



Universidad de la Costa-CUC
Departamento de Civil y Ambiental

**MAESTRÍA DE INVESTIGACIÓN EN DESARROLLO SOSTENIBLE
MIDES**

**EVALUACIÓN ESPACIOTEMPORAL DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS EN
LA CIUDAD DE BARRANQUILLA**

Autor: Ana Lucía Duarte González

Barranquilla, Colombia

2020

Universidad de la Costa CUC

Departamento de Civil y Ambiental

**MAESTRÍA DE INVESTIGACIÓN EN DESARROLLO SOSTENIBLE
MIDES**

Trabajo de Grado para optar por el título de Magíster en Desarrollo Sostenible

**EVALUACIÓN ESPACIOTEMPORAL DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS EN
LA CIUDAD DE BARRANQUILLA**

Autor: Ana Lucía Duarte González

Tutor: PhD. Ismael Schneider

Línea de investigación: Gestión y Sostenibilidad Ambiental

Barranquilla, Colombia
2020

NOTA DE ACEPTACIÓN

Presidente del jurado

Firma del jurado

Firma del jurado

Barranquilla, julio de 2020

Dedicatoria

*A la memoria de mi padre, **Javier Duarte Jácome**, quién me inspiró para crecer en excelencia.*

Papi, gracias por la herencia académica, deseo que desde el cielo festejes conmigo cada uno de mis triunfos, porque también son tuyos.

Te amo

Agradecimientos

A Dios, quien me ha dado la fortaleza, sabiduría y paz para afrontar cada desafío y reto en este arduo camino.

A mis padres y hermanos, Carmen, Luis, Javier y Juan Camilo, por su apoyo, paciencia y comprensión en todo este tiempo.

A los incondicionales, Anyeris Llanos, Luis Gutierrez y José Espinosa, por estar 24/7 para animarme cuando sentía desfallecer, por confiar en mi y celebrar cada triunfo mío como propio.

A mis amigos, Rita Cahuana y Carlos Morillo, por el ánimo y la compañía.

A mi tutor, Ismael Schneider y el profesor Paulo Artaxo, por su contribución, acompañamiento y enseñanzas durante este proyecto.

A mis colegas y amigos, Andrea Yanes, Jorge Calderón, Erika Blanco, Fabián Atencio, por las risas, el cariño y por siempre estar dispuestos a apoyar.

A Liliana Lozano, por cada palabra de aliento y la confianza depositada en mi durante la trayectoria como estudiante y profesional.

A mis profesores de la maestría, quienes me inspiraron a través de sus experiencias.

A las personas que hoy no están pero que también me acompañaron en momentos de dificultad y me ayudaron a crecer. ¡Gracias!

Resumen

La contaminación atmosférica se ha convertido en un tema crítico en áreas urbanas, por lo que se requiere una comprensión amplia de las características espaciotemporales de esta. En el presente estudio, mediciones continuas en tiempo real de contaminantes atmosféricos de material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) y ozono (O_3), se llevaron a cabo entre marzo de 2018 y junio de 2019, en tres (3) estaciones de monitoreo localizadas en la ciudad de Barranquilla. Fueron evaluadas las estaciones Móvil ubicada en la zona norte cerca al mar, Policía localizada en el sur y con influencia de alto tráfico vehicular y Tres Avemarías en el norte-centro histórico, zona residencial. El promedio de las concentraciones observadas para las estaciones Móvil, Policía y Tres Avemarías, respectivamente, para PM_{10} fueron: 46,37, 51,37 y 39,68 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; $PM_{2.5}$: 15,95, 18,12 y 15,10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y O_3 : 34,99, 26,56 y 33,63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Los resultados indicaron la existencia de variaciones espaciales y temporales entre las estaciones y los contaminantes evaluados. Para el PM las mayores concentraciones fueron observadas en el sur de la ciudad, mientras que para el ozono en el norte. Estas variaciones están asociadas principalmente con la influencia de fuentes puntuales en el entorno de cada sitio evaluado así como de las condiciones meteorológicas del área de estudio. Esta investigación ayudará a establecer la línea base de calidad de aire para Barranquilla, así como permitirá el desarrollo de planes de Gestión Ambiental más efectivos.

Palabras clave: Material Particulado, Ozono, Caribe Colombiano, Área Urbana Costera

Abstract

Air pollution has become a critical issue in urban areas, so a broad understanding of its spatiotemporal characteristics is required. In the present study, continuous measurements in real time of atmospheric pollutants of particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}) and ozone (O₃), were carried out between March 2018 and June 2019, in three (3) monitoring stations localized in Barranquilla city. The Móvil station is located in the north area near the sea, Policía located in the south and influenced by high vehicular traffic and Tres Avemarías in the north-historic center in a residential area were evaluated. The average concentrations observed for Móvil, Policía and Tres Avemarías stations, respectively, for PM₁₀ were: 46.37, 51.37 and 39.68 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; PM_{2.5}: 15.95, 18.12 and 15.10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and O₃: 34.99, 26.56 and 33.63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. The results indicated the existence of spatial and temporal variations between the stations and the pollutants evaluated. The highest PM concentrations were observed in the south of the city, while for ozone in the north. These variations are mainly associated with the influence of local sources in the environment of each site evaluated as well as the meteorological conditions of the study area. This research will help to establish the air quality baseline for Barranquilla, as well as enable the development of more effective Environmental Management plans.

Keywords: Particulate matter, ozone, Colombian Caribbean, Coastal urban area

Contenido

Lista de tablas y figuras	10
Introducción	12
Objetivos	17
Objetivo general:.....	17
Objetivos específicos:	17
Marco Teórico.....	18
Contaminación del aire urbana	18
Fuentes de contaminación.....	19
Contaminantes atmosféricos	21
Material Particulado (PM)	22
Ozono Troposférico	27
La meteorología y la contaminación del aire	30
Estado del Arte.....	33
Metodología	39
Área de estudio	39
Datos de calidad de aire	41
Datos meteorológicos y Rosa de Vientos	44
Procesamiento de datos y Análisis estadístico.....	44
Variación espacial.....	46
Serie temporal	46
Análisis de correlación.....	46
Resultados y Discusiones.....	47

Variación espacial de contaminantes	47
Serie temporal de contaminantes atmosféricos	51
Correlaciones	69
Comparación con otros estudios	74
Conclusiones	76
Recomendaciones	78
Referencias.....	79
Anexos	108

Lista de tablas y figuras

Tablas

Tabla 1. Ubicación y Características de las Estaciones de Monitoreo	42
Tabla 2. Técnicas de medición.....	44
Tabla 3. Promedio de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos en Barranquilla ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).....	48
Tabla 4. Prueba Kruskal Wallis para evaluación espacial de PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ y O_3 en Barranquilla	50
Tabla 5. Concentraciones de contaminantes atmosféricos Día Hábil y Día No Hábil en las estaciones de monitoreo de Barranquilla, Colombia	60
Tabla 6. Correlaciones de Spearman para todas las estaciones de monitoreo	69
Tabla 7. Promedio mensual de contaminantes atmosféricos y datos meteorológicos - Estación Móvil.....	109
Tabla 8. Promedios mensuales de contaminantes atmosféricos y datos meteorológicos - Estación Policía	110
Tabla 9. Promedios mensuales de contaminantes atmosféricos y datos meteorológicos - Estación Tres Avemarías	111
Tabla 10. Alertas de quema de Barranquilla e Isla Salamanca Marzo 2018 – Junio 2019.	112
Tabla 11. Prueba Kruskal Wallis variación temporal (Sequía/Lluvia).....	114
Tabla 12. Prueba Kruskal Wallis variación temporal (Día Hábil/No Hábil) Estación Móvil	115
Tabla 13. Comparación de las concentraciones de PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ y O_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) con diferentes estudios	121

Figuras

Figura 1. Variación espacial y tiempo de residencia de especies químicas gaseosas y aerosoles en la atmósfera. Fuente: (Lazaridis, 2011)	20
Figura 2. Distribuciones típicas de número y volumen de partículas atmosféricas con los diferentes modos. Fuente: (Seinfeld y Pandis, 2016)	23
Figura 3. Ubicación de las estaciones de monitoreo en la ciudad de Barranquilla. Fuente: Autor (2020).....	42
Figura 4. Serie temporal de las concentraciones de PM ₁₀	52
Figura 5. Serie temporal de las concentraciones de PM _{2.5}	53
Figura 6. Serie temporal de las concentraciones de O ₃	54
Figura 7. Patrón diario de los contaminantes atmosféricos: a) PM ₁₀ , b) PM _{2.5} y c) O ₃	64
Figura 8. Alertas de quema en Barranquilla y Parque Isla Salamanca. Fuente: (Global Forest Watch, 2020).....	112
Figura 9. Tormenta de polvo desde el Desierto de Sahara - Junio de 2018. Concentración mensual de la masa superficial de polvo (escala de concentración de $<0,0 \text{ e-}08 \text{ kg/m}^3$ - $\geq 9,0 \text{ e-}08 \text{ kg/m}^3$). Fuente: Nasa Worldview, 2020.....	113
Figura 10 Promedio de Dirección del Viento por hora.....	116
Figura 11. Rosa de vientos para la Estación Móvil	117
Figura 12. Rosa de Vientos para la Estación Policía	118
Figura 13. Rosa de Vientos para la Estación Tres Avemarías	119
Figura 14. Variación de Ozono con la velocidad del viento.....	120

Introducción

La contaminación del aire es un importante problema ambiental en áreas urbanas. Se estima que más del 80% de las personas que viven en núcleos urbanos, que monitorean la contaminación del aire, está expuesta a niveles de contaminación del aire sustancialmente superiores a las directrices de calidad del aire de la Organización Mundial de la Salud (OMS), constituyéndose como una amenaza para la salud pública (Shaddick et al., 2020). Según lo indicado por las Naciones Unidas (2020) en las perspectivas de la urbanización mundial, Colombia para el año 2019 registró cerca del 81% de la población habitando en cascos urbanos y con tendencia que va en aumento.

