el control de la contaminación adaptadas a las necesidades de cada zona y municipio.

• El desarrollo del ejercicio liderado por el Colegio ICAM y con la participación de la comunidad ha logrado posicionar el tema de calidad del aire en la región.

• Se identifica la necesidad de poder contar con metodologías alternativas de calibración y protocolos de uso de microsensores, que permitan a la comunidad hacer un buen uso de los equipos en regiones en donde esta es la única fuente de información de calidad del aire.

• Además de continuar aportando en monitoreo de la calidad del aire, en educación y concientización sobre la contaminación atmosférica, se espera que este proyecto también pueda aportar elementos valiosos para la comunidad enfocados en el cuidado de la salud de la población.

REFERENCIAS

- MBarkjohn, K., Holder, A., Frederick, S., & Clements, A. (2020, April 21). PurpleAir PM2.5 U.S. Correction and Performance During Smoke Events. International Smoke Symposium.

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia. (2017). Resolución 2254 de 2017. Por la cual se adopta la norma de calidad del aire ambiente y se dictan otras disposiciones. U.S EPA. (2022). The Enhanced Air Sensor Guidebook.

- Wallace, L., Bi, J., Ott, W. R., Sarnat, J., & Liu, Y. (2021). Calibration of low-cost PurpleAir outdoor monitors using an improved method of calculating PM. Atmospheric Environment, 256, 118432. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118432

- Wallace, L., & Zhao, T. (2023). Spatial Variation of PM2.5 Indoors and Outdoors: Results from 261

- Regulatory Monitors Compared to 14,000 Low-Cost Monitors in Three Western States over 4.7 Years. Sensors, 23(9), 4387. https://doi.org/10.3390/s23094387

- World Health Organization. (2021). WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide.

CIENCIA, ESTADO Y OPERADORES: MAPEO DE LA COMUNIDAD INVOLUCRADA EN EMISIONES DE METANO, Y SU MEDICIÓN Y MITIGACIÓN EN COLOMBIA

Angela Vargas Burbano[1], Rodrigo Jimenez[2], Andres Ardila Ardila[3], Luis Alberto Morales[4]

[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
[2] Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail rjimenez@unal.edu.co
[3] Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail avardilaar@unal.edu.co
[4] Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Grupo de Investigación de Calidad del Aire (GICA), e-mail luamoralesri@unal.edu.co

Palabras clave: Gestión ambiental; emisiones antropogénicas; metano; mitigación; marco institucional

INTRODUCCIÓN

El metano (CH_4) es un gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global 28 veces mayor al del dióxido de carbono (CO_2) en un horizonte de 100 años. En Colombia, las emisiones de CH_4 han crecido de 1.588 Gg/año en 1990 a 2.630 Gg/año en 2018, con una tasa anual de 1,8%. Las principales fuentes incluyen la fermentación entérica (55%) y la disposición de residuos sólidos (14%). Abordar las emisiones de CH_4 es fundamental para cumplir con los objetivos climáticos del país, lo que requiere la integración de esfuerzos entre la ciencia, el estado e industria. En este estudio se reporta el mapeo de los actores clave (stakeholders) e identifica las interacciones entre instituciones científicas, agencias gubernamentales y operadores industriales, con el fin de comprender el panorama nacional de la gestión de las emisiones de CH_4. De igual forma, se analiza la capacidad técnica y tecnológica del país para abordar este reto en seis fuentes de emisión priorizadas.

MÉTODOS

La identificación de actores clave en la gestión de emisiones de CH_4 en Colombia combinó un enfoque documental y analítico. Para cada una de las fuentes de emisión priorizadas para la campaña de medición de emisiones antropogénicas de CH_4 en Colombia: 1) fermentación entérica; 2) disposición de residuos sólidos en rellenos sanitarios; 3) plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales; 4) minería subterránea de carbón; 5) embalses

hidroeléctricos; y 6) redes urbanas de distribución de gas natural (Jiménez et.al., 2024). Se revisó literatura científica y gris para identificar grupos de investigación, técnicas de medición, hallazgos clave y vacíos en la medición directa de emisiones. Asimismo, se examinó el marco normativo, las políticas públicas y las regulaciones relacionadas, con la finalidad de comprender la estructura institucional y los roles de los ministerios y sus entidades adscritas. Paralelamente, se analizaron las asociaciones e industrias vinculadas a las fuentes de emisión priorizadas. Además, se llevaron a cabo reuniones con investigadores, operadores, asociaciones de operadores y representantes de agencias gubernamentales. Este enfoque permitió evaluar capacidades técnicas, recursos existentes y brechas en formación, soporte e instrumentación (Figura 1).

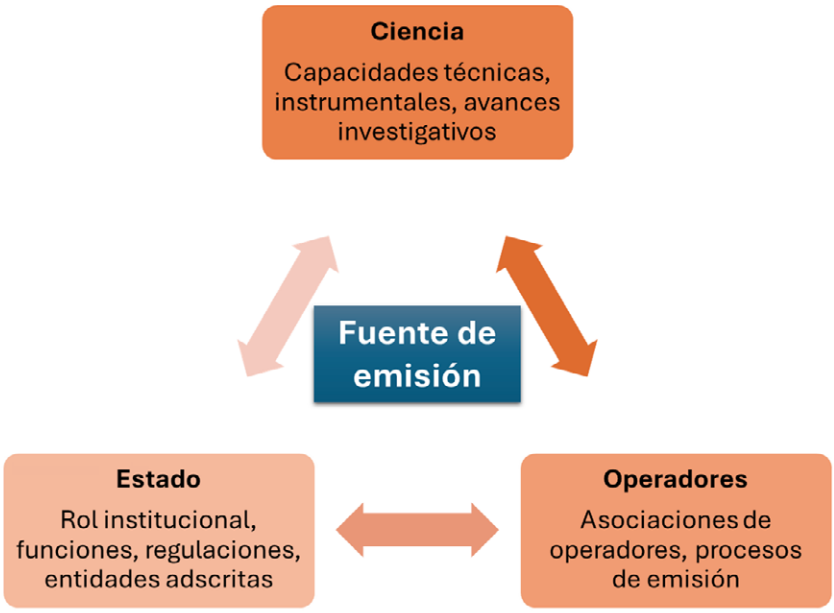


Figura 1. Enfoque metodológico para mapear las interacciones entre Ciencia, Estado y Operadores en la gestión de CH_4 de cada fuente de emisión.
Fuente: Elaboración propia.

RESULTADOS

Las emisiones de CH_4 provenientes de la fermentación entérica, son la principal fuente de emisión en Colombia. Instituciones como Agrosavia, CIAT e IDEAM lideran su cuantificación mediante factores de emisión (FE) Tier 2 y tecnologías como detectores láser, cámaras de respiración y trazadores de SF6 (Camilo & Vásquez, 2018; Escobar, 2020; Mogollón et al., 2019; Molina et al., 2017; Moreno et al., 2021; Quiroz, 2014; Ramírez, 2019; Unimedios, 2023; Vargas et al., 2018)). En la minería de carbón subterránea, también se ha creado FE Tier 2, a partir de mediciones de desorción de metano (Mariño et al., 2020; Mariño & Chanci, 2019; Mariño-et al., 2020, 2021).

En rellenos sanitarios, las investigaciones emplean modelos, imágenes satelitales y mediciones in situ para estimar emisiones de CH_4 y CO_2, junto con pruebas de potencial bioquímico de metano (BMP) (Agudelo, 2021; Arboleda, 2023; Armenta et al., 2017; Borda, 2019; Caicedo-Concha et al.,

2019; Echeverri, 2011; Esteban, 2017; Martin-Calvo et al., 2021; Mateus, 2020; Moncada, 2022; Tello et al., 2020). Sin embargo, persiste la necesidad de monitoreo continuo, incluso en sitios cerrados. Para el tratamiento de aguas residuales, se han realizado mediciones de biogás en sistemas anaeróbicos y estimaciones usando FE IPCC (Colorado & Tabares, 2014; Vinasco, 2021), pero la falta de datos locales dificulta la validación de los factores y modelos.

En embalses hidroeléctricos, las emisiones se han medido mediante cámaras flotantes, embudos invertidos y cromatografía de gases, en distintos embalses del país (León et al., 2012; Lopera et al., 2016; Loaiza & Mera, 2016; Rodríguez & Peñuela, 2022; Ruiz-Vásquez et al., 2019). No obstante, se requieren estudios adicionales para evaluar el impacto de la calidad del agua y las condiciones climáticas en las emisiones. Por otro lado, las fugas de CH4 en redes residenciales de gas natural son poco investigadas; los esfuerzos actuales se centran en la detección y reparación de fugas en actividades de exploración y explotación, impulsados por preocupaciones económicas y de seguridad.

Además de los avances destacados en la investigación sobre las fuentes de emisión, se logró conformar triadas que agrupan a los principales actores involucrados en la gestión, regulación, investigación y operación de las emisiones de CH_4 en el país (Figura 2).

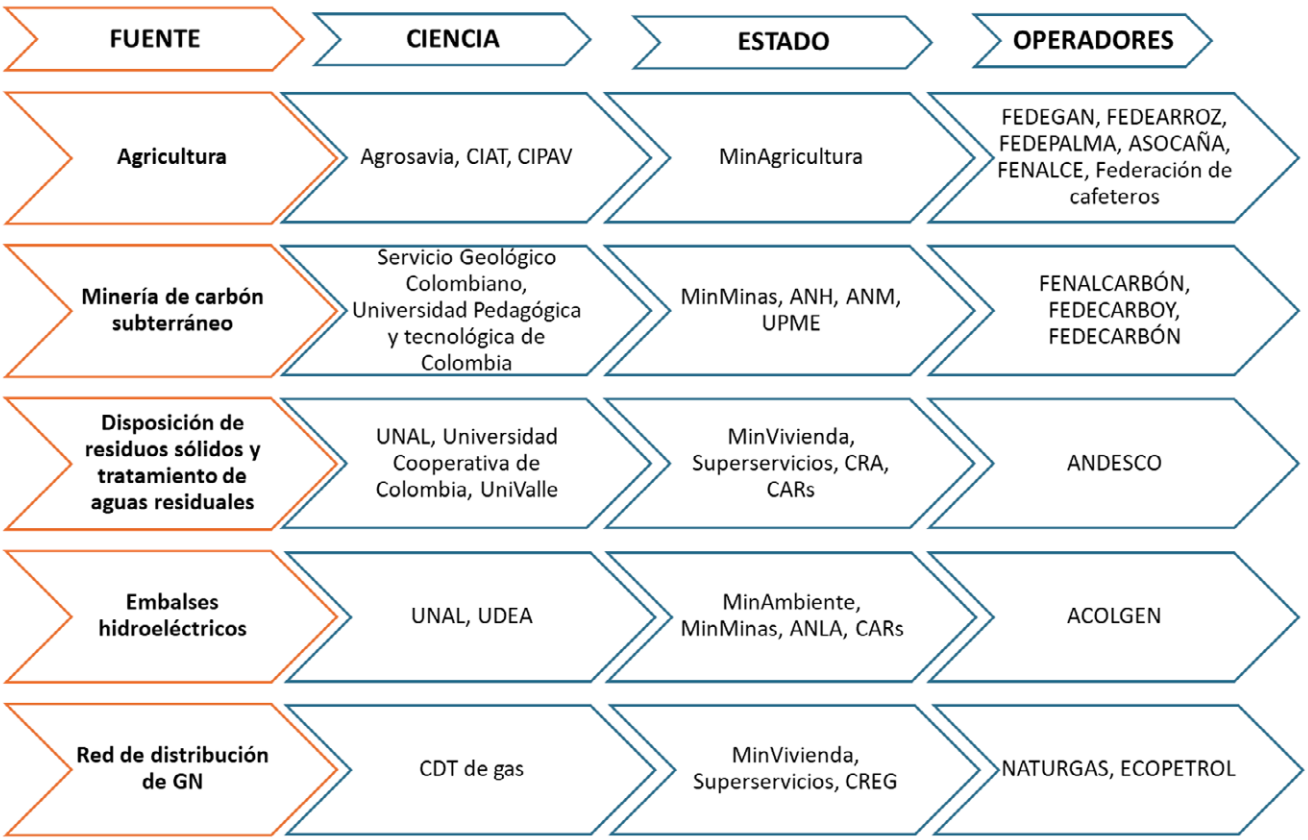


Figura 2. Conformación de la triada de actores clave para cada una de las fuentes de emisión priorizadas. Fuente: Elaboración propia.

Las emisiones de CH_4 provienen de diversas fuentes, lo que hace que el marco institucional sea complejo debido a la intervención de múltiples ministerios y las entidades adscritas, cada una encargada de monitorear áreas específicas (Figura 3). El desarrollo y seguimiento de las estrategias de mitigación está a cargo de las instituciones de SISCLIMA, que promueven la integración de estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático en todos los niveles del gobierno. Las medidas regulatorias para reducir las emisiones de metano derivan de directrices emitidas por los ministerios involucrados, que establecen el marco legal para las comisiones regulatorias. Estas comisiones desarrollan normas sectoriales que los operadores deben cumplir y que son supervisados por las superintendencias correspondientes. Sin embargo, muchas de las medidas de mitigación siguen siendo voluntarias o dependen de incentivos fiscales.

Las autoridades ambientales, como la ANLA y las CARs, juegan un papel clave en la regulación y monitoreo de las emisiones, exigiendo medidas de mitigación en sectores productivos para garantizar el cumplimiento de normativas nacionales y compromisos climáticos internacionales. Incluyendo la implementación de estándares más rigurosos en la evaluación ambiental y el fortalecimiento de sistemas de reporte y verificación.

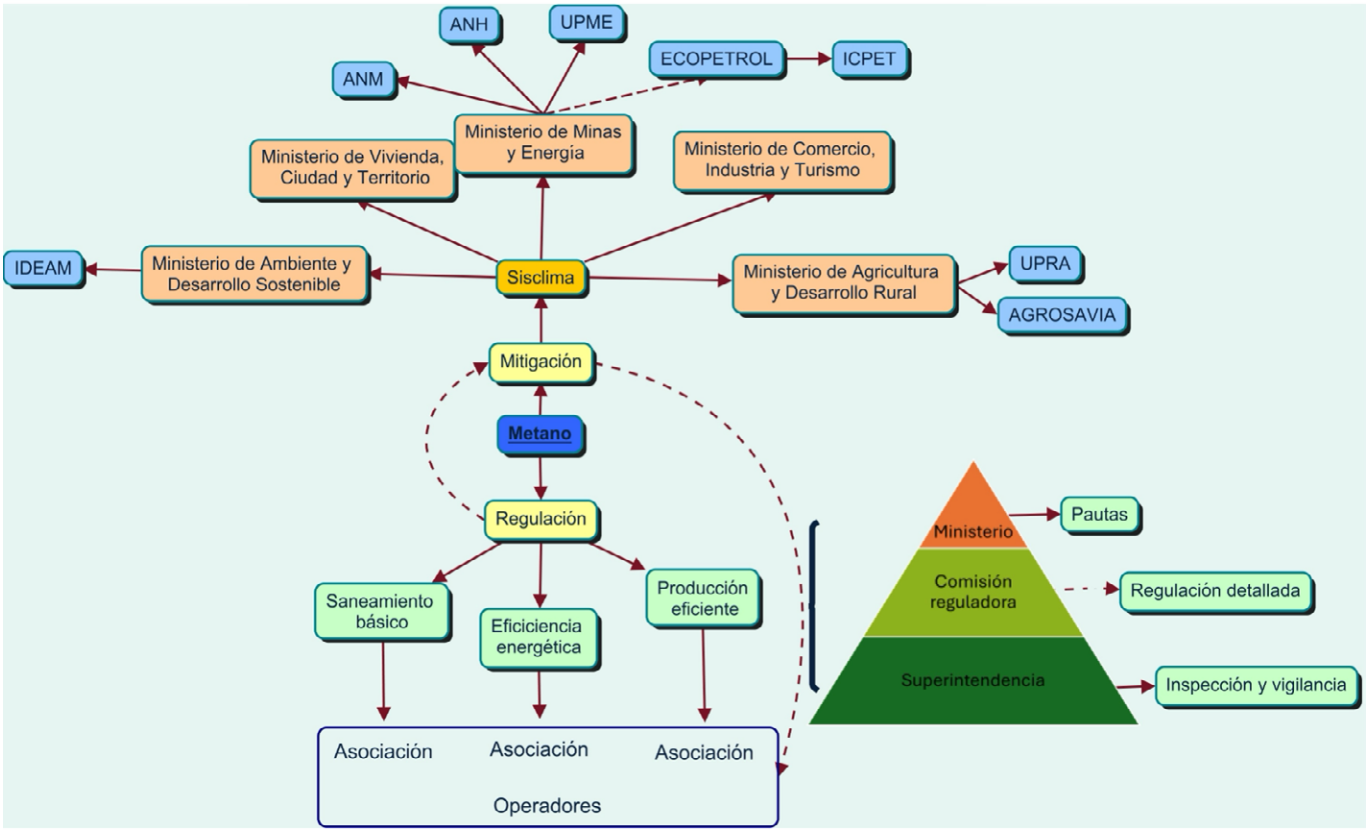


Figura 3. Relaciones entre los actores clave de la gestión de emisiones de metano. Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El mapeo de la comunidad científica en torno a las emisiones de CH4 permite identificar las relaciones interinstitucionales entre las entidades del estado, así como las interacciones entre el Estado, academia y operadores, facilitando la creación de redes de colaboración para mejorar la capacidad nacional en medición, monitoreo y mitigación de emisiones. Además, permite detectar brechas en datos locales, tecnologías y metodologías avanzadas para mediciones en campo, indicando áreas clave para inversión pública y cooperación internacional.

Este ejercicio proporciona insumos para orientar políticas públicas y estrategias de mitigación multisectoriales, basadas en evidencia científica, adaptadas a las condiciones del país y alineadas con compromisos climáticos. Por ejemplo, la reticencia de los productores agropecuarios a adoptar cambios resalta la necesidad de diseñar incentivos financieros y programas de capacitación que apoyen la transición hacia prácticas sostenibles. En el sector de la minería de carbón, el desarrollo de FE Tier 2 muestra la relevancia de contar con datos locales para mejorar la precisión de los inventarios de emisiones y proponer medidas más efectivas.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por el International Methane Emission Observatory (IMEO) del programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) a través del proyecto titulado “Design Of A Comprehensive Anthropogenic Methane Emission Observations Strategy For Colombia”. Agradecemos también a la comunidad del metano por su tiempo, participación y aportes en el “Taller diseño de la campaña de medición de emisiones de metano en Colombia”.

REFERENCIAS

- Agudelo Valencia, R. N. (2021). Determinación de la cantidad y la composición del biogás producido en un relleno sanitario a escala laboratorio en la Universidad Libre sede Bosque Popular [Universidad Libre]. https://repository.unilibre.edu.co/handle/10901/19735?show=full

- Arboleda Zabaleta, M. V. (2023). Estimación de las emisiones y dispersión de los gases efecto invernadero en el relleno sanitario parque ambiental Andalucía-Montenegro, Quindío [Universidad francisco de paula Santander]. In https://catalogobiblioteca.ufps.edu.co/descargas/tesis/TG_1651189.pdf. https://doi.org/10.1/JQUERY.MIN.JS

- Armenta Rivas, M. E., Sierra-Camargo, L. D., & Vélez-Pereira, A. (2017). Modelación de la producción de metano en el Relleno Sanitario Parque Ambiental Palangana (Santa Marta). Ingeniería, Investigación y Tecnología. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-77432017000200183

- Borda Cardozo, D. M. (2019). Application of the ADM-1 model in a landfill. https://repositorio.uniandes.edu.co/server/api/core/bitstreams/c87a3f48-85b8-4468-9beb-36c9fde6f320/content

- Caicedo-Concha, D. M., Sandoval-Cobo, J. J., Fernando, C. Q. R., Marmolejo-Rebellón, L. F., Torres-Lozada, P., & Sonia, H. (2019). The potential of methane production using aged landfill waste in developing countries: A case of study in Colombia. Cogent Engineering, 6(1). https://doi.org/10.1080/23311916.2019.1664862

- Camilo, F., & Vásquez, M. (2018). Metodología para evaluar gases de efecto invernadero en agroecosistemas ganaderos [Universidad Nacional de Colombia]. https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/64086

- Colorado Moreno, M. L., & Tabares Bravo, F. A. (2014). Cuantificación de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) e identificación de alternativas que permitan la reducción y/o mitigación del impacto ambiental generado por una empresa productora de alimentos y bebidas ubicada en el Departamento del Valle del Cauca. [Universidad Central del Valle]. https://repositorio.uceva.edu.co/bitstream/handle/20.500.12993/95/T0026133.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Echeverri Londoño, C. A. (2011). Estimación de la emisión de gases de efecto invernadero en el municipio de Montería (Córdoba, Colombia). Revista Ingenierías Universidad De Medellín, 5. https://repository.udem.edu.co/handle/11407/795

- Escobar Restrepo, C. S. (2020). Balance energético y proteico, emisión de metano y requerimientos energéticos de ganado vacuno mestizo suplementado con recursos arbóreos y agroindustriales [Universidad de Anntioquia]. https://bibliotecadigital.udea.edu.co/bitstream/10495/17495/1/EscobarCarlos_2020_BalanceEnerg%c3%a9ticoProteico.pdf

- Esteban Mena, J. M. (2017). Aplicación de modelos simuladores para obtención de energía a partir del biogás en el relleno sanitario doña Juana [Universidad Militar Nueva Granada]. http://hdl.handle.net/10654/16433

- Jiménez, R., Alberto Morales, L., Vargas Burbano, A., & Ardila Ardila, A. (2024). DESIGN OF A COMPREHENSIVE ANTHROPOGENIC METHANE EMISSION OBSERVATION STRATEGY FOR COLOMBIA Synthesis Report #1 Methane emission inventory and observation review Prepared by.

- Jorge Eliecer, M.-M., Rubén Darío, C.-B., & Angélica Julieth, G.-P. (2020). Emisiones de metano de la minería del carbón a cielo abierto en Colombia. Environmental Science.

- León, J. G., Guérin, F., Melo, E. L., & Loaiza, S. (2012). Adaptaciones metodológicas de muestreo para la cuantificación de gases de efecto invernadero en embalses de montaña. Acta Agronómica. https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/74059/41436-187297-2-PB.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Lopera, L. M., Oviedo, L. M., Rodriguez-Loaiza, D. C., & Peñuela, G. A. (2016). Aplicación de ensayos en discontinuo para la determinación de flujos de metano y dióxido de carbono en la degradación del material vegetal en el embalse Topocoro. Ingenierías USBMed, 7(2), 67–73. https://doi.org/10.21500/20275846.2598

- Mariño Martínez, J. E., & Chanci Bedoya, R. D. (2019). GASES DE EFECTO INVERNADERO: Propuesta de cálculo del factor de emisiones de gas metano procedente de la extracción del carbón colombiano (Primera). Editorial UPTC. www.uptc.edu.co

- Mariño-Martínez, J. E., Chanci-Bedoya, R. D., & González-Preciado, A. J. (2020). Methane emissions from coal open pits in colombia. DYNA (Colombia), 87(214), 139–145. https://doi.org/10.15446/DYNA.V87N214.84298

- Mariño-Martínez, J. E., Chanci-Bedoya, R. D., & Orjuela-García, Á. M. (2021). Methane emissions from underground coal mining in the Altiplano Cundiboyacense (Colombia). Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Fisicas y Naturales, 45(176), 864–874. https://doi.org/10.18257/raccefyn.1372

- Martin-Calvo, J., & Castañeda-Gomez, J. (2021). Estimation of methane, carbon dioxide and organic compounds in the Doña Juana landfill in Bogotá, Colombia. Revista de Ciencias Ambientales, 55(2), 307–320. https://doi.org/10.15359/RCA.55-2.16

- Mateus Hernandez, O. M. (2020). Cuantificación gases efecto invernadero relleno sanitario Los Cocos en la ciudad de Cartagena [Universidad Tecnológica de Bolivar]. https://utb.alma.exlibrisgroup.com/discovery/delivery/57UTB_INST:57UTB_INST/1216606440005731?lang=en&viewerServiceCode=DigitalViewer

- Mogollón, O. M., Nieto, C. A., Alarcón, A. S., Forero, D. P., Mancipe Muñoz, E., & Mestra Vargas, L. (2019). Capítulo IX Estrategias de mitigación de la emisión de metano entérico en modelos de producción de carne.

- Molina Benavides, R. A., Sánchez Guerrero, H., Campos Gaona, R., Atzori, A. S., & Morales, J. D. (2017). Dynamic estimation of greenhouse gas emissions from bovine livestock of Valle del Cauca, Colombia. Acta Agronómica, 66(3). https://doi.org/10.15446/ACAG.V66N3.58266

- Moncada Reyes, C. A. (2022). Modelación de la generación de biogás y proyección de zonas para su mayor aprovechamiento en el relleno sanitario guayabal, Cúcuta, Norte de Santander. [Universidad francisco de paula Santander]. In https://catalogobiblioteca.ufps.edu.co/descargas/tesis/1651169.pdf. https://doi.org/10.1/JQUERY.MIN.JS

- Moreno Quitián, H. W., Torres Triana, C. F., Gómez Palencia, E. L., Manrique Luna, D. L., & Sánchez Pulido, L. A. (2021). Cálculo de factores de emisión de metano (CH4) entérico y de gestión de estiércol para ganado bovino en Colombia por metodología Tier 2 - Proyecto Biocarbono Orinoquia. https://biocarbono.org/calculo-de-factores-de-emision-de-metano-ch4-enterico-y-de-gestion-de-estiercol-para-ganado-bovino-en-colombia-por-metodologia-tier-2/

- Patricia, S., & Mera, L. (2016). Cuantificación de gases de efecto invernadero generados en represa y embalses tropicales: caso Calima-Valle del Cauca. https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/57559

- Quiroz Rodríguez, A. T. (2014). Estudio del efecto del aceite esencial de orégano de monte (Lippia origanoides) del Alto Patía sobre la metanogénesis y la actividad fibrolítica del ecosistema ruminal. https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/75189

- Ramírez Agudelo, J. F. (2019). Simulación de la emisión de metano entérico en vacas Holstein en un sistema de producción de leche en el norte de Antioquia, Colombia [Universidad de Antioquia]. https://bibliotecadigital.udea.edu.co/bitstream/10495/11332/1/RamirezJhon_2019_EmisionMetanoEntericoHolstein.pdf

- Rodríguez, D. C., & Peñuela, G. A. (2022). Estimation of greenhouse gas emissions of a tropical reservoir in Colombia. Journal of Water and Climate Change, 13(2), 872–888. https://doi.org/10.2166/WCC.2022.330

- Ruiz-Vasquez, M., Chica, E., Rodriguez, D., & Peñuela, G. (2019). Calibration of two mathematical models at laboratory scale for predicting the generation of methane and carbon dioxide at the entrance point of the Chucurí river to the Topocoro Reservoir, Colombia. INGENIERÍA Y COMPETITIVIDAD, 21(1). https://doi.org/10.25100/iyc.v21i1.7651

- Tello Lozada, D. P., Choco, K. T., & Hernández Torres, F. L. (2020). Estimation of methane emission (CH4) in the Presidente landfill through satellite images. AZIMUT. https://revistas.udistrital.edu.co/index.php/azimut/article/download/15654/15698/85182

- Unimedios. (2023, March 23). Ganadería sostenible: Con baja huella de carbono y bienestar animal | Abstract. https://television.unal.edu.co/index.php?id=4&tx_news_pi1%5Bnews%5D=7874&tx_news_pi1%5Bcontroller%5D=News&tx_news_pi1%5Baction%5D=detail&cHash=6c55ac4312d0214cc2ee33de6dddbd0b

- Vargas, J. de J., Avellaneda, Y., Sierra, A. M., Duran, E. N., Ortiz, R. E., Mayorga, O. L., & Mancipe, E. A. (2018). Cuantificación de las emisiones de metano entérico en vacas Holstein bajo condiciones de pastoreo en el trópico alto colombiano. Folletos Ganadería Región Andina. https://repository.agrosavia.co/handle/20.500.12324/34622

- Vinasco Silva, J. P. (2021). GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM ECOTECHNOLOGIES FOR WASTEWATER TREATMENT [Wageningen University]. https://www.researchgate.net/publication/349065377_Greenhouse_Gas_Emissions_from_Ecotechnologies_for_Wastewater_Treatment#fullTextFileContent

METODOLOGÍA PARA EL DESARROLLO DE UN SISTEMA DE VIGILANCIA EN SALUD AMBIENTAL

Nora A Montealegre H[1], Juan Gabriel Piñeros - J[2], Fernán A Villa G[3], Alfonso H. Marín[4], Hugo Grisales Romero[5], Emmanuel Nieto L[6], Angela L Molina Ch[7], Ana Zueleima Orrego G[8]

[1] Universidad de Antioquia, nora.montealegre@udea.edu.co
[2]Universidad de Antioquia, juan.pineros@udea.edu.co
[3]Universidad Nacional, favillao@unal.edu.co
[4]Universidad de Antioquia, alfonso.marin@udea.edu.co
[5]Universidad de Antioquia, hugo.grisales@udea.edu.co
[6]Universidad de Antioquia,emmanuel.nieto1@udea.edu.co
[7]Área Metropolitana del Valle de Aburrá, angela.molina@metropol.gov.co
[8]Área Metropolitana del Valle de Aburrá, ana.orrego@metropol.gov.co

Palabras clave: Vigilancia; Salud; Ambiente; Aire; Contaminación

INTRODUCCIÓN

La vigilancia en salud ambiental es una herramienta esencial para evaluar cómo los factores ambientales afectan la salud de las poblaciones. En este contexto, el modelo Determinantes Presión-Estado-Exposición-Efecto-Acción (DPSEEA) ha demostrado ser útil para diseñar sistemas que integren datos ambientales y de salud (Thacker et al., 1993; Gianicolo & Bruni, 2008). Este resumen presenta la metodología para desarrollar un sistema de vigilancia en salud ambiental en el Valle de Aburrá, Antioquia, Colombia; centrado en la calidad del aire y sus impactos en la salud humana. Este sistema busca generar información oportuna para la toma de decisiones en salud y ambiente (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2017).

MÉTODOS

Para el desarrollo del sistema se diseñó una metodología basada en el modelo DPSEEA, integrando aspectos de ambiente-salud y tecnológicos.

Diseño conceptual: Se identificaron las fuerzas motrices relacionadas con el crecimiento poblacional, el desarrollo económico y la ocupación territorial en el Valle de Aburrá. Estas fuerzas motrices generan presiones como emisiones contaminantes, que afectan el estado de la calidad del aire, provocando efectos adversos en la salud y exigiendo acciones (Rodríguez & Rueda, 2005). Mapeo de fuentes de datos existentes: Se integraron redes de monitoreo ambiental, registros de salud como RIPS y SIVIGILA, y bases de datos meteorológicas y demográficas como RUAF-ND (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2019).

Arquitectura tecnológica: Microsoft Azure se implementó como infraestructura principal, ofreciendo almacenamiento escalable, análisis y acceso remoto seguro. Bases de datos relacionales (PostgreSQL) y NoSQL se integraron para manejar datos estructurados y no estructurados, permitiendo análisis en tiempo real. Herramientas geoespaciales se emplearon para mapear patrones de exposición y efectos en salud, generando representaciones visuales detalladas (Schütz et al., 2008).

RESULTADOS

El sistema de vigilancia en salud ambiental desarrollado en el Valle de Aburrá permitió identificar patrones clave entre contaminación del aire y salud. Entre los hallazgos principales:

- **Zonas críticas:** Las áreas con mayores concentraciones de $PM_{2,5}$ y PM_{10} registraron un ncremento en enfermedades respiratorias y cardiovasculares. (figura 1), (figura 2).
- **Alertas en tiempo real:** La integración de datos permitió generar alertas durante episodios de contaminación, mejorando la respuesta en salud pública.
- **Factores estructurales:** Se caracterizaron determinantes como densidad poblacional, acceso a servicios de salud y uso del suelo, evidenciando inequidades en la exposición.
- **Fortalecimiento de datos:** Las relaciones entre los sistemas de registro (SIVIGILA, RIPS, RUAF-ND, Red de Monitoreo) incrementó la calidad de los registros, superando el 85% de consistencia.
- **Acciones intersectoriales:** Los resultados facilitaron estrategias coordinadas entre los sectores ambiental y sanitario, priorizando intervenciones en zonas vulnerables. (Figura 3)

También, el análisis geoespacial evidenció la relación entre determinantes ambientales y efectos en salud, mientras que el uso de modelos aditivos generalizados (GAM) permitió calcular riesgos atribuibles a la exposición a contaminantes. La implementación de este sistema contribuyó al diseño de políticas públicas enfocadas en reducir la exposición y mitigar impactos en salud, posicionando al Valle de Aburrá como referente en vigilancia ambiental.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El desarrollo de este sistema destaca la importancia de integrar datos ambientales y de salud en un marco conceptual sólido como el modelo DPSEEA. Los resultados obtenidos fundamentan políticas públicas dirigidas a reducir la contaminación del aire y sus efectos sobre la salud (CONPES 3943, 2018). Este enfoque promueve la colaboración intersectorial para implementar acciones que garanticen un ambiente sano y una mejor calidad de vida. Asimismo, puede replicarse en otras regiones que enfrentan desafíos similares (Organización Mundial de la Salud, 2005).

REFERENCIAS

- Gianicolo, E., & Bruni, A. (2008). The DPSEEA model for environmental health surveillance: An Italian experience. Environmental Monitoring and Assessment, 143(1-3), 279-292. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s10661-007-9978-4

- Ministerio de Salud y Protección Social, & Organización Panamericana de la Salud. (2014). Protocolo para la Vigilancia Sanitaria y Ambiental de los Efectos en Salud Relacionados con la Contaminación del Aire en Colombia.

- Organización de Naciones Unidas. (2015). Objetivos de Desarrollo Sostenible 2015-2030. Disponible en: https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/

- Schütz G, Hacon S, Silva H, Rosa A, Sánchez M. (2008). Principales marcos conceptuales aplicados para la evaluación de la salud ambiental mediante indicadores en América Latina y el Caribe. Rev Panam Salud Pública; 24(4), 276–85. Disponible en: https://www.scielosp.org/pdf/rpsp/2008.v24n4/276-285/es

- Thacker, S. B., Stroup, D. F., Parrish, G., & Anderson, H. A. (1993). Surveillance in environmental health: The need for integration. Journal of Public Health Policy, 14(2), 190203. https://doi.org/10.2307/3342963

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2017). Plan Integral de Gestión de la Calidad del Aire 2017-2030 (PIGECA). https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-delaire/paginas/gestion-integral/pigeca.aspx

- Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2019). Sistema de Vigilancia de Salud Ambiental: Componente Aire y Salud del Valle de Aburrá. Disponible en: https://www.sivisa.org/

- Izaba, A., & Romo, H. (2014). Análisis del modelo DPSEEA en salud ambiental: Enfoques teóricos y operativos. Revista de Salud Pública, 16(4), 537-548. https://doi.org/10.1590/s0124-00642014000400002

- Rodríguez, J., & Rueda, A. (2005). Vigilancia en salud ambiental: Perspectivas para Latinoamérica. Salud Pública de México, 47(3), 162-171. https://doi.org/10.1590/s00363634200500030002

- Martínez, F. (2004). Salud ambiental y desarrollo sostenible. Boletín de la OPS, 38(1-2), 91-102. https://journal.paho.org/es/numeros-anteriores

- Consejo Nacional de Política Económica y Social. (2018). CONPES 3943: Política para el

Mejoramiento de la Calidad del Aire.
https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Conpes/Econ%C3%B3micos/3943.pdf

- Organización Mundial de la Salud. (2005). Guidelines for Air Quality. WHO. https://www.who.int/airpollution/guidelines/en/
- United Nations Environment Programme. (2012). The Future We Want: Rio+20 Conference.
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2010). La contaminación del aire urbano y su impacto en la salud en América Latina.
- Ministerio de Salud y Protección Social. (2006). Decreto 3518: Sistema Nacional de Vigilancia en Salud Pública (SIVIGILA).



Figura 1. Plataforma del Sistema de Vigilancia de Salud y Ambiente, con énfasis en calidad del aire, área metropolitana del Valle de Aburra 2008-2020

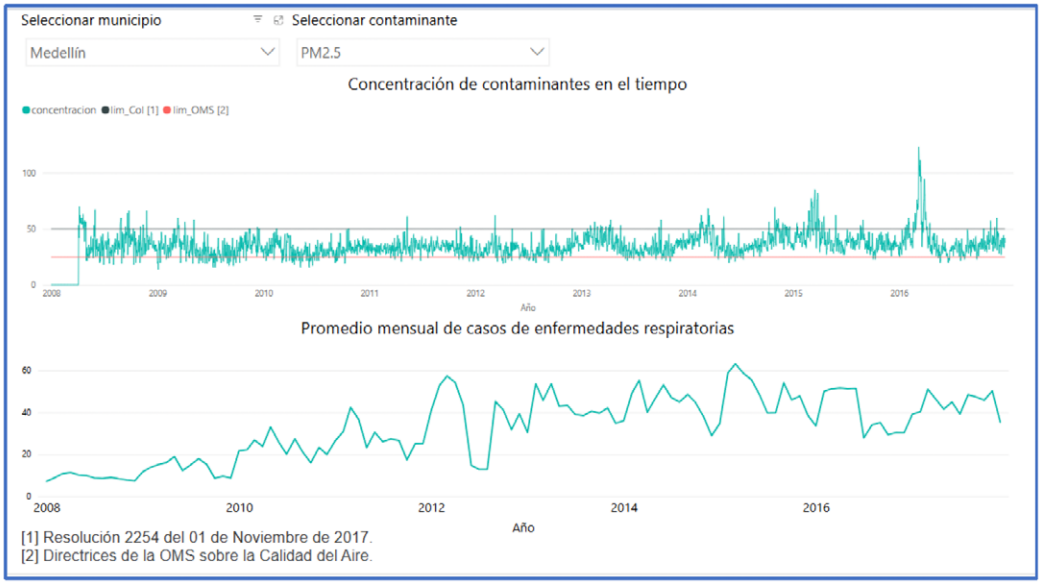


Figura 2. Comportamiento del PM2.5 y las Enfermedades Respiratorias. Medellín, 20082017

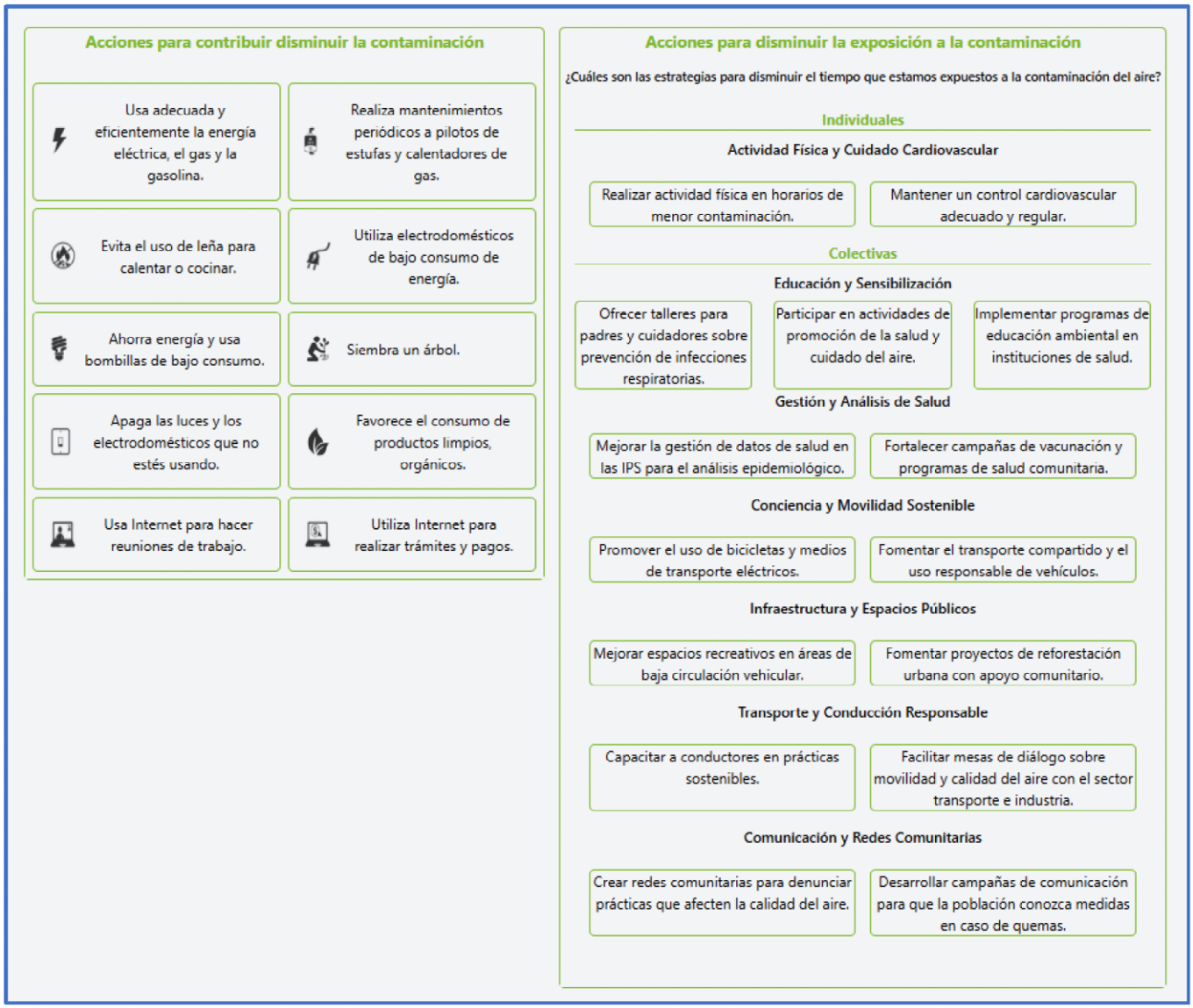


Figura 3. Acciones para disminuir la contaminación, orientadas por el SIVISA, área metropolitana del Valle de Aburra.

PROPUESTA DE ACTUALIZACIÓN DE LA NORMA DE EMISIONES EN EL SECTOR CARBÓN DE COLOMBIA

María Elena Huertas[1], Karen Blanco[2], Julián Torres[3], Mariana Villegas[4]

[1]POLEN Transiciones Justas, maria.huertas@polentj.org
[2]POLEN Transiciones Justas, ambiente@polentj.org
[3]Independiente, julianestebant@hotmail.com
[4]POLEN Transiciones Justas, maria.villegas@polentj.org

Palabras clave: termoeléctricas; coque; fuentes fijas; normativa; emisiones.

Colombia cuenta con dos actividades industriales principales asociadas al uso del carbón, la generación de energía eléctrica y la fabricación de coque. El país cuenta con 14 unidades de generación de energía eléctrica a través de carbón (POLEN Transiciones Justas, 2023) y en algunas de ellas se han evidenciado impactos negativos debido a las emisiones de dióxido de azufre (SO^2) y material particulado (entreojos.co, 2023). Por otro lado, Colombia es el tercer país con mayores exportaciones de coque en el mundo (Portafolio, 2023), sin embargo, su fabricación tiene impactos considerables en las emisiones atmosféricas y la salud de las poblaciones aledañas (Benítez D., 2013).