Es importante destacar que en la última base de datos de calidad del aire publicada por la OMS, se encontró que el 97% de las ciudades en países de ingresos bajos y medianos con más de 100,000 habitantes no cumplen con las pautas de calidad del aire de la OMS (WHO, 2018). Es así como los contaminantes atmosféricos representan grandes amenazas para la salud del ser humano, la vegetación (agricultura en particular), el medio ambiente atmosférico global (ejemplo: cambio climático, *smog* fotoquímico, lluvia ácida) y propiedad humana (He et al., 2017), en especial en centros urbanos industrializados y mayormente poblados (Yang et al., 2018a).

La exposición crónica al aire contaminado aumenta el riesgo de mortalidad y morbilidad, como la enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC), bronquitis, enfisema, cáncer de pulmón y la disminución de la función inmunológica (Li et al., 2013; Yu et al., 2019). En Colombia se determinó que la calidad del aire ocasiona el 13,9% de las muertes por enfermedad isquémica del corazón, el 17,6% de las muertes por enfermedad pulmonar obstructiva crónica; y la calidad del agua ocasiona el 71,6% de las muertes por enfermedad diarreica aguda que afecta,

principalmente, a menores de 5 años y mayores de 60 años (ONS, 2018). Mientras que la OMS reportó que anualmente hay 4,2 millones de muertes prematuras a lo largo del mundo atribuidas a la contaminación de aire, tanto para ciudades y áreas rurales (WHO, 2016).

Numerosas investigaciones han asociado enfermedades respiratorias y cardiovasculares a condiciones pobres de calidad de aire (Fischer et al., 2015; Filonchyk et al., 2018). En consecuencia, los habitantes a lo largo del mundo, y en especial en las grandes ciudades, han demandado un ambiente más limpio (Tian et al., 2019).

Aunque muchas ciudades, en especial áreas urbanas extensas, han hecho esfuerzos para dar cumplimiento a los estándares de calidad de aire establecidos por cada país, los efectos en la salud humana debido a la contaminación del aire también ocurren por debajo de los valores máximos permisibles, especialmente en aquellos países donde los valores permisibles son distantes del rango recomendado por la OMS (Van der Zee et al., 2016). Razón por la cual garantizar la salud de la población es un argumento sólido para la implementación de políticas que conduzcan a un mejoramiento de la calidad del aire (Chen et al., 2008).

En las regiones urbanizadas se presenta una alta demanda de energía, transporte y movilidad, provisión de servicios, producción y consumo de bienes y materiales, lo cual contribuye a la degradación de la calidad del aire. Además, las concentraciones de contaminantes del aire están controladas por una combinación de estas fuentes industriales y vehiculares y factores meteorológicos (Richmond-Bryant et al., 2009).

Aunque diversos contaminantes están presentes en la atmósfera urbana, la calidad del aire es principalmente afectada por: material particulado (PM), dióxido de azufre (SO₂), dióxido de nitrógeno (NO₂), monóxido de carbono (CO) y ozono (O₃) (Thurston, 2016a; Xie et al., 2015a).

Para el caso del material particulado atmosférico, se destaca el importante papel que juega en la contaminación urbana y regional, cambio climático regional y global (Li et al., 2017). Además, la coexistencia de contaminantes gaseosos (SO_2 , NO_2 , CO y O_3) proporciona un gran número de reactivos para la formación de su fracción fina, a través de procesos de coagulación y condensación, de tal manera que influye en la composición química, estado de la mezcla, tamaño y propiedades ópticas de las partículas de aerosol (Agudelo-Castañeda et al., 2016; Yu et al., 2019).

Así mismo, es preciso destacar que la contaminación fotoquímica es de especial importancia ambiental, típicamente debido a combinaciones desfavorables de condiciones climáticas y geografía local. Los productos más relevantes de este tipo de contaminación son los radicales atmosféricos y el ozono troposférico (O_3) (Reche et al., 2018), siendo este último un oxidante fuerte que a nivel del suelo es perjudicial para la salud humana y la vegetación, también es el tercer gas de efecto invernadero más importante (Wang et al., 2017a).

Además de las fuentes locales y regionales, la calidad de aire urbana podría ser significativamente afectada por el transporte de contaminantes atmosféricos de fuentes distantes bajo ciertas condiciones meteorológicas (dirección y velocidad del viento) (Floutsi et al., 2016). Tal como Díaz (2017) reportó, altas concentraciones de material particulado en algunas ciudades de España estuvieron asociadas a la intrusión de polvo del Desierto de Sahara como resultado de los poderosos vientos alisios hacia el oeste.

Las complejas mezclas de material particulado y componentes gaseosos están determinados por las condiciones de la capa límite atmosférica y cuyas variaciones juegan un papel crítico en la dispersión de contaminantes, porque es allí donde precisamente son emitidos y formados (Hu, 2015). Los procesos meteorológicos dictan la dispersión de contaminantes, y en

zonas costeras, por ejemplo, el impacto del flujo del viento sobre el potencial de contaminación puede entenderse con base en los análisis de flujo como estancamiento, recirculación y ventilación (Hu, 2015; Russo et al., 2016).

La brisa marina ha generado mucho interés por su capacidad de dispersar contaminantes, debido las circulaciones que pueden elevar la contaminación de la superficie a determinadas alturas donde puede transportarse hasta alta mar y luego bifurcarse e incluso recircularse nuevamente a la capa de entrada en tierra (Lawrence et al., 2010). Es por esto que esos procesos son considerados como un control importante sobre la calidad del aire de ciudades costeras (Igel et al., 2018).

Otras condiciones que también influyen en la distribución espacial y temporal de contaminantes atmosféricos son las características geográficas propias de cada región de estudio (Tian et al., 2019), por ejemplo, la presencia de complejos montañosos o tierras altas (Zhao et al., 2018).

Estudiar los procesos de formación, transporte y efectos de este tipo de polución, generan la necesidad de evaluaciones más detalladas y periódicas de la contaminación atmosférica a escala local y urbana (Chen et al., 2017; He et al., 2017). Es allí donde el monitoreo de campos meteorológicos y de calidad del aire a largo plazo proporcionan: una mejor comprensión de las tendencias de contaminación, evaluación de episodios inusuales de contaminación, acceso público a la información y el diseño de medidas coherentes con las realidades y características de las ciudades en estudio (Jang et al., 2017; Li et al., 2017; Owens et al., 2017).

También conviene mencionar que la generación de estos datos ambientales a menudo incluyen mediciones anómalas que requieren de un criterio claro para decidir su inclusión o exclusión del conjunto de datos del estudio (O'Leary et al., 2016). De modo que la utilización de

modelos de calidad de aire y métodos estadísticos contribuyen a la validación científica de la información (Wang et al., 2014).

Sin embargo, el enfoque de contaminación de aire se ha centrado en las grandes aglomeraciones urbanas porque se cree que la calidad del aire en ciudades de menor escala es mejor que estas (Dimoudi et al., 2013). No obstante, también pueden ser influenciadas bajo ciertas condiciones meteorológicas o por fuentes características de las principales actividades económicas del sector (Triantafyllou et al., 2020). En cuanto a ciudades costeras, donde las condiciones ambientales locales pueden ser diferentes, existen pocos estudios donde se analicen las dinámicas de contaminación de aire (Agudelo-Castañeda et al., 2020).

Barranquilla, es una ciudad que se caracteriza por su economía portuaria e industrial, donde se destacan sectores como el de curtiembre, alimentos, producción de químicos y plásticos (Bonilla, 2010). Es la cuarta ciudad más poblada de Colombia y presenta una rápida expansión principalmente debido su localización en la desembocadura del río Magdalena, ya que por medio del puerto fluvial y marítimo se conecta con los principales mercados internacionales (Bonilla, 2010). En los últimos años, Barranquilla ha experimentado un crecimiento exponencial en urbanización y parque automotor, de lo que se esperaría como consecuencia un aumento en las concentraciones de contaminantes atmosféricos generados tanto por fuentes fijas y móviles, tal como lo menciona Ramírez et al. (2020). No obstante, no hay suficientes estudios previos sobre la calidad de aire de esta ciudad costera y la influencia de las diferentes fuentes de contaminación (IDEAM, 2016), dejando en evidencia la relevancia del estudio de contaminantes atmosféricos criterio y parámetros meteorológicos en la ciudad.

Para dar seguimiento a la calidad del aire de Barranquilla, tres (3) estaciones de monitoreo entraron en operación en el año 2017, con el fin de evaluar los contaminantes atmosféricos

criterio. De acuerdo con la información suministrada, se logró pensar algunos interrogantes con respecto al tema; ¿Existe alguna variación espaciotemporal de las concentraciones de material particulado (PM_{10} , $PM_{2.5}$) y Ozono en la ciudad de Barranquilla? ¿Cómo se relacionan las concentraciones de los contaminantes atmosféricos monitoreados? ¿Cuál es la influencia de los parámetros meteorológicos?

Objetivos

Objetivo general:

Evaluar la variación espaciotemporal de contaminantes atmosféricos (PM_{10} , $PM_{2.5}$, y O_3) en la ciudad de Barranquilla.

Objetivos específicos:

- Comparar las concentraciones de material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) y ozono (O_3) en tres estaciones de monitoreo de calidad de aire.
- Estimar la relación entre los contaminantes atmosféricos para cada estación de monitoreo.
- Examinar la influencia de las variables meteorológicas en la variación temporal de las concentraciones de contaminantes atmosféricos.

Marco Teórico

Contaminación del aire urbana

La contaminación del aire ha afectado al ambiente desde el desarrollo de las primeras comunidades humanas (Jacobson, 2012). En la actualidad se posiciona como uno de los problemas de mayor preocupación para la salud pública y el ambiente, debido a que está muy extendida y es emitida por muchos tipos de fuentes (Thurston, 2016a), las cuales incluyen desde escape de vehículos hasta incendios forestales y tormentas de arena (Chen et al., 2015; Stanek y Brown, 2019).

Los contaminantes atmosféricos se conforman por gases y partículas y de acuerdo a su origen se encuentran como: contaminantes primarios, aquellos emitidos al aire desde la fuente de emisión, y contaminantes secundarios, que son formados después de la emisión primaria por reacciones químicas en la atmósfera (Thurston, 2016b).

En las últimas décadas, varios países se han industrializado rápidamente, lo que ha provocado grandes disminuciones en la calidad del aire asociadas a procesos industriales, el crecimiento de la población y la urbanización (Amoatey et al., 2019; Xian et al., 2020). Esta última ha sido una tendencia marcada de los países en desarrollo la cual se ha expandido en rangos muchos mayores en comparación con países desarrollados, por ejemplo, a los Estados Unidos le tomó 90 años para ir de 40% urbanizado en 1900 a cerca de 75% urbanizado en 1990, mientras que el mismo proceso tomó cerca de 30 años en Brasil (Nadadur et al., 2015).

Para el caso de países desarrollados de América del Norte, Europa y el Pacífico se han implementado políticas para reducir los graves eventos de contaminación del aire por medio de regulaciones más estrictas y la externalización de trabajos de fabricación con países en vía de desarrollo, lo que en consecuencia trajo un mejoramiento en las condiciones de vida de la

población tercermundista, por el aumento del ingreso per cápita (Andrée et al., 2019). El acceso a compra de automóviles se tradujo a una fuente importante de contaminación del aire y congestión del transporte en el mundo en desarrollo. Estas tendencias, junto con tasas más altas de basura, uso de combustible de baja calidad y polvo relacionado con la construcción han llevado a concentraciones mucho más altas de contaminantes en el aire en los países en desarrollo en comparación con el mundo desarrollado (Nadadur et al., 2015; Hamidi y Ramavandi, 2020).

Actualmente 19 de las 25 ciudades más pobladas del mundo se encuentran en países en desarrollo, y muchas de estas megaciudades tienen concentraciones anuales que varían dramáticamente en escala espaciales cortas y que sobrepasan las normas y directrices basadas en salud (Nadadur et al., 2015; Vitolo et al., 2018).

Fuentes de contaminación

Existen innumerables fuentes y procesos de los contaminantes del aire. Estas fuentes y procesos están cambiando constantemente y su comprensión es importante debido a que el comportamiento de los contaminantes está determinado por su ciclo de vida y procesos antes de la emisión, en su emisión y tiempo en el aire (Adhikari, 2020a).

Las fuentes que contribuyen a la contaminación atmosférica urbana pueden ser clasificadas como de origen natural o antropogénico (Lazaridis, 2011). Las primeras están asociadas a eventos como tormentas de arena, erupciones volcánicas e incendios forestales, mientras que las fuentes antropogénicas abarcan la quema de combustibles fósiles, procesos industriales, entre otros (Stanek y Brown, 2019).

Las escalas en los que ocurren los fenómenos (Figura 1) se presentan como: 1. Microescala, aquellos que ocurren en el orden de 1 km, determinando los efectos de contaminantes en una

escala de tiempo de minutos o pocas horas, por ejemplo, una pluma de emisión industrial o una carretera; 2. Mesoescala, toman lugar en períodos de tiempo de horas y días e influyen en el transporte y dispersión de contaminantes a áreas que están a cientos de kilómetros de sus fuentes (Armenta y de la Guardia, 2016).

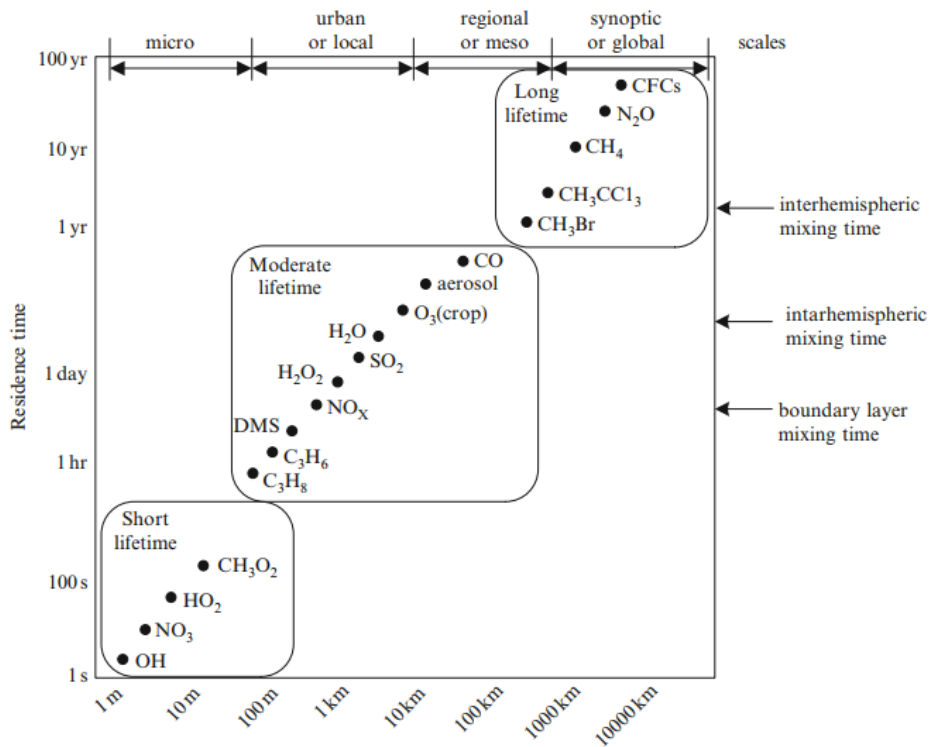


Figura 1. Variación espacial y tiempo de residencia de especies químicas gaseosas y aerosoles en la atmósfera. Fuente: (Lazaridis, 2011)

Los contaminantes también pueden ser generados a las afueras de los centros urbanos y ser transportados desde largas distancias (Ohara, 2019). Sin embargo, estos procesos están restringidos por el tiempo de vida de los contaminantes (Thurston, 2016a). Para el caso de contaminantes del aire con tiempo de vida corto (horas en la capa límite y días libres en la troposfera), no son transportados a larga distancia porque se transforman en otra especie a poca distancia de su fuente (Ohara, 2019).

Además, los patrones temporales y espaciales de los contaminantes atmosféricos proporcionan alguna indicación de sus fuentes contribuyentes (Watson y Chow, 2015). Por ejemplo, los promedios diarios de CO, NOx y PM a menudo muestran los picos matutinos y nocturnos de lunes a viernes indicativos del escape del motor que se atenúan los fines de semana cuando cambian los horarios de transporte (Watson y Chow, 2015).

Contaminantes atmosféricos

La Ley de Aire Limpio de 1970 y otras leyes en todo el mundo hacen una distinción entre los contaminantes del aire peligrosos y los contaminantes del aire de criterio (Jacobson, 2012). La diferencia radica en que los "contaminantes del aire peligrosos" causan o se sospecha que causan cáncer u otros efectos crónicos graves para la salud según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés) (EPA, 2020), como los efectos reproductivos o defectos de nacimiento, así como daños ecológicos adversos sustanciales. Además, generalmente están restringidos espacialmente a "*Hot Spots*", como las áreas industriales y urbanas (Suh et al., 2018).

Mientras que los contaminantes atmosféricos de criterio se espera que dañen la salud pública o el bienestar y se usan comúnmente para indicar la calidad del aire ambiente en general, en base a estándares comunes (Vallero, 2014). Es por esto que, con el fin de proporcionar un programa más efectivo para mejorar la calidad del aire se diseñaron los Estándares Nacionales de Calidad de Aire Ambiental (NAAQS, por sus siglas en inglés) para contaminantes atmosféricos criterios, llamados así porque sus niveles permisibles se establecieron en pautas basados en salud (en particular, la de las personas más susceptibles a los problemas respiratorios, como los asmáticos, los ancianos y los bebés) y para proteger el bienestar público (visibilidad, edificios,

estatuas, cultivos, vegetación, agua, animales, transporte, otros activos económicos, confort personal y bienestar) (EPA, 2016).

Esta distinción es un poco engañosa, pues todos los contaminantes del aire contienen algún potencial de daño (Vallero, 2014). En la actualidad los contaminantes de criterio son: material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$), monóxido de carbono (CO), dióxido de azufre (SO_2), dióxido de nitrógeno (NO_2) y ozono troposférico (O_3), los cuales indican la calidad del aire en una región (Clarke et al., 2014).

Material Particulado (PM)

Las partículas atmosféricas son una mezcla compleja de sustancias química y físicamente diversas, las cuales están presentes en forma de sólidos o gotas líquidas (Thurston, 2016a; He et al., 2017). El PM se clasifica frecuentemente por tamaño de acuerdo con su diámetro aerodinámico, el cual es equivalente al diámetro de una partícula esférica con una densidad de 1000 kg/m^3 (densidad del agua) (Stanek y Brown, 2019). La distribución de tamaño es un parámetro esencial en el cual se determina la composición química, las propiedades ópticas, la deposición de las partículas y su inhalación en el seres humanos (Lazaridis, 2011).

La categoría de partículas en función de su tamaño se puede dividir en: 1. Distribución modal observada; 2. el 50% de diámetro de corte de la medición instrumento y 3. de variables dosimétricas relacionadas con la exposición humana en concentraciones atmosféricas (Lazaridis, 2011).

Para el caso de la categoría de distribución modal observada (Figura 2) se encuentran las siguientes sub-categorías: **Modo Nucleación:** Partículas con diámetro $<10 \text{ nm}$, que se forman a través de procesos de nucleación. El límite inferior de esta categoría no está muy bien definido, pero es más grande que 3 nm ; **Modo Aitken:** Partículas con diámetro $10 \text{ nm} < d_p < 100 \text{ nm}$. Se

originan de nucleación de vapor o crecimiento de partículas preexistentes debido a la condensación; **Modo Acumulación:** Partículas con diámetro $0,1 \mu\text{m} < d_p < 1 \mu\text{m}$. El límite superior coincide con un mínimo de la distribución total del volumen de partículas. Las partículas en este modo se forman con la coagulación de partículas más pequeñas o la condensación de constituyentes de vapor. El tamaño de las partículas no aumenta en esta categoría con el crecimiento de condensación. Además, los mecanismos de eliminación de partículas en esta categoría son muy lentos y, como resultado, hay una acumulación de partículas; **Partículas Ultrafinas:** Contiene partículas en los modos Aitken y nucleación; **Partículas Finas:** Incluye los modos de nucleación, Aitken, acumulación y partículas entre $1 - 2,5 \mu\text{m}$; **Partículas Gruesas:** Partículas con diámetro entre $2,5 - 10 \mu\text{m}$.