La Resolución 909 de 2008, es la norma colombiana que establece los límites permisibles de emisión en fuentes fijas, contando con más de 15 años de haber sido expedida. Actualmente, en cabeza del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), esta norma se encuentra en proceso de actualización y desde POLEN Transiciones Justas hemos decidió contribuir a este proceso, desarrollando una propuesta de actualización para las fuentes fijas vinculadas a los procesos industriales de uso del carbón en el país; como lo son las centrales térmicas a carbón y la fabricación de coque.

Para el desarrollo de la propuesta de actualización, metodológicamente se llevaron a cabo dos análisis. El primero análisis correspondió al estudio comparativo de la normativa de fuentes fijas en jurisdicciones diferentes a la Colombia, que tuvo como propósito identificar los estándares establecidos en otras jurisdicciones, considerando los límites de emisión y los contaminantes normados, contrastando la información recabada con la Resolución 909 de 2008. El segundo análisis correspondió a un estudio de las concentraciones de emisiones, partiendo de la información proveída el MADS y el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). Ambos análisis fueron aplicados a las industrias de uso de carbón: generación de energía eléctrica y fabricación de coque.

Como resultados generales se identificó, para termoeléctricas a carbón, que para el SO_2 las 14 jurisdicciones estudiadas presentaron, en su mayoría, límites de emisión más restrictivos que lo presentado en la actual norma Colombia de fuentes fijas y adicionalmente, establecen límites para monóxido de carbono (CO) y mercurio (Hg). Además, en general, más del 68% de los límites establecidos para todos los contaminantes, son superiores a la actual norma colombiana.

Para el caso de la industria de la fabricación de coque se identificó que Colombia cuenta con límites menos restrictivos para material particulado (MP), con respecto a las 4 jurisdicciones analizadas. En términos del análisis de las concentraciones de emisión se identificó que, para las termoeléctricas a carbón, en la mayoría de las unidades analizadas actualmente no se exceden los límites de emisión establecidos en la Resolución 909 de 2008, para todos los contaminantes analizados. Similares resultados fueron encontrados para la industria de fabricación de coque, específicamente para SO_2 e hidrocarburos totales (HCT). Los anteriores resultados permiten concluir la necesidad y posibilidad de establecer límites más restrictivos para ambas industrias.

Una vez realizado el análisis, descrito previamente, se procedió a establecer una propuesta de límites de emisión para ambas actividades, vinculando estándares más restrictivos e incluyendo nuevos contaminantes. Finalmente, se desarrolló un taller de presentación de la propuesta donde fueron vinculados los diferentes actores de interés (sector privado, instituciones públicas y organizaciones de sociedad civil) (POLEN Transiciones Justas, 2024) que permitieron nutrir la propuesta de actualización del presente estudio.

INTRODUCCIÓN

En Colombia el carbón de uso interno es principalmente utilizado en la industria de fabricación de coque y termoeléctricas a carbón. Estas últimas fuentes de emisión son las mayores responsables de las emisiones de gases efecto invernadero del sector eléctrico y a su vez han registran impactos en la calidad del aire y el bienestar de las poblaciones aledañas a su localización (POLEN Transiciones Justas, 2023). Por tanto, contar con una adecuada normativa de emisiones es crucial para reducir sus impactos.

La norma de emisiones de fuentes fijas en Colombia (Resolución 909 de 2008) se encuentra en proceso de actualización bajo el liderazgo del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). Con el propósito de aportar con elementos técnicos a la actualización de la norma de emisiones de fuentes fijas, este documento presenta una propuesta basada en un análisis jurídico comparado y de las emisiones provenientes de termoeléctricas a carbón y fabricación de coque.

MÉTODOS

La elaboración de la propuesta para la actualización de la Resolución 909 contó con dos análisis, el primero orientado a la revisión y análisis de las normas emitidas en 14 jurisdicciones distintas a Colombia, incluyendo la Unión Europea y los lineamientos del Banco Mundial , para el caso de termoeléctricas a carbón. El mismo ejercicio se replicó para la industria de fabricación de coque, comparando con cuatro países y los límites sugeridos por el Banco Mundial[1]. El segundo análisis incluye la revisión de las concentraciones de emisiones generadas por 10 de las 14 unidades termoeléctricas a carbón en Colombia, al igual y 13 empresas de la industria de la fabricación de coque, con datos del 2022. La información de emisiones fue proporcionada por el MADS y el IDEAM (MADS e IDEAM, 2024).

En cuanto al análisis normativo, las jurisdicciones analizadas fueron seleccionadas por su relevancia, similitud con las características socio-económicas de Colombia (algunas corresponden a países del sur global) y ambición en relación con los límites permisibles de emisiones de fuentes fijas. El ejercicio de derecho comparado sobre las emisiones atmosféricas tiene como objetivo identificar y señalar los parámetros específicos establecidos y vigentes en cada jurisdicción de referencia.

En cuanto al análisis de emisiones, se realizó la comparación de las emisiones generadas actualmente por las fuentes fijas contra las límites establecidos en la norma vigente Colombia, con el propósito de verificar cumplimiento. En el caso específico de las termoeléctricas a carbón, se estimaron las emisiones a través de factores de emisión y a través de las emisiones reportadas por la autoridad ambiental.

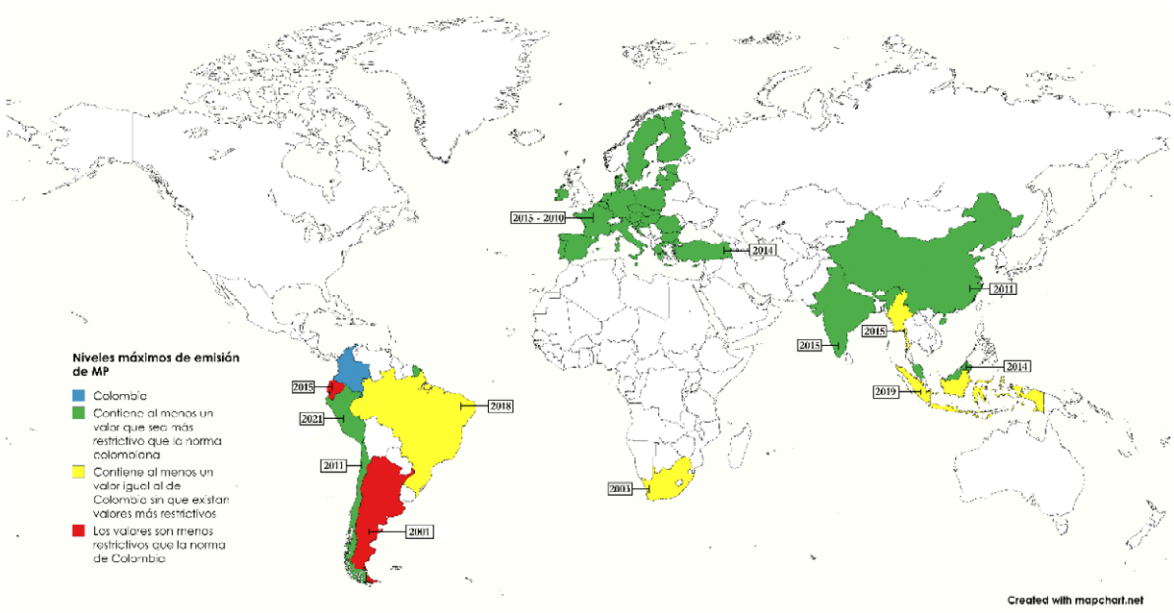
[1] El estudio incluyó la revisión de la normativa de Estados Unidos, sin embargo, no se pudo hacer una comparación directa con la norma colombiana debido a la diferencia entre las unidades de los estándares de emisiones planteados en ambas normas.

RESULTADOS

Resultados de derecho comparado

La Figura 1 presenta los resultados de análisis del recuento de las normas emitidas en 14 jurisdicciones para las termoeléctricas a carbón y la Tabla 1 muestra los resultados para el caso de la fabricación de coque.

a.)



b.)

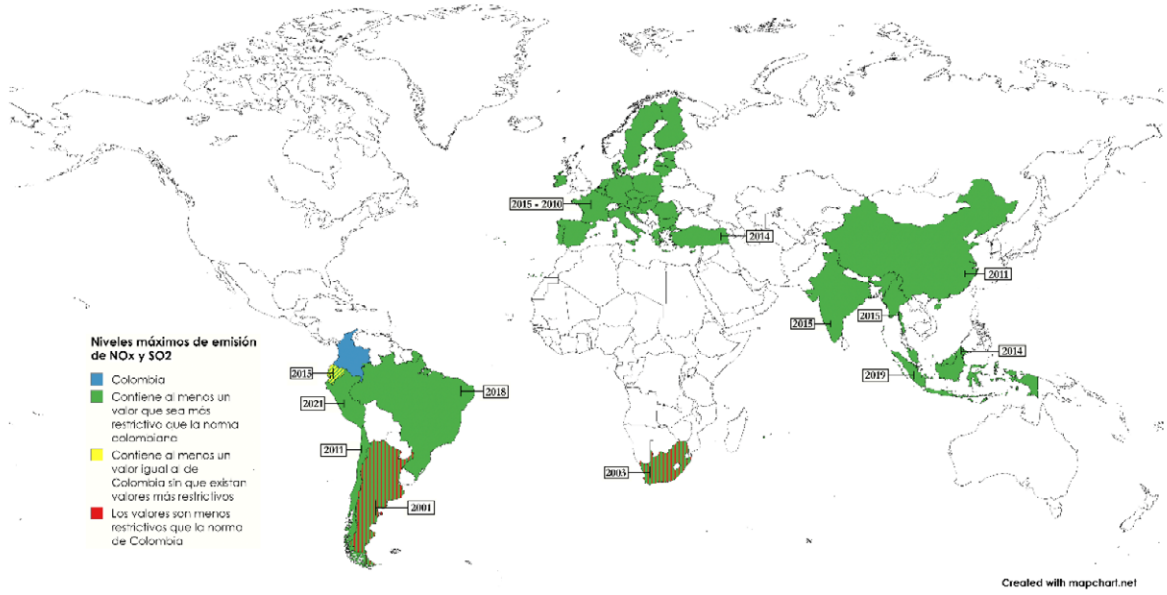


Figura 1. Comparativa entre normas de jurisdicciones distintas a la colombiana y la Resolución 909 de 2008 en relación con las emisiones de a.) material particulado (MP), b.) óxidos de nitrógeno (NOX) y dióxido de azufre (SO2), provenientes de la operación de termoeléctricas a carbón. Nota: Los países que presentan rayas verticales de un color diferente al verde indican las diferencias respecto a la norma colombiana de NOX. En cuanto al SO2, todos los países evaluados tienen límites de emisión más restrictivos que Colombia, bajo la Resolución 909 de 2008. Los números que se muestran para cada país corresponden al año de aprobación que define el límite de emisiones en esa jurisdicción.

Tabla 1. Comparativa entre normas de jurisdicciones distintas a la colombiana, por un lado, y la Resolución 909 de 2008, por el otro, en relación con la industria de fabricación de coque.

País	Colombia[2]		Brasil[3]		India[4]	Sudáfrica[5]		Malasia[6]	Banco Mundial[7]
Observaciones y unidades	Baterías de hornos de coque - existentes (mg/m^3)	Baterías de hornos de coque - nuevas (mg/m^3)	1. Sistema de control de emisiones de partículas	2. Cámara de combustión de un horno de coque	Plantas * (mg/nm^3)	Plantas existentes (mg/m^3)	Plantas nuevas (mg/m^3)	(mg/m^3)	(mg/m^3)
MP	250 (i) / 150 (ii)	150 (i) / 50 (ii)	40	50	50	100	50	10 ~	20 - 50 (iv)
SO_2	550	500	NC	800	800	NC	NC	800 +	500
NOx	NC	NC	NC	700	500	2000	700	500 +	750
Hidrocarburos totales (HCT)	50	50	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Dioxinas y Furanos	0,5 ($ng\text{-}EQT/m^3$) (iii)	0,5 ($ng\text{-}EQT/m^3$) (iii)	NC	NC	NC	NC	NC	NC	0,1 ($ng\text{-}EQT/m^3$)
Sulfuro de Hidrogeno (H_2S)	NC	NC	NC	NC	NC	10	7	NC	5

Notas: NC – No lo considera. EQT: Equivalente Tóxico Internacional. (i) Flujo de contaminante (kg/h) menor o igual a 0,5. (ii) Flujo de contaminante (kg/h) mayor a 0,5. (iii) Aplica para procesos en los que no se cuenta con sistema de lavado de gases (sean nuevas o existentes). (iv) El valor inferior aplica cuando exista presencia de metales tóxicos. *Aplica para plantas en campos verdes, plantas reconstruidas y plantas existentes. ~ Mediciones continuas. + Mediciones periódicas. Colores: Verde: Es un valor más restrictivo que el menor de la norma colombiana; Amarillo: Es un valor igual al más restrictivo de la norma colombiana; Rojo: Es u valor menos restrictivo que el de la norma colombiana.

[2]Resolución 909 de 2008. https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/08/resolucion-909-de-2008.pdf

[3]Directriz técnica N° 01-2018 de la Fundación Estatal para la Protección del Medio Ambiente Henrique Luís Roessler (FEPAM por sus siglas en portugués). http://ww3.fepam.rs.gov.br/CENTRAL/DIRETRIZES/Diretriz_Tec_N_001_2018_DIRTEC_Lim_de_Emis_de_Poluentes_Atmosf.PDF

[4]The Environment (Protection) Rules, 1986. https://upload.indiacode.nic.in/showfile?actid=AC_MP_74_308_00003_00003_1543231806694&type=rule&filename=ep_rules_1986.pdf

[5]National Environmental Management: Air Quality Act (39/2004). https://faolex.fao.org/docs/pdf/saf128820.pdf

[6]Environmental Quality (Clean Air) Regulations 2014. https://faolex.fao.org/docs/pdf/mal176891.pdf

[7]Guía sobre medio ambiente, salud y seguridad para las acerías integradas. https://www.ifc.org/content/dam/ifc/doc/2000/2007-integrated-steel-mills-ehs-guidelines-es.pdf

RESULTADOS DE EMISIONES

La Figura 2 presenta la comparación entre las emisiones estimadas y medidas respecto a la Resolución 909/2008, para las termoeléctricas a carbón y la Figura 3 muestra el valor máximo de concentración de emisiones para las 13 empresas de coque analizadas y la distribución total de la concentración.

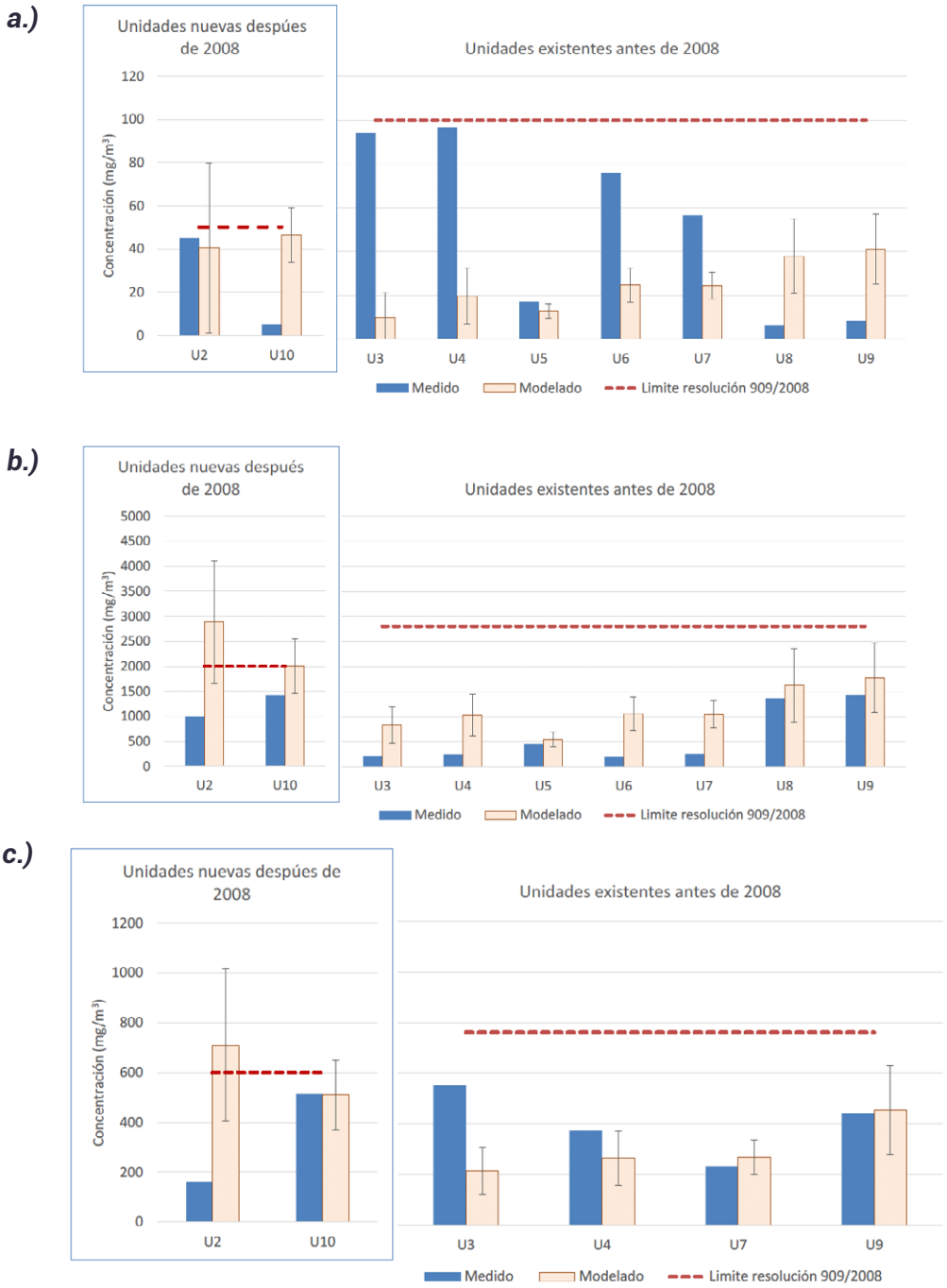


Figura 2. Comparación de concentraciones de emisiones modeladas y mediciones reportadas para las unidades a termoeléctricas a carbón en 2022 a) PST, b) SO2 y c) NOX. El intervalo, representado por las barras negras, indica la desviación estándar de los datos modelados.

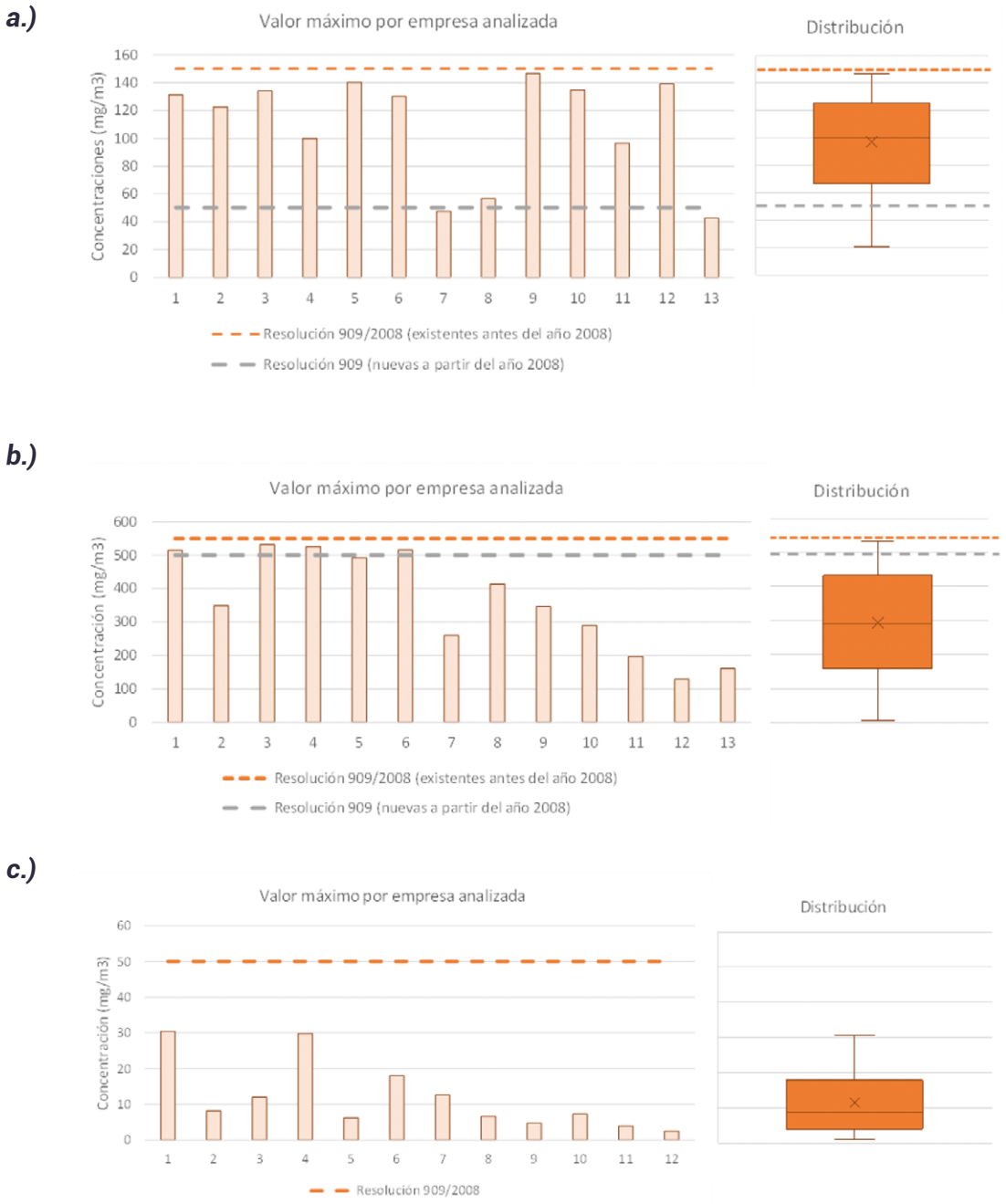


Figura 3. Concentración de emisiones máximas reportadas por planta (izquierda) y distribución de emisiones de todas las mediciones reportadas (derecha) para los contaminantes. a.) PST, b.) SO2 y c.) HTC.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados previamente presentados llevan a la siguiente propuesta de actualización de la Resolución 909 de 2008.

Nuevos estándares de emisión para termoeléctricas a carbón. Se priorizan los estándares más bajos encontrados en países con condiciones similares a Colombia en términos de extracción de carbón. La propuesta incluye la incorporación de nuevos contaminantes (Tabla 2).

Tabla 2. Propuesta de actualización de Resolución 909 de 2008 para termoeléctricas a carbón.

Contaminante	Norma actual Res. 909/2008 (mg/m³)		Propuesta (mg/m³) *	
	Existentes antes de 2008	Nuevas después 2008	Existentes	Nuevas
PST	100	50	50	10
SO_2	2800	2000	2000 - 500	200
NO_X	760	600	600	200
CO	NE**	NE	200	
Mercurio	NE	NE	0.03	
Dioxinas y furanos	NE	NE	0.1***	
HCl	NE	NE	100	
HF	NE	NE	15	

Notas: *Rango propuesto del cual puede establecerse al valor puntual del estándar. **No Establece valores. *** ng EQT/m³.

Nuevos estándares de emisión para la industria de fabricación de coque. Se priorizan los estándares más bajos encontrados en países con condiciones similares a Colombia en términos de extracción de carbón (Tabla 3).

Tabla 3. Propuesta de actualización de Resolución 909 de 2008 para la industria de fabricación de coque.

Contaminante	Flujo contaminante (kg/h)	Norma actual para actividades industriales Art. 4 Res. 909/2008		Propuesta* (mg/m³)	
		Existentes antes de 2008	Nuevas después de 2008	Existentes	Nuevas
PST	≤0.5	250	150	150	10
	>0.5	150	50	50	
SO2	Todos	550	500	500	200
NOx	Todos	NE	NE**	500	<500
Dioxinas y furanos***	Todos	0.5		0.1	

Notas: *Rango propuesto del cual puede establecerse al valor puntual del estándar. **No Establece valores. *** ng EQT/m³.

REFERENCIAS

- Benítez D. (2013). En riesgo la población de Samacá Colombia debido a la contaminación atmosférica provenientes de la coquización. IV Congreso Colombiano y Conferencia Internacional de Calidad del Aire Salud Pública.

- entreojos.co. (2023). Termoeléctricas cuestionadas por contaminación del aire en Paipa. https://entreojos.co/termoelectricas-cuestionadas-por-contaminacion-del-aire-en-paipa/

- POLEN Transiciones Justas. (2023). Colombia tiene las condiciones para una transición del sector eléctrico planeada y progresiva más allá del carbón. bit.ly/3BMXU2l

- POLEN Transiciones Justas. (2024). Sector carbón y la actualización de la norma de emisiones para fuentes fijas: Un paso hacia la justicia ambiental. https://polentj.org/sector-carbon-y-la-actualizacion-de-lanorma-de-emisiones-para-fuentes-fijas-un-paso-hacia-la-justicia-ambiental

- Portafolio. (2023). Panorama del coque en Colombia: ¿podría perder su puesto en exportaciones en 2024?. https://www.portafolio.co/energia/panorama-del-coque-en-colombia-podria-perder-su-puesto-enexportaciones-en-2024-615480

- MADS e IDEAM. (2024). Radicado 2024E1036677.

CARACTERIZACIÓN DEL ESCENARIO DE RIESGO POR CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA PARA SU INCLUSIÓN EN LOS PLANES MUNICIPALES DE GESTIÓN DEL RIESGO DE DESASTRES (PMGRD) EN EL VALLE DE ABURRÁ, COLOMBIA

Ana Zuleima Orrego Guarín[1], Eliana Molina Vásquez[2]

[1]Área Metropolitana del Valle de Aburrá, ana.orrego@metropol.gov.co
[2]Área Metropolitana del Valle de Aburrá – Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá - SIATA, eliana.molina@metropol.gov.co

Palabras clave: escenario de riesgo; episodio de contaminación; planes municipales; material particulado PM10; material particulado PM2.5.

INTRODUCCIÓN

La Resolución 2254 de 2017 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible establece la declaratoria por parte de la autoridad ambiental, de un estado de calidad del aire excepcional, denominado episodio. Los episodios de contaminación atmosférica, se identifican como un escenario de riesgo para la salud de la población por la exposición a altos índices de contaminación, de acuerdo con la evidencia científica internacional y los estudios epidemiológicos realizados en el Valle de Aburrá. Este escenario demanda acciones concretas de carácter interinstitucional e intersectorial para disminuir la exposición de la población y mitigar las emisiones generadas por las principales fuentes de contaminación. El Área Metropolitana del Valle de Aburrá como autoridad ambiental urbana, realiza asesoría y acompañamiento para la inclusión del escenario de riesgo por contaminación atmosférica en los Planes Municipales de Gestión del Riesgo de Desastres (PMGRD), logrando a la fecha consolidar este proceso en dos municipios.

MÉTODOS

A partir de los registros de la Red de monitoreo de calidad del aire, los resultados del inventario de emisiones atmosféricas y los planes de gestión del recurso aire en el Valle de Aburrá, se realizó la caracterización general del escenario de riesgo por contaminación atmosférica, que comprende la descripción de la condición de amenaza, exposición y vulnerabilidad, los daños y/o pérdidas que pueden presentarse y la descripción de medidas e intervención antecedentes.
Los factores que favorecen la condición de amenaza de los episodios de contaminación en el Valle de Aburrá son las emisiones provenientes de fuentes internas (móviles y fijas), las condiciones meteorológicas que pueden conllevar a eventos de estabilidad atmosférica, condición que puede ser prolongada y exacerbada por factores climáticas como el Fenómeno de El Niño, las

características topográficas que determinan un valle angosto y semi-cerrado y el ingreso de masas de aire contaminadas provenientes de fuentes externas.

La población en general puede verse afectada por la exposición a altos niveles de contaminación que sobrepasan los límites establecidos por la norma nacional de calidad del aire y pueden representar un riesgo para la salud. Existen grupos que son más vulnerables a la contaminación atmosférica (personas con enfermedades respiratorias o cardíacas, adultos mayores, mujeres en embarazo, niños y adolescentes), que deben reducir la exposición cuando la calidad del aire es "Dañina a la salud de grupo sensibles", según la norma nacional.

Los daños se pueden presentar en las personas debido al vínculo entre la exposición al material particulado $PM_{2.5}$ y un aumento de la mortalidad prematura y el agravamiento de enfermedades respiratorias y cardiovasculares preexistentes, según la evidencia científica internacional. Los costos de la mortalidad atribuible a $PM_{2.5}$ y ozono en el Valle de Aburrá periodo 2008-2019, indican 1,8 billones por pérdida de productividad y representan el 0,2% del PIB nacional y el 1,2% del PIB de Antioquia.

El Plan de Descontaminación del Aire adoptado en el 2011 y el Plan Integral de Gestión de la Calidad del Aire 2017-2030, constituyen los principales instrumentos para implementar en el corto, mediano y largo plazo, las medidas de reducción de emisiones de las principales fuentes de contaminación con el fin de proteger la salud de la población.

RESULTADOS

El primer caso documentado fue la "Intrusión de partículas del Sahara en la atmósfera del Valle de Aburrá el 27 de junio de 2014, lo que incrementó las concentraciones de material particulado PM10 a nivel de superficie", como se aprecia en la Figura 1.

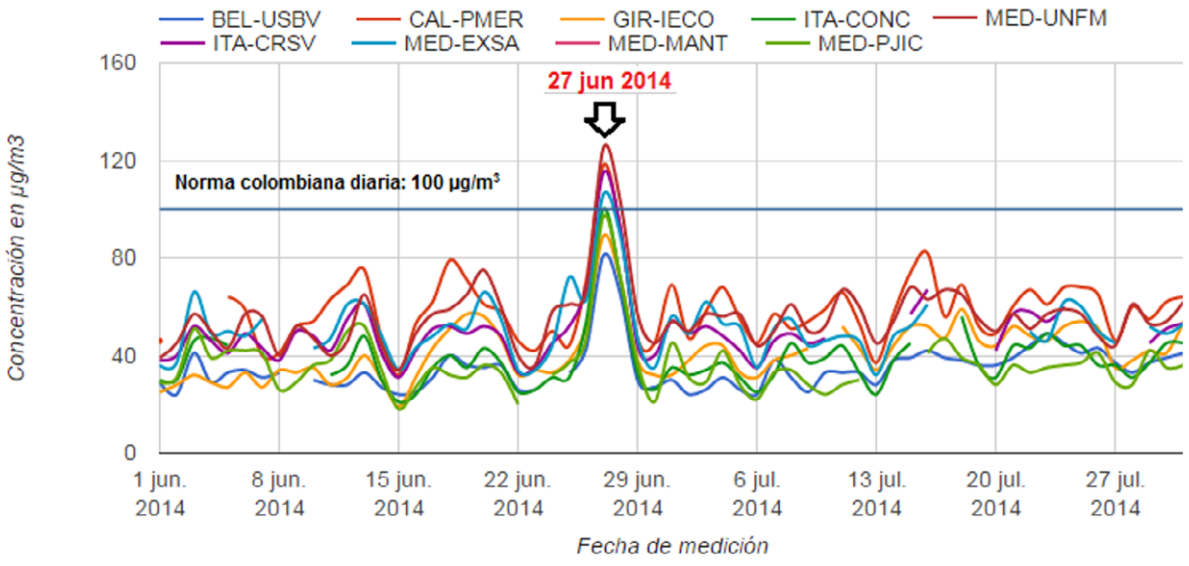


Figura 1. Concentraciones diarias de PM_{10} registradas en las estaciones automáticas de la Red de monitoreo de calidad del aire del Valle de Aburrá. Fuente: Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Universidad Pontificia Bolivariana, Convenio 335 de 2016.

El desempeño institucional en la respuesta al fenómeno de intrusión de partículas del Sahara, estuvo asociado a brindar información a la población y abordar el estudio de caracterización del material particulado recolectado en los filtros de las estaciones de la Red de monitoreo, con el fin de evidenciar el contenido de los minerales típicos de una partícula del Sahara.

El segundo caso fue el "Incremento de las concentraciones de material particulado $PM_{2.5}$ en el Valle de Aburrá entre los meses de marzo y abril de 2016", asociado a la acumulación de contaminantes en la atmósfera debido a condiciones meteorológicas adversas que fueron prolongadas por la influencia del Fenómeno El Niño. Según el Inventario de emisiones atmosféricas año base 2016, las fuentes móviles emitieron el 82% del $PM_{2.5}$ y las fuentes fijas contribuyeron con el 18% de este contaminante. En la Figura 2 se aprecia el registro del evento.

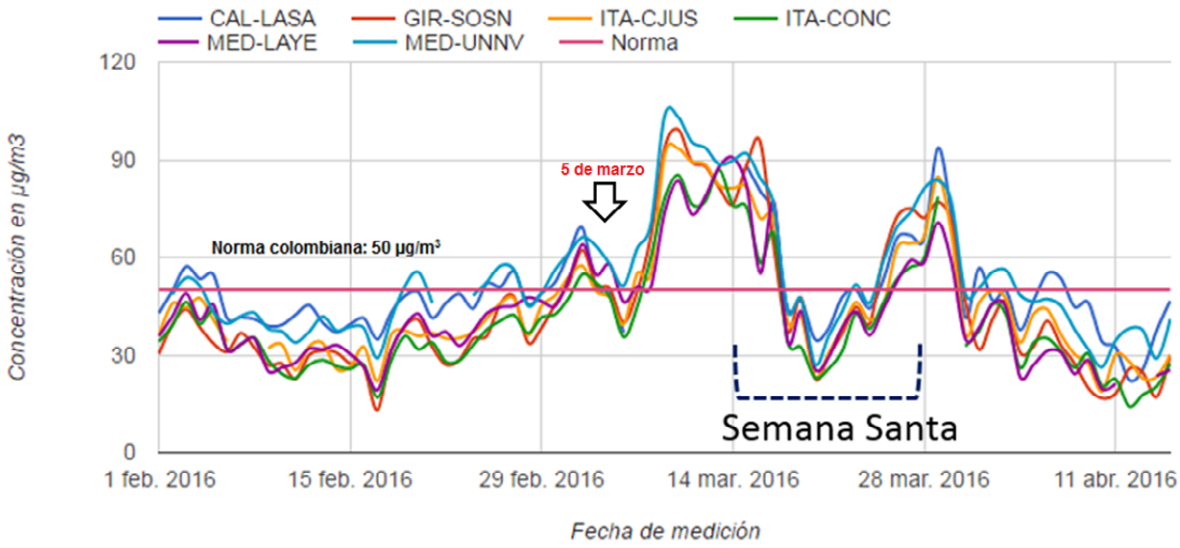


Figura 2. Concentraciones diarias de PM2.5 registradas en las estaciones automáticas de la Red de monitoreo de calidad del aire del Valle de Aburrá. Fuente: Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Universidad Pontificia Bolivariana, Convenio 335 de 2016.

El Área Metropolitana del Valle de Aburrá realizó reuniones con actores estratégicos de la región y adoptó medidas dirigidas a reducir la exposición de la población y mitigar las emisiones provenientes de las principales fuentes de contaminación.

La caracterización del escenario de riesgo por contaminación atmosférica permitió avanzar a la autoridad ambiental urbana en el proceso de inclusión y priorización de este escenario en los PMGRD, logrando a la fecha consolidar este proceso en los municipios de Envigado y Sabaneta.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La Política para el mejoramiento de la calidad del aire en Colombia, CONPES 3943 de 2018, identifica la necesidad que los territorios implementen planes locales que involucren medidas de gestión del riesgo ante episodios críticos de contaminación del aire. Un episodio debe entenderse como un estado de calidad del aire excepcional que puede generar afectación a la salud de la población y al ambiente mismo, por lo tanto es necesario generar los mecanismos de articulación que faciliten la ejecución de respuestas oportunas y efectivas para la gestión del riesgo, por parte de las autoridades territoriales.

El primer paso en esta articulación consiste en incorporar el escenario de riesgo por contaminación atmosférica en los Planes Municipales de Gestión del Riesgo de Desastres, principal instrumento para optimizar el desempeño frente al conocimiento y reducción del riesgo y la atención de emergencias en los municipios.

REFERENCIAS

- Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Universidad Pontificia Bolivariana. (2010). Lineamientos técnicos para el Plan de Descontaminación del Aire en la Región Metropolitana del Valle de Aburrá. Convenio de Asociación N° 543 de 2008. https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Documents/Plan-descontaminacion/_Lineamientos%20T%C3%A9cnicos.pdf

- Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Universidad Pontificia Bolivariana. (2014). Protocolo del Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica en el Valle de Aburrá. Actualización 2015. Convenio de Asociación N° 315 de 2014. https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Biblioteca-aire/Estudios-calidad-del-aire/Protocolo-plan-operacional-dic-2015.pdf

- Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Instituto de Aire Limpio. (2017). Plan Integral de Gestión de la Calidad del Aire – PIGECA. Convenio de Asociación N° 529 de 2011 Acta 5. https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Documents/PIGECA/PIGECA-Aprobado-Dic-2017.pdf

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2017). Resolución 2254 de 2017 por la cual se adopta la norma de calidad del aire ambiente y se dictan otras disposiciones.

- Organización Mundial de la Salud (OMS). (2021). Directrices mundiales de la OMS sobre la calidad del aire. WHO global air quality guidelines. World Health Organization. https://www.who.int/es/news-room/questions-and-answers/item/who-global-air-quality-guidelines

ABORDANDO LA MOVILIDAD URBANA SOSTENIBLE Y SALUD DESDE LA FORMACIÓN MÉDICA

Laura A. Rodriguez-Villamizar[1], Carolina Rivero Rubio[1], Wilman D. Salguedo Oliveros[1], Víctor Herrera[1], José L. Rodríguez Hernández[1]*

[1]Departamento de Salud Pública, Escuela de Medicina, Universidad Industrial de Santander
*autor de correspondencia: laurovi@uis.edu.co

Palabras clave: Movilidad, Sostenibilidad, Salud, Educación, Ciudadanía.

INTRODUCCIÓN

El Área Metropolitana de Bucaramanga (AMB) tiene una situación crítica de movilidad que incluye la crisis del sistema de transporte masivo Metrolínea. Teniendo en cuenta esta situación y su relación con las condiciones de salud y seguridad de los ciudadanos, así como la perspectiva de movilidad sostenible en el marco de los Objetivos de Desarrollo Sostenibles (ODS) se definió como tema de práctica "Movilidad urbana sostenible y salud" dirigida a estudiantes de Medicina de la Universidad Industrial de Santander. El objetivo fue caracterizar las condiciones que influyen las preferencias y las situaciones de movilidad de las personas en el AMB, sus percepciones de seguridad y las experiencias de movilidad sostenible que orienten el desarrollo de propuestas de intervención educativa.

MÉTODOS

La práctica se inscribió dentro de la asignatura "Fundamentos de Medicina" y se organizó en cinco grupos de trabajo que tuvieron como objetivo caracterizar las percepciones de diferentes grupos de actores-ciudadanos. Los grupos abordaron conductores de servicio público, conductores de servicio privado, usuarios de servicio público, usuarios de servicio privado y personas residentes en zonas de alto flujo vehicular. La experiencia práctica incluyó tres fases: una fase introductoria al tema, una fase de trabajo de campo y una fase de análisis de información y reflexión crítica.
En la fase introductoria se abordaron aspectos conceptuales de movilidad sostenible, su relación con los ODS, con los planes de desarrollo nacionales y locales, se revisaron las experiencias de movilidad de otras ciudades y se hizo la construcción colectiva de un instrumento de entrevista para caracterizar cada grupo de actores. En la fase del trabajo de campo se seleccionaron diferentes puntos de la ciudad donde se abordaron personas pertenecientes al grupo de actores de interés. En esta fase también se realizaron entrevistas con autoridades locales para conocer su perspectiva sobre movilidad en el AMB.

En la tercera fase se realizó el análisis de los datos recolectados en las encuestas, se hizo su reflexión crítica y con base en los hallazgos se formularon propuestas de intervenciones educativas dirigidas a cada grupo de actores clave.

RESULTADOS

En la práctica participaron 112 estudiantes de segundo semestre del programa de Medicina UIS. En los cinco grupos de trabajo se entrevistaron 103 conductores públicos, 133 conductores privados, 84 usuarios públicos, 144 usuarios privados y 92 residentes en zonas de alto flujo vehicular. Se documentaron características sociodemográficas de los participantes, condiciones de trabajo y seguridad, impacto personal de los cambios en el sistema Metrolínea y conocimiento sobre movilidad sostenible. Existen percepciones divididas sobre el efecto que han tenido las acciones de las autoridades locales sobre el mejoramiento de las condiciones de movilidad en el AMB. Los conductores y usuarios de servicio público y privado identifican como posibles soluciones de movilidad principalmente el aumento de restricciones vehiculares o de infraestructura vial pero menos del 10% identifican la necesidad de educación vial y ninguno identificó como solución el cambio de patrones de movilidad desde los ciudadanos. Entre los residentes en zonas de alto tráfico el 80% percibe alguna molestia de salud física y el 70% alguna afectación a su salud mental relacionada con la exposición al tráfico . En promedio el 77% de los entrevistados de los diferentes grupos de actores no tienen conocimiento del concepto de movilidad sostenible. Las autoridades locales enfatizaron el efecto de la pandemia por COVID-19 sobre la preferencia de uso de medios de transporte individuales y la necesidad de rediseñar el sistema integrado de transporte en el AMB para suplir las demandas de los ciudadanos. Se diseñó una estrategia educativa para cada grupo de actor ciudadano.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados de esta experiencia documentan la necesidad de formación ciudadana en movilidad sostenible y cómo este aspecto de la vida diaria se relaciona con la salud y el bienestar. La caracterización de los grupos de conductores, usuarios y residentes de zonas de alto tráfico y las propuestas de intervenciones educativas dirigidas a cada grupo pueden ser de utilidad para realizar un trabajo colaborativo entre academia y autoridades locales con el propósito de poner en el centro la formación ciudadana como pilar para la transformación sostenible de las ciudades. De otro lado, la experiencia desde el punto de vista académico permitió acercar a los futuros profesionales en Medicina con las realidades de su ciudad y los retos de sostenibilidad presentes y futuros, permitiendo la reflexión crítica y la formación ciudadana en temas de ciudad sostenible.

REFERENCIAS

- ÁrStankov I, Garcia LMT, Mascolli MA, Montes F, Meisel JD, Gouveia N, Sarmiento OL, Rodriguez DA, Hammond RA, Caiaffa WT, Diez Roux AV. A systematic review of empirical and simulation studies evaluating the health impact of transportation interventions. Environ Res. 2020 Jul;186:109519. doi: 10.1016/j.envres.2020.109519.

- Mohieldin M, Vandycke N. Movilidad sostenible para el siglo XXI. Grupo Banco Mundial. Disponible en: https://www.bancomundial.org/es/news/feature/2017/07/10/sustainable-mobility-for-the-21st-century

- República de Colombia, Ministerio de Transporte. Movilidad saludable. Disponible en: https://especiales.mintransporte.gov.co/SemanaMovilidadCO/movilidad-saludable.php

VALORANDO EL AIRE QUE RESPIRAMOS: DISPOSICIÓN A PAGAR POR LA REDUCCIÓN DE LAS EMISIONES DEL TRANSPORTE EN BOGOTÁ

Dayron Camilo Bermudez Mendoza[1], Sonia Cecilia Mangones Matos[2], Cesar Augusto Ruiz Rojas[3]

[1]Estudiante Maestría - Universidad Nacional de Colombia, dcbermudezm@unal.edu.co
[2]Profesor asociado - Universidad Nacional de Colombia, scmangonesm@unal.edu.co
[3]Profesor asociado - Universidad Nacional de Colombia, caruizro@unal.edu.co

Palabras clave: Emisiones contaminantes; Fuentes móviles; Transporte carretero, Willingness to pay.