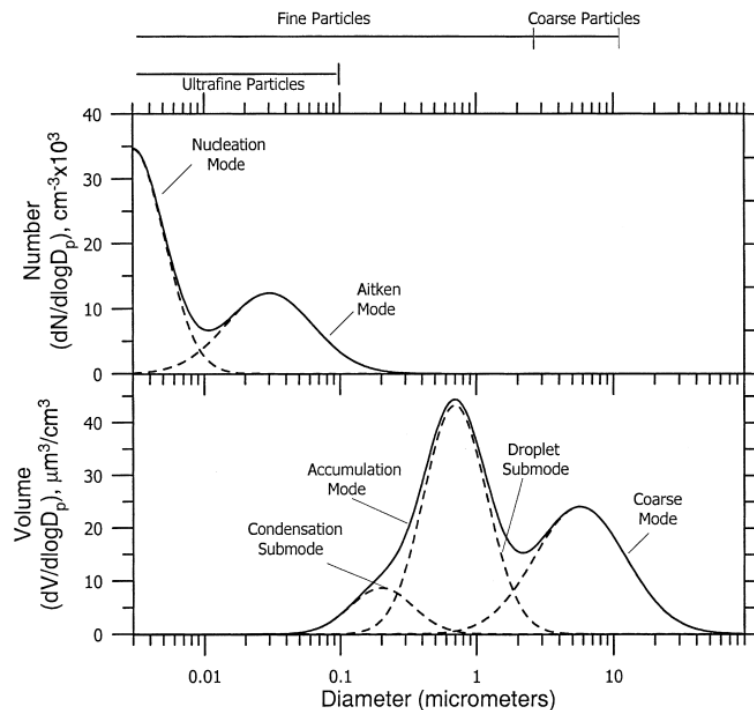


Figura 2. Distribuciones típicas de número y volumen de partículas atmosféricas con los diferentes modos. Fuente: (Seinfeld y Pandis, 2016)

Cabe resaltar que la distribución de tamaño de las partículas es un parámetro importante, ya que determina la dinámica de los aerosoles en la atmósfera, su transporte, deposición y tiempo

de residencia, es decir, que puede permanecer suspendido durante minutos o semanas y, en última instancia, se elimina a través de procesos que implican deposición seca y húmeda (Stanek y Brown, 2019). Además, las fuentes locales, así como las condiciones meteorológicas y topográficas, pueden influir fuertemente en el grado de variabilidad espacial del PM (Gordon et al., 2014).

Los estudios sobre la variación espaciotemporal de PM son importantes porque evidencian la afectación, en cuanto al nivel de exposición, de una población y proporciona información sobre la formación de PM en la atmósfera. Así mismo, los datos simultáneos de PM y otros contaminantes gaseosos brindan datos relevantes sobre la generación de PM atmosférico secundario (Adhikari, 2020b).

La contaminación del aire por PM puede ser clasificada en dos componentes principales: PM primario, emitido directamente a la atmósfera por fuentes de contaminación como la industria, plantas de energía eléctrica, autobuses diesel y automóviles, y PM secundario, formado en la atmósfera a partir de gases primarios contaminantes, como el dióxido de azufre y los gases de óxido de nitrógeno (Thurston, 2016a).

Cabe resaltar que el proceso de formación de PM secundario se da mediante los procesos de conversión gas-partícula, donde las moléculas de gas son transformados a partículas sólidas o líquidas; este proceso depende de las condiciones de presión, temperatura y humedad relativa, así como la propia concentración del vapor (Vallero, 2014).

El material particulado también puede ser de origen antropogénico, como los residuos de núcleos de combustión muy pequeños de la combustión de combustible, polvo de cemento, polvo de sílice de chorro de arena y polvo de suelo movilizadado por las prácticas de cultivo (Harrison et al., 2016). Mientras que el material particulado de origen natural incluyen bacterias,

esporas bacterianas, esporas de hongos y polen y pueden considerarse contaminantes cuando contribuyen a problemas respiratorios (Manahan, 2013).

Los principales efectos en el ambiente asociados a contaminación por material particulado atmosférico lo constituyen: 1. Deterioro en la visibilidad; 2. Daño ambiental; 3. Daño a la salud y 4. Daño sobre materiales (EPA, 2018). Además, existen efectos directos en las interacciones del clima (Qu et al., 2020), debido a las alteraciones en el equilibrio del balance radiativo de la tierra/atmósfera a través de la absorción o dispersión de la radiación (Zhao et al., 2015).

El deterioro de la visibilidad es atribuido principalmente a la dispersión y absorción de luz visible por partículas suspendidas (Zhao et al., 2013), por ejemplo, los riesgos en el ecosistema incluyen una disminución de la visibilidad debido a la neblina causada por partículas finas (Vallero, 2014). Los daños ambientales asociados a contaminación por PM incluyen acidificación de ríos y arroyos, cambio en el balance nutricional de las aguas costeras y grandes cuencas fluviales, reducción de nutrientes en el suelo, daños en bosques y cultivos agrícolas, daños en la diversidad de los ecosistema y contribución a los efectos de la lluvia ácida (EPA, 2018).

También se pueden encontrar efectos adversos debido al transporte de larga distancia de PM, como el polvo del Sahara que transporta bacterias y hongos causantes de enfermedades que se han asociado con la destrucción de los arrecifes de coral en el Mar Caribe (Vallero, 2014). Asimismo, se presenta el efecto de aumento de núcleos de condensación de nubes disponibles, debido al incremento de aerosoles antropogénicos, lo que recibe el nombre de albedo de nubes o efecto Twomey (Lazaridis, 2011; Manahan, 2013).

En las últimas décadas, numerosos estudios epidemiológicos han investigado la relación entre contaminación del aire por PM y múltiples afectaciones a la salud, tales como

enfermedades respiratorias (Guan et al., 2016; DeVries et al., 2017; Hehua et al., 2017), cardiovascular (Cai et al., 2016; Luben et al., 2017), resultados adversos en el embarazo (Liu et al., 2017; Li et al., 2017) y mortalidad (Achilleos et al., 2017; Di et al., 2017; Wang et al., 2017).

Los parámetros clave para evaluar los impactos del material particulado atmosférico son el número de partículas, su tamaño (que determina el grado de penetración en el sistema torácico), el volumen, el área de superficie y las distribuciones de masa, y su composición (Stanek et al., 2011; Rohr y Wyzga, 2012). Además, también es estudiado el factor de infiltración de partículas, que describe la penetración de partículas exteriores en el ambiente interior, y el factor de exposición ambiental, que representa la fracción de partículas exteriores a las que las personas están realmente expuestas (Shahid et al., 2016; Shi et al., 2017).

El PM también es considerado como un contaminante importante en el deterioro de infraestructuras debido a las reacciones químicas en la superficie (Lazaridis et al., 2018), por lo que el estudio de los efectos corrosivos del PM ha sido un parámetro de gran interés, especialmente en áreas urbanas con denso tráfico vehicular (Ferm et al., 2006).

Características del PM_{10} y $PM_{2.5}$.

El PM se divide en dos grandes grupos: partículas gruesas y finas. La partícula gruesa se refiere a todos los PM con su diámetro aerodinámico entre 2,5 μm y 10 μm ($PM_{2.5-10}$) (He et al., 2017). Las partículas finas corresponden a todas aquellas con diámetro aerodinámico menor a 2,5 μm ($PM_{2.5}$).

Las concentraciones atmosféricas del $PM_{2.5-10}$ a menudo están dominadas principalmente por la abrasión primaria (por ejemplo, polvo de la carretera) y procesos de trituración, así como de suelos y pólenes transportados por el aire (Gordon et al., 2014). Otras fuentes externas de

partículas gruesas incluyen las de la construcción, la agricultura y las actividades mineras (Thurston, 2016a).

Tanto el PM_{2.5} primario como el secundario provienen principalmente de procesos de combustión relacionados con el transporte, la generación de energía y la industria. Los componentes de PM_{2.5} incluyen sulfatos, nitratos, carbono elemental y orgánico, metales y material cortical (Thurston, 2016a). De estos constituyentes, el carbono particulado atmosférico, comúnmente llamado carbono negro (BC, por sus siglas en inglés), es directamente emitido por combustión incompleta de combustibles carbonosos (combustibles fósiles, biomasa y residuos agrícolas e incendios forestales) (Limon–Sanchez et al., 2011). Debido a sus buenas propiedades adsorbentes, el carbono puede ser portador de gases y otros contaminantes particulados (Manahan, 2013). Además, absorbe la radiación solar entrante, calienta la atmósfera y produce un efecto de calentamiento en contraste con otros aerosoles (sulfatos, etc.) que reflejan las radiaciones solares que conducen a un efecto de enfriamiento (Bibi et al., 2017).

También se ha demostrado que el PM, especialmente partículas con un diámetro aerodinámico <2,5 µm, puede incluir varios químicos cancerígenos adsorbidos en sus superficies que causan estrés oxidativo pulmonar y sistemático, inflamación crónica y progresión de la aterosclerosis (de Paula Ribeiro et al., 2020; Riggs et al., 2020; Xu et al., 2020).

Ozono Troposférico

El ozono a nivel del suelo, es un contaminante secundario formado en la atmósfera a través de reacciones fotoquímicas que involucran óxidos de nitrógeno, compuestos orgánicos volátiles (VOC por su sigla en inglés), metano (CH₄) y el monóxido de carbono (CO) (Suh et al., 2018; Maji et al., 2019). Adicionalmente, el CO también puede reaccionar con NO_x para formar O₃,

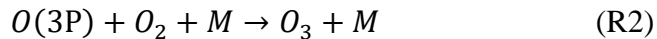
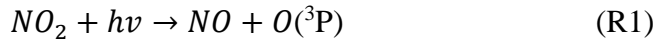
pero la reacción es menos eficiente y rara vez es un contribuyente importante a los impactos que ocasiona en la salud (Holloway y Sanderfoot, 2019).