INTRODUCCIÓN

La valoración económica del aire limpio es crucial para entender el impacto de las emisiones del transporte y para fundamentar la toma de decisiones políticas que promuevan la sostenibilidad urbana. En ciudades como Bogotá, donde la contaminación del aire está estrechamente vinculada al transporte, es necesario explorar la percepción de los habitantes sobre este problema ambiental y su disposición a contribuir a la mejora de la calidad del aire. Este estudio tiene como objetivo analizar la percepción de los bogotanos sobre las emisiones generadas por las fuentes móviles en las vías urbanas, en el marco de una valoración económica de las externalidades del transporte. Para ello, se utilizó la metodología de valoración contingente y una encuesta de preferencias declaradas para estimar la disposición a pagar (DAP) de los ciudadanos por la implementación de medidas que reduzcan las emisiones del sector transporte.

Se planteó un escenario hipotético que evaluó el apoyo ciudadano hacia iniciativas tecnológicas y políticas públicas destinadas a mitigar las emisiones del transporte, alineadas con los objetivos de sostenibilidad de la ciudad.

Los resultados obtenidos ofrecen una visión detallada de la conciencia ciudadana sobre los problemas ambientales derivados del transporte y la disposición de la población a contribuir económicamente para mitigar los impactos negativos sobre la calidad del aire y el bienestar público. Este análisis busca aportar insumos clave para la formulación de políticas públicas eficaces y sostenibles que promuevan una mejora ambiental en el sistema de transporte urbano de Bogotá.

MÉTODOS

Para la estimación de la disposición a pagar (DAP) de los habitantes de Bogotá, se utilizó un muestreo aleatorio simple. Este muestreo fue balanceado de acuerdo con atributos clave como localidad y estrato socioeconómico, con el fin de asegurar que la muestra representara de manera adecuada a la población adulta de Bogotá, que según el DANE (2018) se estima en 6.1 millones de habitantes. Se logró un total de 586 encuestas válidas, lo que superó la cantidad mínima de encuestas necesarias para garantizar una muestra representativa, calculada en 385 encuestas. Este enfoque muestral permitió controlar los sesgos comunes en estudios de esta índole, como los asociados a la sobre-representación o subrepresentación de ciertos grupos socioeconómicos. A continuación, se presenta un resumen del diseño muestral utilizado en este estudio.

Atributo	Valor
Población	6.098.747
Error Muestral	5%
Nivel de confianza	95%
Diseño muestral	385 encuestas
Encuestas validas realizadas	586 encuestas

Tabla 1. Resumen del diseño muestral.

DISEÑO DEL CUESTIONARIO

El cuestionario se diseñó con un total de 30 preguntas distribuidas en tres secciones principales, siguiendo las recomendaciones de la literatura especializada (Mendieta et al., 2022). Las secciones fueron las siguientes:

1. Percepción ambiental: Aborda la conciencia sobre los problemas ambientales asociados a las emisiones del transporte.
2. Escenario hipotético de valoración: Presenta un escenario donde los encuestados se enfrentan a la opción de apoyar políticas para reducir las emisiones.
3. Características sociodemográficas: Recoge datos de los encuestados para permitir el análisis de variables como nivel educativo, ingresos, y uso de transporte sostenible.
El cuestionario fue validado mediante un piloto, con el objetivo de identificar y mitigar sesgos potenciales. Este proceso permitió ajustar la formulación de las preguntas y mejorar la claridad de las opciones de respuesta. Las preguntas fueron estructuradas en su mayoría como cerradas, y se presentó una descripción comprensible sobre el problema ambiental asociado con las emisiones del transporte.

El escenario hipotético propuesto en la encuesta planteaba la implementación de una política de reducción de emisiones a través de la adopción de tecnologías limpias en el transporte público y de carga. La valoración se midió mediante una pregunta sobre la disposición a pagar, utilizando

un formato de respuesta con cartas o rangos, adaptado para su presentación en un formulario virtual autogestionado.

RECOLECCIÓN Y ANÁLISIS DE DATOS

La recolección de datos se llevó a cabo de manera híbrida, combinando la plataforma de encuestas LimeSurvey con un porcentaje de entrevistas presenciales, con el objetivo de minimizar el sesgo por acceso tecnológico (Lindhjem et al., 2011). La recolección se realizó entre mayo y junio de 2024, siguiendo los estándares establecidos para reducir los sesgos de selección y deseabilidad social (Fowler et al., 1990). Además, se implementaron controles para mitigar otros 20 tipos de sesgos potenciales asociados al desarrollo de encuestas.

Una vez recopilados los datos, se realizaron análisis estadísticos descriptivos e inferenciales. Se emplearon modelos econométricos para estimar la disposición promedio a pagar y para identificar las variables que influyen en esta disposición. Este enfoque metodológico permitió examinar las tendencias y percepciones de los ciudadanos, así como los factores clave que afectan el apoyo a las iniciativas de reducción de emisiones vehiculares.

RESULTADOS

El análisis de los datos obtenidos de las 586 encuestas válidas ha permitido identificar diversas relaciones entre múltiples variables y la disposición a pagar (DAP) de los habitantes de Bogotá. A continuación, se presentan algunos de los hallazgos más relevantes:

• La disposición a pagar promedio se calculó en 10,440 pesos mensuales por persona adulta, considerando las respuestas protesta. Este valor muestra un rango de disposición a pagar que oscila entre 0 y 100,000 pesos, lo que representa un 0.9% del ingreso promedio de los encuestados.

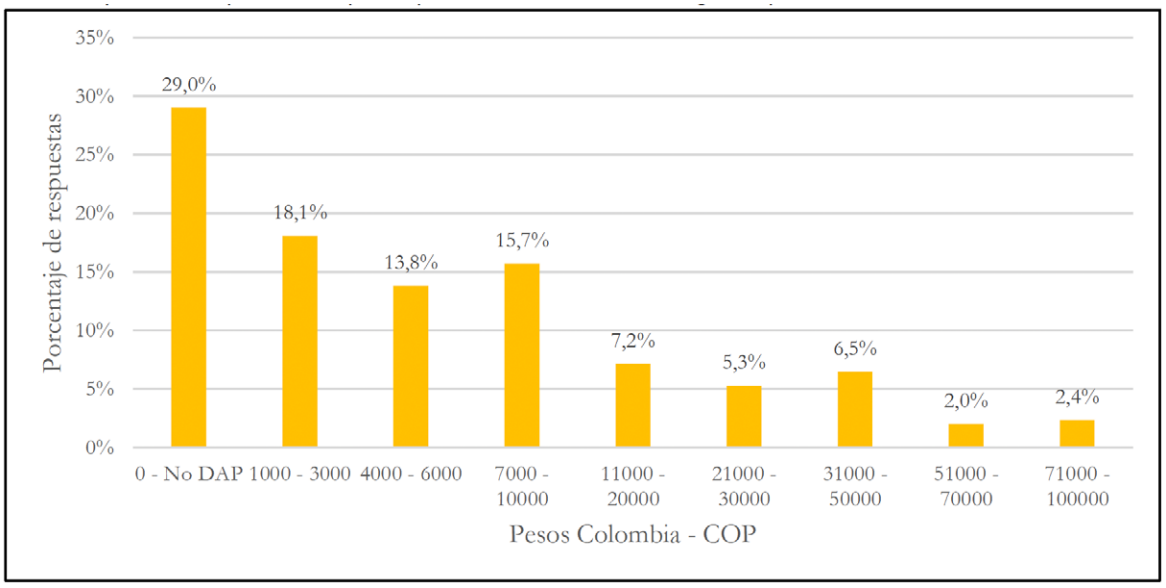


Figura 1. Distribución del valor seleccionado en la pregunta de disposición a pagar (DAP). Fuente: elaboración propia.

Se observó que variables como ingresos, nivel educativo y percepción sobre la calidad del aire mostraron correlaciones significativas con la DAP. En general, los encuestados con un nivel educativo superior y aquellos con una mayor conciencia ambiental o uso de transporte sostenible tendieron a expresar una mayor disposición a pagar. Este patrón resalta la importancia de la educación y la sensibilización ambiental en la aceptación de políticas relacionadas con la reducción de emisiones.

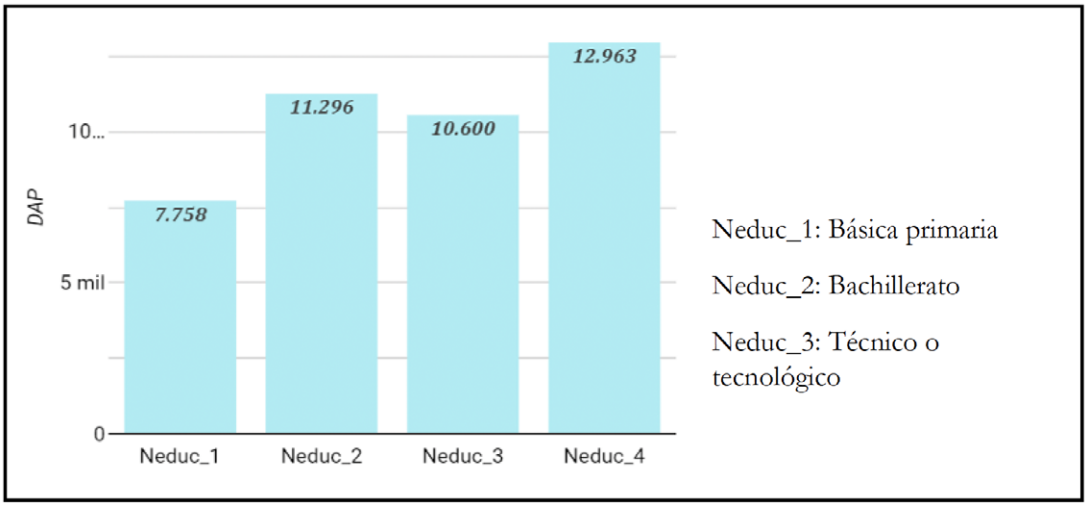


Figura 2. Distribución del valor seleccionado en la pregunta de disposición a pagar (DAP) por nivel de educación máximo alcanzado.
Fuente: elaboración propia

Un 24% de los encuestados rechazó contribuir económicamente, citando razones como la desconfianza en la gestión pública o la percepción de que la responsabilidad de reducir las emisiones debería recaer principalmente en el gobierno y las empresas en lugar de en los ciudadanos. Este hallazgo subraya la importancia de generar confianza en las políticas públicas para fomentar la participación ciudadana en iniciativas de sostenibilidad.

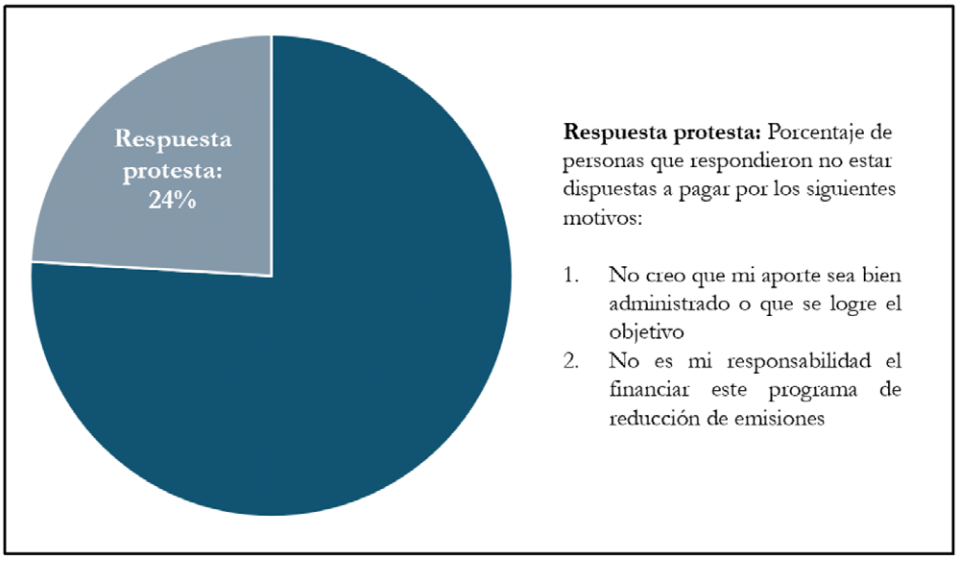


Figura 3. Porcentaje de respuestas protesta del total de la muestra encuestada.
Fuente: elaboración propia.

La DAP estimada, representada como un porcentaje del Producto Interno Bruto (PIB) de Bogotá, equivale aproximadamente al 1.2% del PIB, lo que sugiere un potencial significativo para financiar políticas de movilidad sostenible. Esto indica que, si se implementan estrategias eficaces para aumentar la confianza ciudadana, podrían generarse recursos suficientes para impulsar proyectos relacionados con la electrificación del transporte y otras medidas de reducción de emisiones.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los hallazgos del estudio permiten entrever la creciente necesidad de diseñar políticas públicas que establezcan estrategias de comunicación que aumenten la confianza ciudadana. La disposición a pagar, aunque no es un valor considerable de manera individual, al agregarse representa una cantidad significativa que permite soportar las iniciativas de inversión en electrificación de tecnología para el transporte.

La disposición a pagar identificada demuestra una voluntad de contribuir económicamente a la reducción de emisiones, siempre que los ciudadanos perciban beneficios tangibles y un manejo eficiente de los recursos. En la práctica, estos resultados pueden soportar las decisiones y las inversiones del gobierno distrital en el desarrollo y la implementación de proyectos de movilidad sostenible, como la electrificación del transporte público.

REFERENCIAS

- Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE). (2018). Censo Nacional de Población y Vivienda 2018: proyecciones de población

- Mendieta López, J. C., Castiblanco Rozo, C., & Carriazo Osorio, F. (2021). Valoración del capital natural y los servicios ecosistémicos: una introducción a la teoría de los métodos.

- Lindhjem, H., & Navrud, S. (2011). Using Internet in stated preference surveys: A review and comparison of survey modes. Norwegian Institute for Nature Research (NINA). https://doi.org/10.1561/101.00000045

- Fowler, F. J., & Mangione, T. W. (1990). Standardized survey interviewing. SAGE Publications, Inc. https://doi.org/10.4135/9781412985925

ESTADO DE LA POLÍTICA DE ELECTROMOVILIDAD Y RETOS PARA SU MASIFICACIÓN TERRITORIAL EN COLOMBIA

Edder Alexander Velandia Durán[1], Andrés Emiro Díez[2]

[1]Universidad de La Salle, evelandiad@unisalle.edu.co
[2]Universidad Pontificia Bolivariana, Medellín, andres.diez@upb.edu.co

Palabras clave: Electromovilidad, transición, política, condición, territorio.

RESUMEN

El transporte es un servicio indispensable en contextos urbanos y regionales al garantizar la atención de derechos fundamentales de los ciudadanos, como el derecho a la movilidad libre, segura, eficiente y accesible, hecho que lo convierte en un elemento innato de las ciudades. Para cumplir con este propósito se pueden identificar diferentes alternativas tecnológicas y operacionales que son definidas por lineamientos políticos y/o decisiones propias del mercado. Entre la matriz energética para soportar al sector transporte se encuentran las gasolinas, diésel, gas natural combustible, gas licuado de petróleo, biocombustibles, electricidad e hidrógeno.

En las ciudades y regiones con mayor concentración de población en Colombia, el transporte público urbano es el eje estructurante de la movilidad. Posterior a dos décadas de la apuesta política nacional, los modelos de transporte integrados u organizados soportados en buses se encargan de movilidad a las mayorías de los ciudadanos. El uso de modelos empresariales privados sin una apuesta clara a la calidad del servicio o la sostenibilidad ambiental y, la dependencia por combustibles fósiles costosos y contaminantes han llevado a un escenario donde los colaterales señalan la inviabilidad del servicio. Este hecho detonó el fenómeno social de las motocicletas, vehículo que crece de manera exponencial en detrimento del transporte público urbano.

Para final del año 2020, el sector transporte colombiano consumió el 40% de la demanda total de energía primaria nacional, siendo responsable del 12% de las emisiones nacionales de CO2 (UPME, 2020). Se estima que para el año 2023, el consumo final de energía en Colombia fue de 1.528.901 TJ, de los cuales, 646.977 TJ corresponden al sector transporte, esto es el 42,3% (UPME, 2023). Según el RUNT, en Colombia se registró un parque vehicular de 18.952.113, de los cuales, el 61% corresponde a motocicletas (Mintransporte, 2023).

En los tres últimos quinquenios la apuesta política por la electrificación se ha orientado al transporte público urbano. En la actualidad, la Ley 1964 de 2019 apuesta por una transición

progresiva de los buses a las nuevas tecnologías, ley que se articula con otras normas y que sirvió como base a las compras de Bogotá, Medellín y Cali, ciudades que cuentan con flotas de buses eléctricos. Se estiman 1487 unidades operativas en el SITP de Bogotá, 70 en la ciudad de Medellín (94% en Metroplus) y 35 en el sistema MIO – Cali (Velandia, 2023). Las nuevas tecnologías traen beneficios incuestionables desde la tecnología y confort a los usuarios. Sin embargo, luego de los esfuerzos políticos y la evolución del mercado, la tecnología no logra resultados significativos en los diferentes territorios.

Se destacan pilotos en Bogotá y Medellín, sin embargo, las flotas eléctricas no crecen aun cuando las políticas han generado incentivos a la compra y beneficios a la operación como la exoneración a las restricciones denominadas "pico y placa". Con relación a los camiones se observó un pico en el registro de unidades, nuevamente concentradas en operaciones de Bogotá y Medellín, pero en los últimos dos años se observa un rápido declive que no es consistente con las expectativas. Sobre el particular, en el año 2023 solo se registraron 44 camiones eléctricos, mientras que en el año 2022 se había registrado 146 unidades, cifra cercana a la mitad de las unidades registradas en el año 2021 (ANDEMOS, 2023). Según ANDI (2024), para julio del año 2024, la venta de vehículos eléctricos aumentó un 267%, con 778 unidades, en comparación con julio de 2023. Asimismo, la venta de vehículos híbridos creció un 50%, con 3.467 unidades, respecto a julio del año 2023.

Bajo este marco, emergen cuestionamientos a esta apuesta política que exhorta a las ciudades y a los transportadores, empresarios y personas naturales propietarias de taxis/camiones a modernizar sus flotas con tecnologías eléctricas. No han sido suficientes los incentivos, cada vez mayores desde la política nacional, ni el incremento del precio de los combustibles fósiles, especialmente las gasolinas o las motivaciones asociadas al cambio climático para lograr cifras que pudieran acercarse a las proyecciones de la política de crecimiento verde nacional. Bajo estos hechos, este trabajo señala las posibles evidencias observadas por el autor en casi dos décadas de trabajo alrededor de la transición energética del transporte en el país. Justamente, se cuestiona la apuesta, más allá de los meramente técnico, y se plantea que sin un enfoque integral se podría estar desconociendo el rol de las autoridades locales, las condiciones particulares de los territorios e invitando a nuevos modelos extractivistas y el cambio de unos actores desgastados por otros nuevos jugadores con intereses económicos, incluso manteniendo modelos tradicionales de consumo y destrucción.

INTRODUCCIÓN

La manera cómo se desarrolle el transporte de personas y mercancías (energéticos, prevalencia de tecnologías, tamaño y antigüedad de las flotas, condiciones del tráfico, esquemas de transporte, distancia promedio de viaje, hábitos ciudadanos, las configuraciones urbanas y geográficas), tiene consecuencias en términos ambientales, económicos y sociales. Por tanto, buscar modelos de transporte enfocados a la eficiencia energética y la reducción de emisiones se convierte en

la base para apostar a la electrificación del transporte motorizado. La tecnología eléctrica se adapta a cualquier territorio y necesidad de transporte, sin embargo, representa un reto como tecnología "emergente". Para ello, la investigación que se ejecuta desde la industria, el sector eléctrico y sectores conexos, debe ser complementada con la gestión del conocimiento a cada elemento de la sociedad, el fortalecimiento de las capacidades institucionales, la construcción de un marco normativo consistente y la conformación de un ecosistema articulado bajo una gobernanza, con múltiples actores gubernamentales y no gubernamentales, incluyendo a los usuarios, que facilite la incorporación y la consolidación de la tracción eléctrica en los cada uno de los territorios.

MÉTODOS

En este trabajo se realizó bajo una metodología descriptiva que se soportó en una revisión documental del marco normativo de la movilidad eléctrica en Colombia 2010-2025. Posteriormente, se realizó la identificación de los retos desde la política pública que pueden estar quedando pendiente para una real masificación de la electromovilidad en los diferentes segmentos del transporte urbano/regional en Colombia. Por último, se hacen algunas reflexiones desde la política que permitan facilitar la tercera transición energética del transporte colombiano, reducir la huella de carbono y las emisiones locales asociadas a un sector indispensable en el crecimiento económico y el desarrollo sustentable nacional.

RESULTADOS

A comienzos del siglo XXI la legislación colombiana no contaba con políticas nacionales, incentivos o acciones hacia electrificación del transporte. Las empresas de energía jugaron un papel relevante en este proceso interno de "evangelización"; en conjunto con la banca y cooperación internacional. Su articulación con instituciones del orden nacional permitió fortalecer las capacidades de las institucionales, apoyar pilotos, estructuración de proyectos, construcción de políticas públicas y gestión del conocimiento alrededor de las nuevas tecnologías. La evolución de la política nacional alrededor de la electromovilidad se condensa en la Ley 1819 de 2016, los diferentes PROURE, la Estrategia Colombiana de Desarrollo Bajo en Carbono, la política de crecimiento verde (CONPES 3934), Ley 1964 de 2021, Ley 2099 de 2021, el PND 2018-2022 y PND 2022-2026.

La política nacional se ha fortalecido, pero no logra masificar las nuevas tecnologías, especialmente en los territorios. Es visible una resistencia al cambio y debilidades de las capacidades territoriales, ya que ciudades intermedias no cuentan con empresas, transportadores, académicos con las mismas capacidades que las tres grandes ciudades colombianas, ni cuentan con los recursos locales para poder estructurar y sacar adelante proyectos en sus territorios. Asimismo, se evidencia desarticulación entre los planes de desarrollo nacional y territoriales, incluso disputas políticas que distancian los enfoques entre los gobiernos a diferentes escalas y divergencias

de conceptos. Se considera que hay vacíos en los análisis que han dificultado la aceptación de la tecnología por parte de todos los actores involucrados y desestimulado la puesta en marcha de proyectos en los territorios. Por tanto, se considera la pertinencia de incluir el concepto de gobernanza en los análisis y apuestas bajo una mirada constructivista; y el fortalecimiento de la apuesta por la transición energética del transporte público urbano desde el marco del desarrollo sostenible con una visión integral en cada contexto (Velandia, 2022).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La gobernanza alrededor de la electromovilidad se ha generado de manera informal y no aparece como concepto explícito en las políticas públicas nacionales. La política de arriba hacia abajo no ha funcionado y es necesario un entendimiento de cómo funcionan los territorios y sus necesidades, capacidades y condiciones desde el transporte urbano/regional. La articulación de políticas en diferentes niveles a largo plazo, el fortalecimiento de capacidades, la identificación de oportunidades desde las particularidades territoriales y el acercamiento a los usuarios, ciudadanos y comunidades se convierten en elementos a ser incorporados en el proceso de transición energética del transporte en Colombia. Es así que la gobernanza es “un proceso que incluye el actuar del gobierno pero que es distinto del mero actuar del gobierno y superior al mero actuar del gobierno" (Aguilar et.al, 2010).

Se requiere formalizar este concepto desde la política pública nacional y en las territoriales, buscando sinergias, acuerdos y consensos. Asimismo, el enfoque de gobernanza multinivel es una opción que postula que “tanto la comprensión de las dinámicas del desarrollo territorial, como de los medios de intervención sobre ellas, requiere de una mirada integral y compleja de las interacciones entre las diversas escalas geográficas del desarrollo (CEPAL, 2018). De esta manera, es posible construir un real “ecosistema" en cada territorio, en consonancia y en coordinación con un sistema superior en el orden nacional que facilite los procesos para la masificación de la electromovilidad en el país.

Se está tratando de forzar la electrificación del transporte público, sin suficientes recursos ni las suficientes claridades, sin embargo, el transporte público urbano/regional se encuentra en crisis. Las experiencias señalan que las preocupaciones de los usuarios están enfocadas en precio, cobertura, frecuencias y seguridad, no siendo relevante el tema tecnológico ni emisiones (Velandia, 2025). Sumado a lo anterior, la motocicleta crece desbordada sin planes para su contención sacando usuarios del transporte público y sin acciones para garantizar el uso masivo de vehículos 2W/3W eléctricos.

La mayor apuesta no es alinear las posturas políticas locales en función de las ideologías europeas o asiáticas, sino reconocer los problemas existentes y las particularidades sociales, económicas, geográficas, urbanas y culturales de cada territorio. Es posible la transición energética a las nuevas tecnologías, identificando oportunidades en cada territorio y apostando

por mezclas tecnológicas con otros energéticos de bajas emisiones. No se puede generalizar ni caer bajo una falsa idea de homogenizar el progreso o evolución del transporte urbano/regional en Colombia. Tampoco se pueden desconocer las oportunidades de implementar la electromovilidad en territorios pequeños y en límites geográficos complejos como Inírida, Leticia, Riohacha y San Andrés, donde proyectos con menores inversiones y menores complejidades técnicas podrían ofrecer oportunidades para soluciones de electromovilidad articuladas con proyectos de autogeneración eléctrica con fuentes renovables no convencionales.

REFERENCIAS

- ANDI, 2024. Boletín vehículos eléctricos e híbridos en Colombia. ANDI y FENALCO. Colombia.
- ANDEMOS, 2023. Informes sector automotor en Colombia. https://www.andemos.org/
- Aguilar L., Bustelo M., 2010. Gobernanza y evaluación: una relación potencialmente fructífera. GAPP. Revista Gestión y Análisis de Políticas Públicas Nueva Época, #4. Madrid, pp. 23-51.
- CEPAL, 2018. Gobernanza del transporte: perspectivas teóricas y de políticas. Edición #365, N5. Chile.
- Ministerio de Transporte, 2023. Cifras sector transporte. RUNT. Colombia.
- UPME, 2020. Plan energético nacional PEN 2020-2050. Colombia.
- UPME, 2023. Balance energético colombiano. Subdirección de demanda.
- Velandia E.A., 2022. La electromovilidad desde una mirada crítica en Colombia. Ámbito Investigativo; Vol. 6 Núm. 1. https://revistas.lasalle.edu.co/index.php/ai/article/view/3336.
- Velandia E.A., Pérez J., 2023. Evaluación de la transición energética del transporte público urbano hacia la electromovilidad en Colombia. Congreso Chileno de Transporte.
- Velandia E.A., 2025. transición energética del transporte público urbano hacia la electromovilidad en Colombia desde la gobernanza y el desarrollo sostenible. Universidad de La Salle. Colombia.

MONITOREO PARTICIPATIVO DE LA CALIDAD DEL AIRE DESDE LA CIENCIA CIUDADANA COMO APORTE A LA EDUCACIÓN AMBIENTAL EN EL ORIENTE DE SANTIAGO DE CALI

Manuela Mayorga Rojas[1], María de los Ángeles Amú Moreno[2] , Samuel Escalante Gutiérrez[2], Juan Sebastián Melo López[2], Mariana Mera Gutiérrez[2], Emmanuel Quintero Palma[2], Juan David Ramírez Ramos[2], Ana Sofía Uribe Restrepo[2], Gerson Yarce Franco[2] , Germán Andrés Calberto Sánchez[2], Diego Armando Burgos Salamanca[2]

[1]Universidad Autónoma de Occidente, manuela.mayorga@uao.edu.co
[2]Universidad Autónoma de Occidente

Palabras clave: Calidad del Aire; Ciencia Ciudadana; Monitoreo Participativo; Material Particulado; Educación ambiental.

INTRODUCCIÓN

El Monitoreo Participativo de la Calidad del Aire en el oriente de Santiago de Cali busca mejorar la cobertura y precisión del monitoreo ambiental, fortalecer la articulación entre actores sociales e institucionales y fomentar la apropiación social del tema. La metodología incluye la caracterización del entorno, la identificación de fuentes de contaminación y la selección, calibración y validación de sensores para medir PM10 y PM2.5. Los sensores fueron comparados con equipos de referencia para garantizar la fiabilidad de los datos. Este enfoque promueve la participación comunitaria en la recolección y análisis de información, impulsando la educación ambiental y la toma de decisiones informadas. El objetivo es generar datos científicos relevantes, diseñar estrategias tecnológicas para abordar problemáticas locales y posicionar la calidad del aire como un factor clave en la salud ambiental y las políticas públicas, fomentando la apropiación social a través de la ciencia ciudadana.

MÉTODOS

La investigación se desarrolló en la comuna 13 de Cali, caracterizada por los altos índices de desempleo, bajos ingresos y acceso a la educación limitada (Figura 1).



Figura 1. Área de estudio. Fuente: Cali un mundo de historias

El proyecto inicialmente caracterizó el entorno social y urbano para identificar los factores que inciden en la calidad del aire, a través de talleres comunitarios, para sensibilizar sobre el impacto del material particulado (PM2.5 y PM10) en la salud. Seguidamente, se establecieron criterios técnicos para la instalación del sensor, garantizando mediciones precisas y considerando las normativas vigentes.

En el desarrollo técnico del sensor, se utilizó el módulo DS3231 para la gestión del tiempo, configurado con MicroPython y validado mediante un escáner I2C. Se integraron los sensores MQ135, que detecta gases (CO_2, amoníaco, acetona), el DHT11, para temperatura y humedad; y el SEN54, para PM. Para garantizar precisión, los sensores fueron calibrados mediante pruebas comparativas con un dispositivo de referencia (Flex - Air Quality Monitor). Se realizaron mediciones simultáneas en distintos entornos, ajustando parámetros para minimizar errores y mejorar la fiabilidad. Además, se implementaron correcciones basadas en factores ambientales como temperatura y humedad, optimizando la exactitud de las lecturas. Los datos fueron almacenados en una tarjeta SD con un sistema optimizado de escritura y generación de logs para asegurar trazabilidad. Se probaron códigos en Arduino y MicroPython, resolviendo problemas de comunicación y validando el sistema. Este enfoque garantiza mediciones confiables para análisis futuros y toma de decisiones informadas. Los datos recolectados se presentaron en un dashboard interactivo y accesible a la comunidad (Figura 2).

Link del proyecto: https://github.com/SamuelEscalante/Monitoreo_Calidad-Aire

RESULTADOS

Los resultados obtenidos por el sensor indican concentraciones significativas de gases como acetona (320.11 ppm), etanol (198.28 ppm), CO (1.0 ppm), CO2 (407.64 ppm), NH4 (96.83 ppm) y tolueno (43.86 ppm). Además, la humedad promedio fue del 43.70% y la temperatura promedio fue de 30.86°C. Las gráficas muestran que las concentraciones de gases tienden a variar en función de la temperatura, la humedad relativa y el tiempo, mostrando comportamientos específicos y tendencias únicas para cada gas monitoreado.

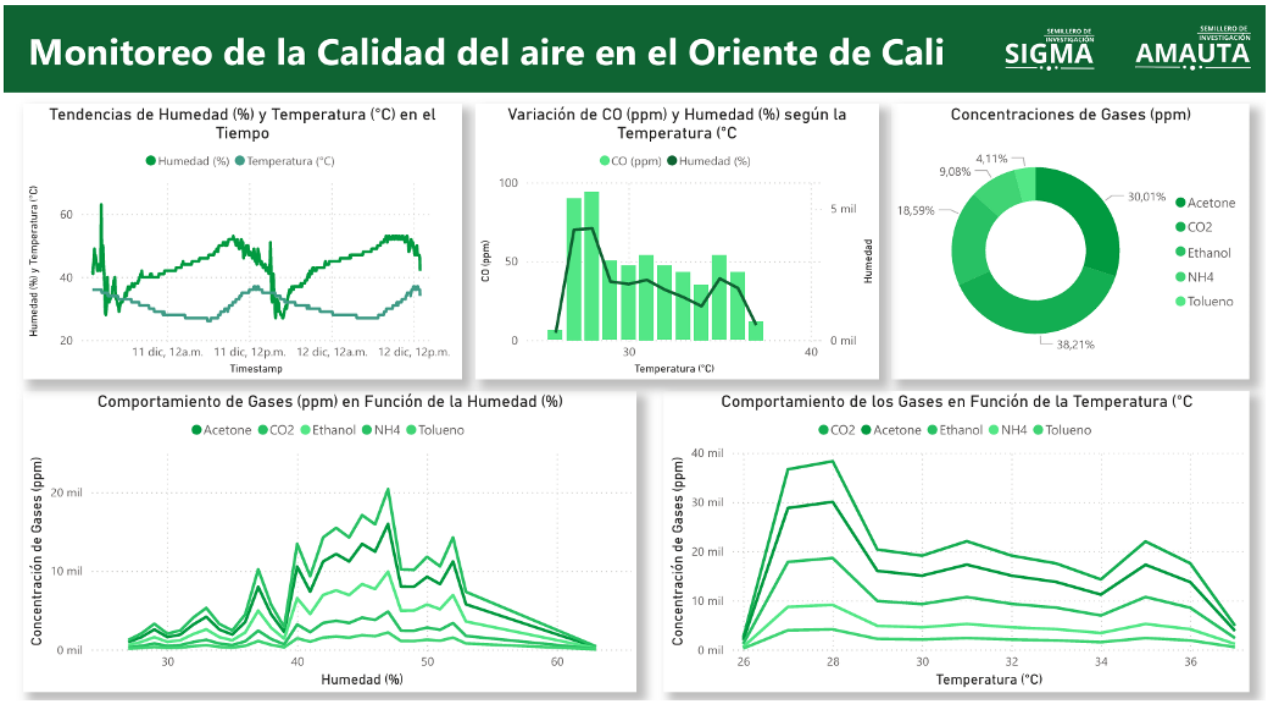


Figura 2. Imagen del Dashboard sobre monitoreo de la calidad del aire en el oriente de Cali (enlace del dashboard: Dashboard Monitoreo de la Calidad del Aire). Fuente: elaboración propia

Los resultados obtenidos son preliminares y se espera que en los próximos meses se cuenten con resultados concretos, así como la integración total con el sensor de Material Particulado.
Durante los talleres realizados se obtuvieron resultados significativos. En el Taller #1: Diálogo de saberes, los participantes compartieron percepciones locales sobre la calidad del aire y sus impactos, aportando experiencias, anécdotas y datos que identificaron puntos críticos en la comunidad. Este intercambio integró conocimientos científicos con saberes tradicionales, fortaleciendo la comprensión mutua de los problemas y generando propuestas colaborativas adaptadas al contexto local.

Por su parte, el Taller #2: Cartografía social se desarrolló en dos etapas. En la primera, se introdujeron conceptos clave sobre mapas participativos, lo que permitió a los asistentes representar información relevante de sus territorios. En la segunda, se realizó un recorrido territorial que identificó fuentes de contaminación y áreas vulnerables. Este enfoque práctico vinculó el análisis técnico con la realidad, promoviendo soluciones comunitarias efectivas.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El monitoreo participativo de la calidad del aire tiene un impacto significativo en las políticas públicas y en la práctica profesional. En el ámbito público, los datos generados pueden fortalecer normativas ambientales, descentralizar el monitoreo en zonas desatendidas y fomentar el acceso abierto a la información. Además, impulsa la colaboración entre comunidades, instituciones y el sector privado, permitiendo una gestión ambiental más participativa. La integración de estos datos en plataformas oficiales mejora la toma de decisiones y la evaluación de políticas. En la

práctica profesional, el proyecto fomenta la capacitación comunitaria en el uso de sensores y el análisis de datos. La innovación tecnológica adaptada a contextos locales permite soluciones escalables, complementando fuentes tradicionales. Además, promueve la educación STEM y la sensibilización ambiental, empoderando a la comunidad para diseñar estrategias conjuntas que reduzcan la contaminación y visibilicen la calidad del aire como un factor clave en la salud pública.

REFERENCIAS

- Alcaldía de Santiago de Cali. (2021). DAGMA presenta informe de calidad del aire de Cali. https://www.cali.gov.co/dagma/publicaciones/162406/dagma-presenta-informe-de-calidad-del-aire-de-cali/

- Chen, X., Yin, L., Fan, Y., Song, L., Ji, T., Liu, Y., ... & Zheng, W. (2020). Temporal evolution characteristics of PM2.5 concentration based on continuous wavelet transform. Science of The Total Environment, 699, 134244.

- Chow, J. C., Watson, J. G., Fujita, E. M., Lu, Z., Lawson, D. R., & Ashbaugh, L. L. (1994). Temporal and spatial variations of PM2.5 and PM10 aerosol in the Southern California air quality study. Atmospheric Environment, 28(12), 2061-2080.

- Departamento Administrativo de Planeación, Santiago de Cali. (s.f.). Plan Territorial de la Comuna 13. https://www.cali.gov.co/publico2/documentos/planeacion/planterritorial/com13.pdf

- Echeverry Prieto, G., Mosquera-Becerra, J., & Rojas, N. Y. (2022). Air pollution, weather, traffic and social dynamics in a major Latin American City: Case of Santiago DE Cali, Colombia (2015-2020). SSRN Electronic Journal. https://doi.org/10.2139/ssrn.411522

- Echeverry, G, Rojas, N. Y., & Becerra, J. M. (2021). Impact of traffic variability on the concentration of particulate matter in Santiago de Cali. 2021 Congreso Colombiano y Conferencia Internacional de Calidad de Aire y Salud Pública (CASAP), 1–4

- Pachón, J., Galvis, B., Lombana, O., Carmona, L., Fajardo, S., Rincón, A., & Henderson, B. (2018). Development and evaluation of a comprehensive atmospheric emission inventory for air quality modeling in the megacity of Bogotá. Atmosphere, 9(2), 49.

- Steinle, S., Reis, S., & Sabel, C. E. (2013). Quantifying human exposure to air pollution—Moving from static monitoring to spatio-temporally resolved personal exposure assessment. Science of The Total Environment, 443, 184-193.

- Universidad Autónoma de Occidente. (s.f.). Tu territorio y sus potencialidades. Recuperado de https://tuterritorio.uao.edu.co/

OPEN AIR QUALITY DATA: LATIN AMERICA AND CARIBBEAN

Colleen Rosales[1,2], Chris Hagerbaumer[1], Viraj Sawant3, Jason Marte[4], Russ Biggs[1]

[1]OpenAQ, Washington DC, USA info@openaq.org
[2]Air Quality Research Center, University of California in Davis, CA, USA
[3]University of California Los Angeles, CA, USA, [4]Stony Brook University, NY, USA

Palabras clave: open data, air quality data, air pollutants.

INTRODUCTION

Air pollution is the #7 leading risk factor for death and #9 leading risk factor for disability-adjusted life years (DALY) in Latin America and Caribbean. (State of Global Air, 2024)
Measuring and tracking air pollution levels is critical to understanding and developing solutions to poor air quality. Governments that make air quality data open, easily accessible and freely available can leverage public, private and civil society expertise to build effective and durable approaches to solving the air pollution crisis.

METHODS

We conducted a comprehensive review of government air quality monitoring in all United Nations member states and in dependencies with populations greater than one million [N=198]. We designed our review process as per the 'scoping review' methodology originally developed in Arksey and O'Malley (2005) along with notable improvements that have followed, such as inclusion of expert consultations to complement original methodology and refining search strategy iteratively.

In this anaylsis, we asked:

1. Which countries are (and are not) actively monitoring air quality on a continuous basis?
2. To what extent are countries that are monitoring sharing the data they generate with the public?
   Criteria for fully open data:
   - In physical units (an AQI alone does not suffice)
   - With station-specific geographic coordinates
   - At a daily or sub-daily frequency
   - In a format that is machine-readable

RESULTS

We found evidence that 64% [N=22] of the 34 countries in this region are generating air quality data on a regular basis, and 35% [N=12] are not. Those countries without national-level air quality

monitoring represent a combined population of 47 million. 41% [N=14] are publicly sharing the data they generate, and 23% [N=8] are not. 12% [N=5] are sharing their data in a fully open, transparent manner (Figure 1).

Belize, St. Vincent & the Grenadines, and Venezuela began monitoring. Honduras began monitoring and sharing its data publicly. Guatemala and Uruguay had been monitoring before 2022 and have now started sharing their data. Peru started sharing data in a fully open, transparent manner. Inter-country and local government monitoring efforts are increasing. For example, cities in this región participating in the Breathe Cities initiative (Rio de Janeiro, Bogotá and Mexico City) combine data from stationary and mobile air sensors with grassroots campaigns to build awareness of air pollution and support municipal action.

The most significant barrier to establishing a regular air quality monitoring program is resource constraints, such as a lack of financial resources and/or technical expertise. Governments must procure, operate and maintain the monitoring equipment; centralize and manage the data they produce (either building their own custom data management system or relying on private air sensor manufacturer platforms; analyze and use the data to inform actions; share the data; and communicate effectively.

IMPLICATIONS FOR PUBLIC POLICY AND PRACTICE

Governments may not recognize the benefits of full data transparency: Open data increases public trust and cross-sectoral collaboration, leading to more innovative and evidence-based clean air solutions.

Opportunities

- Leveraging international expertise and partnerships can help overcome resource constraints.
- A global, stakeholder-led project is underway to develop an open-source data management system that governments can tailor to their needs.
- Social media offers a way to share air quality data.
- All countries should measure air quality and share the data they generate in a fully transparent and accessible manner. Funders, such as development banks and philanthropies, should support less-resourced governments in their monitoring and data sharing efforts.

ABOUT OPENAQ

OpenAQ is the world's first and largest open-source, open-access database of outdoor air quality measurements, built to ensure everyone has unfettered access to the data they need to analyze, communicate and advocate for clean air.

REFERENCES

- Health Effects Institute. (2024). State of Global Air 2024 (Special Report). Boston, MA. ISSN 2578-6873. https://www.stateofglobalair.org/resources/report/state-global-air-report-2024

- Arksey, H., & O'Malley, L. (2005). Scoping studies: Towards a methodological framework. International Journal of Social Research Methodology, 8(1), 19–32. https://doi.org/10.1080/1364557032000119616

- Read the full and regional reports for Open Air Quality Data: The Global Landscape: https://openaq.org/about/initiatives/publications/

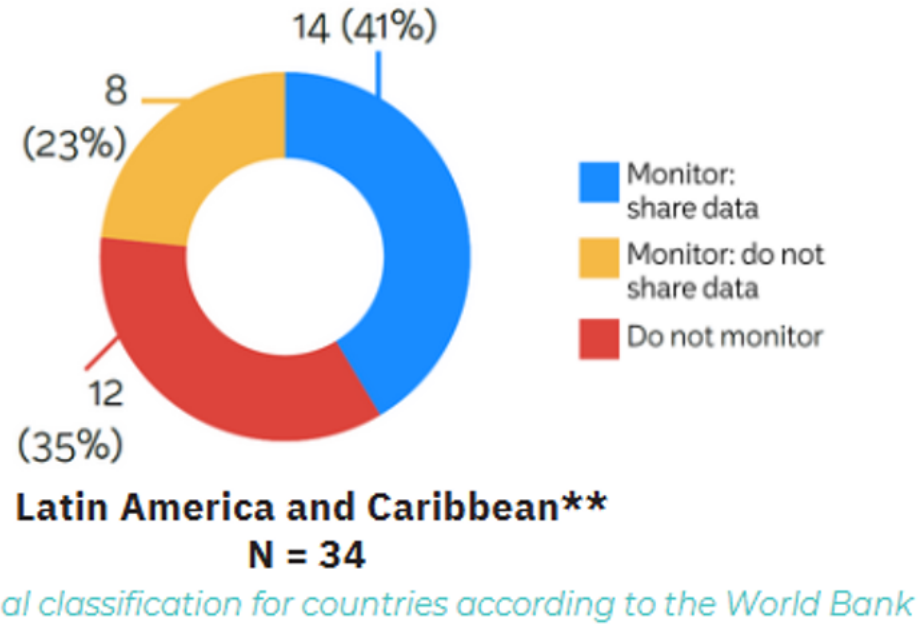


Figura 1. Monitoring and data sharing status in Latin America and the Caribbean.