El O_3 tiene la misma estructura química, ya sea que se encuentre en la estratosfera o en la troposfera y puede considerarse "bueno" o "malo", dependiendo de esta ubicación (Thurston, 2016a). El ozono "bueno" se forma naturalmente en la estratosfera, formando una capa protectora alrededor del globo que absorbe los rayos ultravioleta más dañinos del sol. En la superficie, sin embargo, la presencia de ozono no es en gran medida natural, y puede provocar efectos adversos para la salud humana cuando se respira (Cerón-Bretón et al., 2015; Breitner et al., 2016; Thurston, 2016).

El O_3 es fundamental para la química de la troposfera debido a su papel en el inicio de los procesos de oxidación fotoquímica mediante reacción directa, fotólisis y las reacciones posteriores de los fotoproductos para formar el radical hidroxilo (Monks, 2005).

El ozono troposférico se forma a través de la reacción de los contaminantes emitidos por las instalaciones industriales, los servicios eléctricos y los vehículos de motor (Armenta y de la Guardia, 2016). Los productos químicos que son precursores de la formación de ozono también pueden ser emitidos por fuentes naturales, en particular los árboles y otras plantas (EPA, 2016). Las concentraciones de ozono generalmente aumentan al incrementar la temperatura y disminuye al aumentar la humedad relativa (Li et al., 2017).

Se produce por la reacción de una molécula de oxígeno (O_2) con un átomo de oxígeno, que se origina a partir de la fotólisis del NO_2 por la radiación solar ([R1]) y la reacción posterior de los átomos de oxígeno del estado fundamental, $O(^3P)$, con oxígeno molecular ([R2]) (Li et al., 2017):



Una vez formado, el O_3 puede eliminarse de la atmósfera a través del proceso de deposición en seco y la reacción de valoración de NO [R3] (Harrison y Kinnersley, 2003; Wang et al., 2017; Xiaolan Li et al., 2017).



Además, El O_3 es un contaminante que se transporta a largo alcance, pero su formación es bastante lenta dentro de la atmósfera. Por lo tanto, sus concentraciones son muy bajas cerca de las fuentes de precursores, pero son más altas a grandes distancias a favor del viento (Harrison y Kinnersley, 2003). Muchas áreas urbanas tienen altos niveles de ozono durante los meses más cálidos (con más horas de luz solar), pero incluso las áreas rurales también están expuestas a mayores niveles de ozono en verano porque los vientos pueden transportar el ozono (y los contaminantes precursores que lo forman) a cientos de millas de distancia de su fuente original local (Thurston, 2016).

Las diferencias urbanas a rurales en el ozono aludidas anteriormente y observables en muchas partes del mundo surgen porque las nuevas emisiones de óxido nítrico del tráfico vial reaccionan con el ozono, suprimiendo su concentración (Harrison y Kinnersley, 2003).

El ozono tiene múltiples impactos en el medio ambiente, particularmente en la formación de *smog* fotoquímico (Geddes et al., 2012), la vegetación sensible (Booker et al., 2009; Fenger, 2009; Burney et al., 2014), el cambio climático (Jacob y Winner, 2009), y la degradación de los materiales a escala local y regional (Kambezidis y Kalliampakos, 2013). Los efectos nocivos sobre la vegetación sensible radica principalmente en afectaciones significativas en el crecimiento de los árboles, en la vegetación en general y en cultivos importantes como el trigo, la

soja y el arroz (Armenta y de la Guardia, 2016). Aunque el ozono troposférico tiene muy poco efecto en la química del agua directamente, puede cambiar la biodiversidad al estresar las plantas ribereñas y parcialmente sumergidas o dañar a los animales que respiran aire (Vallero, 2014).

Adicionalmente, el ozono troposférico es un contaminante del aire de gran preocupación pública, ya que afecta la salud humana (WHO, 2013; Kumar et al., 2015). El NAAQS para el ozono se estableció sobre la base de sus efectos sobre el sistema respiratorio humano, debido a sus principales afectaciones en las membranas mucosas respiratorias, otros tejidos pulmonares y las funciones respiratorias (Suh et al., 2018). Respirar ozono puede desencadenar una variedad de problemas de salud, particularmente para niños, ancianos y personas de todas las edades que tienen enfermedades pulmonares como el asma (Raheison y Filleul, 2002; Jaffe y Wigder, 2012; Armenta y de la Guardia, 2016). Los efectos adversos del O₃ también pueden manifestarse como resultados clínicos más graves, como ingresos hospitalarios, visitas a la sala de emergencias, enfermedades crónicas y posiblemente la muerte (Suh et al., 2018).

Las exposiciones a corto plazo al ozono causan disminuciones de la función pulmonar, síntomas respiratorios, inflamación pulmonar, daño epitelial y permeabilidad, y aumentan la capacidad de respuesta de las vías respiratorias (Gordon et al., 2014). Además, se asocia con mortalidad prematura (EPA, 2016). En general, la evidencia muestra que tanto la exposición al ozono a corto como a largo plazo a concentraciones ambientales está asociada con la morbilidad respiratoria y la mortalidad prematura (Jerrett et al., 2009; Gordon et al., 2014; Bedada et al., 2016; Vicedo-Cabrera et al., 2020).

La meteorología y la contaminación del aire

El estudio de las variables meteorológicas y su relación con la contaminación del aire es importante ya que condicionan significativamente las transformaciones físicas y químicas de los

contaminantes atmosféricos (Ohara, 2019). A través de procesos de dispersión y velocidad de transporte asociado con la turbulencia y los vientos de la capa límite se pueden ver afectadas las concentraciones de contaminantes del aire (Muñoz, 2012).

Grundström (2015) menciona que condiciones de velocidad del viento y la inversión térmica también afectan notablemente el grado de acumulación de contaminantes atmosféricos cerca de las fuentes de emisión, como el tráfico en ambientes urbanos. Un estudio observó que muchas ciudades costeras experimentan episodios de contaminación del aire, a menudo relacionados con altas emisiones de contaminantes y/o malas condiciones de dispersión (Russo et al., 2016). Estos episodios podrían estar relacionados al estancamiento que se origina en la medida que cambian las direcciones del viento. Los fuertes y prolongados eventos de brisa marina o de la bahía pueden transportar una gran cantidad de contaminación del aire urbano desde la capa límite planetaria hacia la troposfera libre, donde los contaminantes tienen una vida útil más larga y son susceptibles al transporte a gran distancia en alta mar (Tzortziou et al., 2018).

La precipitación también es una variable que contribuye al efecto lavado de la atmósfera y resulta en la remoción de los contaminantes hasta cierto punto, siendo más claro en las primeras precipitaciones (Kwak et al., 2017). Aunque también se puede evidenciar un deterioro en la calidad de aire debido a que las fuertes precipitaciones ocasionan un aumento de la congestión del tráfico y disminución de la velocidad del vehículo (Kwak et al., 2017).

En cuanto a variables meteorológicas que influyen en contaminación fotoquímica, la radiación solar, la temperatura y la cobertura de nubes afecta los rangos de reacciones fotoquímicas y emisiones de compuestos orgánicos volátiles biogénicos. Además, las condiciones de altas precipitaciones están asociadas a niveles bajos de ozono troposférico (O_3).

Entre tanto otros parámetros meteorológicos como la velocidad del viento y la altura de capa de mezcla determinan la dispersión de O_3 y sus precursores en la capa límite (Zhang y Kim Oanh, 2002).

Cabe resaltar que la presencia de eventos climáticos en determinadas regiones puede afectar a escala local y regional la intensidad de las precipitaciones, como lo es el fenómeno del “Niño” y la “Niña”. Fenómenos como estos generan una variabilidad en la meteorología de la zona afectada y consecuentemente tiene un impacto sobre el comportamiento de los contaminantes atmosféricos. En el caso del fenómeno del “Niño” se genera cada cierto número de años por el calentamiento del océano Pacífico y ocasiona una disminución pronunciada en la cantidad de precipitación. Por otro lado, el fenómeno de la “Niña” se caracteriza por el aumento considerable de lluvias, seguida por una disminución de la temperatura (SIAC, 2020).

Es por esto que el estudio de la influencia de las condiciones meteorológicas sobre la contaminación del aire permite una amplia comprensión de la variación espaciotemporal de los contaminantes atmosféricos (Ling et al., 2014; Tian et al., 2019b). Especialmente, los contaminantes atmosféricos responsables del calentamiento atmosférico y la formación de partículas, ya que pueden afectar la meteorología y el clima (Seinfeld y Pandis, 2006; Manahan, 2013).

Igualmente es importante destacar que la estabilidad de la atmósfera es dependiente del perfil vertical de la temperatura y la humedad del aire (Hu, 2015). Las condiciones de estabilidad e inestabilidad de la atmósfera determinan la capacidad de esta para mezclar y dispersar los contaminantes, aunque también determinan las condiciones de turbulencia en la atmósfera y la formación de nubes (Mason y Thomson, 2015).

Estado del Arte

La evaluación espaciotemporal de contaminantes atmosféricos criterio posee una amplia literatura. La comprensión de estas características es de gran importancia cuando se trata de tomar medidas para abordar la contaminación del aire en un sitio específico, con el objetivo de reducir los riesgos para la salud asociados con dicha contaminación. Además, permite un análisis certero sobre los procesos de emisión, tiempo de residencia del contaminante en el aire y procesos de transporte y dispersión (Adhikari, 2020). En este sentido es importante destacar que estos procesos son muy influenciados por las condiciones meteorológicas, como el viento, la lluvia, entre otros (Elminir, 2005; Kulshrestha et al., 2009; Paralovo et al., 2019).

Diferentes investigaciones se han desarrollado a lo largo de los años en este campo suscitadas por los ampliamente citados reportes del impacto de la contaminación del aire sobre la salud (Polichetti et al., 2009; Kang et al., 2012; Guttikunda y Goel, 2013; Yang et al., 2020) y la contaminación ambiental.