07

CONTAMINACIÓN POR RUIDO

MODELO DE GESTIÓN INTEGRAL DEL RUIDO DE MEDELLÍN

Diana Fernanda Castro Henao[1], Paula Cristina Guzmán Carazo[2], Manuel Felipe Arbeláez Otalvaro[3]

[1] líder de unidad, dianaf.castro@medellin.gov.co
[2] profesional Universitaria, paula.guzman@medellin.gov.co
[3] contratista, manuel.arbelaez@medellin.gov.co

Palabras clave: Ruido ambiental, contaminación acústica, gestión del ruido, Medellín, sostenibilidad urbana, salud pública.

RESUMEN

El ruido ambiental es un problema significativo en entornos urbanos, con impactos adversos en la salud pública y la calidad de vida. En Medellín, según la más reciente actualización de los mapas de ruido en el año 2022, por parte del Área Metropolitana del Valle de Aburra, el Porcentaje de Población Urbana Afectada por el Ruido (%PUAR) aumento del 9,2% en 2018 al 10,7% en 2022, superando los niveles de contaminación acústica recomendados por la Organización Mundial de la Salud (OMS), afectando el bienestar de la población. Así mismo, durante el año 2024, se ha registraron un total de 83,883 llamadas relacionadas con quejas por ruido reportado por la línea 123, lo cual tiene consecuencias graves en la convivencia; Para abordar esta problemática, se ha desarrollado el Modelo de Gestión Integral del Ruido (MGIR), una estrategia multidimensional basada en el ciclo PHVA (Planear, Hacer, Verificar, Actuar), alineada con normativas internacionales y locales.

El MGIR se estructura en tres escalas de intervención: macroescala, para la planificación territorial y zonificación acústica; mesoescala, enfocada en la gestión de fuentes de ruido específicas como el tráfico y las actividades comerciales; y microescala, destinada a la aplicación de medidas operativas sobre fuentes puntuales de ruido. La implementación del modelo se articula con el Plan de Acción del Área Metropolitana del Valle de Aburrá, garantizando coherencia institucional.

Entre los componentes clave del MGIR se encuentran la zonificación acústica, la promoción de movilidad sostenible, la gestión de quejas ciudadanas (PQRSD), la identificación de zonas acústicamente saturadas (ZAS) y el desarrollo de herramientas tecnológicas para el control del ruido. Este enfoque integral permite mitigar la contaminación acústica y promover entornos urbanos más saludables y sostenibles en Medellín.

INTRODUCCIÓN

El ruido ambiental constituye uno de los principales desafíos en la gestión de la calidad de vida en entornos urbanos, al ser reconocido como un contaminante de alto impacto y un agente de riesgo para la salud pública (Libro Verde 2030 , 2018). La Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Agencia Europea de Medio Ambiente han documentado ampliamente sus efectos adversos, estableciendo que la exposición prolongada al ruido ambiental puede derivar en enfermedades cardiovasculares, trastornos del sueño, deterioro cognitivo y pérdida auditiva (World Health Organization , 2019). En Europa occidental, se estima que al menos 1,6 millones de años de vida saludable se pierden anualmente debido a la exposición al ruido del tráfico rodado (European Enviromental Agency , 2020), mientras que en Colombia, los indicadores urbanos revelan niveles sonoros superiores a los límites recomendados por la OMS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2016), consolidando el ruido como un problema ambiental significativo.

Además de sus impactos en la salud, el ruido ambiental influye directamente en la convivencia ciudadana. Fuentes como establecimientos comerciales, perifoneo, construcciones, eventos masivos y sistemas de transporte generan molestias que afectan la tranquilidad y el bienestar de la población (Secretaría de Seguridad y Convivencia de Medellín, 2022). En contextos urbanos densamente poblados, la proliferación de estas fuentes de ruido puede generar tensiones interpersonales y afectar la percepción de la ciudad como un espacio habitable. La gestión del ruido, por tanto, no solo se orienta a la mitigación de sus efectos sobre la salud, sino también a la preservación de la calidad de los espacios públicos y la promoción de una convivencia armónica.

En este contexto, el Modelo de Gestión Integral del Ruido (MGIR) aborda la problemática del ruido ambiental desde una perspectiva sistémica, considerando sus efectos adversos en la salud pública y la calidad de vida urbana. Este modelo establece directrices técnicas y operativas para la prevención y el control de la contaminación sonora en el Distrito de Medellín, articulando de manera eficiente a las entidades distritales y a las autoridades ambientales, policiales y sanitarias. Su enfoque multidimensional permite una respuesta estructurada a las necesidades de la ciudadanía, garantizando la implementación de estrategias coordinadas y sustentadas en principios de sostenibilidad y eficiencia.

MÉTODOS

El Modelo de Gestión Integral del Ruido de Medellín (MGIR) ha sido desarrollado, a partir de una diagnóstico que incluyó el análisis de estudios sobre el impacto a la salud, referencias internacionales, normas y políticas públicas vigentes y los indicadores y cifras los mapas de ruido, los paisajes sonoros, las PQRS, las redes de monitoreo, etc., lo que permitió abordar de manera integral la problemática del ruido ambiental en el Distrito Especial de Ciencia, Tecnología e Innovación de Medellín. Su estructura se fundamenta en el estándar internacional ISO 14001 (International Organization for Standardization, 2015), el cual, si bien no es completamente

homologable a la gestión del ruido, proporciona un marco metodológico adecuado que permite la implementación de estrategias de prevención, control y mitigación del ruido ambiental.

El MGIR se concibe como una estrategia holística que articula actores del sector público, privado y comunitario bajo la lógica del ciclo PHVA (Planear, Hacer, Verificar, Actuar). Este modelo incorpora diagnósticos detallados mediante mapas de ruido, análisis normativo y bibliográfico, evaluación de quejas ciudadanas, revisión de competencias administrativas, así como estudios técnicos sobre la incidencia del ruido en la salud pública y otras fuentes de información clave. La integración de estos elementos permite una gestión eficiente y basada en evidencia para la mitigación de la contaminación acústica en el distrito.

El modelo opera a diferentes niveles espaciales y temporales, considerando tres escalas de intervención que permiten una gestión diferenciada y adaptada a las particularidades del ruido ambiental en Medellín:

- **Macroescala:** Enfocada en la caracterización y diagnóstico de la problemática acústica a nivel urbano. En este nivel se definen las necesidades y objetivos estratégicos de la ciudad en términos de calidad acústica, mediante herramientas y enfoques de planificación que permitan el control del entorno sonoro de manera integral. Se alinea con la escala fenomenológica del problema.

- **Mesoescala:** Orientada a la planificación de áreas urbanas específicas a partir de sus principales elementos, tales como el transporte, las zonas de tolerancia, la gestión del tráfico, la configuración del espacio público y la distribución de zonas verdes. Esta escala permite el desarrollo de estrategias sectorizadas de mitigación y control del ruido. Se relaciona con la escala de planificación territorial.

- **Microescala:** Dirigida a la intervención localizada sobre fuentes puntuales de ruido, tales como actividades industriales y comerciales. En esta escala se implementan estrategias de control directo sobre emisiones acústicas, asegurando la alineación con las directrices definidas en los niveles macro y meso. Se asocia con la escala de gestión operativa.

Como parte de su marco de implementación, el MGIR se alinea con el Plan de Acción para la Prevención y Control de la Contaminación por Ruido desarrollado por el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA) (Área Metropolitana del Valle de Aburrá , 2019). Esta integración permite transversalizar las estrategias de gestión del ruido en distintos niveles gubernamentales, garantizando coherencia institucional y optimización de recursos.

Desde una perspectiva metodológica, mientras que el Plan de Acción del AMVA establece los objetivos estratégicos y las metas a alcanzar (el "qué"), el MGIR define los mecanismos y procedimientos específicos para su ejecución (el "cómo" y "cuándo"). En este sentido, el modelo

de gestión articula los ejes estratégicos del Plan de Acción mediante la estructuración de líneas de actuación que permiten su operativización efectiva.

RESULTADOS

Para la implementación efectiva del Modelo de Gestión Integral del Ruido (MGIR), se plantea la estructuración de diversos componentes operativos que permitirán su aplicación en las distintas escalas espaciales (micro, meso y macro). Estos componentes han sido diseñados para abordar de manera eficiente las problemáticas de ruido identificadas en la ciudad, garantizando un enfoque integral y adaptativo. A continuación, se presentan los componentes propuestos por el MGIR junto con sus respectivas especificaciones técnicas y funcionales.

Componente 1: Zonificación Acústica y Objetivos de Calidad Acústica

Escala: Macro
Descripción: La definición de Zonificación Acústica está orientada a la gestión y planeación territorial, en cumplimiento de los lineamientos establecidos por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible respecto a la determinante ambiental del ruido en la elaboración de Planes de Ordenamiento Territorial. Este componente tiene como objetivo implementar los lineamientos para la Zonificación Acústica en el desarrollo del Plan de Ordenamiento Territorial, en concordancia con los criterios definidos por el Área Metropolitana del Valle de Aburrá y las normativas locales del Distrito Especial de Ciencia, Tecnología e Innovación de Medellín.

Componente 2: Movilidad Sostenible y Disminución del Ruido

Escala: Macro
Descripción: La exposición prolongada al ruido ambiental tiene impactos significativos en la salud física y mental de la población. A nivel global, se estima que al menos 1 de cada 5 personas expuestas a ruido sufre efectos adversos en su bienestar. En el Distrito de Medellín, los mapas de ruido del año 2018 revelan que el 21,2% de la población está expuesta a niveles elevados de ruido de tráfico automotor durante el periodo diurno, cifra que se incrementa al 68,8% en el periodo nocturno (Área Metropolitana del Valle de Aburrá , 2018). En este contexto, este componente tiene como propósito promover la movilidad sostenible como una estrategia clave para reducir la exposición al ruido y conservar las zonas de baja contaminación acústica en el Distrito.

Componente 3: Gestión de PQRSD asociadas con ruido

Escala: Meso
Descripción: El protocolo específico de PQRSD establece los lineamientos para la gestión de solicitudes por contaminación acústica, abarcando diversas fuentes emisoras como establecimientos, industrias, obras, perifoneo y medios de transporte. En ese contexto, este componente busca integrar un protocolo específico para la atención de PQRSD relacionadas a la

problemática de ruido, que permita establecer los lineamientos básicos para la recepción, atención y solución de las quejas. Además, articula las acciones de las dependencias responsables para una gestión integral y coordinada del ruido en el Distrito.

Componente 4: Zonas Acústicamente Saturadas (ZAS) y Zonas de Vigilancia Acústica (ZVA)

Escala: Meso
Descripción: Las Zonas Acústicamente Saturadas (ZAS) son áreas donde los niveles de ruido ambiental superan los límites recomendados por la OMS y los estándares establecidos en la normativa colombiana. Estas zonas surgen debido a la concentración de actividades como ocio, recreación, espectáculos, comercio, tráfico vehicular y otras fuentes que generan una afectación significativa en la población expuesta. En este contexto, el presente componente tiene como objetivo definir una metodología para la identificación y gestión de ZAS y Zonas de Vigilancia Acústica (ZVA) en Medellín, así como establecer medidas para la prevención, mitigación y reducción del ruido generado por establecimientos comerciales.

Componente 5: Desarrollo y aplicación de instrumentos y herramientas tecnológicas e innovadoras para la intervención de ruido

Escala: Micro
Descripción: Este programa tiene como objetivo el desarrollo continuo de herramientas tecnológicas e innovadoras para la gestión y el control eficiente de la contaminación acústica en el Distrito de Medellín, con el propósito de reducir los niveles de ruido y mejorar la calidad acústica urbana. Para alcanzar este objetivo, se plantea la implementación de diversos subcomponentes:

- Integración de acciones para la mitigación del ruido en actividades económicas: Incorporación de la variable de ruido en los Protocolos Ambientales y Urbanísticos, garantizando su cumplimiento en las actividades económicas del distrito.

- Manejo del ruido en obras: Definición de lineamientos para la gestión y control del ruido generado por actividades de construcción e intervención de infraestructura en el espacio público.

- Manejo del ruido en eventos masivos y aglomeraciones: Establecimiento de criterios para la evaluación y control del impacto acústico de eventos masivos promovidos por el Distrito, con el fin de minimizar molestias en las zonas afectadas.

Componente 6: acreditación ante el IDEAM de los requisitos para mediciones de ruido

Escala: Micro
Descripción: La certificación ante el IDEAM, según la Resolución 0104 de 2022, establece los requisitos para la acreditación de laboratorios ambientales con capacidad de realizar ensayos y calibraciones. Actualmente, Medellín contrata un operador externo para medir el

ruido intradomiciliario, de emisión y ambiental, pero este modelo presenta limitaciones como interrupciones por condiciones meteorológicas, tiempos de inactividad contractual y una capacidad operativa insuficiente. Por ello, es clave que el Distrito cuente con una dependencia certificada, lo que optimizaría la gestión del ruido, garantizaría la trazabilidad de datos y fortalecería el control ambiental. La acreditación bajo la norma ISO 17025 permitiría un modelo de gestión más eficiente, ampliando los estudios ambientales y mejorando la respuesta institucional. En este contexto, este componente busca establecer la ruta para que Medellín obtenga la certificación del IDEAM, asegurando el cumplimiento normativo y la mejora en la gestión del ruido.

Componente 7: Pedagogía, educación y cultura ciudadana: estrategias para la prevención y conocimiento sobre contaminación acústica

Escala: Micro
Descripción: Este componente tiene como finalidad fomentar la conciencia ciudadana y promover la prevención de la contaminación acústica a través de estrategias educativas, pedagógicas y culturales, con el propósito de informar, sensibilizar a la comunidad del Distrito sobre los efectos del ruido y las medidas para reducirlo, contribuyendo así a la mejora de la calidad de vida y convivencia de la ciudadanía.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La implementación del Modelo de Gestión Integral del Ruido de Medellín (MGIR) se fortalece con su adopción mediante acto administrativo. En este contexto, se establece el Proyecto de Decreto 1720140894 de 2025 (nombre provisional), "Por medio del cual se adiciona el Decreto 0774 de 2024, Único de Medio Ambiente del Distrito de Medellín, con la adopción del Modelo de Gestión Integral del Ruido para Medellín". La aplicación de este decreto distrital permite estructurar la gestión del ruido bajo la teoría del cambio, facilitando la definición de objetivos estratégicos, metas, indicadores y responsables para cada uno de los componentes del MGIR. Esto garantiza un seguimiento eficaz y un control riguroso sobre su implementación, optimizando la toma de decisiones y asegurando su alineación con las políticas ambientales del Distrito. A continuación, se presenta la teoría del cambio establecida en el decreto del MGIR.

Indicador	Meta	Responsables
Componente 1: Zonificación acústica y definición de objetivos de calidad acústica		
Determinante ambiental de ruido incorporada en el Plan de Ordenamiento Territorial (POT).	Adopción de la determinante ambiental de ruido en la revisión o ajuste que se realice al POT	Departamento Administrativo de Planeación Secretaría de Movilidad Secretaría de Salud Secretaría de Seguridad y Convivencia Secretaría de Medio Ambiente
Componente ruido incorporado en las normas urbanísticas generales y complementarias del POT.	Adopción del componente de ruido en las normas urbanísticas generales y complementarias en la revisión o ajuste que se realice al POT.	
Componente 2: Movilidad sostenible y disminución del ruido		
Fondo de modernización y operación de transporte público creado y reglamentado.	100 % al año 2027	Secretaría de Movilidad
Flota de transporte público colectivo funcionando con tecnologías limpias.	70 % al 2027	
Estrategias implementadas para la modernización tecnológica del transporte público individual.	2 al 2027	
Infraestructura en la ciudad para circulación de movilidad activa y sostenible con mantenimiento.	100 % al 2027	
Instalación de nuevos ciclo parqueaderos.	1000 al 2027	
Incorporar en los estudios y diseños de las obras de infraestructura vial, sistemas para la disminución del impacto del ruido (pantallas, modificación de capa asfáltica, etc.).	50 % al 2031	Secretaría de Infraestructura Física
Conductores de transporte público capacitados en eco conducción.	80% al año 2031	Secretaría de Medio Ambiente Secretaría de Movilidad
Componente 3: Gestión de Peticiones, Quejas, Reclamos, Sugerencias y Denuncias (PQRSD) asociadas con ruido		
Disminución del número de PQRS por ruido que son radicadas por los usuarios ante el Distrito.	20% para el año 2031	Secretaría de Gestión y control territorial Secretaría de Seguridad y convivencia Secretaría de Medio Ambiente
Componente 4: Identificación y gestión de Zonas Acústicamente Saturadas – ZAS y Zonas de Vigilancia Acústica – ZVA		

Número de Zonas Acústicamente Saturadas - ZAS que salen de su condición.	Reducir al 50% para 2031 la cantidad de ZAS en el Distrito a partir de la fecha de declaración.	Departamento Administrativo de Planeación Secretaría de Salud Secretaría de Seguridad y Convivencia Secretaría de Medio Ambiente Secretaría de Turismo y Entretenimiento
Componente 5: Desarrollo y aplicación de instrumentos y herramientas tecnológicas e innovadoras para la intervención de ruido		
Número de establecimientos, sobre los que se presentan quejas por ruido, aplicando buenas prácticas.	20% al año 2031	Secretaría de Gestión y Control Territorial Secretaría de Medio Ambiente Secretaría de Seguridad y Convivencia
Número de obras públicas y privadas que implementan los lineamientos de disminución de ruido.	50% al año 2031	Secretaría de Infraestructura Física Secretaría de Medio Ambiente
Número de eventos masivos que implementan las medidas para el control de la contaminación por ruido.	10% de los eventos anuales a partir del año 2026	Secretaría de Seguridad y Convivencia Secretaría de Cultura Ciudadana Secretaría de Medio Ambiente
Componente 6: Acreditación ante el IDEAM de los requisitos para las mediciones de ruido		
Mediciones de ruido con fines de control y sanción concurrentes, realizadas por el Distrito bajo el sistema de acreditación IDEAM.	100% para 2027	Secretaría de Seguridad y Convivencia Secretaría de Medio Ambiente Secretarías Salud
Componente 7: Pedagogía, educación y cultura ciudadana: estrategias para la prevención y el conocimiento sobre la contaminación acústica.		
Porcentaje de población que identifica cómo se genera, impacta y se controla el ruido en su territorio.	20% al año 2031	Secretaría de Cultura Ciudadana Secretaría de Medio Ambiente Secretaría de Seguridad y Convivencia Secretaría de Salud Secretaría de Turismo y Entretenimiento Secretaría de Comunicaciones

El Decreto del Modelo de Gestión Integral del Ruido (MGIR) establece la conformación del Grupo de Trabajo de Gestión de Ruido (GGR) como una instancia de articulación dentro del Comité Temático Interinstitucional de Recurso Aire, en el marco del Sistema de Gestión Ambiental de Medellín (SIGAM). Su propósito es abordar los desafíos asociados con la contaminación acústica en el Distrito Especial de Medellín, promoviendo un entorno saludable, sostenible y armónico para la convivencia y el bienestar ciudadano.

El Decreto del Modelo de Gestión Integral del Ruido (MGIR) establece la conformación del Grupo de Trabajo de Gestión de Ruido (GGR) como una instancia de articulación dentro del Comité Temático Interinstitucional de Recurso Aire, en el marco del Sistema de Gestión Ambiental de Medellín (SIGAM). Su propósito es abordar los desafíos asociados con la contaminación acústica en el Distrito Especial de Medellín, promoviendo un entorno saludable, sostenible y armónico para la convivencia y el bienestar ciudadano.

El GGR se estructura en dos niveles:

- **GGR Directivo:** Integrado por los secretarios de despacho o sus delegados de nivel directivo, con funciones como supervisar el desempeño del GGR, tomar decisiones estratégicas y definir necesidades técnicas y económicas para la gestión del ruido.

- **GGR Técnico:** Compuesto por al menos un profesional vinculado en carrera administrativa o en provisionalidad, encargado de gestionar información acústica, brindar soporte técnico, coordinar acciones con autoridades ambientales, participar en la actualización del Plan de Ordenamiento Territorial (POT), supervisar PQRSD relacionadas con ruido, identificar y gestionar Zonas Acústicamente Saturadas (ZAS), definir procesos de medición certificada (ISO 17025), diseñar estrategias pedagógicas, desarrollar herramientas tecnológicas para el control del ruido, y evaluar el impacto de las acciones del MGIR.

REFERENCIAS

- Área Metropolitana del Valle de Aburrá . (2018). Actualización de mapas de ruido.

- Área Metropolitana del Valle de Aburrá . (2019). Acuerdo Metropolitano No. 24 de 2019 - Plan de Acción para la Prevención y Control de la Contaminación por Ruido desarrollado por el Área Metropolitana del Valle de Aburrá .

- European Enviromental Agency . (2020). Environmental Noise in Europe .

- International Organization for Standardization. (2015). ISO 14001 - Guia de Implementación para Sistemas de Gestión Medio Ambientales.

- Libro Verde 2030 . (2018). Política Nacional de Ciencia e Innovación para el Desarrollo Sostenible .
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2016). Índice de Calidad Ambiental Urbano - ICAU .
- Secretaría de Seguridad y Convivencia de Medellín. (2022). Reportes de Convive la Noche .
- World Health Organization . (2019). Enviromental Noise Guidelines for the European Region.

MODELACIÓN DE TRÁFICO COMO INSUMO PARA LA ACTUALIZACIÓN DE MAPAS DE RUIDO EN LA CIUDAD DE MANIZALES

Carlos Mario González Duque[1], Caren Xiomara Guzmán España[2], Jorge Alberto Montoya Gómez[3], Diego Alexander Escobar García[4], Jorge Julián Vélez Upegui[5], Mauricio Velasco Garcia[6]

[1, 2, y 5]Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental - GTAIHA, Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales
[3,4]Grupo de Trabajo Académico en Movilidad Sostenible - GIMS, Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales
[6]Grupo de investigación en Recursos Naturales y Medio Ambiente Corpocaldas - GIRMAC, Corporación Autónoma Regional de Caldas
[1]cmgonzalezd@unal.edu.co

Palabras clave: Ruido ambiental; SoundPlan Noise; modelo de tráfico, mapas de ruido.

INTRODUCCIÓN

El acelerado crecimiento de centros urbanos trae consigo el aumento de los niveles de tráfico, así como incrementos en actividades comerciales e industriales; aspecto que implica a su vez un crecimiento en las fuentes de ruido y, por ende, sus niveles en aire ambiente a los cuales se ve expuesta la población. En este contexto, el ruido producto del tráfico vehicular es uno de los principales causantes del incremento en los niveles de contaminación acústica en centros urbanos (Guedes et al., 2011).

El sonido es definido en la Resolución 0627 de 2006 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (actualmente Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, MADS), como la sensación percibida por el órgano auditivo, debido a la incidencia de ondas de comprensión propagadas en el aire. Existen diversas definiciones del concepto de ruido. Por ejemplo, Tolosa (2003) establece que el ruido es un sonido compuesto de múltiples frecuencias, no articulado, de cierta intensidad, y que puede molestar o perjudicar a las personas. En términos generales, dentro del término ruido están incluidas las características físicas del fenómeno y las psicofisiológicas del receptor, catalogándolo como un factor indeseable de las actividades normales diarias de la sociedad (MADS, 2006).

Dentro de la normativa colombiana, se establece la necesidad de actualizar cada cuatro años los mapas de ruido de zonas con población superior a 100.000 habitantes. Para tal fin, la modelización de ruido es fundamental, permitiendo caracterizar las fuentes de ruido, así como los factores topográficos y urbanísticos que pueden incidir en los fenómenos de propagación de las ondas sonoras. En este sentido, un estudio realista deberá contemplar de la mejor forma

posible las dinámicas del tráfico vehicular, aspecto de alta complejidad debido a su condición dinámica y variable según los tipos de vía, categorías vehiculares, entre otros. El presente trabajo tiene como objetivo mostrar aspectos metodológicos y resultados principales en la generación de mapas de ruido en cuatro zonas priorizadas de la ciudad de Manizales, empleando datos de un modelo de tráfico e información detallada para caracterizar las condiciones topográficas de las zonas de estudio.

MÉTODOS

Con el objetivo de llevar a cabo la elaboración de los mapas de ruido en la ciudad de Manizales, fue empleado el software de simulación de ruido SounPlan Noise v9.0, software ampliamente utilizado en estudios relacionados con el campo de la acústica ambiental. El esquema metodológico para la obtención de los mapas de ruido ambiental a través de la simulación con SoundPlan se resume en la Figura 1.



Figura 1. Esquema metodológico para la generación de mapas de ruido ambiental en Manizales
Fuente: elaboración propia.

Como aspecto fundamental para la modelización de ruido, se llevó a cabo la delimitación de las zonas priorizadas para la obtención de los mapas de ruido y el tratamiento de la información cartográfica necesaria, con el fin de generar Modelos de Elevación Digital de Terreno (MDT) con un alto nivel de detalle. La Figura 2 muestra la delimitación de las cuatro zonas definidas para la elaboración de los mapas de ruido en la ciudad de Manizales. Su selección se realizó con base en el último Plan de Gestión de ruido realizado en la ciudad (AAC y Corpocaldas, 2019), teniendo en cuenta zonas donde confluyen las vías principales de la ciudad con influencia en sectores residenciales principalmente; así como una zona industrial de importancia localizada al oriente de Manizales.

Teniendo en cuenta la importancia de la información de tráfico vehicular, como uno de los precursores principales de niveles de ruido en centros urbanos, se realizó un ejercicio de simulación de tráfico que permitiera ingresar en el modelo los registros de tráfico por sección de vía para las zonas de estudio. Para la simulación de tráfico fue empleado el software TransCad 10, aplicando el procedimiento metodológico que se describe en la Figura 3. La estructura del modelo de tráfico actualizado al año base 2022 se basó en la información del último Plan Maestro de Movilidad de la ciudad, realizado por Steer Davies Gleave (2017).

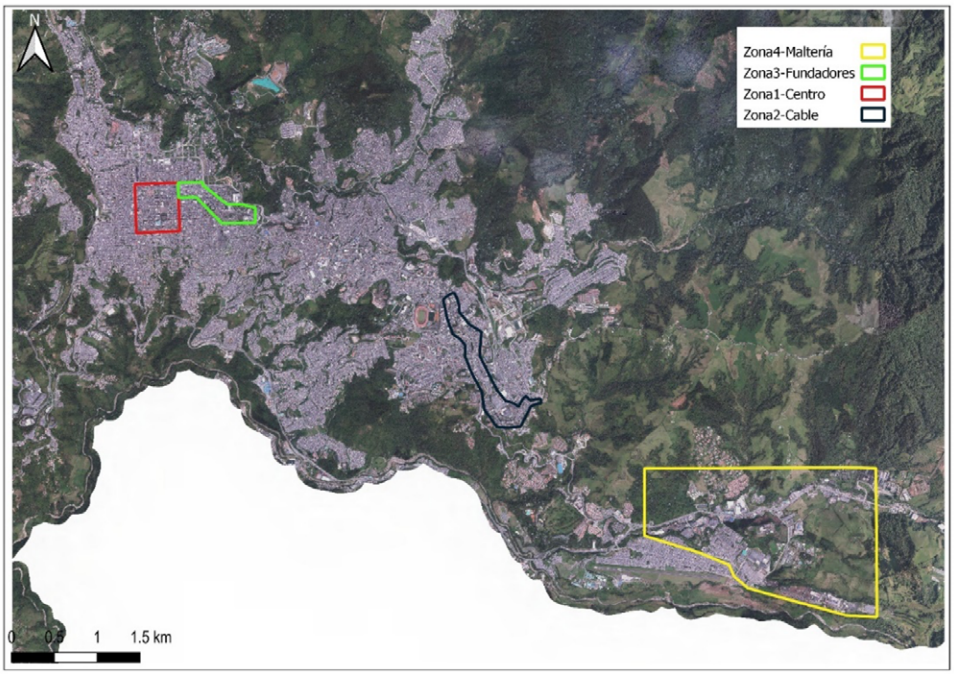


Figura 2. Mapa de la zona urbana de Manizales con delimitación de los sectores priorizados para la generación de los mapas de ruido ambiental. Fuente: elaboración propia.

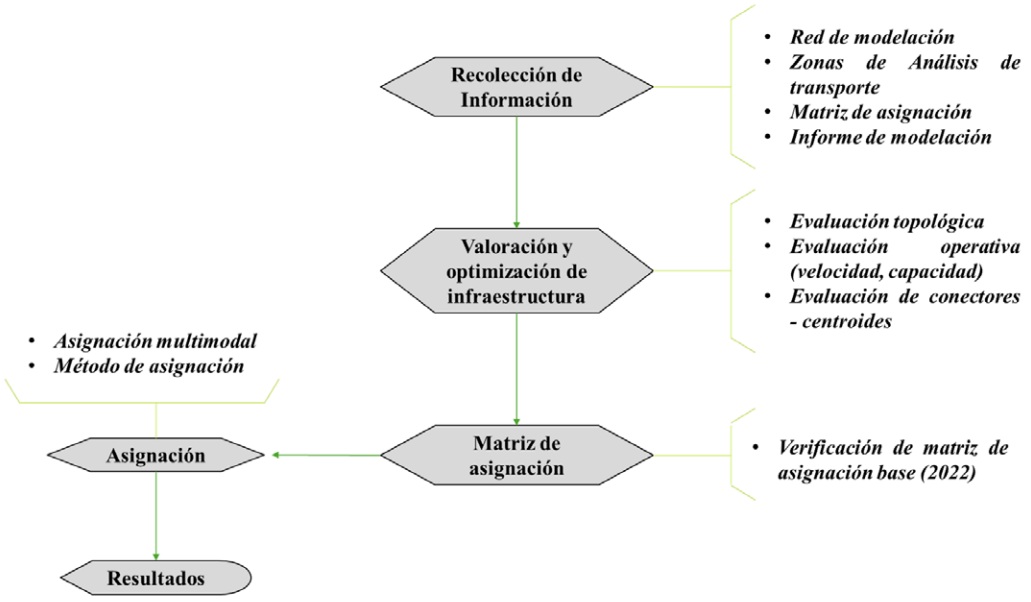


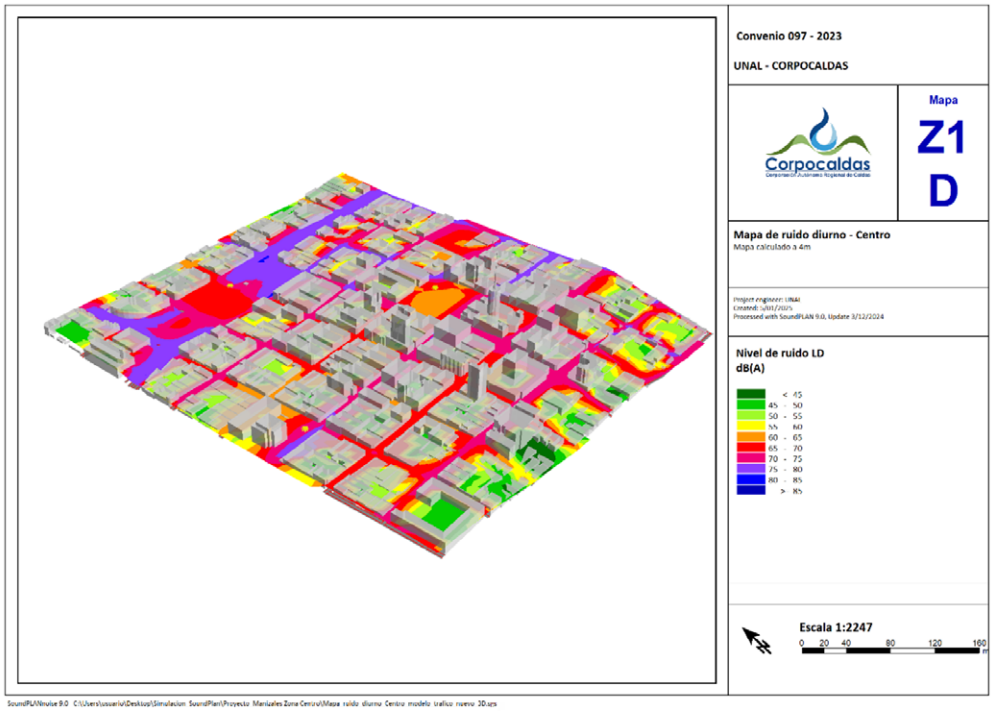
Figura 3. Metodología para la modelación de transporte. Fuente: elaboración propia.

RESULTADOS

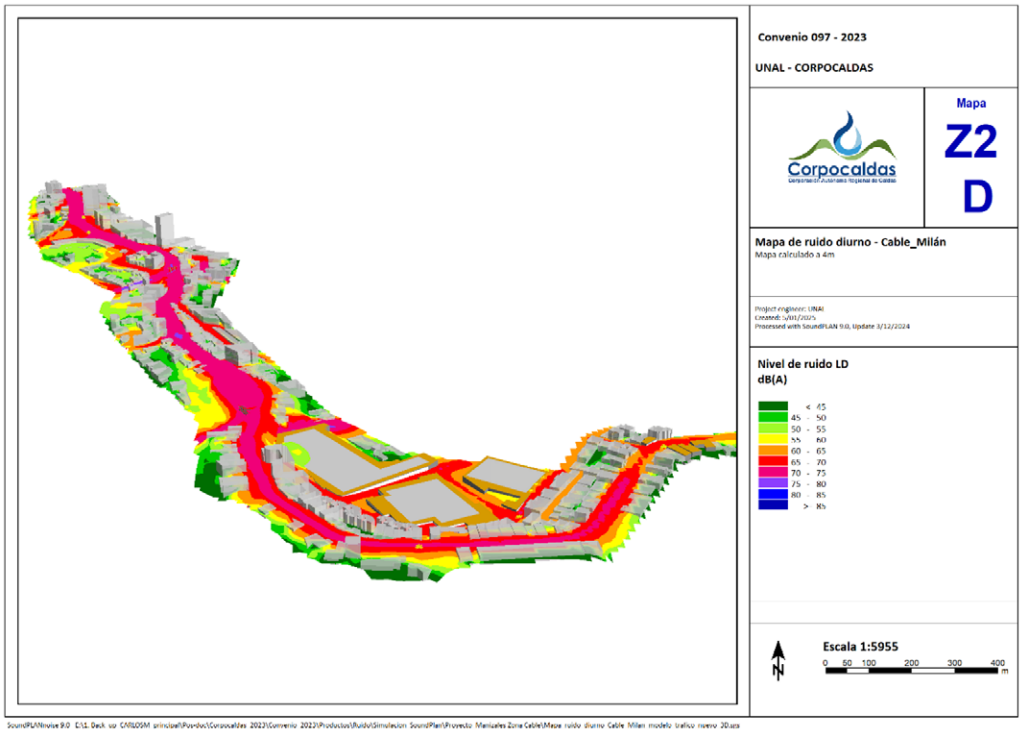
La información de volúmenes de tráfico por arco de vía obtenida del ejercicio de simulación con el modelo de transporte permitió definir valores de flujos vehiculares (veh./h) para las categorías requeridas según la normativa Cnossos-EU empleada en la simulación de ruido. Teniendo como base dicha información, se aplicaron factores de ajuste que fueron obtenidos producto de los conteos vehiculares realizados en puntos estratégicos de las zonas de estudio, brindando un mayor grado de detalle a la información de tráfico ingresada al modelo de ruido. Este ejercicio permitió obtener sesgos (en términos del error absoluto promedio – MGE) entre 1 y 3 decibeles (dB) calculados a partir de los puntos de control de cada zona, donde fueron realizadas mediciones de ruido en periodo diurno y nocturno. Dichos resultados mostraron notable mejoría en comparación con valores de tráfico definidos con base en información general y secundaria, donde los sesgos estuvieron en un rango de 2 a 8 dB.

La obtención de un MDT detallado con características de edificaciones, sumado a los datos de tráfico descritos, permitieron obtener los mapas de ruido que se presentan en la Figura 4 (se muestran en este resumen los resultados para periodo diurno únicamente). Se observa como los mayores niveles de presión sonora se obtuvieron asociados con los principales corredores viales con niveles predominantemente entre los 75 y 80 dB.

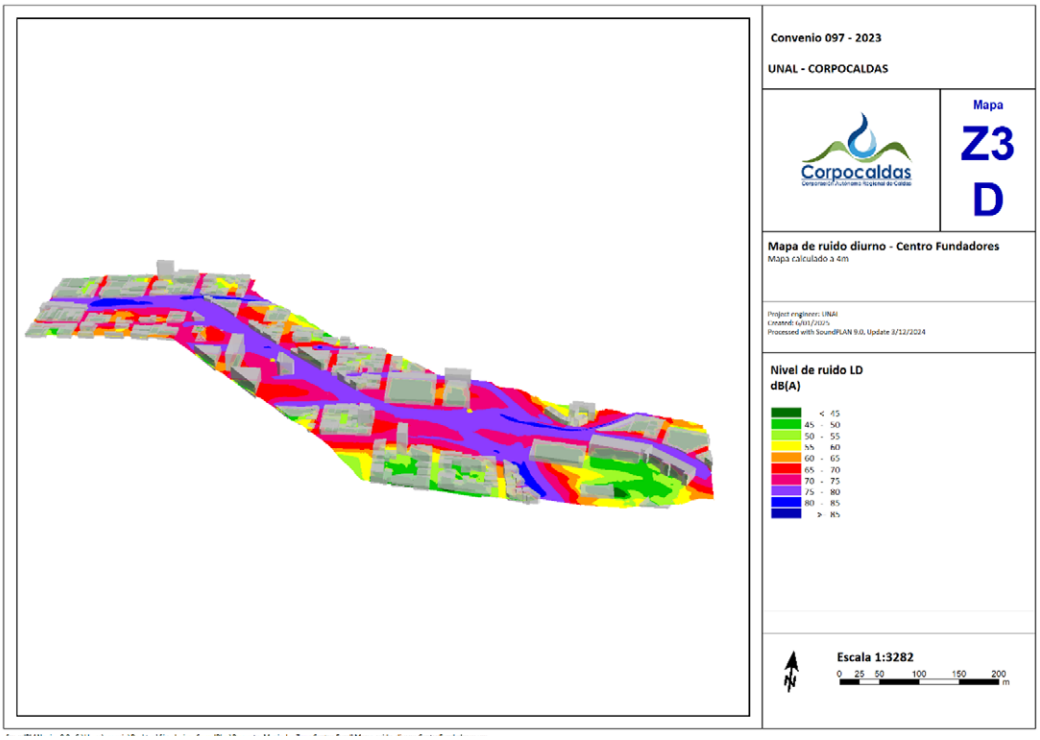
(a)



(b)


Convenio 097 - 2023
UNAL - CORPOCALDAS
Corpocaldas
Mapa
Z2
D
Mapa de ruido diurno - Cable_Milán
Mapa calculado a 4m
Nivel de ruido LD
dB(A)
< 45
45 - 50
50 - 55
55 - 60
60 - 65
65 - 70
70 - 75
75 - 80
80 - 85
> 85
Escala 1:5955
0 50 100 200 300 400 m

(c)


Convenio 097 - 2023
UNAL - CORPOCALDAS
Corpocaldas
Mapa
Z3
D
Mapa de ruido diurno - Centro Fundadores
Mapa calculado a 4m
Nivel de ruido LD
dB(A)
< 45
45 - 50
50 - 55
55 - 60
60 - 65
65 - 70
70 - 75
75 - 80
80 - 85
> 85
Escala 1:3282
0 25 50 100 150 200 m

(d)

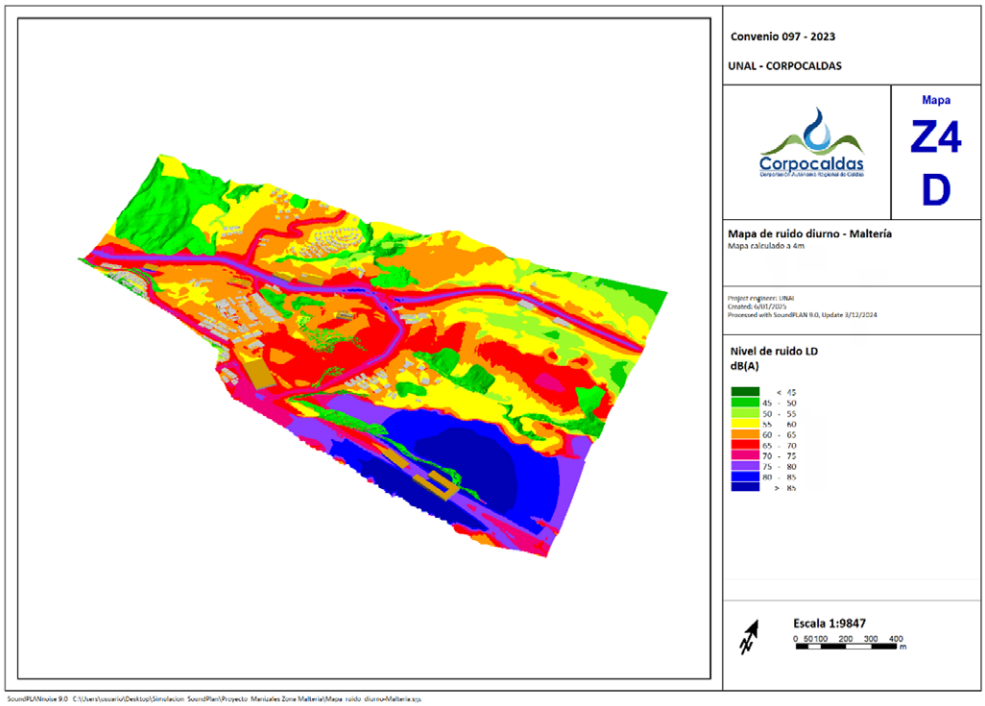


Figura 4. Mapas de ruido (vista tridimensional) obtenidos en periodo diurno para cada uno de los sectores de estudio definidos en la ciudad de Manizales. a) Sector 1. Centro. b) Sector 2. Cable-Milán. c) Sector 3. Centro-Fundadores. d) Sector 4. Maltería. Fuente: elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La metodología y resultados obtenidos en relación con el ejercicio de simulación de ruido llevado a cabo para la generación de los mapas de ruido ambiental, pone de manifiesto la importancia de herramientas como la simulación de tráfico, para generar ejercicios realistas que permitan la obtención de insumos confiables y que sirvan de soporte en la gestión del ruido de centros urbanos.

REFERENCIAS

- CORPOCALDAS, AAC (2019). Formulación de un plan de gestión del ruido para la ciudad de Manizales. Manizales, Caldas.

- Guedes, I. C. M., Bertoli, S. R., & Zannin, P. H. (2011). Influence of urban shapes on environmental noise: A case study in Aracaju — Brazil. The Science Of The Total Environment, 412-413, 66-76. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.10.018

- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial – MAVDT (2006). Resolución 0627 de 2006. Bogotá.