Entre estos estudios, Yang et al. (2019) adelantaron un análisis exhaustivo de seis contaminantes del aire $PM_{2.5}$, PM_{10} , CO, SO_2 , NO_2 y O_3 en el oeste de China. Las características espaciotemporales de los contaminantes del aire, su relación con los factores meteorológicos y las fuentes de emisión, y la eficiencia de las estrategias de control de emisiones para la región, también fueron analizados en este estudio. Según observaciones horarias en 23 sitios en el oeste de China entre junio de 2016 y mayo de 2017, las concentraciones de la mayoría de los contaminantes fueron más altas fuera de la meseta tibetana, más bajas en verano y más altas en invierno, con la excepción de O_3 . Esto se debió en parte a que las condiciones meteorológicas en invierno fueron las más desfavorables para la dispersión y dilución de contaminantes que otras estaciones.

Wang et al. (2014) examinaron las variaciones espaciales y temporales de PM_{2.5}, PM₁₀, CO, SO₂, NO₂ y O₃ en 31 ciudades capitales de China entre marzo de 2013 y febrero de 2014 utilizando datos por hora publicados por el Ministerio de Protección del Medio Ambiente (MEP). Las concentraciones medias anuales de PM_{2.5} y PM₁₀ excedieron los estándares chinos de calidad del aire ambiente (CAAQS), los estándares de grado I (15 y 40 µg/m³ para PM_{2.5} y PM₁₀, respectivamente) para todas las ciudades, y solo Haikou, Fuzhou y Lasa cumplieron con los estándares CAAQS Grado II (35 y 70 µg/m³ para PM_{2.5} y PM₁₀, respectivamente). Las concentraciones observadas de PM_{2.5}, PM₁₀, CO y SO₂ fueron más altas en las ciudades ubicadas en la región norte que en las regiones oeste y sureste. Los resultados de su investigación indican que el número de días de incumplimiento fue mayor en el invierno, pero los días de alta contaminación también se observaron con frecuencia en la región sureste durante el otoño y en la región occidental durante la primavera.

Wang et al. (2018) examinaron las variaciones espaciotemporales de las concentraciones de SO₂, CO, NO₂, O₃, PM_{2.5} y PM₁₀ y sus fuentes asociadas en tres capitales provinciales del norte de China entre 2014 y 2015. Se encontró que las concentraciones de contaminantes del aire durante la temporada de calefacción fueron significativamente más altas que las de la temporada sin calefacción, con la excepción de O₃. Además, la temporada de calefacción con y sin tormentas de polvo se dividió en temporada de aerosoles y temporada de tormentas de viento, respectivamente. Durante la temporada de tormentas de viento, las concentraciones de partículas se volvieron predominantes, mientras que las de los contaminantes gaseosos disminuyeron. La mayor contribución de las partículas y los contaminantes gaseosos migraron a tormentas de polvo y descargas de la industria a base de combustibles fósiles, respectivamente. Los resultados de este estudio son útiles para comprender la influencia de las actividades antropogénicas y

naturales durante la temporada de calefacción, lo que puede mejorar la eficacia de abordar la contaminación del aire de una manera más amplia.

Zhao et al. (2018) estudiaron las variaciones espaciotemporales de seis contaminantes atmosféricos de criterio y factores de influencia en los conglomerados de la ciudad de la cuenca de Sichuan en función de las concentraciones horarias en tiempo real de $PM_{2.5}$, PM_{10} , SO_2 , NO_2 , CO y O_3 y datos meteorológicos de rutina durante los años 2015 a 2017. En ese estudio identificaron variaciones en cada una de las ciudades acorde a su ubicación en la cuenca, la ubicación de la fuente, como industrias y vehículos, la ubicación topográfica del punto de muestreo y las condiciones climáticas y sus relaciones con las concentraciones y los contaminantes.

Lee et al. (2011) estudiaron el origen y las condiciones meteorológicas favorables para concentraciones de PM_{10} en Seúl (Corea del Sur). Su análisis sugiere que alta presión anómala sobre Corea del Sur y baja presión anómala sobre las regiones fuente de contaminantes favorecen tanto el transporte de nivel superior desde las regiones de origen externo como la acumulación local de PM_{10} atmosférico en Seúl. Vellingiri et al. (2015) monitorearon las concentraciones de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en Yongsan, Seúl. Los resultados del análisis temporal arrojaron valores pico para los meses de enero y septiembre. La existencia de fuertes correlaciones entre las concentraciones de PM y algunos contaminantes gaseosos (por ejemplo, CO , SO_2 y NO_x) indicaba el carácter común de los procesos fuente contribuyentes, como el tráfico y las emisiones industriales.

Ahmed et al. (2018) analizaron la variabilidad espaciotemporal de los contaminantes del aire en Egipto utilizando promedios mensuales de la red de monitoreo de la calidad del aire entre 2011 y 2015, tomando como contaminantes el PM_{10} , NO_2 y SO_2 . Los resultados muestran que el área del centro de la ciudad tiene los niveles más altos de contaminantes. En cuanto a la

dimensión temporal, los valores más altos se representan durante el mes de febrero en comparación con el resto del año. Además, la investigación sugiere que Egipto sufre un grave problema en lo que respecta a las concentraciones de PM_{10} para el área y el período de estudio que excede extremadamente las directrices de la OMS.

Dadhich et al. (2018) evaluaron la calidad del aire en diferentes barrios de la ciudad de Jaipur, India. Los datos de seis estaciones de monitoreo fijas se obtuvieron de la Junta Central de Control de la Contaminación (CPCB por sus siglas en inglés) y la Junta de Control de la Contaminación de Rajasthan (RPCB por sus siglas en inglés) y también se analizaron las relaciones entre la calidad del aire y los parámetros meteorológicos locales. Se encontró que material particulado suspendido (SPM) y PM_{10} son los principales contribuyentes al deterioro de la calidad del aire en la ciudad de Jaipur, mientras que las concentraciones de NO_x y SO_2 estaban por debajo de los estándares de CPCB. Los resultados muestran que las concentraciones de contaminantes del aire son altas en invierno y verano en comparación con el monzón. La distribución espaciotemporal del Índice de calidad del aire (AQI) muestra claramente la severa contaminación del aire en Vidhyadhar nagar, líneas civiles, Hawa Mahal, Kishanpole y el área de Aadarsh Nagar de la ciudad de Jaipur. Se observó una autocorrelación positiva entre el AQI y la humedad relativa, seguida de la temperatura y la velocidad del viento, lo que indica que la estacionalidad y las condiciones climáticas afectan significativamente la calidad del aire ambiente.

En América Latina también se han llevado a cabo diversos estudios sobre la temática. Toro et al. (2014) estudiaron las tendencias a largo plazo y la variabilidad espacial de las concentraciones de $PM_{2.5}$ y PM_{10} en el período comprendido entre 2000 y 2012 en el Área Metropolitana de Santiago de Chile. Los grandes niveles de PM observados durante la estación

fría (abril-septiembre) en comparación con la estación cálida (octubre-marzo) pueden explicarse por las condiciones meteorológicas y el aumento de las emisiones. A pesar de la mejoría en la calidad del aire a través del tiempo, los autores reportan que aún se siguen excediendo los límites de concentraciones para estos contaminantes.

Zeri et al. (2011) utilizaron series de tiempo de contaminantes y variables climáticas medidas en cuatro sitios en la ciudad de Río de Janeiro, Brasil, entre 2002 y 2004, para caracterizar las relaciones temporales y espaciales de la contaminación del aire. Las concentraciones de partículas (PM_{10}), dióxido de azufre (SO_2) y monóxido de carbono (CO) se compararon con los estándares nacionales e internacionales. El promedio anual de PM_{10} fue superior al estándar establecido por la OMS en todos los sitios y las medias de 24 h excedieron los estándares en varias ocasiones en dos sitios. SO_2 y CO no excedieron los límites. La temperatura del aire y el déficit de presión de vapor presentaron las correlaciones más altas con las concentraciones de contaminantes. Las concentraciones de SO_2 y CO no se correlacionaron entre los sitios, lo que sugiere que las fuentes locales son más importantes para esos contaminantes en comparación con PM_{10} .

En Colombia se han realizado distintos estudios, dirigidos a evaluar dispersión de las emisiones de tráfico (Henao et al., 2020), analizar las concentraciones de fracciones particulares de PM_{10} (carbón elemental – EC y carbón orgánico – OC) (Ramírez et al., 2018) y caracterización geoquímica (Ramírez et al., 2020), desarrollar inventario de emisiones (Pachón et al., 2018), desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones de CO y PM_{10} de vehículos en ruta (Gómez et al., 2018) y otros gases como compuestos orgánicos volátiles, no metano (NMVOC), metano, y SO_x (González et al., 2017). Estudios relacionados con las concentraciones y variaciones espaciotemporales de los contaminantes criterio y la influencia de

variables meteorológicas, fueron reportados por Franceschi et al. (2018), quienes utilizaron algoritmos de extracción de datos para establecer las variables meteorológicas más influyentes en la contaminación atmosférica de Bogotá y para desarrollar modelos de previsión de PM_{10} y $PM_{2.5}$ que ayuden a las autoridades locales a prevenir la exposición humana a altos niveles de contaminación. Para lograr los principales objetivos, se reunieron datos entre 2010 y 2015 de 13 estaciones locales en una red de vigilancia. Se realizó un análisis de calidad de datos para determinar las estaciones más y menos contaminadas. Las estaciones Kennedy y Parque Simón Bolívar fueron seleccionadas como las estaciones más y menos contaminadas, respectivamente, para utilizarlas para desarrollar los modelos de pronóstico.

Hernandez et al. (2019) analizaron las mediciones del aire ambiente en dos ciudades medianas de los Llanos Colombianos ubicadas a 266 km de distancia, durante abril-mayo de 2015, justo después del final de la estación seca en Colombia, pero cuando todavía había una gran actividad de incendios en Venezuela. Las concentraciones promedio de PM_{10} observadas durante 24 horas en las dos ciudades fueron inesperadamente altas (hasta $112 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Si se considera el tamaño relativamente pequeño de las ciudades, y la baja actividad industrial y de tráfico rodado, las tendencias fueron muy similares, lo que indica una fuente remota común.

Cujia et. al (2019) estimaron observaciones faltantes y ajustaron modelos predictivos para las concentraciones medias mensuales de PM_{10} , en la ciudad de Santa Marta. Los resultados de modelación indicaron que las concentraciones de PM_{10} , con su estacionalidad, tienden a ser más altas en los primeros meses del año.

Agudelo-Castañeda et al. (2020), llevaron a cabo una evaluación espacial de la relación entre NO_2 con la carga de tráfico en la ciudad de Barranquilla. Se encontró que la correlación fue

mayor con el tráfico máximo que con la carga de tráfico y las concentraciones de este contaminante no excedieron los límites locales para exposición anual.

A pesar del creciente cuerpo de la literatura a nivel nacional (incluyendo estudios enfocados al impacto de la calidad del aire sobre la salud (García-Ubaque, Garcia-Ubaque y Vaca-Bohórquez, 2011; Rodríguez-Villamizar et al., 2018)), es importante mencionar que la mayoría de ellos se han realizado en el interior del país en ciudades como Bogotá, Medellín, Manizales y sus alrededores. En la región caribe, a nivel urbano no se reportan investigaciones que consideren evaluaciones a largo plazo de la variación espaciotemporal de contaminantes atmosféricos. Razón por la cual se recalca la importancia del desarrollo de este tipo de estudios en la ciudad de Barranquilla, donde tampoco se halló ningún registro científico publicado. Debido a esto, no se conoce la línea base de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos criterio y tampoco se tiene conocimiento si en los últimos años el estado de la calidad del aire ha presentado mejoras o deterioro en el distrito de Barranquilla.

Metodología

Área de estudio

Barranquilla (10° 59' 16"N, 74° 47' 20"O) está situada en el norte de Colombia. Se caracteriza por su clima tropical seco que se divide en dos períodos: seco (de diciembre a abril) y húmedo (de mayo a noviembre). El período seco se caracteriza por la presencia de fuertes vientos, mientras que para el período húmedo sucede lo contrario, escasez de vientos y se presenta un porcentaje alto de humedad (CIOH, 2010).

Estas épocas climáticas pueden cambiar tanto en duración como en intensidad debido a la influencia del sistema americano de Monzones, las corrientes de vientos atmosféricos de bajo nivel y los eventos El Niño Oscilación del Sur, en su fase cálida (El Niño) y fría (La Niña)

(Daniel et al., 2015). El promedio anual de temperatura de Barranquilla es de aproximadamente 27,4 °C, con una humedad relativa promedio del 80% y una precipitación promedio anual de 824 mm (CIOH, 2010).

La ciudad tiene una población aproximada de 1,2 millones de habitantes y un parque automotor para el año 2019 distribuido de acuerdo a tipo de combustible en ACPM y Biodiesel (18.705), Gas Natural y Gasgasol (4.171), Gasolina (165.416) y otros (7.342) (Datos Abiertos, 2020). La red de carreteras en la ciudad es de aproximadamente 9,8 millones de m², de los cuales el 83% se considera en buenas condiciones (Ramírez et al., 2020).

Barranquilla posee el tercer puerto fluvial más importante del país. Cubre dos rutas principales, la del río Magdalena (que comunica con el interior del país), y la del mar Caribe (por donde se comercian con Europa y Asia) (Bonilla, 2010). Otras de las fuentes, corresponden a las emisiones de las embarcaciones que arriban al puerto. Para el año 2018 arribaron a la Terminal Marítima y Fluvial de Barranquilla un aproximado de 651 motonaves, de las cuales 399 fueron de tipo container, 140 tipo granel y 112 tipo general. El 100% de las embarcaciones reportaron la utilización de combustible BFO (*Bunker Fuel Oil* por sus siglas en inglés) para el motor principal y las calderas. Para el caso del motor auxiliar 61% utilizaron combustible relativamente pesado y el 39% restante utilizó gasoleo (Montañez, 2019).

El área de estudio, también se ve influenciado por episodios de quema de biomasa provenientes del Parque Isla Salamanca. Las principales razones por las que se presentan estos incendios forestales se debe a: preparación de terreno para uso agrícola, caza de animales y producción de carbón vegetal para comercialización. Blanco (2019) encontró que en las mediciones ambientales de BC (*Black Carbon* por sus siglas en inglés) cuando impactadas por la quema de biomasa coincidieron principalmente con los incendios observados en el Parque Isla

Salamanca. Tal contribución se recibió en la zona de muestreo debido a la dirección predominante del viento.

La actividad económica de Barranquilla es dinámica y se centra, principalmente, en la industria, el comercio, las finanzas y los servicios: incluyendo alimentos y bebidas (36%), productos químicos y farmacéuticos (20%), metalurgia (13%), refinación de petróleo (8%), minerales no metálicos (5%) y otros (18%); la mayoría de estas industrias están ubicadas cerca del río Magdalena (Ramírez et al., 2020).

Datos de calidad de aire

Las concentraciones de PM_{10} , $PM_{2.5}$ y O_3 utilizadas para el desarrollo del presente estudio fueron suministrados por el Establecimiento Público Ambiental de Barranquilla (EPA Barranquilla Verde), para sus tres estaciones de monitoreo (Policía, Tres Avemarías y Móvil) (**Figura 3** y Tabla 1). Fueron considerados resultados comprendidos entre marzo de 2018 hasta junio de 2019. Estas estaciones de calidad del aire se encuentran ubicadas estratégicamente en el área norte, centro-norte histórico y sur de la ciudad (Barranquilla Verde, 2020).

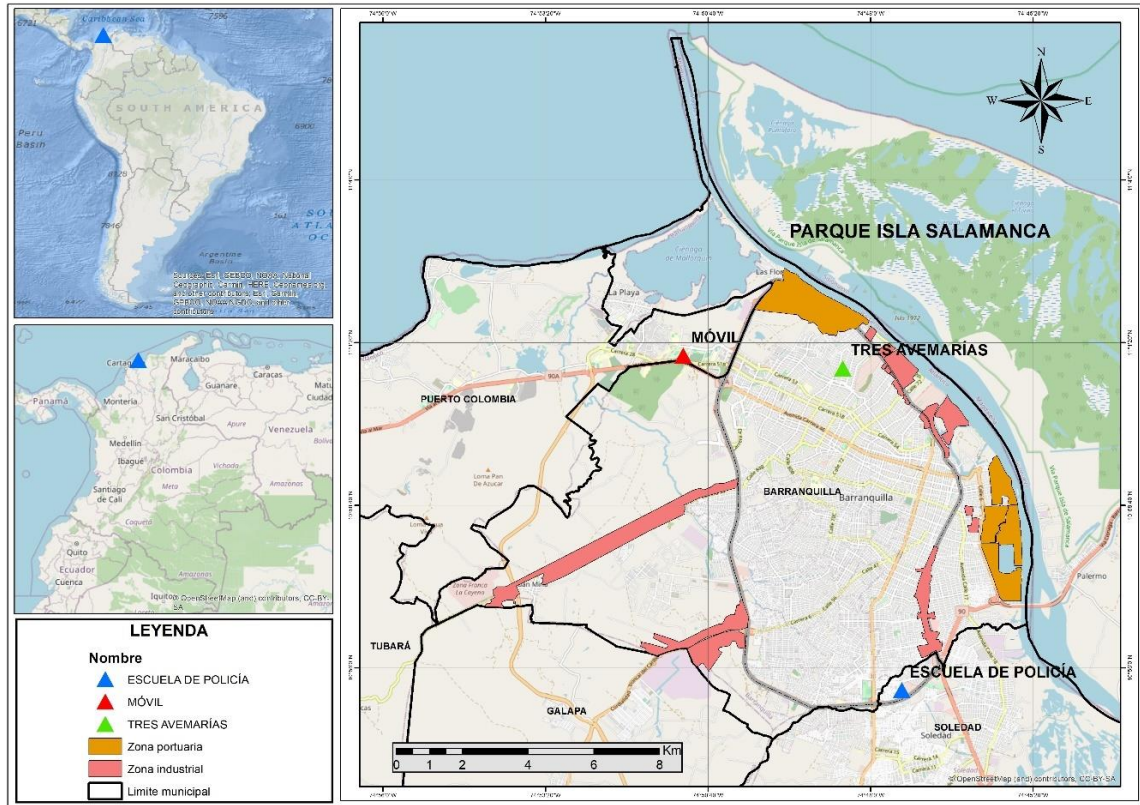


Figura 3. Ubicación de las estaciones de monitoreo en la ciudad de Barranquilla. Fuente: Autor (2020)

No se tuvieron en cuenta los contaminantes CO, SO₂, NO, NO₂ y NO_x debido a que en gran parte del período de estudio los equipos no presentaban un buen funcionamiento, sea por problemas en la calibración o no operación de los equipos. Igualmente muchos datos no fueron considerados por presentar concentraciones debajo del límite de detección de los equipos.

Tabla 1.

Ubicación y Características de las Estaciones de Monitoreo

Estación	Coordenadas	Características
Escuela de Policía Antonio Nariño (Policía)	Latitud: 10°58'55.89" N – Longitud: 74°47'17.73" O	Cercanía a carretera intermunicipal principal. Alta densidad de tráfico vehicular y alta carga de contaminación industrial

Tres Avemarías	Latitud: 11°1'12,95" N – Longitud: 74°48'28.54" O	Ubicada en el centro-norte histórico, zona residencial. Algunas carreteras principales alrededor del parque
Móvil	Latitud: 11°1'9.61" N – Longitud: 74°51'1.61" O	Situada al norte de la ciudad, cerca de la ciudadela universitaria y de las principales vías interdepartamentales/ intermunicipales. Esta estación está cerca de la playa.