- Steer Davies Gleave (2017). Plan Maestro de Movilidad de Manizales. Manizales, Colombia.

- Tolosa, F. (2003). Efectos del ruido sobre la salud. Discurso inaugural del Curso Académico 2003 en la Real Academia de Medicina de las Islas Baleares.

INDICADOR PARA LA GESTIÓN DEL RUIDO ASOCIADO AL OCIO NOCTURNO EN EL VALLE DE ABURRÁ

Julián Andrés Galeano Márquez [1,2], Juan David Berrio Bernal [3,2], Diana Catalina Hoyos Giraldo [4,2], Mauricio Ramírez Arias [5,2]

[1]Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, jagaleanom@eafit.edu.co, [2]Universidad EAFIT, [3]Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, jdberriob@eafit.edu.co
[4]Área Metropolitana del Valle de Aburrá, diana.hoyos@metropol.gov.co,
[5]Área Metropolitana del Valle de Aburrá - Proyecto Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, mauricio.ramirez@siata.gov.co

Palabras clave: Ruido ambiental; ocio nocturno; indicadores cuantitativos; monitoreo ambiental; patrones de ruido, sensores de bajo costo.

INTRODUCCIÓN

El ruido es un contaminante físico que afecta la salud y el bienestar de las personas en áreas urbanas, siendo especialmente relevante en zonas de ocio nocturno, en las cuales funcionan bares y discotecas. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2018), la exposición prolongada al ruido puede tener impactos negativos en la calidad de vida, incluyendo trastornos del sueño y estrés.

Buscando generar estrategias que permitan mejorar la gestión de este contaminante, se propone desarrollar un indicador cuantitativo para diferenciar el ruido atribuible a fuentes de ocio, frente a otras actividades urbanas, de manera que se puedan identificar las zonas afectadas y monitorear constantemente la aparición de nuevas fuentes de este tipo de ruido. Este enfoque busca proporcionar herramientas prácticas que promuevan la gestión acústica y motivar la definición de políticas públicas orientadas al control del ruido en entornos urbanos.

MÉTODOS

La metodología adoptó un enfoque mixto, que combina análisis cuantitativos y cualitativos, en el cual se procesaron datos históricos provenientes de sensores acreditados (Red de Monitoreo de Ruido Ambiental del Valle de Aburrá) y sensores de bajo costo (Red de Ciudadanos Científicos) del Área Metropolitana del Valle de Aburrá, operadas por su Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA-, con el propósito de identificar patrones acústicos asociados a actividades de ocio nocturno. Los sensores de bajo costo, aunque no son acreditados, permiten capturar datos adicionales en áreas no cubiertas por la red oficial, ampliando la resolución espacial del análisis (Castell et al., 2017; Lewis & Edwards, 2016), permitiendo la identificación

de tendencias en las variaciones de ruido. Adicionalmente, se realizaron visitas de campo para validar la correlación entre los incrementos en los niveles de ruido y la expansión comercial en dichas zonas.

El diseño del indicador cuantitativo se llevó a cabo mediante un proceso iterativo, incorporando análisis estadísticos y ajustes basados en los hallazgos empíricos de las visitas de campo. Este enfoque permitió garantizar la robustez, precisión y aplicabilidad del indicador en contextos urbanos con dinámicas acústicas complejas.

RESULTADOS

El análisis del ciclo diurno de los datos de ruido de las estaciones de la red acreditada entre los años 2021-2024, muestra diferencias significativas en los niveles nocturnos de ruido (que van desde las 19:00 a las 00:00) entre los días lunes a miércoles y jueves a domingo en estaciones cercanas a zonas de ocio (estaciones ITA-ACUA y SAB-SEMS), como se observa en la Figura 1. En los días jueves a domingo, el ruido ambiental aumenta o se mantiene fijo a partir de las 19:00 hasta la medianoche, contrario a lo que sucede en las estaciones no afectadas por ocio, en las cuales se observa una marcada disminución.

De esta manera, para construir el indicador cuantitativo, se calcula la diferencia en decibeles entre las 19:00 y la medianoche de los ciclos diurnos. Adicionalmente, se evalúa la diferencia entre las medianas nocturnas de los periodos lunes-miércoles y jueves-domingo. Si las diferencias son negativas, se interpreta como un aumento significativo en los niveles de ruido atribuible a actividades de ocio nocturno. Por el contrario, una diferencia positiva sugiere una disminución del ruido en esos periodos, lo que indica que las fuentes de ocio nocturno no tienen una influencia significativa en los niveles de ruido ambiental en la zona monitoreada.

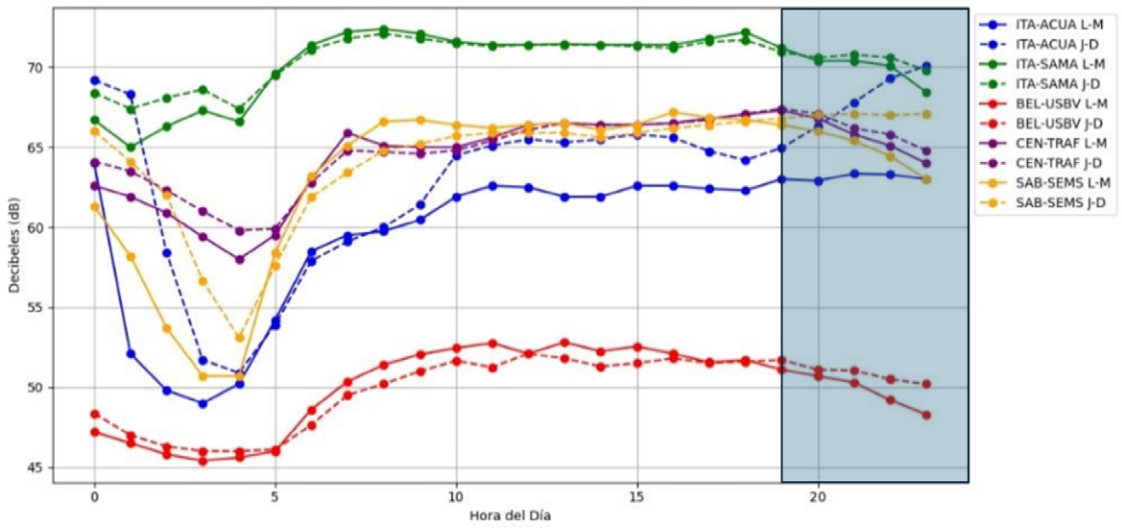


Figura 1. Ciclo diurno, comparación de decibeles lunes-miércoles (L-M) vs jueves-domingo (J-D) en las estaciones acreditadas. Fuente: Elaboración propia.

A partir del indicador cuantitativo propuesto, se generó un código utilizando lenguaje de programación Python, el cual permite evaluar el comportamiento de diferentes estaciones de manera automática. Este indicador fue contrastado inicialmente en estaciones seleccionadas, donde las fuentes de ruido eran previamente conocidas, permitiendo evaluar su capacidad para distinguir variaciones atribuibles a actividades de ocio nocturno, tanto en las mediciones acreditadas como en las mediciones con sensores de bajo costo, mostrando resultados consistentes, confirmando su habilidad para identificar patrones acústicos relacionados con fuentes de ruido asociadas a ocio nocturno.

Los resultados obtenidos permitieron desarrollar un indicador cuantitativo para discriminar el ruido procedente de fuentes de ocio nocturno frente a otras actividades urbanas. Este instrumento facilita la identificación de zonas críticas con niveles sonoros elevados asociados a establecimientos recreativos, así como la detección temprana de áreas con tendencias emergentes de contaminación acústica por ocio. La capacidad del indicador brinda a las autoridades ambientales un marco para implementar medidas correctivas en zonas consolidadas y acciones preventivas antes de la consolidación de nuevas zonas como focos de ruido asociados al ocio nocturno.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Estos hallazgos resaltan la aplicabilidad del indicador desarrollado como una herramienta para la toma de decisiones en la gestión del ruido ambiental. Su uso podría facilitar la regulación del ruido en zonas de ocio y servir de referencia para la implementación de políticas de control acústico y ordenamiento territorial. Integrarlo en planes de monitoreo permitiría alertar sobre zonas con niveles de ruido críticos y apoyar la planificación urbana con el objetivo de mitigar los impactos del ruido en la salud pública. Además, su incorporación en plataformas de gestión del territorio favorecería la toma de decisiones basada en datos en tiempo real, promoviendo ciudades más habitables y sostenibles.

REFERENCIAS

- Organización Mundial de la Salud (OMS). (2018). Environmental Noise Guidelines for the European Region. World Health Organization. https://www.who.int/publications/i/item/environmental-noise-guidelines-for-the-european-region

- Castell, N., Dauge, F. R., Schneider, P., Vogt, M., Lerner, U., Fishbain, B., Broday, D. M., & Bartonova, A. (2017). Can low-cost sensor technology complement existing air quality monitoring networks? Environmental Research, 152, 232–239. https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.10.016

- Lewis, A., & Edwards, P. (2016). Validate personal air-pollution sensors before using. Nature, 535(7610), 29-31. https://doi.org/10.1038/535029a

DEFINICIÓN DE IMPACTOS EN EL NIVEL DE PRESIÓN SONORA MEDIANTE MODELACIÓN DE RUIDO Y APLICACIÓN DE CRITERIOS DE IMPACTO POR RUIDO EN PROYECTOS MINEROS E INDUSTRIALES

Edgar Alejandro Vélez Jaramillo[1], Paula Trejos[2]

[1]EYC GLOBAL S.A.S, avelez@eycglobal.com, [2]EYC GLOBAL S.A.S, ptrejos@eycglobal.com

Palabras clave: Impactos por ruido, estudios de impacto ambiental, modelación de ruido

INTRODUCCIÓN

En el marco del licenciamiento ambiental en Colombia, conforme con la Metodología General para la Elaboración y Presentación de Estudios Ambientales -MGEPEA- (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, y su identificación y delimitación está estrechamente vinculada a la caracterización de componentes ambientales y la evaluación ambiental. En ese sentido, para determinar el nivel de impacto en el nivel de presión sonora de un proyecto dado, se propone la realización del modelo ISO9613-2, corrido mediante el software CadnaA. El nivel de impacto se define a partir de las variaciones introducidas por el proyecto, de acuerdo con el uso del suelo y según el Noise Impact Criteria de la Federal Transit Administration (FTA) de Estados Unidos.

MÉTODOS

Para la definición de impactos se sigue el siguiente procedimiento:

- Identificación de los usos de suelo (según condición actual) y observación en campo.
- Establecimiento de receptores de interés.
- Monitoreo de ruido ambiental (línea base).
- Modelo de condiciones actuales sin el proyecto (ISO9613-2)
- Modelo de condiciones proyectadas (ISO9613-2).
- Definición del impacto según variaciones de nivel de presión sonora.

Definición de impacto según variaciones de nivel, de acuerdo con el método Noise Impact Criteria, en donde, dado un nivel de ruido existente, se observan los cambios introducidos en el nivel de ruido por un proyecto.

Para la definición del impacto, el criterio toma en cuenta las categorías de uso del suelo asi: Categoría 1: áreas donde el ruido nocturno no es un factor determinante. Para esta categoría la evaluación se realiza con la medida $L_{eq(hr)}$

Categoría 2: áreas donde el ruido nocturno es un factor determinante, dada la sensibilidad durante este periodo de tiempo. En este caso se usa la métrica L_{dn}, en la cual se incluye una penalidad de 10 dB(A) durante el periodo nocturno.

El cálculo de nivel Ldn, se realiza mediante la siguiente expresión:

$$L_{dn} = 10 \cdot \log_{10}\left(\frac{1}{24}\left[\sum_{i=1}^{15} 10^{\frac{L_{diurno,i}}{10}} + \sum_{j=1}^{9} 10^{\frac{L_{nocturno,j}+10}{10}}\right]\right)$$

Fuente: (Magrab, 1975)

Donde

Ld = Nivel de presión sonora promedio durante el día (7:00 a 21:00, 14 horas)

Ln Nivel de presión sonora promedio durante la noche (21:01 a 7:00, 10 horas)

El +10 dB en el periodo nocturno representa una penalización por la mayor sensibilidad al ruido durante esas horas

Los periodos diurno y nocturno, se establecen de acuerdo con la resolución 627 de 2006, por la cual se establecen los niveles de ruido ambiental en Colombia.

A partir de la diferencia entre el nivel existente y el futuro esperado se consideran la presencia o no de impactos por ruido, el criterio se explica mediante la siguiente gráfica:

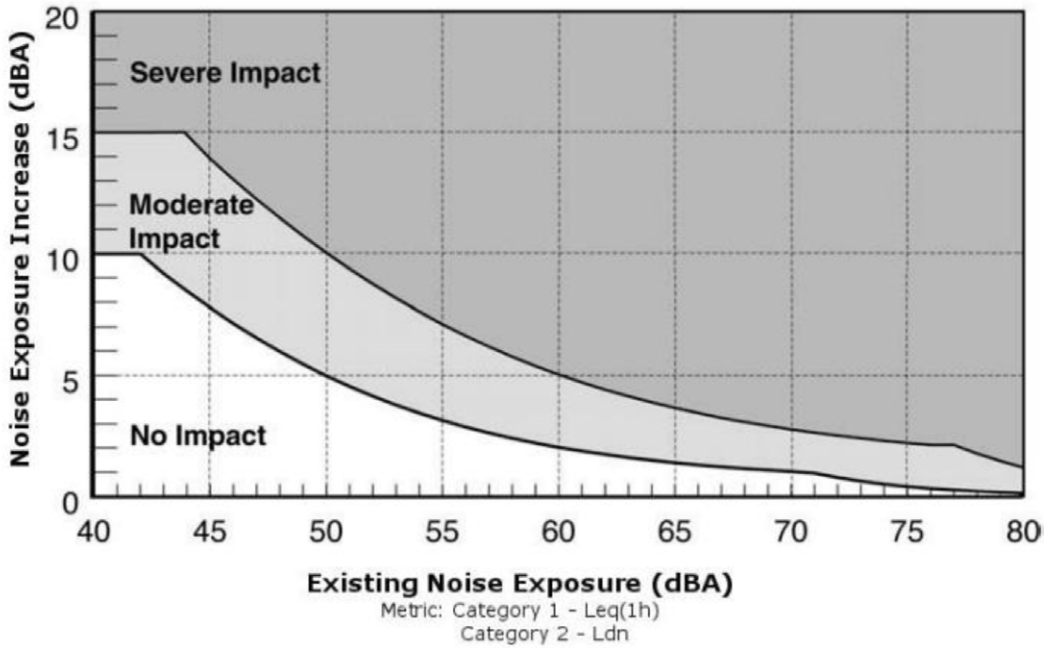


Figura 1. Noise Impact Criteria . Fuente: (Federal Transit Administration, 2018)

De acuerdo con el criterio, las zonas que presentan mayor nivel de ruido, son más sensibles ante los cambios que puedan presentarse, por ejemplo, una zona con un nivel de exposición de 70 dB, presenta impactos moderados a partir de un aumento de 1 dB(A), mientras una zona con un nivel de exposición de 40 dB(A), puede soportar un aumento en el nivel de exposición hasta de 10 dB(A).

La definición de impacto se describe asi:

- **Sin Impacto:** se considera que el ruido generado por el proyecto no cauca impacto en las comunidades.

- **Impacto moderado:** El proyecto puede generar una molestia medible en la comunidad. A partir de este nivel se debe considera la toma de medidas de mitigación.

- **Impacto severo:** El ruido generado por el proyecto, puede causar un alto nivel de molestias en nivel de riesgo para la salud de la población expuesta. En este sentido es necesario evaluar mayores medidas de mitigación o replanteo de proyecto.

Dado que el criterio se enfoca hacia comunidades, se asumen para la evaluación, que los usos del suelo corresponden a la categoría 2, por ser áreas con presencia de viviendas. Para la establecer el nivel de impacto, a partir de las mediciones de línea base, se define primero el LDN en condiciones actuales y el LDN proyectado (nivel actual + proyecto).

RESULTADOS

El proceso se ha aplicado en diferentes situaciones para el licenciamiento ambiental, definiendo el impacto en nivel de presión sonora, a partir del cambio introducido por el proyecto, teniendo en cuenta las condiciones actuales de la zona y el uso del suelo.

El ejemplo de un análisis bajo un posible aporte de 55 dB, se presentan a continuación:

Tabla 1. Comparación de niveles de ruido, actuales y proyectados

PUNTO	Nivel promedio de ruido ambiental dB(A)			Aporte Proyectado		Nivel esperado			Impacto
	Diurno	Nocturno	LDN	Diurno	Nocturno	Diurno	Nocturno	LDN	
P1	55	56	63	55	55	58	58	65	Sin Impacto
P2	53	51	58	55	55	57	56	63	Moderado
P3	57	60	66	55	55	59	61	68	Moderado

Fuente: EYC GLOBAL S.A.S., 2024

De acuerdo con los resultados que se muestran en la tabla, un nivel constante de aporte de 55 dB(A) introduce cambios entre 2 y 5 dB(A) dependiendo del nivel de exposición actual.

En este caso aplicando el Noise Impact Criteria, puedo observarse:

- Para un nivel LDN de 63 dB(A) un aumento de 2 dB no representa un impacto en nivel de presión sonora.

- Para un nivel LDN de 58 dB(A) un aumento de 5 dB representa un impacto moderado, en el límite superior de la curva.

- Para un nivel LDN de 66 dB(A), un aumento de 2 dB, representa igualmente un impacto moderado.

Puede concluirse que un mismo aporte, puede presentar diferentes niveles de impacto, dependiendo del nivel de exposición sin el proyecto en un sector.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El criterio de impacto por ruido de la FTA ((Federal Transit Administration, 2018)) es un método desarrollado originalmente para proyectos de transporte, pero puede aplicarse a otros tipos de desarrollos, siempre que cuente con el respaldo técnico correspondiente (monitoreos de línea base, clasificación de usos de suelo, entre otras).

Este enfoque cuenta con el aval de diversas entidades y se basa en estándares internacionales, que van más allá del simple cumplimiento normativo.

Su aplicación en estudios de impacto ambiental u otras evaluaciones permite contribuir a los objetivos globales de salud y bienestar de la población influenciada por proyectos mineros e industriales.

REFERENCIAS

- EYC GLOBAL S.A.S. (2024). EIA Proyecto de explotación y producción de agregados a partir de materiales de arrastre del río Saldaña.

- Federal Transit Administration. (September de 2018). Transit Noise and Vibration Impact Assessment Manual. Washigton DC, United States: Federal Transit Administration.

- Magrab, E. B. (1975). Environmental Noise Control. Washington, D.C: John Wiley & Sons.

- 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-metodologiaelaboracion-estudios-ambientales

DETERMINACIÓN DE NIVELES DE RUIDO AMBIENTAL Y ESTIMACIÓN DE LA PERCEPCIÓN GENERADA EN ZONAS PRIORIZADAS DEL ÁREA URBANA DEL MUNICIPIO DE GARZÓN – HUILA.

Javier Ernesto Collazos-Gutierrez[1], *Jennifer Katiusca Castro Camacho*[2]

[1]Ingeniero ambiental, Especialista en Salud Ocupacional, Magister en Ingeniería y Gestión Ambiental.
Email: javier.collazosg@gmail.com
[2]Ingeniera Agrícola, Magister en Ingeniería y Gestión Ambiental.
Email: jenniferkatiusca.castro@usco.edu.co
El autor de correspondencia será el encargado de verificar la aprobación de todos los autores para la aplicación al evento y enviar el resumen extendido, y será con quien el CASAP X mantendrá comunicación.

Palabras clave: Impactos por ruido, estudios de impacto ambiental, modelación de ruido

INTRODUCCIÓN

El sonido es un fenómeno físico del movimiento del aire emitido por una fuente emisora que produce ondas de presión sonora que al llegar al oído humano pueden interpretarse como sonidos entendibles (Zafra, 2019). El sonido se compone de un rango de frecuencias amplio y el oído humano sano tiene la capacidad de oír en un rango de frecuencias que va desde los 20 Hz hasta los 20.000 Hz y ambientalmente el sonido cobra mayor importancia, debido a la sensibilidad que tienen los humanos a los sonidos de baja frecuencia que está entre los 20 a 200 Hz. Para dar cuenta de esto, la curva de ponderación A o escala de ponderación A, se utiliza en los estudios de ruido ambiental, para tratar de replicar el rendimiento del oído humano. (Murphy y King, 2014).

El ruido generalmente se define como un sonido no deseado que puede alterar negativamente la vida humana o animal. Pero algunos autores han disentido de la anterior definición, ya que argumentan que deja abierta la posibilidad de que algunos sonidos puedan ser considerado como un ruido simplemente por lo que significan, como un concierto de música o una manifestación o un evento cultural (Goldsmith, 2012).

Dentro de indicadores usados para el análisis de ruido esta la tonalidad y la impulsividad. El ruido tonal se caracteriza por contener mucha energía concentrada en ciertas frecuencias, lo que resulta en un tono o tonos audibles y se pueden identificar mediante un análisis espectral de la señal en 1/3 (un tercio) de octava (Murphy & King, 2022). El ruido impulsivo es aquel que presentan variaciones rápidas de un nivel de presión sonora en intervalos de tiempo mínimos y suelen ser breve y abrupto (MAVDT, 2006), el cual puede provocar mayores niveles de estrés y menor rendimiento en las personas (Radun et al., 2022). Además, el nivel de ruido no es el

único factor objetivo que explica la molestia (Hongisto et al., 2019). Se ha evidenciado que la impulsividad (Vos & Smoorenburg, 1985) y la tonalidad (Oliva et al., 2017), generaron sensaciones de molestia, al menos en condiciones de laboratorio.

El ruido es cualquier sonido no deseado generado por las diferentes actividades humanas que pueden causar daño a la salud y calidad de vida de las personas. Es considerado un contaminante ambiental (Murphy, 2017), el cual es emitido por todas las fuentes, siendo la industria, la construcción, el tráfico de fuentes móviles, las vías de ferrocarril y el transporte aéreo, las fuentes de mayor relevancia y el causante de los mayores niveles de molestia por ruido en las personas (Organización Mundial de la Salud OMS, 1999). El tráfico de fuentes móviles es la principal fuente de ruido ambiental en las áreas urbanas y el principal causante de impactos negativos según el uso de suelo colindante (Olague-Caballero, Wenglas-Lara, & Duarte-Rodríguez, 2012).

Garzón es un municipio ubicado en el centro del departamento del Huila a una distancia de 112 kilómetros de la ciudad de Neiva, la capital del departamento. Se encuentra a una altitud desde los 790 msnm hasta 900 msnm (en el área urbana) y tiene una temperatura promedio de 24 °C (Valenzuela, 2020). Según el DANE, Garzón tiene una población proyectada en 2023 de 77.794 habitantes (DANE, 2020), por eso la CAM no ha realizado mapas de ruido ambiental en este municipio.

En el municipio de Garzón, el problema por ruido ha llevado a que la comunidad radicando 2016-00462-00, contra la Personería municipal, la CAM, el municipio de Garzón, la inspección de Policía y otros, para proteger los derechos fundamentales a la vida, la salud y el ambiente sano, que se veían vulnerados por el funcionamiento de diferentes establecimientos de comercio dedicados a la actividad de bares y discotecas, que generaban niveles de ruido superiores a los máximos permitidos por la legislación ambiental colombiana (Juzgado Primero Civil Municipal de Garzón, 2016).

MÉTODOS

Se utilizó un sonómetro Clase 1 de la marca Casella 63X de propiedad de la CAM, que tiene la capacidad para medir el nivel equivalente de presión sonora con frecuencia de ponderación en A (LAeq), respuesta rápida (F), filtro de ponderación de impulsividad y dispone de filtro de tercios de octava. A su vez, se utilizó un pistófono, una pantalla antiviento, un trípode para su montaje y una extensión de micrófono que permitió realizar las mediciones de ruido ambiental.

Para determinar el número de puntos de medición de ruido ambiental, se elaboró una cuadricula sobre el área de estudio de 137 hectáreas, dejando una distancia máxima entre los vértices de 250 m. En el Tabla 1 y Figura 1, se puede evidenciar las coordenadas planas y la ubicación de los puntos, respectivamente.

Tabla 1. Ubicación puntos de medición

Punto	Este	Norte	Dirección
1	828032	734725	Carrera 5 entre calle 9 y 10
2	827899	734511	Carrera 5 calle 7
3	827770	734305	Carrera 5 Calle 4
4	827578	734425	Carrera 7 calle 4
5	827706	734637	Carrera 7 calle 7
6	827827	734839	Carrera 7 entre calle 9 y 10
7	827930	735036	Carrera 7 No 12 24
8	827721	735178	Carrera 10 calle 11
9	827589	734971	Carrera 10 Transversal 10
10	827472	734781	Carrera 10 calle 7
11	827341	734566	Carrera 10 calle 4
12	827204	734346	Carrera 10 calle 11
13	826996	734481	Carrera 12 calle 1
14	827116	734682	Carrera 12 calle 4
15	827261	734913	Carrera 12 calle 7
16	827386	735114	Carrera 12 calle 9
17	827051	735051	Carrera 15 calle 7
18	826911	734828	Carrera 15 calle 4
19	826788	734633	Carrera 15 calle 1

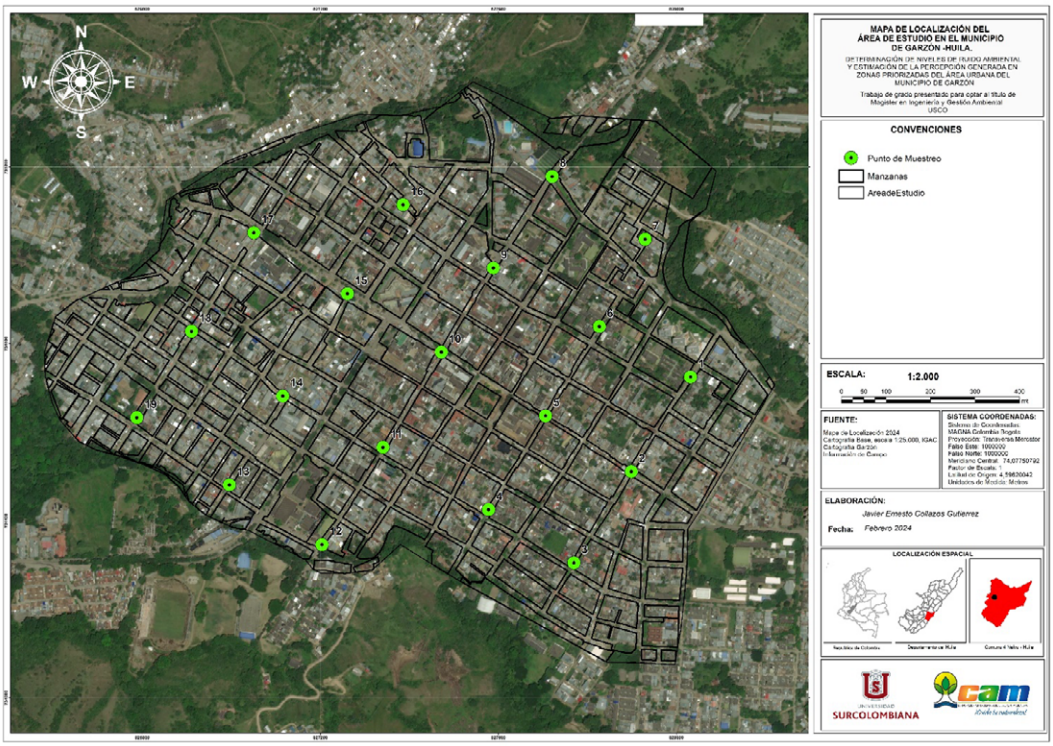


Figura 1. Ubicación de puntos de medición

En cada punto de medición se realizó una captura de información de quince (15) minutos, para obtener así los respectivos niveles de ruido diurno (LAeq,d) y nocturno (LAeq,n). Se realizó una medición en un día hábil y una medición en un día no hábil, tanto para el horario diurno como para el nocturno. Además, se recolectó información relacionada con posibles focos generadores de ruido, conteo vehicular, situaciones ruidosas durante el día o la noche, en jornada hábil o festiva.

El micrófono del sonómetro se ubicó a 4 metros de altura desde el suelo y a una distancia equidistante de las fachadas o muros existentes a ambos lados del punto de medición, sin dejar que sea inferior a 1,5 metros. Además, el micrófono se ubicó en posición vertical hacia arriba con el fin de que ningún obstáculo reflectante incida sobre la propagación del sonido.

Para evaluar la percepción subjetiva del ruido ambiental se han utilizado en gran parte el método de encuesta, el diseño de estas varía dependiendo de los objetivos específicos de cada investigación, de forma genérica estos estudian el componente psicosocial del ruido (Llimpe, 2011).

Las preguntas diseñadas para la encuesta de percepción fueron sometidas a una "prueba piloto" para evaluar el grado de aceptación del público basado en las respuestas generadas. Se validaron considerando las opiniones de expertos en el tema a través de Sesiones Delphi, según la metodología usada por Castro y Ramírez (2009).

RESULTADOS

Las mediciones de ruido ambiental se realizaron en cuatro jornadas discriminadas así:

(1) ordinario diurna que comprende los días de lunes a sábado en el horario de 7:01 a 21:00,
(2) ordinaria nocturna que comprende los días de lunes a sábado en el horario de 21:01 a 7:00,
(3) dominical diurna que comprende los días de domingos y/o festivos en el horario de 7:01 a 21:00 y (4) dominical nocturna que comprende los días de domingos y/o festivos en el horario de 21:01 a 7:00. En las Figuras a continuación, se puede observar los niveles de ruido ambiental comparado con el nivel máximo permisible establecido en la norma nacional, Resolución 627 de 2006.

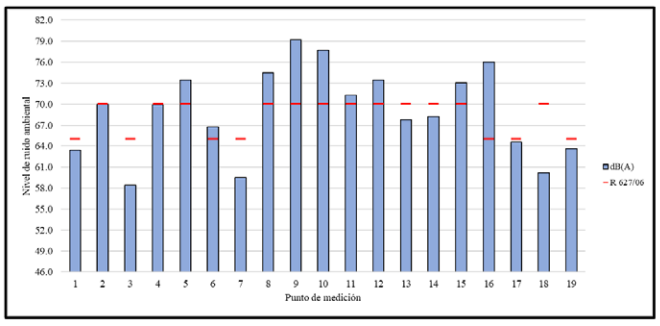


Figura 2. Niveles de ruido ambiental jornada ordinaria diurna vs el nivel máximo permisible.

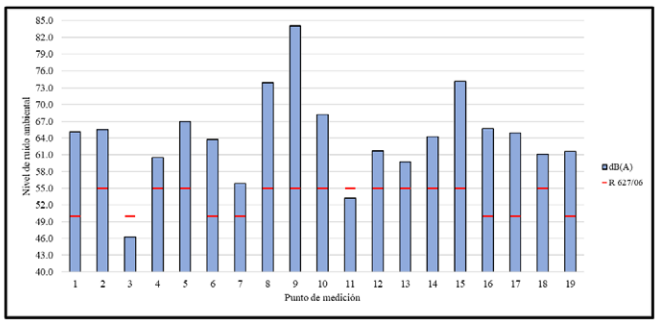


Figura 3. Niveles de ruido ambiental jornada ordinaria nocturna vs el nivel máximo permisible

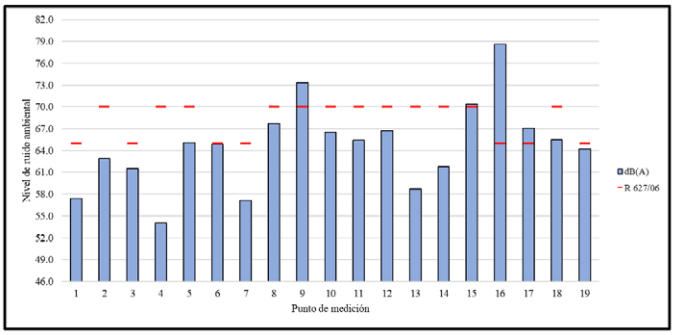


Figura 4. Niveles de ruido ambiental jornada dominical diurna vs el nivel máximo permisible.

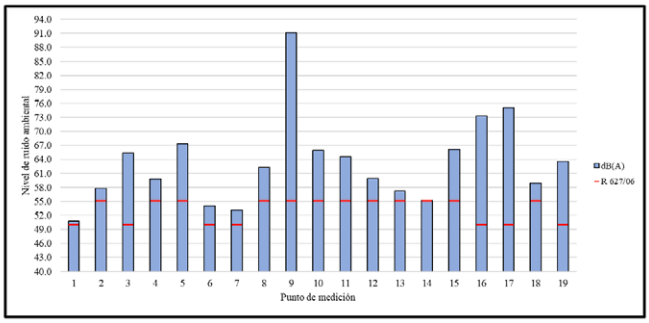


Figura 5. Niveles de ruido ambiental jornada dominical nocturna vs el nivel máximo permisible.

Como se puede observar en la Figura 2, se evidencio un incumplimiento del nivel de ruido ambiental en 9 puntos, equivalente al 47.4% de los puntos analizados. En la Figura 3, se evidencio un incumplimiento del nivel de ruido ambiental en 17 puntos, equivalente al 89.5% de los puntos analizados. Los puntos 8, 10, 14, 15, 16 y 17, se encontraron altos niveles de ruido asociado al paso de motocicletas a alta velocidad y la presencia de actividad comercial. En el punto 9 se encuentra la presencia de bares y discotecas que no cuentan con medidas de insonorización y cuyo funcionamiento origina un nivel de ruido ambiental de 84.1dB (A). En los puntos 1 y 2, se evidencia de motocicletas a alta velocidad.

Como se puede observar en la Figura 4, se evidencio un incumplimiento del nivel de ruido ambiental en 4 puntos, equivalente al 21.1% de los puntos analizados. En el punto 16 se presentó el mayor nivel de ruido ambiental, ya que en esta zona se evidenció el funcionamiento de dos establecimientos comerciales que usaban un altoparlante para reproducir música y se encontraban vendiendo cerveza a los asistentes. En este mismo punto también hace presencia talleres de motocicletas y una fábrica de ornamentación que se encontraba trabajando. Y conforme a la Figura 5, se evidencio un incumplimiento del nivel de ruido ambiental en todos los puntos medición. El tránsito vehicular en especial el de motocicletas a alta velocidad, es la fuente más aportante de ruido, en especial en las zonas residenciales donde es más restrictivo en nivel de ruido.

Para la jornada ordinaria, se puede evidenciar que el aumento de los niveles de ruido ambiental está relacionado al tránsito de carros (r = 0.751, IC 95% 0.376 a 0.928) y es mayor con el tránsito de motos (r = 0.840, IC 95% 0.565 a 0.952). Y para la jornada dominical, se puede evidenciar que si bien el aumento de los niveles de ruido ambiental está relacionado al tránsito de carros (r = 0.485, IC 95% 0.55 a 0.884) y el tránsito de motos (r = 0.583, IC 95% 0.75 a 0.921), no existe una fuerte asociación entre estas dos variables.

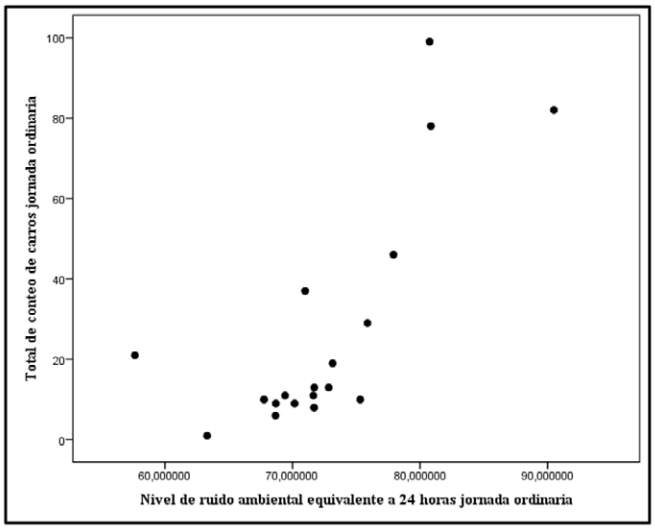


Figura 6. Gráfico de dispersión para jornada ordinaria y tránsito de carros.

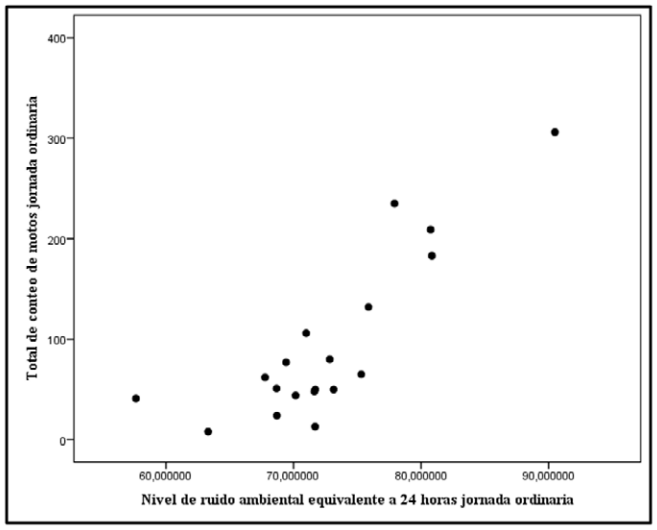


Figura 7. Gráfico de dispersión para jornada ordinaria y tránsito de motos.

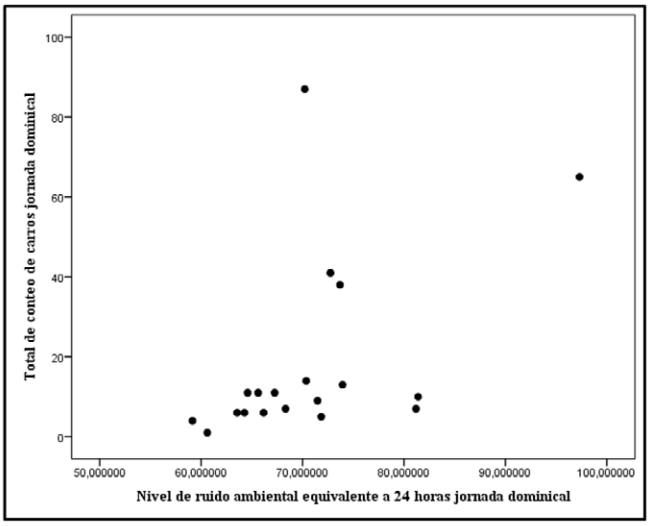


Figura 8. Gráfico de dispersión para jornada dominical y tránsito de carros.

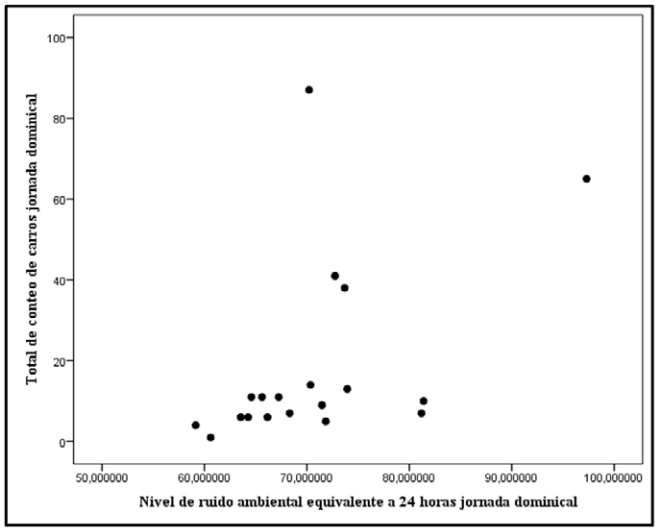


Figura 9. Gráfico de dispersión para jornada dominical y tránsito de motos.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este documento representa un recurso invaluable para el municipio de Garzón, ya que puede ser utilizado como una herramienta clave en la gestión ambiental urbana. Su contenido proporciona una comprensión detallada de la dinámica de las actividades generadoras de ruido en el municipio. Al analizar estas actividades y sus impactos acústicos, se abre la puerta a soluciones concretas para abordar las problemáticas planteadas por la comunidad, las cuales se reflejan en las numerosas quejas presentadas ante la Alcaldía Municipal. La aplicación de las conclusiones y recomendaciones derivadas de este trabajo puede contribuir significativamente a mejorar la calidad de vida de los habitantes y a promover un entorno urbano más saludable y sostenible.

La Maestría en Ingeniería y Gestión Ambiental se posiciona como un aliado estratégico en la generación de información pertinente para el desarrollo regional. Muchas veces, estas entidades gubernamentales carecen de los recursos humanos especializados y de los equipos necesarios para llevar a cabo investigaciones o informes técnicos detallados sobre cuestiones ambientales específicas. En este sentido, la colaboración entre la academia y las administraciones locales se vuelve indispensable para abordar eficazmente los desafíos ambientales y promover un desarrollo sostenible en las comunidades locales. Esta colaboración entre la academia y las instituciones locales constituye un ejercicio esencial para el progreso social y ambiental de la comunidad huilense. Al trabajar de la mano, se pueden identificar problemas ambientales, diseñar soluciones innovadoras y promover políticas efectivas que contribuyan a un desarrollo sostenible en la región. A su vez, los resultados obtenidos no solo consolidan nuestro conocimiento actual, sino que también abren nuevas perspectivas para futuras investigaciones y aplicaciones prácticas.

REFERENCIAS

- Castro, J., & Ramirez, V. E. (2009). Diagnóstico de los Niveles de Gestión de la Higiene y de la Calidad en Empresas del Sector Agroalimentario del Departamento del Huila. Trabajo de Grado para optar al Título de Ingeniero Agrícola. Universidad Surcolombiana.

- Corporación Autónoma Regional del Alto Magdalena, CAM. (2017). Mapas de ruido ambiental y plan de descontaminación por ruido del municipio de Neiva. Neiva.

- Correa, F. J., Osorio, J. D., & Carreño, C. A. (2018). Estimación de la relación entre el ruido y la molestia generada por el tráfico vehicular: una aplicación en la ciudad de Medellín, Colombia. Revista de Estudios Regionales(111), 181-213.

- Correa, F. J., Osorio, J. D., & Patiño, B. A. (2015). Valoración económica de la reducción del ruido por tráfico vehicular: una aplicación para Medellín (Colombia). Semestre Económico, 18(37), 11-50.

- Departamento Administrativo Nacional de Estadística DANE. (febrero de 2020). Proyecciones de Población 2018-2020. Censo Nacional de Población y Vivienda. Bogotá. doi: https://www.dane.gov.co/files/censo2018/proyecciones-de-poblacion/anexos-proyecciones-poblacion-desagregacion-2018-2020.xls

- Goldsmith, M. (2012). Discord: The Story of Noise. Oxford University Press.

- Hongisto, V., Saarinen, P., & Oliva, D. (2019). Annoyance of low-level tonal sounds – A penalty model. Applied Acoustics, 145, 358-361. https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2018.09.023

- Instituto Colombiano de Normas Técnicas ICONTEC. (2019). NTC-ISO 1996-2:2019 Acústica.

Descripción, medición y evaluación del ruido ambiental. Parte 2: Determinación de los niveles de presión sonora. Bogotá: ICONTEC.

- Juzgado Primero Civil Municipal de Garzón, 2016-00462-00 (Sentencia de Tutela 24 de noviembre de 2016).

- Llimpe C. (2011). Resultados del estudio subjetivo del ruido y de las mediciones de los niveles de presión sonora en el distrito de Miraflores, Lima. Perú.

- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (07 de abril de 2006). Resolución 627 de 2006. Por la cual se establece la norma nacional de emisión de ruido y ruido ambiental. Bogotá.

- Murphy, E. (2017). What To Do About Environmental Noise? Acoustics Today, 13, 18-25.

- Murphy, E., & King, E. (2014). Environmental Noise Pollution (Primera ed.). Elsevier.

- Murphy, E., & King, E. A. (2022). Principles of Environmental Noise. En Elsevier eBooks (pp. 9-51). https://doi.org/10.1016/b978-0-12-820100-8.00002-6

- Olague-Caballero, C., Wenglas-Lara, G., & Duarte-Rodríguez, J. (2012). Contaminación por ruido en carreteras de acceso a la ciudad de Chihuahua. CienciaUAT, 101-115.

- Oliva, D., Hongisto, V., & Haapakangas, A. (2017). Annoyance of low-level tonal sounds – Factors affecting the penalty. Building And Environment, 123, 404-414. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.07.017

- Organización Mundial de la Salud OMS. (1999). Guidelines for Community Noise. Geneva: Organización Mundial de la Salud.

- Organización Mundial de la Salud OMS. (2009). Night Noise Guidelines for Europe. Copenhague: Organización Mundial de la Salud.

- Radun, J., Maula, H., Rajala, V., Scheinin, M., & Hongisto, V. (2022). Acute stress effects of impulsive noise during mental work. Journal Of Environmental Psychology, 81, 101819. https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2022.101819

- Takihata, S., Mizutari, K., Morita, I., Matsuo, H., Nakayama, A., Shimizu, S., Ueno, M., Ito, T., Shinomiya, N., & Shiotani, A. (2020). The influence of a noisy environment on hearing impairment and tinnitus: The hearing outcomes of 50-year-old male Japan ground self-defense force personnel. Auris Nasus Larynx, 16-43. https://doi.org/10.1016/j.anl.2020.05.010

- Valenzuela, L. (marzo de 2020). Plan de Desarrrollo Municipal 2020-2023 . Garzón, Huila, Colombia.

- Vos, J., & Smoorenburg, G. F. (1985). Penalty for impulse noise, derived from annoyance ratings for impulse and road-traffic sounds. Journal Of The Acoustical Society Of America, 77(1), 193-201. https://doi.org/10.1121/1.392257

- Zafra, J. (2019). Ingeniería de sonido. Conceptos, fundamentos y casos prácticos. Bogotá: Ediciones de la U.

PARTICIPACIÓN CIUDADANA EN LA DEFINICIÓN DE CONTROLES DE RUIDO COMO MEDIDA DE MANEJO AMBIENTAL EN OPERACIÓN MINERA EN SALDAÑA (TOLIMA)

Paula Trejos[1], Edgar Alejandro Vélez[2], Luisa Hernández[3], Luisa Carmona[4]

[1]EYC GLOBAL S.A.S., ptrejos@eycglobal.com, [2]EYC GLOBAL S.A.S., avelez@eycglobal.com
[3]EYC GLOBAL S.A.S., lhernandez@eycglobal.com, [4]EYC GLOBAL S.A.S., lcarmona@eycglobal.com

Palabras clave: Ruido; Minería; Receptores sensibles; Participación ciudadana.

INTRODUCCIÓN

El Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible (DUR 1076 de 2015) establece los estudios de impacto ambiental (EIA) como estrategia para el licenciamiento de proyectos en diferentes sectores de la economía, definiendo el alcance de los términos de referencia para cada tipo de proyecto y estableciendo la participación ciudadana como un lineamiento en el proceso de construcción del medio socioeconómico que caracteriza el entorno de los proyectos, obras o actividades sujetas de evaluación.

En este contexto, las labores de reconocimiento del territorio permiten identificar la población susceptible por la afectación derivada de la "Alteración en los niveles de presión sonora en la atmósfera"[1] , asociada al proyecto de Explotación y producción de agregados a partir de materiales de arrastre en el río Saldaña en el suroriente del Tolima, alteración generada por actividades que generan emisión de ruido relacionadas con la operación de la trituradora de cono, zarandas, scalper, cargue y descargue de material mediante cargadores y retroexcavadoras y transporte entre áreas de explotación. Así, el aporte del proyecto en el nivel de presión sonora por fuera de las áreas de intervención, genera un cambio en el nivel de ruido existente, perceptible para las comunidades cercanas.

El análisis realizado para determinar la afectación sobre los niveles de ruido en la zona partió del ejercicio de modelación detallado de propagación acústica realizado con el software Cadna A, estándar ISO 9613-2. Dada la dinámica actual, se identificó mediante la adición de niveles (actuales y proyectados) que a partir de un aporte igual o superior a 55 dB(A) en el periodo diurno, durante la construcción y operación, se presenta un impacto que puede ser percibido como molesto por las comunidades cercanas. Este nivel coincide con el valor máximo permisible de ruido ambiental para el "Sector D. Zona Suburbana o Rural de Tranquilidad y Ruido Moderado, sub sector Rural habitada destinada a explotación agropecuaria", en el cual se ubica el proyecto, según la resolución 627 de 2006.

[1]Denominación del impacto de ruido en el listado de impactos establecido en el documento "Estandarización y jerarquización de impactos ambientales de proyectos licenciados por ANLA" emitido por la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales, 2023.

Durante el engranaje del estudio ambiental con sus diversos componentes de atmósfera, suelos, flora, fauna, entre otros, también se vincula un proceso de participación ciudadana que va en línea con lo establecido en el Acuerdo Escazú y reglamentado para Colombia en la Ley 2273 de 2022, que busca garantizar el derecho de acceso a la información ambiental, el derecho a la participación pública en los procesos de toma de decisiones en asuntos ambientales y el derecho al acceso a la justicia en asuntos ambientales. A partir de esta directriz, el proyecto estableció un escenario de diálogo con autoridades locales, colectivos ambientales, población interesada en el proyecto y actores privados con interés en la protección ambiental del río Saldaña, con quienes discutir las medidas ambientales que conjugaran el conocimiento técnico en controles de ruido de los profesionales y los aportes que la ciudadanía contemplara para dicho impacto.

La discusión respecto al ruido en el escenario sin proyecto, el ruido que podría percibirse por las actividades y los efectos que esto ocasiona en el entorno, fueron abordados en jornadas de discusión grupales según el tipo de actor, ubicación en relación con el proyecto y disposición para fomentar la construcción de planes de manejo ambiental que atendieran los cambios generados por la explotación y producción de materiales granulares derivados de la trituración de rocas. Por ello, la determinación de control a partir de un dique perimetral complementado por una barrera viva, fue una medida que se construyó en conjunto con la población, identificando los puntos más estratégicos para el control de ruido y el beneficio a componentes ambientales como flora y fauna.

Estas jornadas denominadas Talleres de discusión de impactos, constituyen un espacio propicio para obtener información que permita implementar el principio de debida diligencia y de esta forma facilitar que, a lo largo del proceso del licenciamiento ambiental, se expongan las alternativas en que se abordan los impactos en el área afectada, lo cual legitima, finalmente, las medidas implementadas.

MÉTODOS

1. Identificación de las condiciones de ruido actuales en el entorno del futuro proyecto minero

De acuerdo con la proyección de las actividades industriales planteadas para la Explotación y producción de agregados a partir de materiales de arrastre en el río Saldaña, se ubican los puntos de monitoreo de ruido, buscando abarcar las distintas condiciones, según variación en los usos del suelo, dinámicas poblacionales, económicas y naturales, así como la presencia de receptores de interés. Dadas las características de cada sitio, se manifiestan condiciones homogéneas por sector, con iguales densidades poblacionales, densidades de tráfico, baja presencia de comercio, poco o nula presencia de aglomeraciones industriales, misma tipología de edificaciones y condiciones estables en las horas del día y/o noche, se considera cada punto como suficiente para caracterizar los niveles de ruido por sector, según lo indicado en la Resolución 627 de 2006.

Las mediciones se realizaron en los horarios diurno y nocturno, en día hábil y no hábil, durante los días 17 al 19 de septiembre de 2022, en puntos con las siguientes características:

Punto 1: Correspondiente a una zona de pastos y rastrojo, donde se pueden evaluar las condiciones de ruido hacia el interior de lo que será la conexión entra la zona de la extracción y la planta del proyecto.

Punto 2: Se ubica en un sector rural con viviendas e infraestructuras distantes entre sí. Se encuentra dentro de lo que se define como perímetro urbano de Saldaña, pero presenta características de una zona residencial suburbana.

Punto 3: Se ubica en el área urbana del municipio, en el área colindante entre el límite del polígono urbano y el río Saldaña, siendo el punto más cercano del área urbana en relación con el proyecto, cuyas fuentes de ruido provienen del tráfico vehicular a nivel barrial, paso esporádico de vehículos (motos y livianos) y actividades domésticas.

Punto 4: Ubicado en una vereda dedicada al cultivo de arroz con infraestructura asociada al Distrito de Riego – Usosaldaña, lo cual se conjuga con infraestructura de vivienda, vías y actividades económicas.

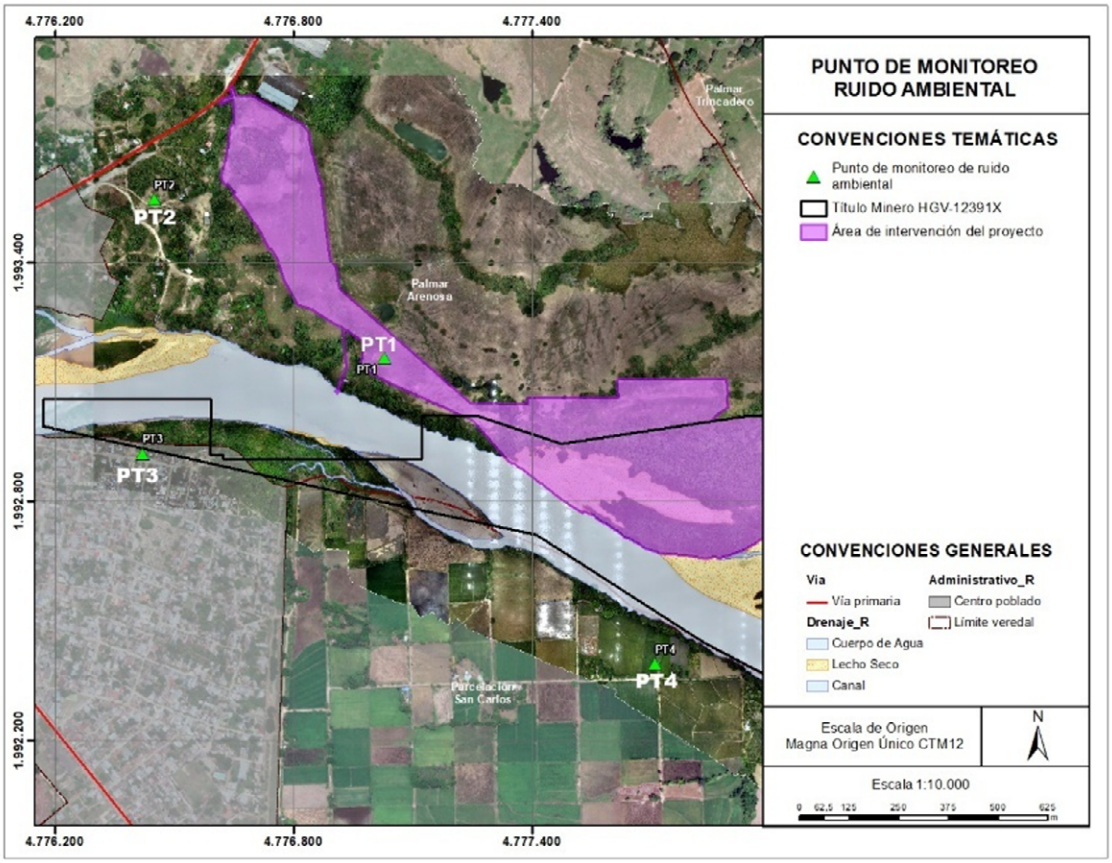


Figura 1. Puntos de monitoreo de ruido ambiental
Fuente: EYC GLOBAL S.A.S., 2023.

2. Modelación de los niveles de ruido

- **Definición de los escenarios de modelación:** Comprende las actividades definidas en cada fase del proyecto (construcción y montaje, explotación y actividades transversales).

- Se emplea el modelo de propagación acústica para fuentes industriales ISO9613-2, ejecutado mediante el Software Cadna A.

- **Definición del dominio de modelación o zona a evaluar:** Área de análisis que debe comprender como mínimo una zona en la cual el ruido se propague hasta alcanzar el nivel de fondo existente.

- **Definición de los estadísticos de ruido de interés:** Niveles equivalentes día y niveles equivalentes noche.

- **Modelo digital de terreno (MDT) de la zona de interés:** Topografía de la zona.

- **Condiciones de uso del suelo:** Integra la cartografía de los usos del suelo dentro del dominio de modelación.

- **Condiciones del proyecto que afectan los campos de propagación de ruido:** Integra base cartográfica en 3D que indique cuáles estructuras y accidentes topográficos afectan la propagación de la onda sonora.

- **Receptores sensibles:** Identificación de infraestructuras sociales, comunidades cercanas a las obras.

- **Resultados de la modelación:** A partir de la información anterior se obtienen curvas de igual nivel de presión sonora (isófonas) las cuales se comparan contra valores de referencia de las evaluaciones de campo, por medio de un proceso de iteración, para desarrollar el proceso de calibración del modelo.

- **Identificación de fuentes:** Fuentes de ruido, así como los valores de potencia sonora emitidas por las operaciones mineras.

- **Análisis de los efectos esperados:** Determinación de magnitud de las variaciones.

3. Participación ciudadana en la definición de controles de ruido

De acuerdo con la política nacional, instrumentos internacionales y lo precisado por el Congreso de la República (Ley 2273 de 2022), los elementos esenciales de la participación ambiental son i) el acceso a la información; ii) el derecho a participar y iii) el derecho al acceso a la justicia en asuntos ambientales.

La participación en el licenciamiento ambiental, incluido el proceso de elaboración de estudios ambientales, debe ser efectiva. Ello quiere decir que ésta debe ser abierta e inclusiva, debe abordarse desde las primeras etapas del proceso de toma de decisión, debe ocuparse de informar tempranamente a la ciudadanía sobre la posibilidad de participar en él y debe integrar las preocupaciones y el conocimiento y saberes del público en las decisiones sobre los proyectos que generan impactos ambientales significativos, es decir, debe brindar la posibilidad de que el público incida en las decisiones[2].

Para ello, el abordaje social del estudio realiza un proceso de acercamiento, establece comunicación y construye lazos de confianza con los actores identificados en el entorno del proyecto y aquellos que pueden ser parte interesada en la elaboración de las caracterizaciones ambientales, constituyéndose en grupos de interés con quienes establecer las líneas de relacionamiento corporativo en el municipio de Saldaña.

El paso a paso de este relacionamiento se ilustra en la Figura 2, a partir de la identificación de actores descrita, con su correspondiente vinculación al proceso según el tipo de actor, desarrollando jornadas en la modalidad de talleres de discusión de impactos en las que se presentan las características del proyecto, para identificar en plenaria las afectaciones que cada grupo de interés pueda percibir y discutir los controles que puedan prevenir, mitigar o corregir las alteraciones provocadas, plasmando estas intervenciones en matrices de trabajo.

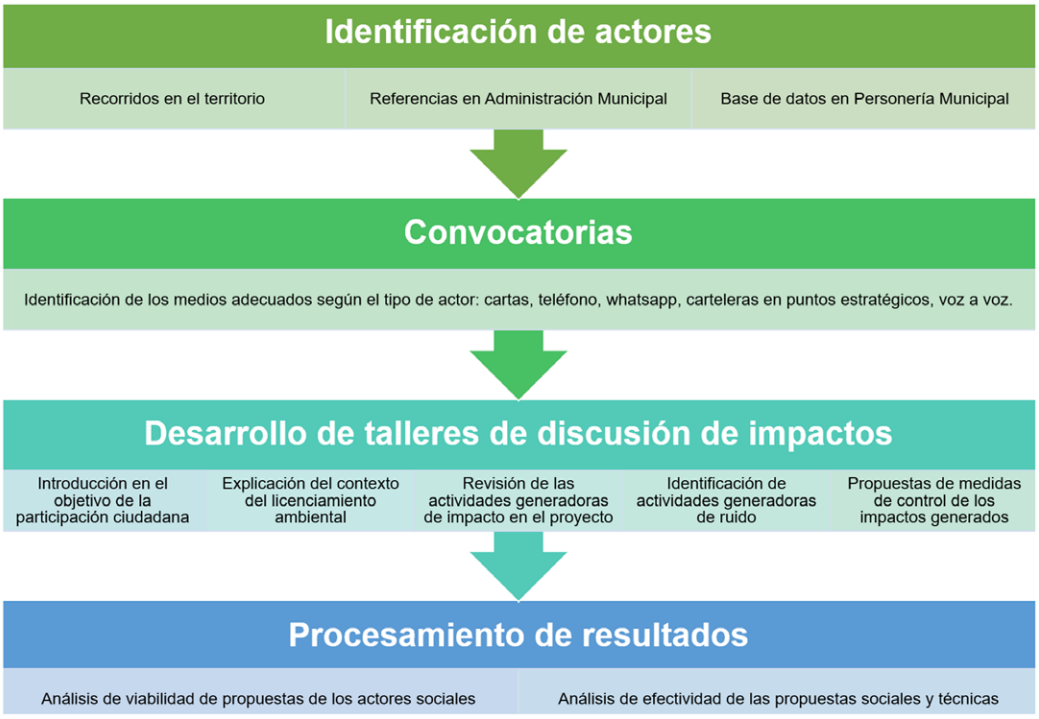


Figura 2. Esquema de participación ciudadana para la definición de controles ambientales. Fuente: EYC GLOBAL S.A.S., 2023.

[2]Metodología general para la elaboración y presentación de estudios ambientales. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2018.

Así las cosas, el aporte en cada espacio de trabajo con las comunidades quedó consignado en el estudio y posteriormente, sometido a validación la posibilidad de integrar dichas sugerencias.

RESULTADOS

En la condición actual de la zona se identificaron tres tipos de fuentes de generación de ruido: las fuentes fijas se encuentran dentro del área de influencia del componente atmosférico; las fuentes móviles se relacionan con el tránsito de automotores, mientras que las fuentes variables no permanecen estables en el tiempo y lugar, como la presencia de animales y de habitantes de algún sector.

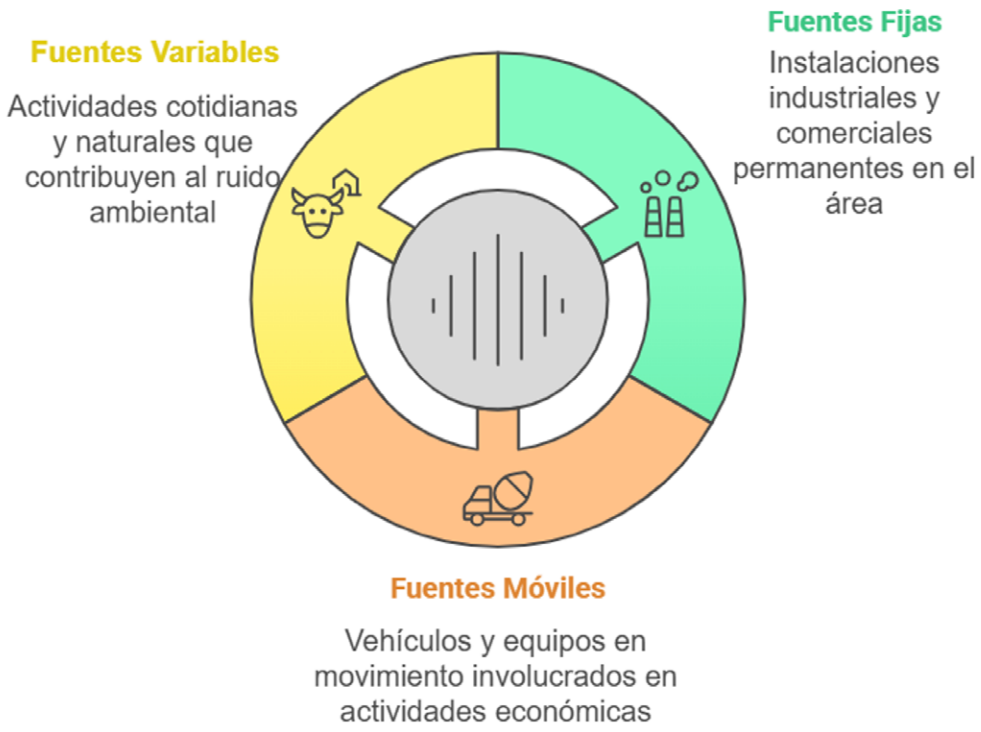


Figura 3. Inventario de fuentes de generación de ruido
Fuente: EYC GLOBAL S.A.S., 2023.

En la Figura 4 se presentan los niveles de presión sonora en horario diurno, los cuales oscilaron de 46.6 dBA (RA1) a 64.6 dBA (RA2) en día de semana o hábil y de 48.9 dBA (RA1) a 55.9 dBA (RA3) en día dominical o fin de semana, presentando sobrepasos máximos de 14.4 dBA (RA2) en día hábil o semana y 2.3 dBA (RA4) en día no hábil o dominical, con respecto a los límites máximos permisibles establecidos en la Res. 627/2006. También se presentan los niveles de presión sonora en horario nocturno, que oscilaron de 55.5 dBA (RA3) a 62.3 dBA (RA4) en día de semana o hábil y de 53.4 dBA (RA1) a 60.6 dBA (RA4) en día dominical o fin de semana, presentando sobrepasos máximos de 18.6 dBA (RA4) en día hábil o semana y 17.0 dBA (RA2), en día no hábil o dominical, con respecto a los límites máximos permisibles establecidos en la Res. 627/2006.

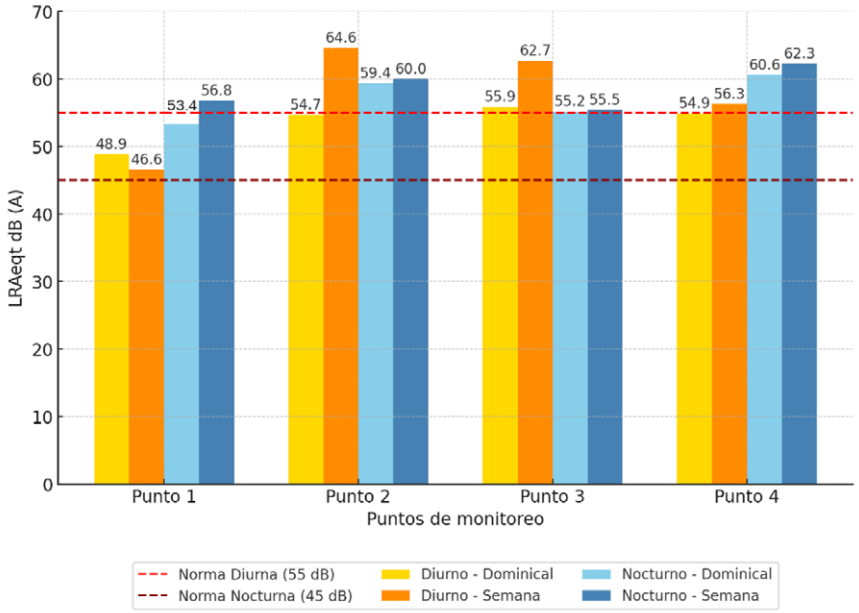


Figura 4. Resultados monitoreo de ruido ambiental horario diurno y nocturno. Fuente: EYC GLOBAL S.A.S., 2023.

En esta primera etapa, se identifica que el comportamiento de los niveles de ruido en la zona de medición está asociado a la presencia de fuentes esporádicas de ruido identificadas durante el monitoreo como los sonidos emitidos por la fauna local, compuesta por aves, insectos y perros. Es importante mencionar que, durante el monitoreo, no se percibieron fuentes de ruido permanentes, infiriendo que los resultados registrados, son acordes a las condiciones normales y a las actividades cotidianas desarrolladas en la zona.

Los resultados obtenidos en horario diurno y nocturno fueron influenciados por diferentes fuentes identificadas en la zona de estudio, tales como tráfico vehicular, sonidos de la fauna local y actividades inherentes a la vida cotidiana de la población.

Dicha caracterización del estado de los niveles de presión sonora durante el monitoreo fue contrastada con las actividades que se proyectaban durante las fases de construcción y operación de la extracción de materiales del río Saldaña y trituración, en el alistamiento del terreno, movimiento del material extraído y procesamiento del mismo, ver Figura 5.

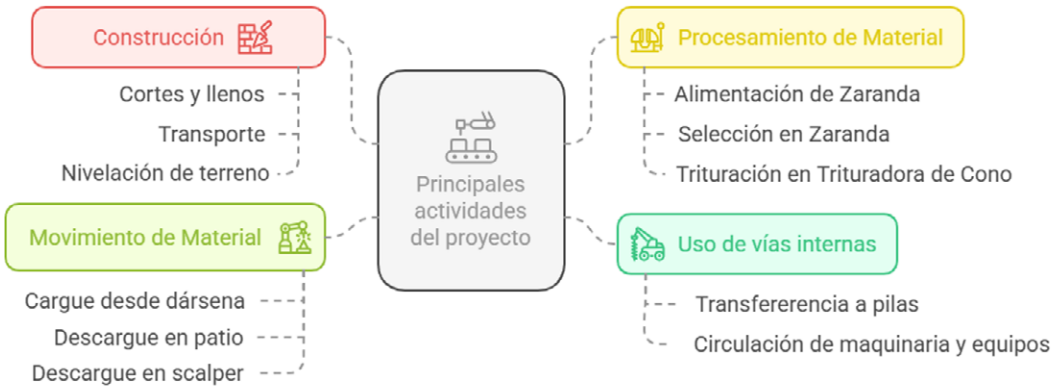


Figura 5. Actividades del proyecto. Fuente: EYC GLOBAL S.A.S., 2023.

Se definieron las fuentes de emisión de ruido del proyecto: operación de trituración y zarandas, scalper, cargue y descargue de material y transporte entre áreas de explotación. Para la etapa de operación se consideraron proyecciones de extracción de material de 600.000 T/A, siendo éste un escenario crítico de máximas cantidades por mes y la mayor demanda en la utilización de vehículos para el transporte. La estimación de emisión para los procesos y fuentes evaluadas, se realiza mediante espectros de emisión por tipo de fuente, según librerías globales del software Cadna A, empleado para la ejecución del modelo de propagación acústica ISO963-2 y según el documento Update of Noise Database for Prediction of Noise on Construction and Open Sites (DEFRA, 2005). Dado el tipo de actividad a desarrollar, el escenario evaluado corresponde a la fase del proyecto en donde se presentan los mayores aportes en el nivel de presión sonora.

A partir de la definición de las actividades del proyecto, fueron 71 puntos los ingresados al modelo, como receptores de interés, en los que se contemplaban viviendas, establos, fábricas, equipamientos sociales y sitios referenciados de alguna importancia comunitaria o privada. Se identificaron 13 estructuras como receptores cercanos a la operación localizados en Zona Suburbana o Rural de Tranquilidad y Ruido Moderado (Sector D según Res. 627/2006), quienes podrían percibir niveles de exposición por encima de 55 dB(A) y con quienes debía abordarse la discusión de impactos ambientales como lineamiento de participación ciudadana.

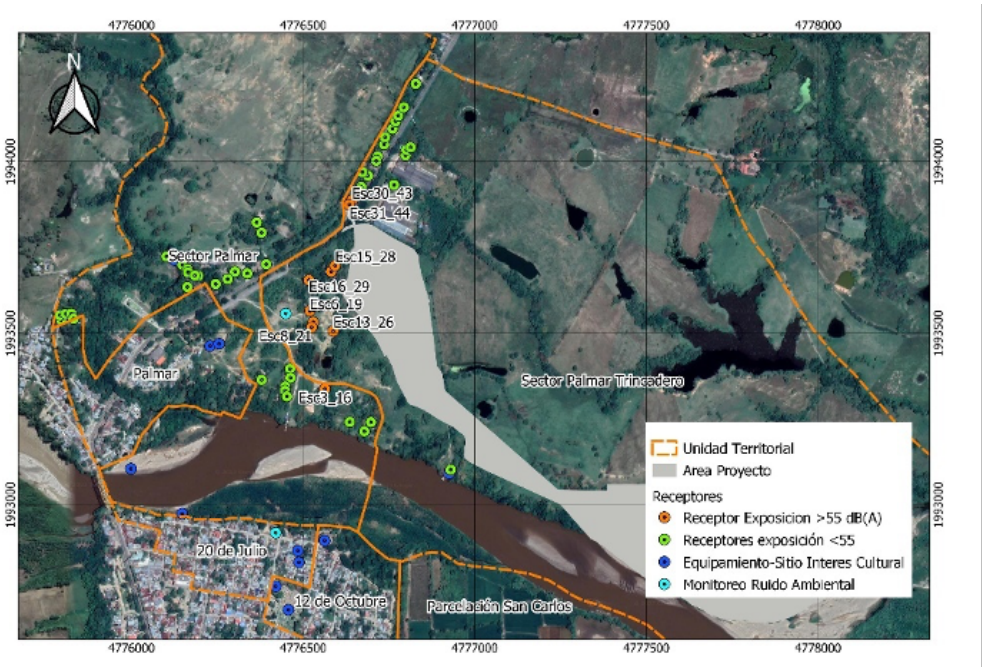


Figura 6. Identificación de receptores sensibles. Fuente: EYC GLOBAL S.A.S., 2023.

Durante las jornadas de Talleres de discusión de impactos, pudo establecerse que dadas las condiciones necesarias para la operación y la ubicación de los receptores de interés, el control de la emisión podría enfocarse en: i) Un terraplén construido en dos tramos en el costado occidental de la planta entre los receptores de interés y la operación; ii) Mantener la vegetación existente por fuera del área de intervención; iii) Complementar la vegetación existente con una barrera viva de hasta 20 m de ancho.

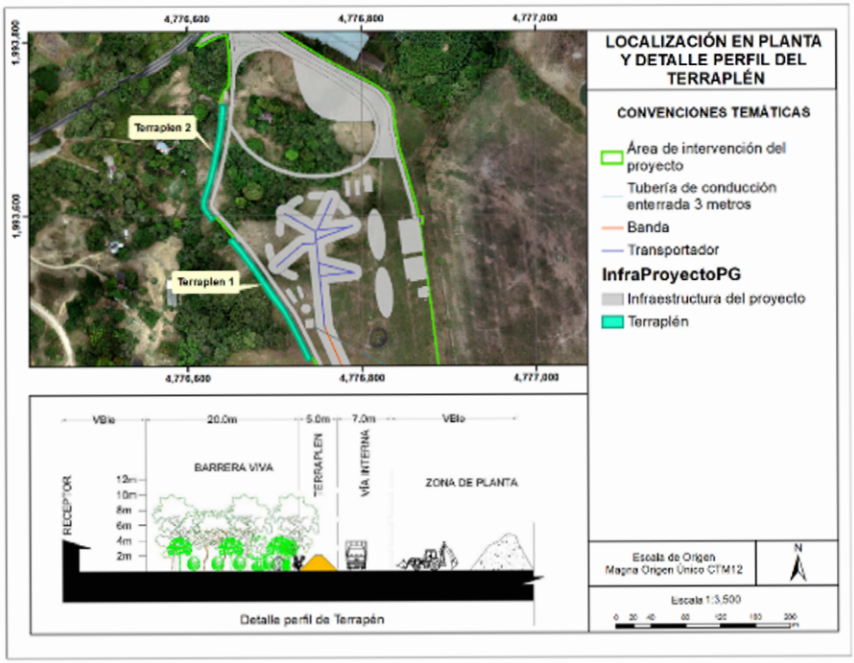


Figura 7. Trazado de terraplén. Fuente: EYC GLOBAL S.A.S., 2023.

El terraplén corresponde a una obra de aproximadamente 300 m de longitud, 2 m de altura, 5 m de ancho en la base y 1 m de ancho en la corona, siendo este una medida que frente a las consideraciones de la población puede bloquear las ondas sonoras. Sin embargo, con relación al paisajismo y el entorno rural, la consolidación de una zona verde además de contribuir a la mitigación del ruido, puede restituir el paisaje, proteger el suelo de la erosión y conservar su humedad, suministrar alimento para la fauna, reforzar el corredor biológico y conectar fragmentos de bosque, lo cual puede ser aún más representativo para los vecinos inmediatos de una nueva operación industrial, ver Figura 7.

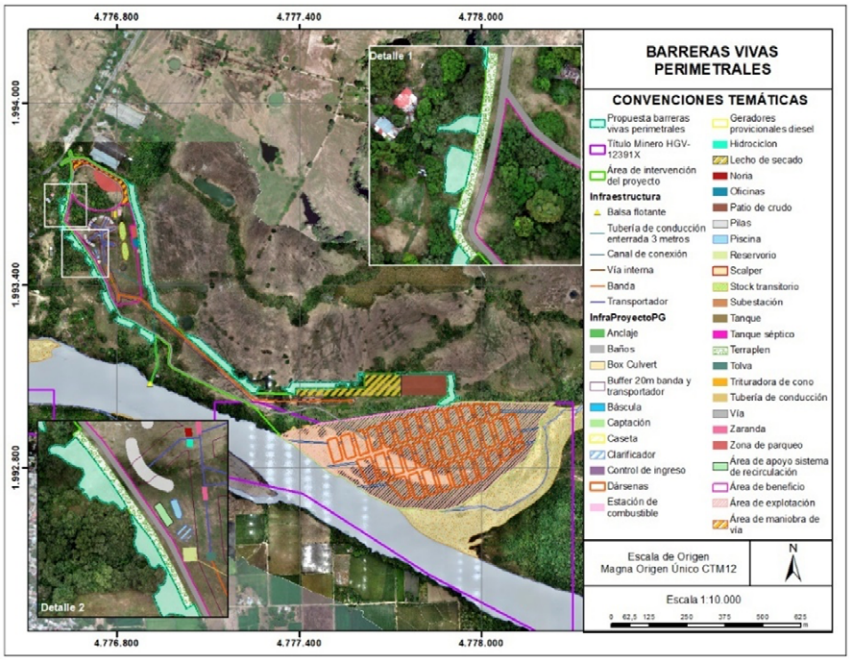


Figura 8. Barreras vivas perimetrales. Fuente: EYC GLOBAL S.A.S., 2023.

Los controles propuestos permiten reducciones de hasta de 7 dB (A) en los 13 receptores que fueron identificados con afectación por ruido, Ver Tabla 1.

Tabla 1. Aportes con y sin control

Receptor	Operación Sin control	Operación Con control	Nivel límite de la norma (Res. 627/2006)
	Día	Día	
	dB(A)	dB(A)	dB(A)
Estructura 3	56,2	49,9	55
Estructura 6	59	55	55
Estructura 7	59,3	54	55
Estructura 8	59	53,3	55
Estructura 9	48,7	47,9	55
Estructura 13	62	55	55
Estructura 14	60,4	55,5	55
Estructura 15	60,4	55,3	55
Estructura 16	58,2	54,9	55
Estructura 17	59,5	55,9	55
Estructura 30	55	54,3	55
Estructura 31	55,1	54,5	55

Fuente: EYC GLOBAL S.A.S., 2023.

Finalmente, la consideración de estos controles como propuesta conjunta del proyecto y la ciudadanía, son una medida que aborda el componente de ruido en el escenario de este proyecto, sin embargo, puede identificarse que los componentes de comunidades, suelo, flora, fauna y aire, también se benefician de las actividades que se implementará para mitigar la alteración de los niveles de presión sonora.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El proceso de participación constituye un escenario propicio para la construcción del diálogo que permite materializar el principio de debida diligencia, donde la ciudadanía tiene el conocimiento necesario de los proyectos, obras o actividades y puede aportar desde su saber y experiencia alternativas que prevengan, mitiguen y controlen impactos que afectan su bienestar. La adopción de medidas propuestas por las comunidades legitima los compromisos planteados en los planes de manejo ambiental, los cuales se constituyen en obligaciones de reporte periódico ante las autoridades en el marco del seguimiento ambiental.

Los lineamientos de participación desarrollan las directrices definidas a este respecto en la Constitución Política, en los acuerdos internacionales de los que Colombia hace parte y en la normativa vigente.

REFERENCIAS

- Autoridad Nacional de Licencias Ambientales. (2016). Términos de referencia para la elaboración del Estudio de Impacto Ambiental EIA en proyectos de explotación minera. https://tinyurl.com/47rx6jn2

- Autoridad Nacional de Licencias Ambientales. (2018). Metodología general para la elaboración y presentación de estudios ambientales. https://tinyurl.com/233km5cr

- Autoridad Nacional de Licencias Ambientales. (2018). Guía de participación ciudadana para el licenciamiento ambiental. https://tinyurl.com/4m4y4xu9

- Congreso de la República de Colombia. (2022). "Por medio de la cual se aprueba el "Acuerdo regional sobre el acceso a la información, la participación pública y el acceso a la justicia en asuntos ambientales en América Latina y el Caribe", adoptado en Escazú, Costa Rica, el 4 de marzo de 2018". https://tinyurl.com/2c43rw4s

- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2006). Resolución 627. Por la cual se establece la norma nacional de emisión de ruido y ruido ambiental. https://tinyurl.com/y9c6vthx

- Ministro de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). Decreto 1076. Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible. https://tinyurl.com/3hzu5c3d



08

CONTAMINACIÓN DEL AIRE INTERIOR Y SUS IMPLICACIONES

INFLUENCIA DE LA COCCIÓN DE ALIMENTOS EN LA CALIDAD DE AIRE INTERIOR DE LAS VIVIENDAS. CASO DE ESTUDIO: CIUDAD DE PANAMÁ

Alexandra Aparicio1, Amsley Medina2, Franchesca González3, Ángela Vargas3

[1]Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de Panamá, Grupo de Investigación Air Engineering Studies, Alexandra.aparicio1@utp.ac.pa
[2]Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de Panamá, Grupo de Investigación Air Engineering Studies, amsley.medina@utp.ac.pa
[3]Centro de Investigación e Innovación e Innovación Eléctrica, Mecánica y de la Industria; Universidad Tecnológica de Panamá, Grupo de Investigación Air Engineering Studies, francheca.gonzalez@utp.ac.pa
[4]Universidad Nacional de Colombia, Air Quality Research Group, acvargasb@unal.edu.co

Palabras clave: calidad de aire interior; estufa a gas; métodos de cocción; GLP; ventilación.

INTRODUCCIÓN

El gas licuado de petróleo posee diferentes utilidades tales como el funcionamiento de calentadores de agua y en forma de combustible para hornos y cocinas (AIGLP, 2020). Tomando en consideración que el mercado mayoritario de este combustible es el sector doméstico, es propicio mencionar que representa el 2% del total de las emisiones mundiales de CO2 (EPA, 2024). El sector residencial representa el 45% del consumo mundial total de este combustible. En Latinoamérica, dicho sector está representado por un 72% (Gasnova, 2024), mientras que, en Panamá, el 67,8% del consumo de GLP corresponde a residencias, principalmente para cocinar (SNE, 2016). Frecuentemente la calidad de aire dentro de la residencia se ve afectada por la cocción de alimentos y las condiciones de ventilación que presenta la (Sáez Cifre, 2017), por lo que se desarrolló un estudio donde se analiza la influencia de las emisiones durante la cocción de alimentos.

MÉTODOS

El estudio se desarrolló en dos fases. Primeramente, se aplicaron encuestas en los distritos de Panamá y San Miguelito para conocer los hábitos de cocción en los hogares. La muestra incluyó 409 individuos. Se recopiló información sobre el uso de gas licuado de petróleo, tipo de cilindro y ventilación en las cocinas. Esta encuesta fue aprobada por el Comité de Bioética de la Universidad Tecnológica de Panamá y la Regulación de Investigación para la Salud del Ministerio de Salud.

En la segunda fase, se monitorearon emisiones contaminantes en el interior de una vivienda tipo apartamento, durante la cocción de alimentos básicos de la dieta panameña como pollo y tortilla de maíz. Se midió material particulado, monóxido de carbono, temperatura, dióxido de carbono y compuestos orgánicos, utilizando una cámara termográfica Fluke TIS55, un detector de calidad de aire HYVODNM HTO-132 y un monitor de calidad de aire Smart 126s, ubicados estratégicamente.

Las mediciones se efectuaron antes de la cocción para conocer la calidad de aire interior en ausencia de combustión y durante la cocción, en condiciones de ventilación mínima (puertas y ventanas cerradas), simulando escenarios cotidianos. Finalmente, se compararon los datos de ambas fases para analizar la calidad del aire en función de los hábitos de cocción y la ventilación en los hogares panameños.

RESULTADOS

Mediante la encuesta, se detectó que un mayor porcentaje de la muestra que utiliza cilindros reside en viviendas unifamiliares donde la cocina se encuentra en el primer piso, sin embargo, el 0.85% residen en plantas mayor al piso cinco, incumpliendo así el reglamento del Gas Licuado de Petróleo que dicta que los cilindros solo deben utilizarse en cocinas ubicadas hasta cinco pisos de alto (GacetaOficial, 2016). Además, a pesar de que el 82% de las viviendas poseen ventanas en el área de la cocina, solo un 17% son de tipo ornamental, las cuales son recomendadas por el reglamento de Aire Acondicionado y Ventilación para asegurar una ventilación permanente (JTIA, 2013) y un 18% no posee ningún tipo de ventana, aumentando así la concentración de contaminantes en la cocina. Además, solo el 34.5% utiliza campanas extractoras, y de estos, solo el 39% poseen salida de aire al exterior de la vivienda, incumpliendo nuevamente el reglamento, que señala que las descargas deben ser al exterior, evitándola dentro del cielo raso o área interna. Dado que los métodos de cocción más utilizados por la muestra fueron el frito y asado, estos fueron los que se utilizaron para el monitoreo. Dando como resultado que, en condiciones de mínima ventilación las emisiones para el método frito aproximaron los 700 ppm de compuestos orgánicos volátiles y mayor a 150 ppm para material particulado, superando los límites establecidos por la OMS, mientras que, para el método asado, los valores fueron menores, pero siendo también sobre los límites. (OMS, 2021)

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Durante la cotidianidad, pasamos gran parte del tiempo en interiores, sin ser conscientes de que podemos estar expuestos a diferentes contaminantes. En el caso de la contaminación del aire interior causada por la cocción, se ve agravada según las condiciones en las que lo hagamos. Por ejemplo, este estudio muestra que en condiciones de ventilación mínimas mientras cocinamos, nos exponemos a altas concentraciones de contaminantes del aire, por lo que debemos procurar por optar por métodos de cocción que emitan menos contaminantes como el guisado y hervido,

así como asegurarse de tener una ventilación adecuada según recomienden las normativas y reglamentos de nuestro país. A la vez, esto demuestra que se debe hacer un mayor hincapié en la creación de conciencia ambiental desde el hogar y que también, se debe reforzar la creación y fiscalización de normas para los espacios de interior donde las personas se puedan ver afectadas.

REFERENCIAS

- AIGLP. (2020). ¿Qué es el GLP? Aplicaciones. Asociacion Iberoamericana de GLP. https://aiglp.org/es/aplicaciones/

- EPA. (2024, 7 de abril 2024). Indoor Air Quality (IAQ), Household Energy and Clean Air. Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/household-energy-and-clean-air

- GacetaOficial. (2016). Resolución No. 060 – 16 de 19 de octubre de 2016 por medio de la cual se aprueba el Reglamento de Gas Licuado de Petróleo de la República de Panamá. Retrieved from www.gacetaoficial.gob.pa/pdfTemp/28151_A/GacetaNo_28151a_20161101.pdf

- Gasnova. (2024). Informe anual del sector GLP, 2023-2024. https://www.gasnova.co/wp-content/uploads/2024/08/InformeGLP_2023-2024_OK.pdf

MODELO DE CAJA EN DOS ETAPAS DE LA CALIDAD DEL AIRE INTERIOR PARA LA CONCIENTIZACIÓN SOCIAL

Elizabeth Magaña Villegas[1], Rubí Espinoza Sánchez[2], José Antonio Martínez de Dios[3], Jesús Manuel Carrera Velueta[4]

[1]Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, elizabeth.magana@ujat.mx
[2]Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, rubiespsan@gmail.com
[3]Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, jose.amdd99@gmail.com
[4]Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, jesus.carrera@ujat.mx

Palabras clave: $PM_{2.5}$; Calidad del aire interior; Modelo de caja simple.

INTRODUCCIÓN

El material particulado (PM), uno de los contaminantes de mayor impacto, es determinante para la calidad de vida y el bienestar de las personas ya que puede provocar desde molestias ligeras hasta sintomatología de alergias, infecciones y/o cáncer, hasta la muerte en los peores escenarios (Mannan & Al-Ghamdi, 2021), y debido a que las personas realizan la mayoría de sus actividades en interiores (Hasager et al., 2021). Sin embargo, existe desconocimiento de cómo las actividades realizadas cotidianamente en interiores generan PM que deterioran la calidad el aire interior y consecuentemente la salud de las personas. Entre las principales fuentes de PM en interiores se encuentran actividades no esenciales. La presente investigación tuvo como objetivo calibrar modelos para la simulación de la CAI en base al comportamiento de los contaminantes $PM_{2.5}$ para actividades de uso de velas, incienso, ahuyentadores de mosquitos y difusores de aceites para usar en la concientización social.

MÉTODO

Se propuso un modelo de caja simple en dos etapas: emisión (Figura 1a) y deposición (Figura 2a) del contaminante. Para la obtención de los parámetros del modelo se midió $PM_{2,5}$ generado por velas tipo pirotécnicas, velas para uso religioso y aromático (considerando la forma de apagado), incienso y difusor de aceites en una unidad de monitoreo de 4,68 m3 completamente cerrada. Las mediciones se realizaron antes de activar la fuente, para establecer la concentración de fondo (C_0), durante la fuente activa, para determinar parámetros del modelo, y después de suprimir la fuente para estimar tiempos de retorno, con un fotómetro de dispersión de 90° (flujo de aire de 1,67 L/min), situado a la altura 1,63 m. Se realizaron de tres a cinco muestreos por fuente. Se supuso entrada/salida de aire por ventana/puerta que corresponde a una fracción de la pared y que la deposición del PM depende de la concentración presente. Se propusieron tasas de

deposición constantes, exponenciales y logarítmicas sin éxito. Para la calibración del modelo se consideró un sistema semicerrado, con ingreso de aire entre 0 – 0,2 m/s y velocidad de viento atenuada por un factor adimensional empírico (ε) obtenido del ajuste de las simulaciones con los datos experimentales.

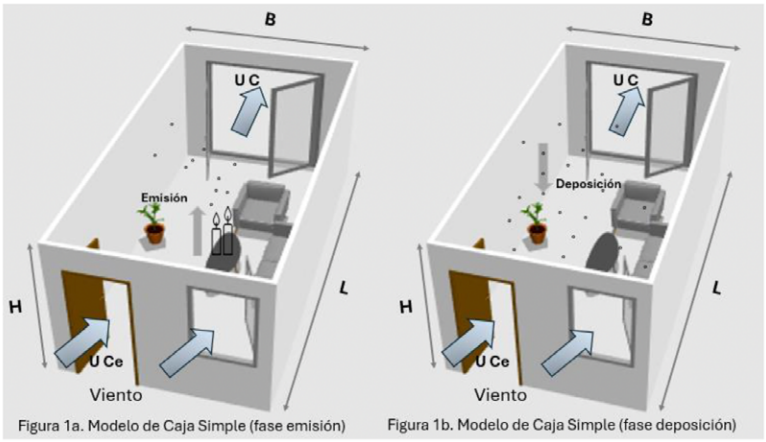


Figura 1. Esquema del modelo de caja simple en dos etapas

El modelo fue implementado en una interfaz con Microsoft Excel, para simular la calidad del aire para diferentes escenarios (ventilación, actividad, dimensiones del lugar y/o duración de la actividad). Se utilizó como referencia la NOM-172-SEMARNAT-2023 y las categorías que cualifican al aire. Se obtuvieron tiempos de permanencia en estas categorías. Se presentó a diferentes audiencias para promover la concientización.

RESULTADOS

Los resultados más relevantes mostraron qué el uso de velas pirotécnicas y ahuyentadores de mosquitos, emiten altas concentraciones de $PM_{2,5}$ 3875,20 µg/min y 775,50 µg/min respectivamente, que persisten en el ambiente. Se observó que el método de apagado en velas aromáticas y para uso religioso influye en las concentraciones de PM2,5 siendo mejor el uso de un trapo húmedo que evita la generación de 54 % de $PM_{2,5}$ al apagarse (Figura 2) en comparación al apagar la vela soplando (Figura 3).

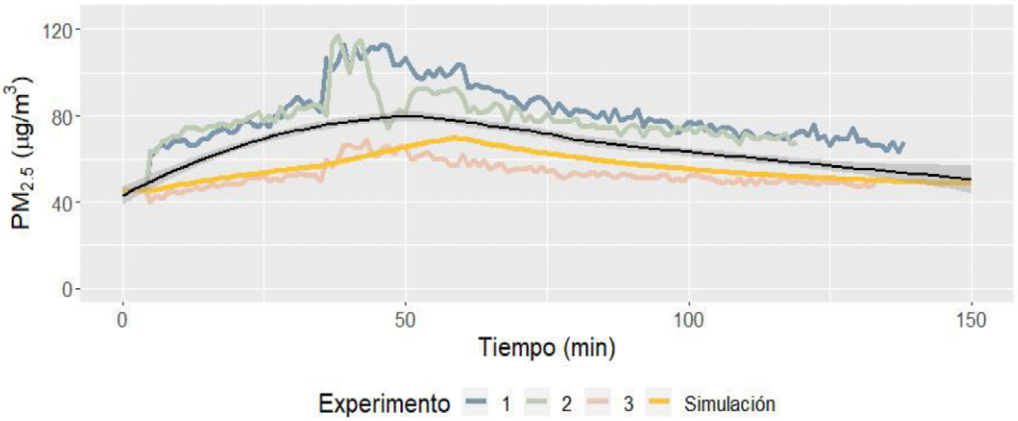


Figura 2. Comportamiento temporal de PM2,5 antes, durante y después del uso de velas aromática, apagadas con un trapo húmedo, en un escenario con poca o nula ventilación

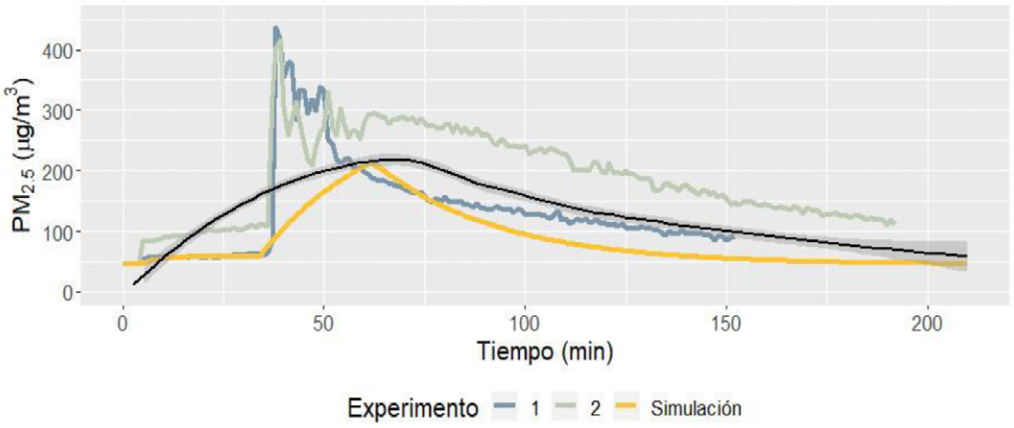


Figura 3. Comportamiento temporal de PM2,5 antes, durante y después del uso de velas aromática, apagadas soplando, en un escenario con poca o nula ventilación

El factor ε adicionado al modelo (ver ecuación), permitió un buen ajuste en la etapa de deposición. El valor ε obtenidos fue 10 para todas las fuentes, excepto el difusor de aceites, que requiere ajuste en ambas etapas del proceso = 0.8 (emisión) y = 3 (deposición).

$$C(t) = \delta(t)\left[C_0 e^{-\frac{\propto_s u l}{L}} + \left(\frac{\propto_e}{\propto_s} C_e + \frac{q_e}{\propto_s uBH}\right)\left(1 - e^{-\frac{\propto_s u l}{L}}\right)\right] + (1 - \delta(t))\left[C(t_a) e^{-\frac{\propto_s u t}{\varepsilon L}} + C_0\left(1 - e^{-\frac{\propto_s u t}{\varepsilon L}}\right)\right]$$

El modelo muestra la importancia de la ventilación. En la figuras 4 se observa el escenario de velas aromáticas (apagado soplando) considerando una velocidad del viento u ≥ 0,5 $\frac{m}{s}$

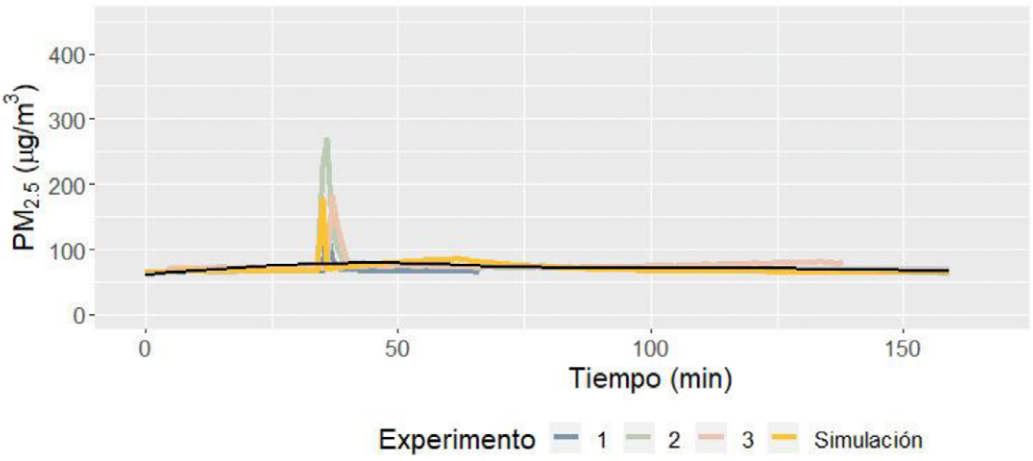


Figura 4. Comportamiento temporal de $PM_{2,5}$ antes, durante y después del uso de velas aromática, apagadas con un trapo húmedo, en un escenario con ventilación u ≥ 0,5 $\frac{m}{s}$

Por otro lado, en la simulación que considera una habitación de 36 m3, u = 0,5 m/s y C_0 = 20 µg/m3 (equivalente a "Buena"), se obtuvieron los resultados siguientes.

Tabla 1. Cmáx/Co y tiempos de retornos obtenidos en la simulación para una habitación de 36m³.

Fuente	Duración de la fuente activa (min)	Cmáx/C0 (µg/m3)	Tiempo de retorno (min)
Velas pirotécnicas de cumpleaños	0,5	15,12	67
Velas aromáticas	5	1,04 – 6,58	0 - 42
Velas religiosas (soplado)	5	6,34	1
Velas de cera de cumpleaños	5	4,88	45
Incienso	40	1,99	22
Ahuyentador de mosquito en espiral	30	15,30	67

Mostrando que la mayoría de las fuentes alteran significativamente las concentraciones de PM, alcanzando valores entre 2 y 15 veces las concentraciones iniciales (Cmáx/Co). El comportamiento de $PM_{2,5}$, en difusores, fue similar a lo observado por Armenta (2021).

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

El modelo propuesto permite identificar de las fuentes no esenciales estudiadas, aquellas que generan más emisiones de material particulado, así como las condiciones de ventilación y duración de la actividad bajo las cuales podría ser seguro realizar esa actividad, si es que existe. Por lo que, se plantea promover el modelo y su herramienta digital en escuela de nivel medio superior y se espera que contribuya en la población a la toma de decisiones focalizadas en su protección, así como la búsqueda de alternativas más sanas. 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.

REFERENCIAS

- Armenta, G. (2021). Evaluación de la exposición a formaldehídos y material particulado intramuros debido al uso de aromatizantes en aerosol. [Tesis de Licenciatura]. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

- Hasager, F.; Bjerregaard, J.; Bonomaully, J.; Knap, H.; Afshari, A. & Johnson, M. (2021). Indoor Air Quality: Status and Standards. 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

ANÁLISIS DE LA CALIDAD DEL AIRE EN UN SISTEMA PRODUCTIVO AVÍCOLA SEMI INTENSIVO O DE PISO EN COGUA, CUNDINAMARCA

Luisa Salinas[1], Heidi Suarez[2], Omar Ramirez3, Joahnn Palacios[4], Angela Triviño[5], Stéphane Godbout[6]

[1]Universidad Militar Nueva Granada, est.luisa.salinas@unimilitar.edu.co
[2]Universidad Militar Nueva Granada, heidi.suarez@unimilitar.edu.co
[3]Universidad Militar Nueva Granada, omar.ramirez@unimilitar.edu.co
[4]Research and development institute for the agri-environment (IRDA), joahnn.palacios@irda.qc.ca
[5]Research and development institute for the agri-environment (IRDA), angela.trivinoarevalo@mail.mcgill.ca
[6]Research and development institute for the agri-environment (IRDA), stephane.godbout@irda.qc.ca

Palabras clave: Calidad del aire; producción avícola de huevo; salud ambiental; salud humana; bioaerosoles.

INTRODUCCIÓN

El sector agrícola en Colombia ha experimentado un crecimiento constante en los últimos cinco años (2019-2023), la producción avícola desempeñando un papel central en la economía nacional. Este sector ha evolucionado hacia sistemas productivos tecnificados, se destaca el sistema semi intensivo o de piso. Este modelo combina productividad con el bienestar animal, en armonía con normativas como la Resolución 00240 de 2013 del ICA.

En este contexto, el análisis de la calidad del aire en los galpones es crucial debido a su impacto directo en la salud de los trabajadores, las aves y las comunidades vecinas. Contaminantes como material particulado (MP), dióxido de carbono (CO_2) y bioaerosoles representan riesgos significativos para la salud respiratoria y el bienestar general. Además, las condiciones climáticas locales, como temperatura, humedad y ventilación, influyen directamente en la acumulación de estos contaminantes, resaltando la necesidad de estrategias de mitigación para garantizar ambientes productivos sostenibles y saludables.

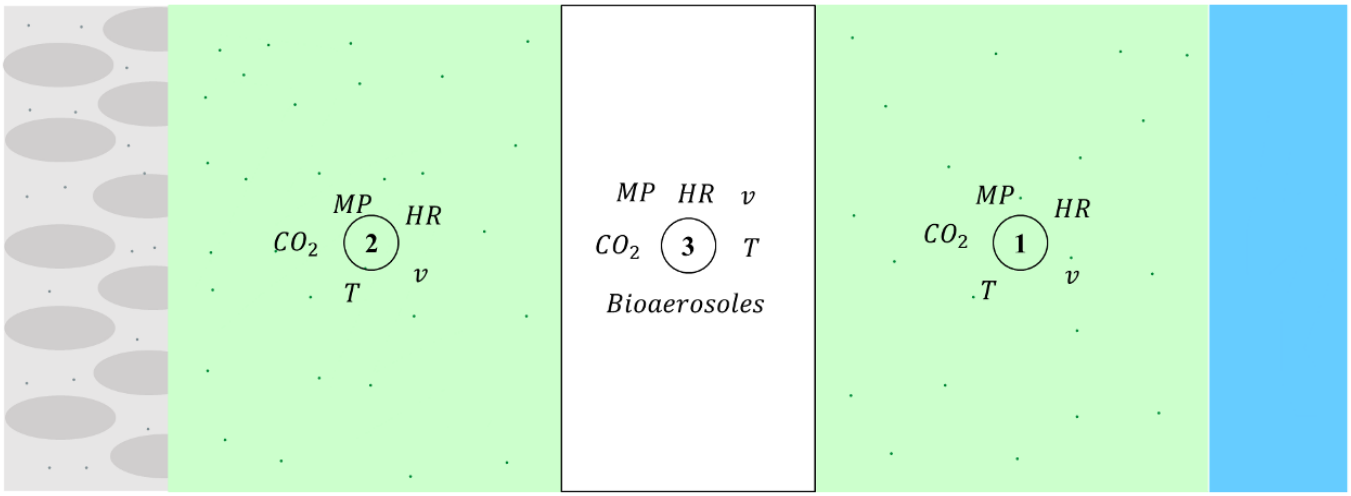
MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en un sistema de producción semi intensivo ubicado en el municipio de Cogua, Cundinamarca, Colombia. Se realizó en un galpón que tenia aves en edad intermedia, donde presentan la mayor producción de huevos con un área de 756,8 m², que alberga entre 10 y 11 gallinas/m2 en días yo jornadas asociadas a la campaña programada para el proyecto.

Campaña de muestreo:

La campaña de toma de datos se realizó durante dos días consecutivos (29 y 30 de septiembre de 2023), con jornadas divididas en dos horarios: mañana (AM) y tarde (PM). En cada jornada, se recolectaron muestras en tres puntos característicos del galpón: el interior (punto crítico), la entrada y la salida, evaluando condiciones como la calidad del aire y las variables climáticas locales. La altura de muestreo fue de 1,50 m para simular la exposición en el nivel de respiración de los trabajadores.

Ilustración 1. Identificación de los contaminantes en cada punto de toma de datos en el galpón 6 de la Granja Avícola.



Nota: Elaboración propia. MP: Material Particulado, HR: Humedad Relativa, v: velocidad del viento, T: temperatura, CO_2: dióxido de carbono, Bioaerosoles: hongos y bacterias.

Instrumentos utilizados:

1. Merck Microbial Air Sampler MAS-100 Eco: Para recolectar bioaerosoles (hongos y bacterias).
2. Aranet 4 Home: Para medir dióxido de carbono (CO_2), temperatura, humedad relativa y presión atmosférica.
3. DustTrak™ DRX Aerosol Monitor 8534: Para evaluar concentraciones de material particulado ($PM_{1.0}$, $PM_{2.5}$, $PM_{4.0}$ y PM_{10}).
4. Anemómetro de hilo caliente Testo 405i: Para medir la velocidad y dirección del viento.

Procesamiento de datos

El procesamiento de datos incluyó la descarga y análisis de las mediciones generando gráficos que caracterizan las variables ambientales (Tabla 1). Adicionalmente, las muestras de bioaerosoles fueron cultivadas en agar papa dextrosa (PDA) y analizadas en el laboratorio de la Universidad Militar Nueva Granada, utilizando técnicas como la tinción de Gram y observación microscópica.

Tabla 1. Resumen de las condiciones climáticas

Jornada	Punto de toma de muestras	Temperatura (°C)	Humedad relativa (%)	Velocidad del viento (m/s)
1.1	1	29,7	37	0,7
	2	30,2	38	0,6
	3	29,1	39	0,1
1.2	1	26,7	41	0,4
	2	25,5	43	0,8
	3	24,9	48	0,1
2.1	1	31,7	35	2,5
	2	32,1	33	0,9
	3	25,1	45	0,4
2.2	1	31,1	33	0,2
	2	29,6	34	1,1
	3	26,5	41	0,1

Nota: Elaboración propia.

Ilustración 2. Codificación de las cajas de petri e implementos para realizar una tinción de gran



Nota: Elaboración propia.

RESULTADOS

Condiciones climáticas:

Durante las jornadas de muestreo, se observaron variaciones significativas en las condiciones climáticas dentro del galpón. La temperatura promedio osciló entre 24,9 °C y 32,1 °C, mientras que la humedad relativa fluctuó entre 33% y 48% (Tabla 1). Estas condiciones climáticas favorecieron tanto la acumulación de contaminantes como el crecimiento de microorganismos como hongos y bacterias. Adicionalmente, la velocidad del viento dentro del galpón se mantuvo baja, con valores entre 0,1 m/s y 2,5 m/s, lo que indica una ventilación limitada y contribuye a la acumulación de partículas en el ambiente.

Concentración de material particulado (MP):

El material particulado mostró una distribución desigual en las diferentes fracciones evaluadas ($MP_{1.0}$, $MP_{1.0}$, $MP_{2.5}$, MP_4 y $MP_{1.0}$) y se identificaron niveles superiores a los límites permisibles.

- $MP_{1.0}$: Representó el 15% del total de partículas, con concentraciones entre 1.500 y 2.000 µg/m3
- $MP_{2.5}$: Constituyó el 20%, con valores de 2.000 a 3.000 µg/m3
- MP_4: Alcanzó el 25%, con concentraciones entre 3.000 y 5.000 µg/m3
- $MP_{1.0}$: Fue la fracción predominante, representando el 50% del total, con niveles de 6.000 a 10.000 µg/m3, principalmente en el interior del galpón y durante la tarde.

Ilustración 3. Distribución porcentual del material particulado en el galpón 6 en la Granja Avícola.



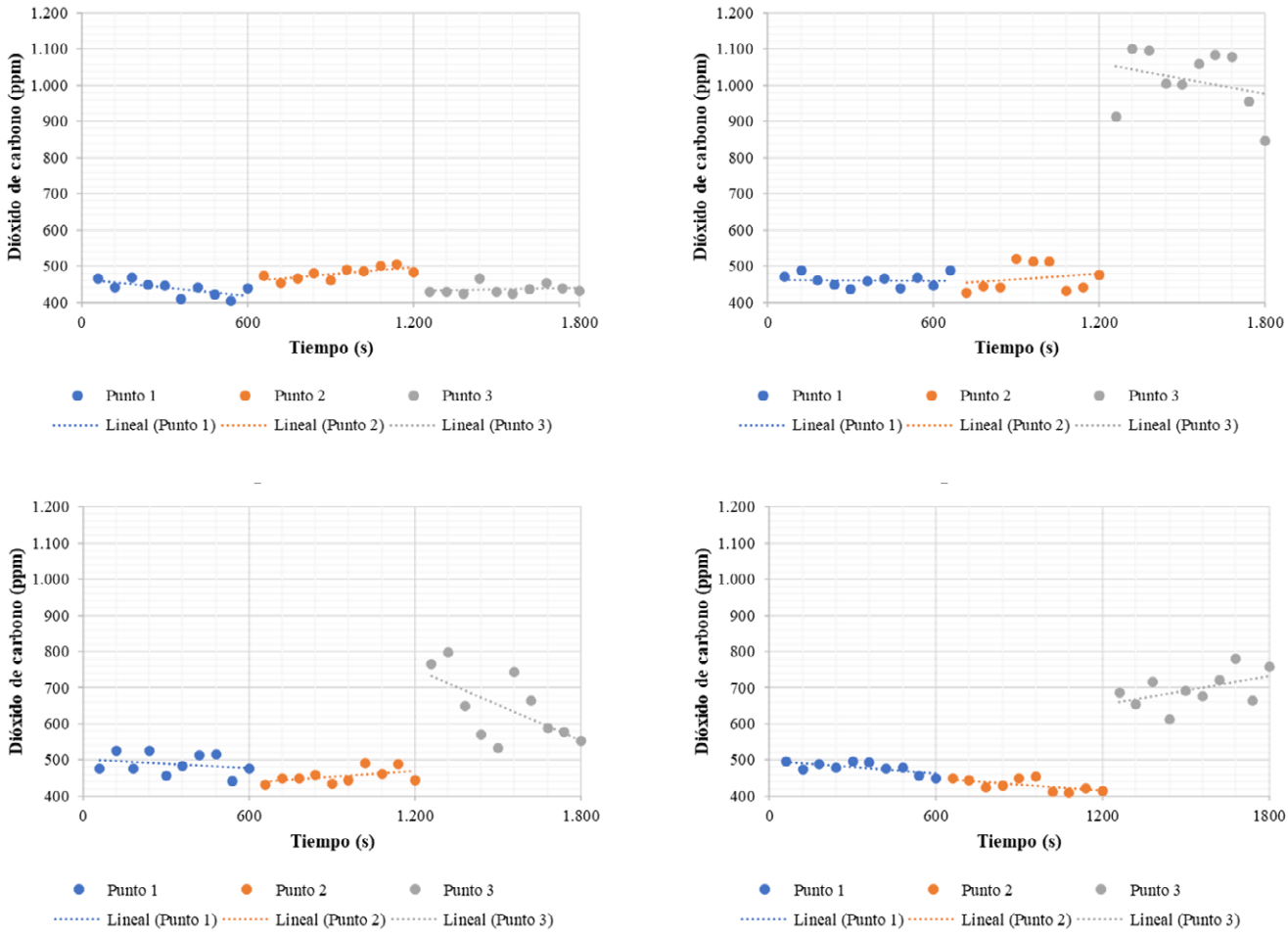
Nota: Elaboración propia.

Estos resultados reflejan que las actividades como el movimiento de aves y el manejo de la cama son fuentes principales de emisión de MP, con un impacto crítico en la salud respiratoria de los trabajadores y las aves

Concentraciones de dióxido de carbono (CO_2):

El CO_2 mostró un comportamiento similar al del material particulado, con concentraciones más altas en el interior del galpón durante la tarde. Los valores oscilaron entre 600 ppm y 1.100 ppm, superando los niveles recomendados para espacios interiores. Este gas, generado principalmente por la respiración de las aves y la descomposición de la materia orgánica, representa un riesgo de fatiga, dolores de cabeza y dificultades respiratorias para los trabajadores.

Ilustración 4. Comportamiento del Dióxido de Carbono en la campaña de toma de datos de la Granja Avícola.

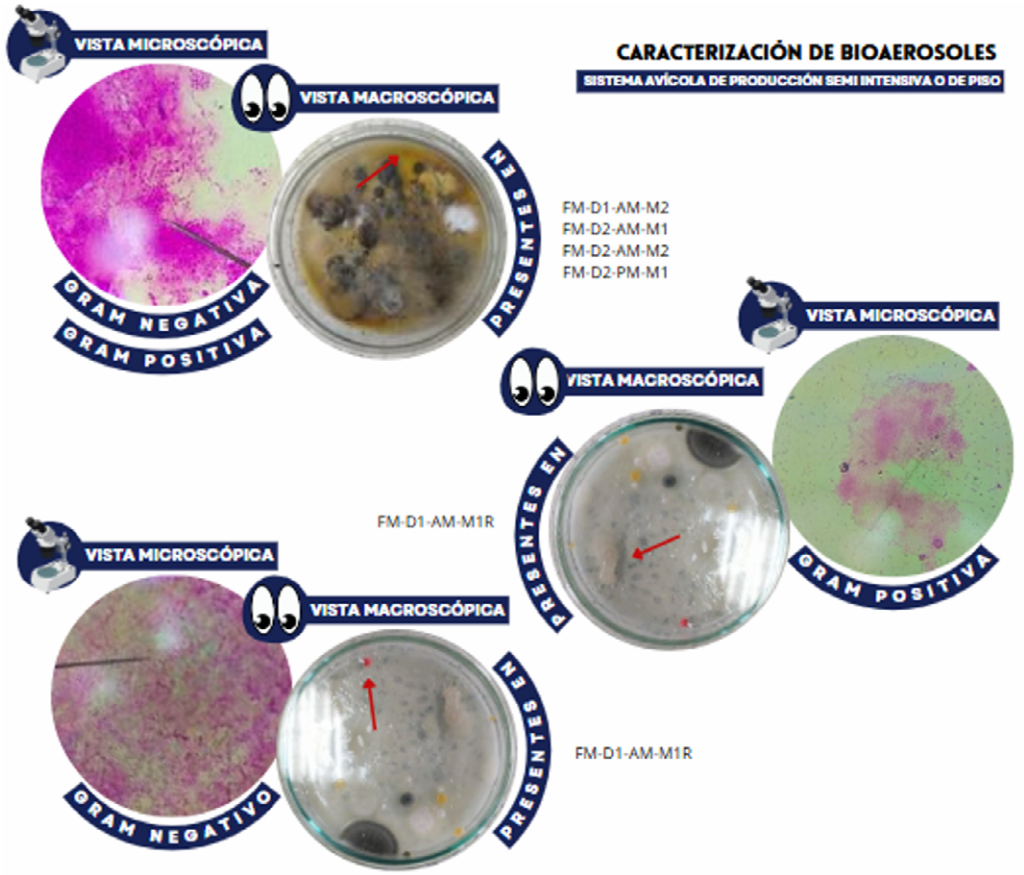


Nota: Elaboración propia.

Bioaerosoles:

Se identificaron niveles elevados de microorganismos aerotransportados, con hongos como Aspergillus, Penicillium y Rhizopus predominando en las muestras analizadas. Estos hongos, junto con bacterias grampositivas y gramnegativas, representan riesgos de alergias e infecciones respiratorias, especialmente en ambientes cerrados con baja ventilación.

Ilustración 5. Caracterización de bacterias en el galpón 6 en la Granja Avícola



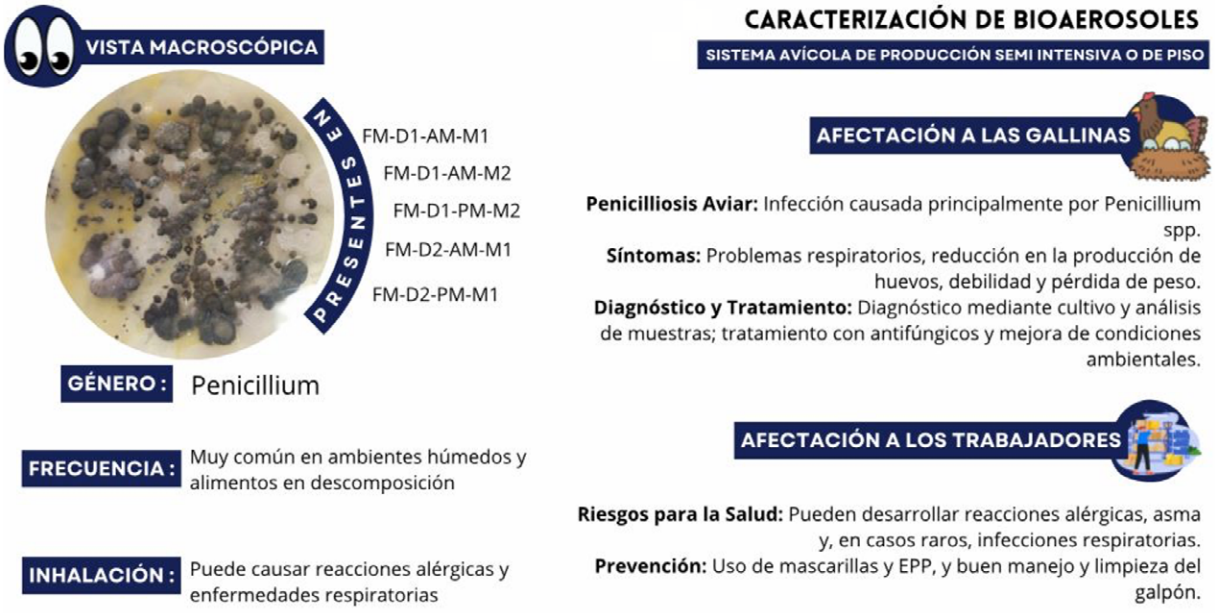
Nota: Elaboración propia.

Ilustración 6. Caracterización del hongo Rhizopus en el galpón 6 en la Granja Avícola



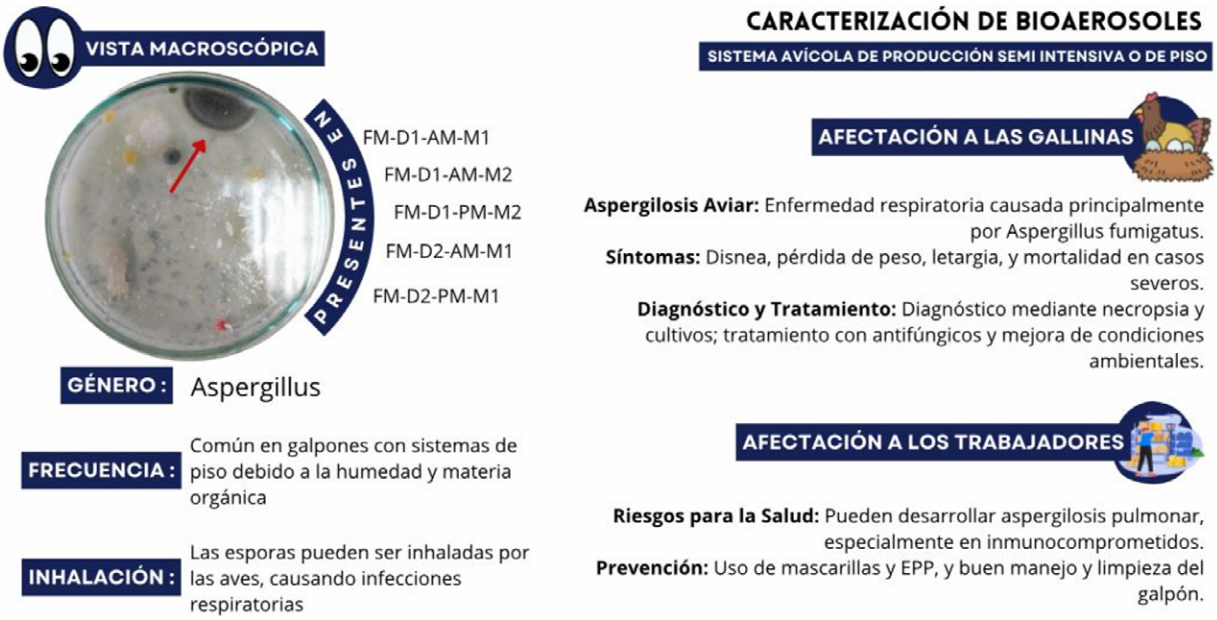
Nota: Elaboración propia.

Ilustración 7. Caracterización del hongo Penicillium en el galpón 6 en la Granja Avícola



Nota: Elaboración propia.

Ilustración 8. Caracterización del hongo Aspergillus en el galpón 6 de la Granja Avícola



Nota: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados de este estudio subrayan la urgente necesidad de establecer regulaciones más estrictas sobre la calidad del aire en los sistemas de producción avícola en Colombia, especialmente en aquellos sistemas semi-intensivos o de piso. La presencia elevada de contaminantes como material particulado (MP), dióxido de carbono (CO_2) y bioaerosoles en los

galpones representa un riesgo significativo para la salud de los trabajadores y las aves, lo que podría afectar tanto la productividad como el bienestar animal.

Es esencial que las políticas públicas impulsen la implementación de tecnologías de control de contaminantes, como sistemas de ventilación adecuados y el uso de materiales que reduzcan la emisión de polvo y gases. Además, se debe fomentar la educación y capacitación de los trabajadores en prácticas de manejo de la calidad del aire, promoviendo un entorno laboral más seguro y saludable.

Las instituciones gubernamentales, en conjunto con los productores avícolas, deben trabajar hacia el desarrollo de normativas específicas que regulen la concentración de estos contaminantes en el aire, alineándose con los estándares internacionales para la protección de la salud humana y ambiental. Estas acciones contribuirán no solo a mejorar las condiciones laborales, sino también a garantizar un modelo de producción más sostenible y competitivo en el ámbito global (Tabla 2)

Tabla 2. Legislación ambiental

Parámetro evaluado	Unidad	Normativa	Nacional / Internacional	Límite máximo permisible	Sistema evaluado (Ambiental / Interior)	Nivel de cumplimiento
MP_1	µg/m3	No existe una normativa especificia				
$MP_{2.5}$	µg/m3	Resolución 2254 de 2017	Nacional	25 µg/m³ (promedio anual)	Ambiental	Con la relación temporal de la normativa versus lo realizado no permite una comparación directa
		Resolución 2254 de 2017	Nacional	50 µg/m³ (promedio de 24 horas)	Ambiental	
		Guías de la OMS	Internacional	5 µg/m³ (promedio anual)	Interior	
MP_4	µg/m3	No existe una normativa especifica				
MP_{10}	µg/m3	Resolución 2254 de 2017	Nacional	50 µg/m³ (promedio anual)	Ambiental	Con la relación temporal de la normativa versus lo realizado no permite una comparación directa
		Resolución 2254 de 2017	Nacional	100 µg/m³ (promedio de 24 horas)	Ambiental	
		Guías de la OMS	Internacional	15 µg/m³ (promedio anual)	Ambiental	
		Guías de la OMS	Internacional	45 µg/m³ (promedio de 24 horas)	Ambiental	
CO_2	ppm	Decreto 1072 de 2015	Nacional	5.000 ppm (promedio ponderado 8 horas)	Interior	Con la relación temporal de la normativa versus lo realizado no permite una comparación directa
		Decreto 1072 de 2015	Nacional	30.000 ppm (límite a corto plazo)	Interior	Cumple
		ACGIH (USA, Guías Internacionales)	Internacional	5.000 ppm (promedio ponderado 8 horas)	Interior	Con la relación temporal de la normativa versus lo realizado no permite una comparación directa
		ACGIH (USA, Guías Internacionales)	Internacional	30.000 ppm (límite a corto plazo)	Interior	Cumple
Hongos	UFC/m^3	No especificado en normativa colombiana				
		Guías Internacionales (OMS)	Internacional	≤ 500 UFC/m³	Interior	Incumple
		Guías Internacionales de Bioseguridad	Internacional	≤ 1000 UFC/m³	Interior	Cumple
Bacterias	UFC/m^3	No especificado en normativa colombiana				
		Guías Internacionales (OMS)	Internacional	≤ 500 UFC/m³	Interior	Cumple
		Guías Internacionales de Bioseguridad	Internacional	≤ 1000 UFC/m³	Interior	Cumple

Nota: Elaboración propia.

REFERENCIAS

- Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE). (2024). Indicadores del sector agrícola en Colombia: Producción y participación en el PIB. Recuperado de https://www.dane.gov.co

- VETERINARIA DIGITAL. (2021). Sistemas de producción avícola: Intensivo vs. Semi-intensivo. Recuperado de https://www.veterinariadigital.com

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2017). Resolución 2254 de 2017: Normativa de calidad del aire en Colombia. Recuperado de https://www.minambiente.gov.co

- Instituto Colombiano Agropecuario (ICA). (2013). Resolución 00240 de 2013: Bienestar animal y sistemas de producción avícola. Recuperado de https://www.ica.gov.co

- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2023). Global poultry sector overview: Trends in egg production. Recuperado de http://www.fao.org

- Monteiro, M. A., & Osorio, H. (2022). Emisiones y efectos del material particulado en la industria avícola. Journal of Environmental Science, 15(3), 45–60. https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.03.005

- Velandia, M., Landázury Correa, D., & Chaparro, R. (2020). Impacto del material particulado en la salud respiratoria en la producción avícola. Revista Colombiana de Salud Ambiental, 8(4), 231–242.

- World Health Organization (WHO). (2022). Air quality guidelines for the protection of human health. Recuperado de https://www.who.int

- Centers for Disease Control and Prevention (CDC). (2019). Protecting workers from airborne hazards in agriculture. Recuperado de https://www.cdc.gov

- National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH). (2017). Airborne contaminants in agricultural workplaces: Guidelines and recommendations. Recuperado de https://www.cdc.gov/niosh

COMPARACIÓN DE LA EFICIENCIA DE RECOLECCIÓN DE MICROORGANISMOS CULTIVABLES DEL AIRE (BIOAEROSOLES) A TRAVÉS DE DOS MÉTODOS CONVENCIONALES DE MUESTREO

Laura Stefany Torres Martinez[1], María Camila Patiño[2], Omar Ramírez[3]

[1]Programa Ingeniería Ambiental, Universidad Militar Nueva Granada, est.lauras.torres@unimilitar.edu.co
[2]Programa Ingeniería Ambiental, Universidad Militar Nueva Granada, maria.patino@unimilitar.edu.co
[3]Programa Ingeniería Ambiental, Universidad Militar Nueva Granada, omar.ramirez@unimilitar.edu.co

Palabras clave: Aerobiología; Impactación; Filtración; Bioaerosoles; Microbiología del aire.

INTRODUCCIÓN

Los aerosoles biológicos son partículas en suspensión derivadas de organismos vivos que se transportan por el aire, como hongos, bacterias, virus, polen, entre otros. Su presencia ha despertado interés, ya que desempeñan un papel crucial en la calidad del aire, la salud humana, la dinámica de los ecosistemas y el clima global (Fröhlich-Nowoisky et al., 2009).

Actualmente, se emplea una amplia variedad de técnicas para el muestreo de bioaerosoles cultivables. Entre las tecnologías más utilizadas se encuentran la impactación y la filtración (Gollakota et al., 2021). No obstante, debido a las diferencias en el tiempo de muestreo, los mecanismos de separación de partículas, la forma de recolección, el tratamiento microbiológico en laboratorio, entre otras variables, los resultados pueden diferir significativamente entre sí.
Esta investigación tiene como objetivo comparar los métodos de muestreo de bioaerosoles por impactación y filtración, evaluando su eficiencia en la cuantificación de poblaciones microbianas, así como en la recuperación de microorganismos.

MÉTODOS

El muestreo de bioaerosoles cultivables se realizó en el campus de la Universidad Militar Nueva Granada, ubicado en el kilómetro 2 de la vía Cajicá-Zipaquirá, Cundinamarca. Con el objetivo de aplicar los dos métodos de muestreo seleccionados, se decidió recolectar muestras de microorganismos presentes en el aire tanto en ambientes interiores como exteriores, con el fin de comparar la eficiencia de los métodos en distintos contextos ambientales representativos de entornos académicos. Las muestras fueron tomadas durante tres días diferentes, en horas de la mañana.

Para el método de impactación, se utilizó el equipo de muestreo microbiológico de aire MAS 100 Eco, Merck, el cual opera a un flujo de 100 L/min. Se utilizaron cajas de Petri con agar papa dextrosa y se tomaron muestras por triplicado, las cuales se llevaron a incubación a 25°C, durante 5 días.

Para el método de filtración, se utilizó la bomba de muestreo GilAir Plus, configurada a 4 L/min. Con el propósito de garantizar el mismo flujo de aire en los dos métodos (100 L/min), el tiempo de muestreo fue de 25 min. Se utilizaron filtros de membrana PTFE (politetrafluoretileno) con tamaño de poro de 0.22 µm, los cuales, después del muestreo, fueron depositados en agua destilada, a la cual se le agregó Tween 80 para facilitar el desprendimiento de esporas y conidios de los filtros. Posteriormente, se agitó vigorosamente hasta conseguir el desprendimiento del material y, a partir de esta solución, se realizó siembra en placa. Posteriormente, se procedió con el conteo de Unidades Formadoras de Colonias (UFC) e identificación de microorganismos en los cultivos.

RESULTADOS

Los resultados arrojaron que el método con mayor captación de microorganismos viables (incluyendo hongos y bacterias) fue el método de impactación, con una recuperación superior a las 500 UFC/m^3 y valores máximos de 1.330 UFC/m^3. Mientras que el método de filtración mostró una menor recuperación de microorganismos con valores máximos de 133 UFC/m^3 (Tabla 1).

Tabla 1. Concentración de microorganismos recuperados de muestra de aire (UFC/m^3).

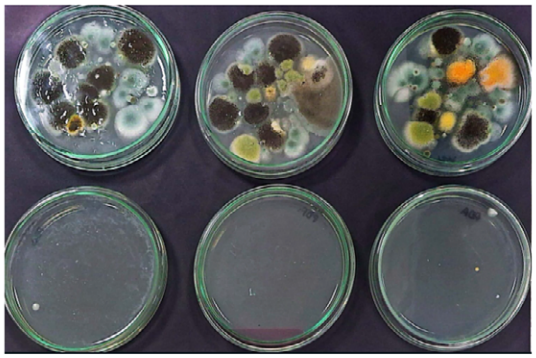
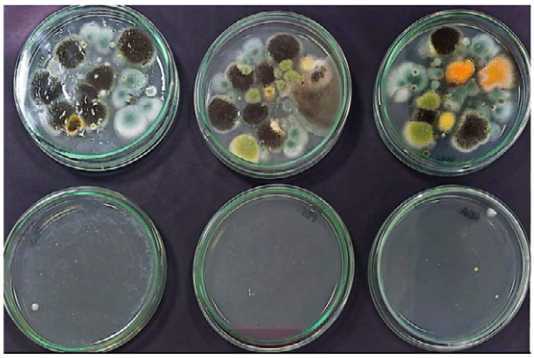
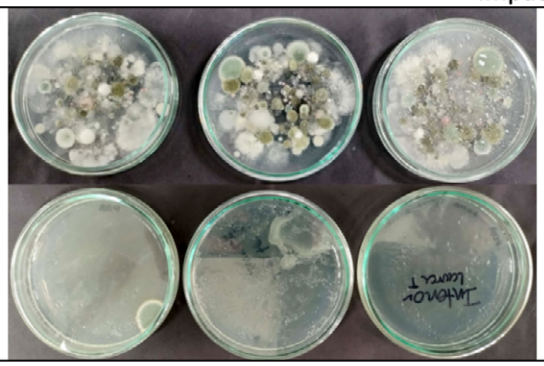
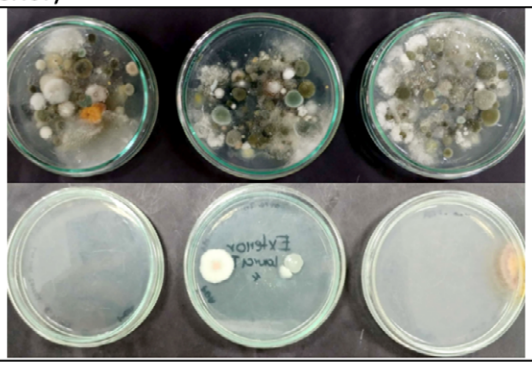
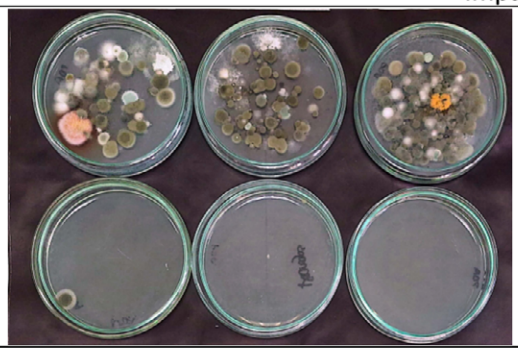
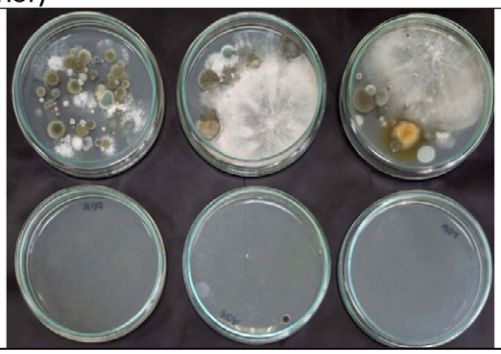
Método	Lugar	M1	M2	M3	Total ($\bar{x}$)
		UFC/m^3			
Impactación	Interior	610	950	440	667
Filtración		100	133	67	100
Impactación	Exterior	1.330	820	1.020	1.057
Filtración		133	133	67	111

Fuente: Elaboración propia.

Los datos muestran que en ambientes interiores la concentración medida por impactación fue 6,7 veces mayor que la obtenida por filtración y que este método detectó un 85% más de UFC en comparación con la filtración. En ambientes exteriores, se encontró que el método de impactación detectó casi 10 veces más microorganismos que el método de filtración.

En cuanto a las poblaciones microbianas identificadas, se encontró que con el método de impactación se obtuvo una mayor variedad de microorganismos fúngicos, entre los cuales se destacan Aspergillus niger, Penicillium sp., Cladosporium sp., Verticillium sp., Aspergillus flavus, Epicoccum sp. y diferentes tipos de micelio estéril. Con el método de filtración se obtuvo una menor variedad de morfotipos, entre los cuales figuran Penicillium sp. y Aspergillus niger, al igual que morfotipos clasificados como micelio estéril (Tabla 2).

Tabla 2. Registro fotográfico del crecimiento en placa. Impactación vs filtración.

Muestreo 1 (M1)	
Interior	Exterior
Impactación (superior)	
	
Filtración (inferior)	
Muestreo 2 (M2)	
Interior	Exterior
Impactación (superior)	
	
Filtración (inferior)	
Muestreo 3 (M3)	
Interior	Exterior
Impactación (superior)	
	
Filtración (inferior)	

Fuente: Elaboración propia.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados de este estudio destacan la importancia de seleccionar el método de muestreo de bioaerosoles más adecuado según los objetivos planteados y las características específicas del ambiente. Además, la discrepancia observada entre los métodos utilizados sugiere la necesidad de estandarizar los protocolos de muestreo y análisis, garantizando así la comparabilidad y reproducibilidad de los resultados en investigaciones sobre bioaerosoles. Aunque en estudios de caracterización química de contaminantes atmosféricos se emplea comúnmente la filtración para el muestreo de material particulado, este estudio evidencia que dicha técnica podría subestimar las concentraciones de hongos y bacterias en el aire. En contraste, los resultados sugieren que el método de impactación ofrece una mayor precisión para el monitoreo de bioaerosoles, constituyendo una alternativa más adecuada en estos casos. Por lo tanto, se recomienda utilizar métodos más apropiados para la recolección de microorganismos presentes en el aire, con el fin de asegurar una representación más precisa de la diversidad microbiológica y mejorar la eficacia del muestreo en estudios ambientales.

REFERENCIAS

- Fröhlich-Nowoisky, J., Pickersgill, D. A., Després, V. R., and Pöschl, U. (2009). High diversity of fungi in air particulate matter. Proceedings of the National Academy of Sciences 106(31), 12814-12819.

- Gollakota, A., Gautam, S., Santosh, M., Sudan, H., Gandhi, R., Jebadurai, V., Shu, Ch. (2021). Bioaerosols: Characterization, pathways, sampling strategies, and challenges to geo-environment and health. Gondwana Research 99, 178–203.

EVALUACIÓN DE CONTAMINANTES DEL AIRE INTERIOR EN UN GALPÓN CON SISTEMA DE PRODUCCIÓN DE HUEVOS DE JAULA, SAN ANTONIO DE TEQUENDAMA (CUNDINAMARCA)

Laura Lugo[1], Heidi Suarez[2], Omar Ramirez[3], Joahnn Palacios[4], Angela Triviño[5], Stéphane Godbout[6]

[1]Universidad Militar Nueva Granada, est.laurav.lugo@unimilitar.edu.co
[2]Universidad Militar Nueva Granada, heidi.suarez@unimilitar.edu.co
[3]Universidad Militar Nueva Granada, omar.ramirez@unimilitar.edu.co
[4]Research and development institute for the agri-environment (IRDA), joahnn.palacios@irda.qc.ca
[5]Research and development institute for the agri-environment (IRDA), angela.trivinoarevalo@mail.mcgill.ca
[6]Research and development institute for the agri-environment (IRDA), stephane.godbout@irda.qc.ca

Palabras clave: calidad del aire; material particulado; dióxido de carbono; bioaerosoles; aire interior.

INTRODUCCIÓN

En la avicultura destacan dos escalas de producción: la tradicional o familiar y la industria avícola. Esta última se centra en la explotación comercial del pollo, abarcando los mercados de huevo y proteína avícola (FENAVI, 2021). En el país, las gallinas ponedoras se crían en sistemas intensivos (jaula), semi-intensivos (piso) y extensivos (pastoreo). Los sistemas intensivos utilizan jaulas convencionales en galpones, donde la calidad del aire, influenciada por contaminantes (gases y partículas), está asociada a factores como temperatura, humedad y ventilación (Aguirre, 2022). Evaluar estos contaminantes es esencial debido a su impacto en la salud animal, el bienestar de los trabajadores, el ambiente y la calidad del producto (Prodanov et al., 2015). Este proyecto busca analizar las concentraciones de material particulado (PM) y dióxido de carbono (CO2), así como identificar bioaerosoles cultivables presentes en un galpón de producción intensiva de huevos bajo el sistema de jaula.

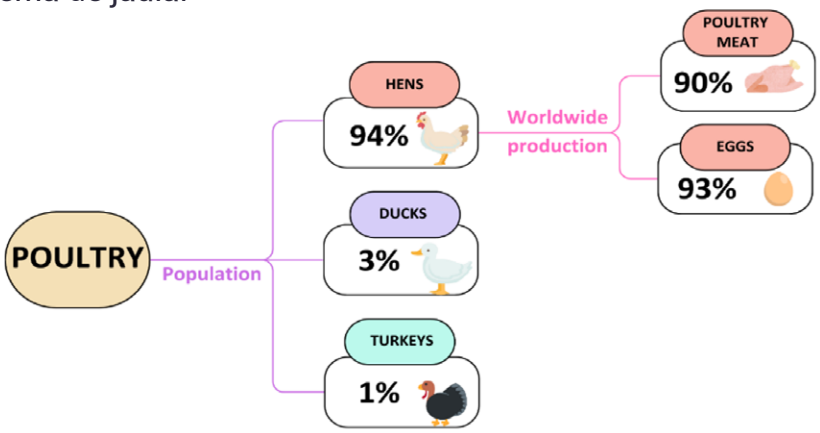


Figura 1. Representación porcentual mundial de las especies de corral en el sector avícola para 2023. Fuente: Elaboración propia.

MÉTODOS

PUNTOS DE MUESTREO

El galpón se ubica en San Antonio de Tequendama, donde se dan condiciones comunes para este tipo de industria en el Departamento de Cundinamarca, se desarrolló en dos campañas. La campaña A se llevó a cabo el 20 de agosto de 2023 y la campaña B el 02 de octubre del mismo año. En las dos campañas se midieron las concentraciones de PM y CO_2, y se tomaron muestras de bioaerosoles para su posterior identificación.

En la campaña A se realizó una toma de datos consecutiva como se evidencia en la Figura 2, donde el punto 1 se ubicó a 8 metros frente del galpón (punto externo de control) y los puntos 2, 3, 4 y 5 eran puntos de medición dentro del galpón. Para la campaña B se midieron los mismos parámetros en dos momentos diferentes del día (mañana y medio día). La Figura 3 representa los puntos muestreados en el momento 1 y la Figura 4 los puntos del momento 2.

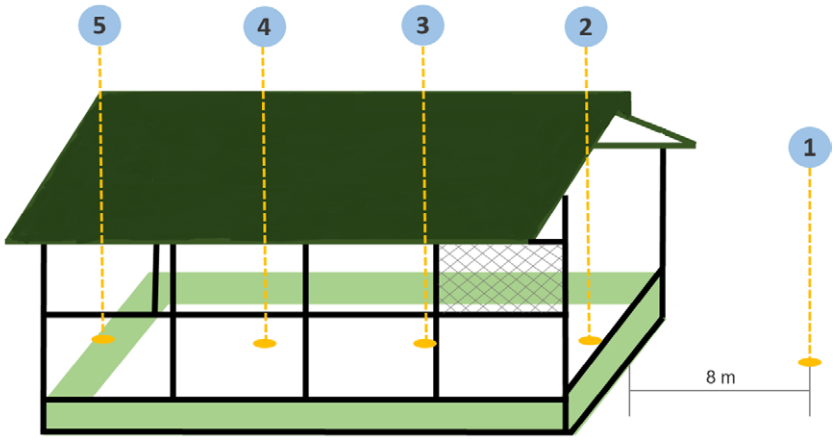


Figura 2. Ubicación de los puntos a lo largo del galpón en la campaña A. Fuente: Elaboración propia.

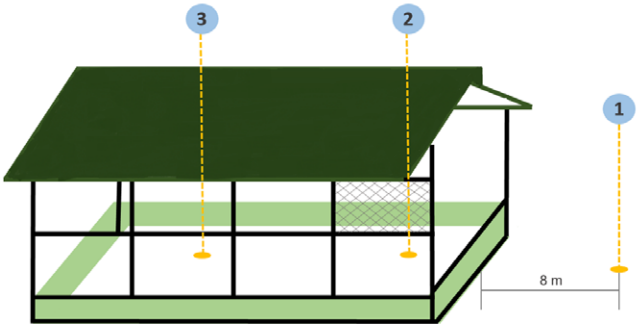


Figura 3. Ubicación de los puntos a lo largo del galpón para el momento 1, campaña B. Fuente: Elaboración propia.

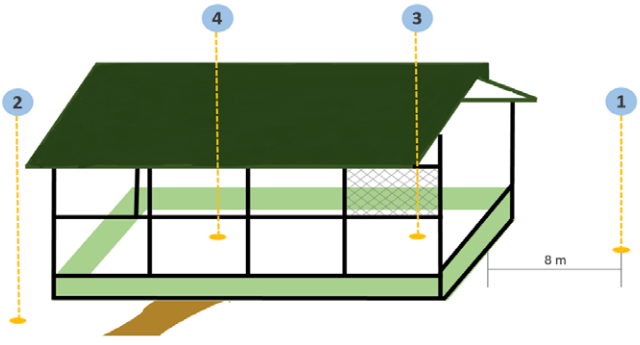


Figura 4. Ubicación de los puntos a lo largo del galpón para el momento 2, campaña B. Fuente: Elaboración propia.

EQUIPOS DE MEDICIÓN

Para la medición de PM se utilizó un DustTrak TM DRX Aerosol Monitor 8534 (fotómetro láser multicanal). Para la medición de CO_2 se utilizó el dispositivo Aranet 4, el cual utiliza la tecnología de sensor infrarrojo no dispersivo (NDIR). Finalmente, para la captura de bioaerosoles se utilizó el muestreador de aire MAS-100 ECO, Merck, el cual opera con el método de impactación (100 L/min) sobre cajas de Petri con medio de cultivo agar papa dextrosa (PDA), para posterior análisis en el laboratorio.

RESULTADOS

CAMPAÑA A

Como fue mencionado, se dispusieron cinco puntos de muestreo, incluyendo un punto de control (punto 1). En cuanto a las concentraciones de PM, se observó que a medida que se avanzaba al interior del galpón, las concentraciones de los dos tamaños de partícula (PM_{10} y $PM_{2.5}$) aumentaron, por lo tanto, las concentraciones de mayor magnitud se registraron en los puntos 4 y 5. Para el PM_{10}, se evidenció un incremento de 338% entre la concentración más alta registrada en los tres primeros puntos de muestreo y la concentración más alta en los puntos 4 y 5 (Figura 5). En el punto 4, se registró una concentración máxima de 197 µg/m3 y una mínima de 107 µg/m3. Este incremento en las concentraciones también se reflejó en el punto 5, donde los valores alcanzaron un máximo de 359 µg/m^3 y un mínimo de 156 µg/m^3.

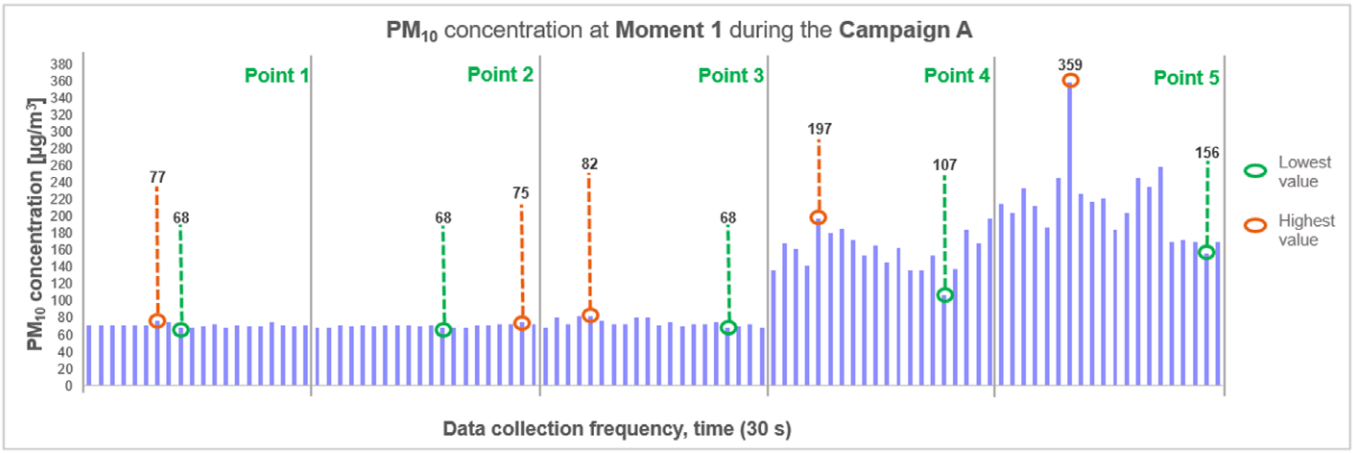


Figura 5. Concentración de PM_{10} en el momento 1 de la toma de datos (A). Fuente: Elaboración propia.

Para el $PM_{2.5}$, en el punto 4 se observó un aumento significativo de los niveles de concentración, aproximadamente cuatro veces más alto respecto a los valores registrados en el primer tramo del galpón (punto 1 al 3, Figura 6). Aquí, el valor máximo alcanzó los 105 µg/m^3, mientras que el mínimo fue de 57 µg/m^3, superando las concentraciones más altas de los puntos 1, 2 y 3. En el punto 5 se registraron los valores más altos de concentración de PM2.5, con un máximo de 191.5 µg/m^3.

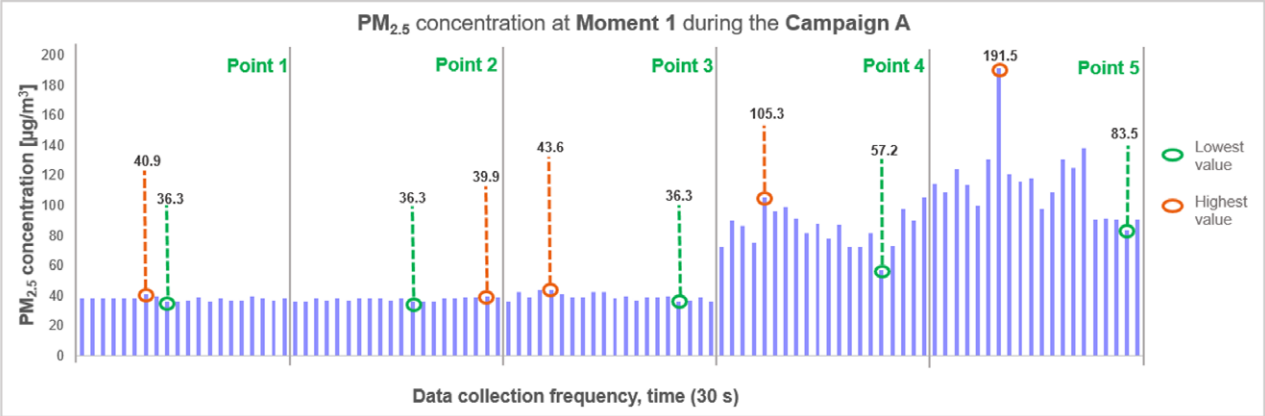


Figura 6. Concentración de $PM_{2.5}$ en el momento 1 de la toma de datos (A). Fuente: Elaboración propia.

Para el caso del dióxido de carbono se observó un comportamiento similar, ya que los puntos donde aumentó significativamente la concentración fueron 4 y 5. Por ejemplo, la concentración máxima registrada en el punto 4 fue de 807 ppm y en punto 5 alcanzó una concentración máxima de 1088 ppm, superando el límite recomendado por la OMS.

CAMPAÑA B

En la campaña B, se llevó a cabo el mismo análisis de variación de concentración de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en diferentes puntos al interior del galpón, considerando dos puntos externos. Se cuenta con esta información, pero no se presenta en este resumen para limitación de extensión. Por otro lado, al igual que en la Campaña A, el dióxido de carbono se incrementó en los puntos donde había menor ventilación.

BIOAEROSOLES

En la primera campaña se evidencia que a medida que se van tomando muestras en la zona más profunda del galpón, las UFC aumentan de 1.370 UFC/m^3 hasta 4.800 UFC/m^3. De igual forma, para la campaña B, las cajas de Petri mostraron un crecimiento más acelerado tanto de bacterias como de hongos, obteniendo concentraciones entre 1.320 UFC/m^3 y 2.820 UFC/m^3.

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

La evaluación de parámetros de calidad del aire, como dióxido de carbono (CO_2), material particulado (PM) y bioaerosoles, en galpones avícolas tiene importantes implicaciones para la salud pública, la sostenibilidad y la eficiencia productiva. En términos de salud pública, estas mediciones permiten identificar riesgos para los trabajadores expuestos a contaminantes, contribuyendo al establecimiento de estándares regulatorios que protejan la salud ocupacional.

En la práctica avícola, el monitoreo regular de estos parámetros es crucial para optimizar las condiciones ambientales dentro del galpón, impactando directamente la salud y el bienestar de las aves, así como la calidad de productos como huevos y carne. Además, estas prácticas reducen

la emisión de contaminantes al entorno, mitigando impactos ambientales. Incorporar estas mediciones en los protocolos operativos fomenta un modelo de producción más responsable y sostenible, alineado con estándares ambientales y productivos.

Es importante realizar una transición segura de los sistemas de jaula para la industria avícola, ya que generan impactos significativos a la calidad ambiental, de seguridad de los trabajadores y a las aves, así mismo en el cumplimiento de normativa (Resolución 1541 de 2013) y la implementación de una sola salud, por medio de mecanismos depuradores de aire, biofiltros o estabilizadores pasivos.

REFERENCIAS

- Aguirre, R. (2022). Sistemas de producción de huevos. Oficina de Estudios y Políticas Agrarias - ODEPA. Chile: Ministerio de Agricultura de Chile.

- FENAVI. (2021). Avicultura en un tiempo especial, y expectativas sobre la incertidumbre. Avicultores, 7-9.

- Prodanov, M., Radeski, M., Ilieski, V. (2015). Air quality measurements in laying hens housing. Macedonian Veterinary Review, 91-95.

EMISIONES DE CH_4, CO, Y NOX GENERADAS POR ESTUFAS A GAS NATURAL RESIDENCIAL EN COLOMBIA.

Thalia Alejandra Montejo[1], Jesus Efrén Martín[2], Ricardo Morales Betancourt[3]

[1]Universidad de los Andes, ta.montejo@uniandes.edu.co
[2]Universidad de los Andes, jemartindel@gmail.com
[3]Universidad de los Andes, r.moralesb@uniandes.edu.co

Palabras clave: cambio climático; combustión; emisiones post-medidor; gas natural; Colombia.

INTRODUCCIÓN

Se estima que el metano (CH_4), un contaminante climático de vida corta, contribuye con el 35% del calentamiento global causado por los gases de efecto invernadero (GEI) antropogénicos (Calvin et al., 2023). Controlar sus emisiones es clave para mitigar el cambio climático a corto plazo. En Colombia, las emisiones residenciales relacionadas con el uso de gas natural han crecido significativamente, alcanzando un consumo de 50.066 TJ en 2018 (VITO & UniAndes, 2020). Aunque el gas natural es percibido como una alternativa limpia, investigaciones recientes en EE.UU. han encontrado que las estufas de gas son fuentes importantes de emisiones de CH_4 incluso cuando no están en uso, y que las emisiones de NO_X están asociadas con un mayor riesgo de asma en niños (Kashtan et al., 2023; Lebel et al., 2022). Además, también emiten monóxido de carbono (CO) y tóxicos como el benceno. Este estudio evalúa las emisiones de CH_4, NO_X y CO en cocinas colombianas, proporcionando evidencia científica para impulsar la electrificación del sector residencial. Este trabajo se realiza como parte del proyecto "Towards the electrification of gas appliances in Latin America: A narrative from the Global South".

MÉTODOS

Se realizaron mediciones experimentales en 23 viviendas en la ciudad de Bogotá. Las viviendas fueron elegidas incluyendo todos los estratos socio económicos y en 11 localidades diferentes de la ciudad. La marca de las estufas en las viviendas muestreadas fue registrada en el momento de la medición, y estas incluyeron estufas Challenger (n=11), Haceb (n=5), Abba (n=2) y otras marcas (n=5). La edad de las estufas se obtuvo por medio de un cuestionario que se suministró a los habitantes del inmueble, y estas tuvieron un rango desde 1 año de uso hasta 35 años. En algunos casos, los usuarios reportaban desconocer la edad de la estufa. Esta diversidad en marcas y antigüedades permitió captar un rango representativo de las condiciones reales de uso de estufas a gas en hogares urbanos de la ciudad.

La técnica que se utilizó fue el de cámara sellada para minimizar el intercambio de aire (Lebel et al. 2022). Es decir, las mediciones se llevaron a cabo confinando el espacio de la cocina con plásticos,

de forma que se aislara ese espacio del resto de la vivienda y se minimizara el intercambio de aire con el exterior. De esta forma, se realizaron mediciones continuas de la concentración durante la operación de la estufa y se determinó también experimentalmente el inevitable intercambio de aire que ocurría con el exterior. Las emisiones de CH_4 se midieron con un analizador Picarro (modelo G-4301), mientras que NO_X y CO se midieron con analizadores Thermo Scientific 42i y HORIBA APMA-370, respectivamente. Los datos fueron corregidos considerando el intercambio de aire con el exterior, empleando inyección de CO2 para calcular la tasa de intercambio en cada medición. Se evaluaron las emisiones durante tres fases operativas: steady-state-off (apagado), encendido/apagado, y combustión (o steady-state-on). Adicionalmente, se incorporaron datos como el diseño de las cocinas, la edad de las estufas, y el método de encendido para establecer los factores de emisión locales. En este diseño experimental, no se midió la concentración de contaminantes del aire al interior de otros espacios en las viviendas, pues el enfoque era explícitamente en la determinación de las tasas de emisión.

RESULTADOS

Se encontró que las emisiones de CH_4 debido a fugas ("steady-state-off") representaron el 57% de las emisiones totales, seguidas por la combustión (26%) y los pulsos de encendido/apagado (16%). Durante el encendido, las emisiones fueron comparables a varios minutos de combustión continua. Se estima que las estufas residenciales en Colombia emiten 4,5 Gg CH_4/año, destacando su relevancia en el contexto climático.

Las emisiones de NO_X dependieron de la intensidad de la llama, con tasas promedio de 30,66 mg/h, 74,07 mg/h y 139,0 mg/h para llamas bajas, medias y altas, respectivamente. Estas emisiones deterioran significativamente la calidad del aire interior en cocinas con ventilación deficiente. Por su parte, el CO tuvo una tasa promedio de emisión de 1,19 g/h, equivalente al 0,46% del CO_2 emitido.

Además, se calcularon factores de emisión específicos para Bogotá, útiles para inventarios locales, presentados en la Tabla 1. Estos resultados resaltan la importancia de abordar las emisiones residenciales en Colombia para mitigar impactos climáticos y mejorar la calidad del aire intramural.

Tabla 1. Factores de emisión inferidos a partir de las mediciones.

GAS	Factor de emisión
CH_4	31.75 ($kgCH_4/TJ$)
CO_2	56.85 (tCO_2/TJ)
CO	213.3 (gCO/GJ)
NOx	19.10 (gNOx/GJ)

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Este estudio representa la primera medición directa de las tasas de emisión de CH_4, NO_X y CO en cocinas residenciales a gas natural en Colombia. Los resultados sugieren que las emisiones de CH_4 están subestimadas en los inventarios nacionales, ya que el factor de emisión obtenido es seis veces mayor que el valor de referencia del IPCC. Además, el análisis destaca la influencia de la altura de Bogotá en la combustión, resultando en emisiones más altas de CO y menores de NO_X debido a la menor eficiencia del proceso.

La electrificación de las cocinas residenciales podría reducir las emisiones de GEI en un 70%, gracias a la mayor eficiencia energética y la baja intensidad de carbono de la matriz eléctrica colombiana. Este cambio también reduciría los riesgos de exposición a contaminantes intramurales en hogares con ventilación deficiente, mejorando la calidad del aire y la salud pública. Estos hallazgos resaltan la necesidad de políticas para electrificación residencial y mejora de inventarios de emisiones.

REFERENCIAS

- Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P. W., Trisos, C., Romero, J., Aldunce, P., Barrett, K., Blanco, G., Cheung, W. W. L., Connors, S., Denton, F., Diongue-Niang, A., Dodman, D., Garschagen, M., Geden, O., Hayward, B., Jones, C., … Ha, M. (2023). IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647

- Kashtan, Y. S., Nicholson, M., Finnegan, C., Ouyang, Z., Lebel, E. D., Michanowicz, D. R., Shonkoff, S. B. C., & Jackson, R. B. (2023). Gas and Propane Combustion from Stoves Emits Benzene and Increases Indoor Air Pollution. Environmental Science & Technology, 57(26), 9653–9663. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09289

- Lebel, E. D., Finnegan, C. J., Ouyang, Z., & Jackson, R. B. (2022). Methane and NO x Emissions from Natural Gas

- Stoves, Cooktops, and Ovens in Residential Homes. Environmental Science & Technology, 56(4), 2529– 2539. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04707

- VITO, & UniAndes. (2020). Informe Sobre El Desarrollo y Supuestos Del Escenario de Mitigación. https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/10/cambio-climatico-Informe-sobre-eldesarrollo-supuestos-del-escenario-de-mitigacion-ndc.pdf

CALIDAD DEL AIRE INTERIOR EN INSTITUCIONES EDUCATIVAS Y DE SALUD DEL ÁREA DE SABANA CENTRO.

Daniel Enrique Upegui Mojica[1], Katherine Lucía Giraldo Rodríguez[2], Diana Paola Rivera León[2], Carolina Botero Gomez[3], Fabio Rodríguez Morales [4]

[1]Médico pediatra, Universidad de La Sabana, upegui.1@gmail.com
[2]Residentes pediatría, Universidad de La Sabana, dianaleo14@gmail.com
[3]Médico general, Universidad de La Sabana, carolinabogo@unisabana.edu.co
[4]Médico Pediatra Secretaría de Salud de Sopó, Docente Pediatría Social Universidad de la Sabana, fa-viorm@unisabana.edu.co

Palabras clave: Infección de las vías respiratorias; Contaminación del aire en interiores; ventilación; CO2; temperatura; humedad.

INTRODUCCIÓN

La infección respiratoria aguda (IRA) en menores de 5 años, es un tema de gran relevancia nacional e internacional, debido a su alta prevalencia, morbilidad y mortalidad, lo cual genera considerables costos, tanto económicos como sociales para la familia y el estado. Debido a esto en países de altos ingresos han implementado estrategias de bioseguridad encaminadas a disminuir las complicaciones y morbilidad asociada a esta patología (1,2). Estas directrices se fortalecieron desde el 2019 con la aparición de la pandemia de COVID-19, para la prevención tanto del virus responsable de esta (SARS-CoV-2), como de otros agentes asociados a IRA (1).
Recientemente se ha descrito el termino de "síndrome del edificio enfermo", refiriéndose a un amplio espectro de síntomas o enfermedades que padecen las personas que habitan allí, atribuibles al entorno interior, destacando la importancia de mantener ambientes saludables, en donde se cuide la calidad del aire interior para proteger a la población (3).

Por lo anterior el objetivo de esta investigación es describir las características del aire interior y ventilación en instituciones educativas, así como instituciones de salud ubicadas en el área de influencia de la Universidad de La Sabana, Colombia.

MÉTODOS

Se desarrolló un estudio social, ambiental y descriptivo transversal, donde se midieron variables ambientales en instituciones educativas y de salud públicas y privadas, pertenecientes al área de influencia de la universidad de La sabana. Se excluyeron instituciones de educación superior o aquellas que pretendían un cobro por su participación en el estudio.

Posterior a la selección, se caracterizaron los parámetros establecidos en los formatos de

recolección de datos, en donde se describen las dimensiones del espacio interior a través de su área, número de ventanas y puertas, sistemas de ventilación artificial, si eran funcionales o no y el número de personas ocupantes.
Una vez se caracterizó la institución, el equipo de pediatría social de la Universidad de La Sabana (pediatras, estudiantes de pre y post grado), realizó la medición de las variables ambientales, para lo que se utilizó, monitores de calidad del aire Marca Kkmoon Modelo ADVANCE, debido a su calidad, bajo costo, fácil lectura, con el fin de propiciar el auto sostenimiento del proyecto a largo plazo.

Adicionalmente, el dispositivo no necesita calibración exhaustiva y utiliza tecnología de detección infrarroja para medir el CO_2 (400 a 5000ppm), rangos de medición de temperatura (0 a 50 °C) y humedad (0% a 99%), su pantalla LCD muestra niveles de CO2 con una escala de colores, interpretando las características de la calidad del aire basado en este.

Verde: IDA-1, aire de calidad.
Amarillo: IDA-2, aire de buena calidad.
Naranja: IDA-3, aire de mediana calidad.
Rojo: IDA-4, aire de baja calidad.

RESULTADOS

En este estudio se incluyeron 5 instituciones, 3 educativas y 2 de salud, caracterizadas a continuación (tabla 2). En cada una de estas, se realizó la medición de variables en al menos 2 áreas (salones, consultorios de urgencias y consulta externa). Por solicitud de anonimato se enumeran y no se publica el nombre de dichas instituciones ni su ubicación. Se describieron sus zonas aledañas y factores que puedan influir en los resultados.

A continuación, se realizará una breve descripción del entorno y las características de cada una de las instituciones educativas.

- **Institución No.1:** De carácter privado, zona urbana residencial, no fuentes de contaminación aledañas.
- **Institución No.2:** De carácter público, zona urbana comercial, vías de acceso de mediano y alto tránsito, almacenes de cadena y talleres de reparación automotriz.
- **Institución No.3:** De carácter privado, zona rural, rodeada de flora y fauna sin fuentes de contaminación.

Los resultados revelan diferencias entre las instituciones educativas evaluadas en términos de calidad del aire y como la ubicación y el entono influyen en los resultados, destacando la importancia de considerar factores externos en la evaluación del aire.
Instituciones hospitalarias (No. 1, No. 2)

El compendio de los resultados obtenidos tanto en instituciones educativas y hospitalarias se puede observar en las tablas No 1,2 y 3.

Tabla 1: Cuadro comparativo de niveles de CO2 en PPM.

Niveles de CO2											
CUADRO COMPARATIVO DE RESULTADOS											
DESCRIPCIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE											
	TIEMPO	5 MINUTOS	10 MINUTOS	15 MINUTOS	20 MINUTOS	25 MINUTOS	30 MINUTOS	35 MINUTOS	40 MINUTOS	MAYOR NIVEL REGISTRADO	CO2 AMBIENTAL
Institución educativa #1	SALÓN 1	444	433	444	445	444	439	509	438	509	448 ppm
	SALÓN 2	475	442	445	617	451	733	925	1.020	1.020	
	SALÓN 3	439	443	435	441	449	440	448	451	451	
Institución educativa #2	SALÓN 1	432	436	446	433	438	451	445	448	451	451 ppm
	SALÓN 2	448	449	442	543	436	446	441	450	543	
	SALÓN 3	1.108	440	442	447	451	446	433	449	1.108	
Institución educativa #3	SALÓN 1	434	433	441	436	589	437	450	436	589	441 ppm
	SALÓN 2	460	449	466	453	455	480	446	351	480	
	SALÓN 3	444	437	446	451	449	445	437	438	451	
Institución de salud #1	ZONA 1 (RESPIRATORIA)	3.752	2.909	1.842	2.950	1.620	1.465	1.477	1.097	3.752	441 PPM
	ZONA 2 (CONSULTORIO)	436	441	449	443	488	2.565	440	887	2.565	
Institución de salud #2	PRIMER CONSULTORIO	761	581	480	467	455	453	457	457	761	435 PPM
	SEGUNDO CONSULTORIO	446	435	445	1.230	2.020	1.967	2.452	2.454	2.454	

Verde: IDA-1, Calidad de aire optima. Amarillo: IDA-2, Calidad de aire buena. Naranja: IDA-3, Calidad de aire regular. Rojo: IDA-4, Calidad de aire mala.

Tabla 2: Cuadro comparativo de niveles de humedad relativa (%).

HUMEDAD										
CUADRO COMPARATIVO DE RESULTADOS										
DESCRIPCIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE										
	TIEMPO	5 MINUTOS	10 MINUTOS	15 MINUTOS	20 MINUTOS	25 MINUTOS	30 MINUTOS	35 MINUTOS	40 MINUTOS	MAYOR NIVEL REGISTRADO
Institución educativa #1	SALÓN 1	67	67	66	65	63	63	65	64	67
	SALÓN 2	60	62	63	47	52	55	57	58	63
	SALÓN 3	53	55	55	55	55	56	58	58	58
Institución educativa #2	SALÓN 1	47	43	40	39	38	37	37	37	47
	SALÓN 2	33	37	39	41	42	43	46	45	46
	SALÓN 3	47	46	46	46	47	47	48	48	48
Institución educativa #3	SALÓN 1	57	57	54	51	44	42	43	43	57
	SALÓN 2	49	46	43	41	40	41	40	41	49
	SALÓN 3	52	46	43	40	39	39	39	39	52
Institución de salud #1	ZONA 1 (RESPIRATORIA)	49	49	49	52	49	49	48	48	52
	ZONA 2 (CONSULTORIO)	78	71	67	63	61	60	56	56	78
Institución de salud #2	PRIMER CONSULTORIO	68	68	67	67	68	68	68	68	68
	SEGUNDO CONSULTORIO	71	72	73	41	69	70	71	71	73

Verde: Nivel óptimo de humedad. Rojo: Nivel de humedad fuera de rango de óptimo.

Tabla 3: Cuadro comparativo de niveles de temperatura (°C). Verde: Nivel óptimo de temperatura. Rojo: Nivel de temperatura fuera de rango de óptimo.

TEMPERATURA										
CUADRO COMPARATIVO DE RESULTADOS										
DESCRIPCIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE										
	TIEMPO	5 MINUTOS	10 MINUTOS	15 MINUTOS	20 MINUTOS	25 MINUTOS	30 MINUTOS	35 MINUTOS	40 MINUTOS	MAYOR NIVEL REGISTRADO
Institución educativa #1	SALÓN 1	18	18	18	18	18	18	18	19	19
	SALÓN 2	19	18	18	23	21	20	20	20	23
	SALÓN 3	21	21	20	20	20	20	20	20	21
Institución educativa #2	SALÓN 1	23	23	24	24	24	24	25	25	25
	SALÓN 2	26	24	23	23	23	22	22	22	26
	SALÓN 3	22	22	22	22	22	22	22	22	22
Institución educativa #3	SALÓN 1	20	21	22	23	24	24	24	24	24
	SALÓN 2	24	24	25	26	25	25	25	25	26
	SALÓN 3	21	22	23	24	24	24	24	24	24
Institución de salud #1	ZONA 1 (RESPIRATORIA)	26	26	26	25	25	25	25	25	26
	ZONA 2 (CONSULTORIO)	19	21	22	22	23	24	24	24	24
Institución de salud #2	PRIMER CONSULTORIO	19	19	19	19	19	20	20	20	20
	SEGUNDO CONSULTORIO	19	19	20	20	20	20	20	20	20

***Verde: Nivel óptimo de temperatura. Rojo: Nivel de temperatura fuera de rango de óptimo.*

IMPLICACIONES EN POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARA LA PRÁCTICA

Los resultados de la investigación revelan que las instituciones educativas tienen niveles adecuados de CO_2, temperatura y humedad, según los parámetros del IDA, los niveles inadecuados de CO_2 en los entornos hospitalarios, preocupan mucho, ya que podrían afectar negativamente a la salud de la población, afectando tanto a los niños en el ámbito educativo como al personal docente, pacientes y personal de salud en el entorno hospitalario.

La identificación de la mala calidad del aire en instituciones hospitalarias contradice su función principal de preservar la salud. El incumplimiento en las medidas de habilitación o espacios limítrofes a la legislación, las deficiencias en los sistemas de ventilación y las ubicaciones cercanas a contaminantes externos contribuyen a una concentración inadecuada de CO_2.

La implementación de monitores de CO_2 es esencial para evaluar y mejorar la ventilación en instituciones educativas y hospitalarias.

REFERENCIAS

- Ministerio de Salud y Protección Social. (n.f.). Coronavirus (COVID-19). InnovAiT Educ Inspir Gen Pract. Disponible en: https://www.minsalud.gov.co/salud/publica/PET/Paginas/Covid.aspx
- Ministerio de Salud y Protección social. (2015). Programa Nacional de Prevención, Manejo y Control de la infección respiratoria Aguda en Colombia. Disponible en: https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/VS/PP/ET/PREVENCION-MANEJOCONTROL-IRA-MENORES-5-ANOS-2015.pdf

- Wimalasena, N. N., Chang-Richards, A., Wang, K. I. K., & Dirks, K. N. (2021). Housing Risk Factors Associated with Respiratory Disease: A Systematic Review. International Journal of Environmental Research and Public Health, 18(6), 1–26. Disponible en: https://doi.org/10.3390/IJERPH18062815

- Organización Mundial de la Salud. (n.f.). Brote de enfermedad por coronavirus (COVID 19). Recuperado, Marzo 28, 2023, Disponible en: https://www.who.int/es/emergencies/diseases/novel-coronavirus2019?adgroupsurvey=%7Badgroupsurvey%7D&gclid=Cj0KCQjw1dGJBhD4ARIsANb6OdkZxVty31w9ExEsYuU12R00unfEt4jKYzTThs3IT4f_ttYBq4U1R9waAqcmEALw_wcB

- OMS. (2021). Enfermedad por el coronavirus (COVID-19): Vacunas. In 17 De Mayo 2022 (p. 3). Disponible en: https://www.who.int/es/news-room/questions-and-answers/item/coronavirus-disease-(covid-19)

- Rodriguez Villamizar L, Rojas N, Agudelo Castañeda D, Pachon J, Ramírez O. (2021) .Guía para la evaluación de la ventilación y el monitoreo de co2 en el marco del retorno escolar en modalidad de alternancia en colombia [Internet].[citado 2021 Sep 5]. Disponible en: https://nodosaocolombia.com/wpcontent/uploads/2021/06/2021-Guía-evaluación-ventilación-y-monitoreo-CO2-entornos-educativos.pdf

- Morales martinez ay. (2019) .Evaluación de la calidad del aire interior en salas de clases en la utfsm, sede Concepción. [citado 2021 sep 5];9499:64126814. Disponible en: https://repositorio.usm.cl/bitstream/handle/11673/46872/3560901543759UTFSM.pdf?sequence=1&isAll owed=y