Fuente: Adaptado de Barranquilla Verde (2020)

Las técnicas de medición utilizadas en la determinación de los contaminantes por las tres estaciones de calidad del aire en la Red de Monitoreo de EPA Barranquilla Verde se presentan en la Tabla 2 y se describen a continuación:

Monitor Beta Gauge: Para la medición de partículas el material es recolectado del aire ambiente y depositado en una cinta. Una fuente de rayos beta irradia esa muestra recolectada y la intensidad de los rayos beta es medida después de que éstos son atenuados por el material particulado. La intensidad es relacionada con la masa del material particulado depositada en la cinta, después de haber efectuado las respectivas correcciones debidas a la absorción de la cinta (Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2008).

Monitor UV Fotométrico: Es el procedimiento primario de referencia para la medida de ozono, debido a su exactitud y especificidad. Se basa en el principio de absorción de la radiación UV por las moléculas de ozono a una longitud de onda de 253,7 nm, tal y como se describe en la Ley de Beer-Lambert. El equipo cuenta con un módulo óptico, donde se encuentra la unidad

fotométrica, un módulo neumático, un módulo electrónico y un módulo de adquisición y tratamiento de datos (Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2008).

Tabla 2.

Técnicas de medición

Contaminante	Principio de medición	Marca	Modelo	Método equivalente automatizado
PM ₁₀	Monitor beta gauge	Environnement S.A	MP101M	EQPM-0202- 142
PM _{2.5}	Monitor beta gauge	Environnement S.A	MP101M	EQPM-0202- 142
O ₃	UV Fotométrico	Environnement S.A	0342M	EQOA-0206- 148

Fuente: Barranquilla Verde (2020)

Datos meteorológicos y Rosa de Vientos

Los datos meteorológicos fueron obtenidos en las mismas estaciones de calidad del aire utilizadas para el presente estudio. Los parámetros meteorológicos incluyen la temperatura (°C), humedad relativa (%), dirección del viento (°), velocidad del viento (m/s), presión atmosférica (mmHg) y radiación solar (W/m²). Los diagramas de rosa de los vientos se construyeron para estudiar la influencia de la dirección y velocidad del viento en las concentraciones de PM₁₀, PM_{2.5} y O₃, en el período de estudio comprendido entre Marzo de 2018 – Junio de 2019. Para eso fue utilizado el software WRPLOT VIEW Versión 8.0.2.

Procesamiento de datos y Análisis estadístico

Las concentraciones promedio diarias y mensuales de contaminantes del aire se calcularon a partir de los datos horarios generados en los equipos. Las concentraciones fueron consideradas

válidas siempre que el día presentaba 19 horas con concentraciones admitidas del contaminante evaluado (80% de los datos), cumpliendo con la guía de la EPA de los EE. UU. (EPA, 2008). Se realizó un análisis de sensibilidad donde se imputaron los datos faltantes utilizando el método de imputación de promedio móvil (Rodríguez-Villamizar, Rojas-Roa y Fernández-Niño, 2019).

La análisis estadístico de los datos también se llevó a cabo para determinar si la base de datos era del tipo, la calidad y la cantidad adecuados para respaldar el uso previsto en el estudio (EPA, 2006). Para el análisis de la base de datos se establecieron los siguientes pasos:

- **Revisión preliminar de los datos:** revisión de bitácora, revisión de banderas automáticas generadas por el equipo en las bases de datos, uso de representaciones gráficas para evaluar las características de los datos (histograma, caja de bigotes y gráfico de dispersión).

- **Determinación de las concentraciones:** se organizaron los datos horarios de contaminantes atmosféricos y parámetros meteorológicos de acuerdo con cada día del período de monitoreo y se determinaron las concentraciones horarias, diarias y mensuales.

- **Revisión de distribución de datos:** En esta sección se revisó la distribución de probabilidad de los datos para determinar adecuadamente el método estadístico de acuerdo con su naturaleza (datos paramétricos o no paramétricos). La prueba ejecutada fue la de Kolmogorov Smirnov.

- **Gráfico de serie de tiempo:** Se graficó la serie temporal para cada uno de los contaminantes estudiados con el fin de observar el comportamiento a lo largo del período seleccionado.

- **Estadísticos descriptivos:** Determinación de las concentraciones máximas, mínimas, desviación estándar e intervalo de confianza de 95%.

Variación espacial

La base de datos corresponde a un *k-sample*, con lo cual comparan varias medias de población simultáneamente (EPA, 2006). Se utilizaron los datos validados del período comprendido entre Marzo de 2018 – Junio de 2019 para tres (3) estaciones de monitoreo de la calidad del aire en Barranquilla. El análisis de Kruskal-Wallis fue utilizado para calcular si existían o no diferencias estadísticamente significativas de las concentraciones de los contaminantes del aire entre los sitios de monitoreo.

Serie temporal

Para hacer la presentación de las características temporales, se determinó el promedio diario y mensual para todo el conjunto de datos validados de los contaminantes del aire (PM₁₀, PM_{2.5} y O₃) para las tres estaciones de monitoreo. El análisis de Kruskal-Wallis fue utilizado para calcular si existían o no diferencias estadísticas de las concentraciones en los días hábiles y no hábiles de los contaminantes atmosféricos. Igualmente fue determinado el perfil de comportamiento horario para cada uno de los contaminantes.

Análisis de correlación

Se evalúa la relación entre las concentraciones horarias de contaminantes del aire entre las tres estaciones. Además, la relación entre los contaminantes del aire y los parámetros meteorológicos. Los coeficientes de correlación que se usan ampliamente en el estudio de variables atmosféricas son: coeficiente de correlación de Pearson (Pateraki et al., 2012; Wang et al., 2014; Xie et al., 2015b; Batterman et al., 2016; Filonchik et al., 2018a; Tian et al., 2019) y

coeficiente de correlación de Spearman (Simon et al., 2015; Zhan et al., 2018; Rodríguez-Villamizar et al., 2019).

Para el análisis de los datos de este estudio, se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman, ya que a pesar de que es calculado con la misma fórmula del coeficiente de Pearson, la correlación de Spearman es menos sensible a los valores extremos. Además, es una buena alternativa o complemento para el coeficiente de Pearson (EPA, 2006).

Todos los análisis se completaron utilizando el paquete de software estadístico IBM SPSS *Statistics 25* y la significancia estadística establecida fue valor de $p < 0,05$ (Rodríguez-Villamizar et al., 2019).

Resultados y Discusiones

Variación espacial de contaminantes

El promedio de las concentraciones horarias de los contaminantes atmosféricos estudiados (PM_{10} , $PM_{2.5}$ y O_3) en la ciudad de Barranquilla para el período comprendido entre Marzo de 2018 hasta Junio de 2019 se encuentran resumidos en la Tabla 3. Para el caso de PM_{10} se encontró que la estación Móvil tuvo una media de $46,37 \pm 28,34 \mu g/m^3$, Policía $51,37 \pm 26,40 \mu g/m^3$ y Tres Avemarías $39,68 \pm 23,95 \mu g/m^3$. En cuanto al $PM_{2.5}$ se tiene registro de concentraciones promedio de $15,95 \pm 11,02 \mu g/m^3$ para la estación Móvil, $18,12 \pm 12,44 \mu g/m^3$ para la estación Policía y $15,10 \pm 10,28 \mu g/m^3$ para la estación Tres Avemarías.

Tabla 3.

Promedio de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos en Barranquilla ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Estación	Contaminante	N	Mínimo	Máximo	Media	Desv. Desviación
Móvil	PM ₁₀	9.980	0,50	253,19	46,37	28,34
	PM _{2.5}	9.567	0,50	111,95	15,95	11,02
	O ₃	10.676	0,92	95,52	34,99	14,77
Policía	PM ₁₀	10.139	0,50	263,49	51,37	26,40
	PM _{2.5}	8.546	0,50	102,83	18,12	12,44
	O ₃	8.786	0,92	92,74	26,56	14,41
Tres Avemaría	PM ₁₀	7.867	0,50	247,18	39,68	23,95
	PM _{2.5}	8.725	0,50	99,53	15,10	10,28
	O ₃	9.122	0,92	91,44	33,63	12,12

Fuente: Autor (2020)

Conforme presentado en la Tabla 3, las mayores concentraciones de material particulado (PM₁₀ y PM_{2.5}) se registraron en la estación Policía, ubicada en el sector Sur de la ciudad. Eso ocurre principalmente debido al transporte de las emisiones de las diferentes fuentes ubicadas en la zona urbana de Barranquilla (ubicada vientos arriba de la estación Policía). El área de estudio presenta como dirección predominante del viento desde el sector norte a sur (Anexo 7 - Figura 11, Figura 12 y Figura 13), lo que genera un transporte de las emisiones producidas en el casco urbano (tráfico vehicular, industrias, suelo resuspendido, entre otras) y en el entorno (puerto, aerosoles marinos, quemados, entre otras). En secuencia se observan las mayores concentraciones para la estación Móvil, localizada en el norte de Barranquilla y por último la estación Tres Avemarías, que se encuentra en norte-centro histórico y está ubicada en un parque. La presencia

de vegetación en este último punto puede influir en la reducción de PM ya que puede actuar como barrera, dificultando el transporte y circulación de partículas (Gautam y Brema, 2020).

Por último, el O₃ registraron concentraciones promedias de $34,99 \pm 14,77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para la estación Móvil, $26,56 \pm 14,41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para la estación Policía y $33,63 \pm 12,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para la estación Tres Avemarías. Las mayores concentraciones de O₃ se evidencian en la zona norte (estación Móvil y Tres Avemarías), mientras la menor concentración se observó en la estación Policía, en el sur de la ciudad. Eso posiblemente está asociado al consumo de este contaminante en el área urbana de la ciudad, ya que el NO, emitido principalmente por las fuentes móviles, reacciona químicamente con el O₃ de manera a formar NO₂. Es importante tener en cuenta que Barranquilla presenta direcciones del viento constantes, originadas desde el sector Norte (Anexo 7), de manera que no se observan fuentes antropogénicas de precursores de O₃ vientos arriba de las estaciones de monitoreo Móvil y Tres Avemarías. Eso puede ser un indicativo de que la fuente predominante de formación de O₃ en esa región son las emisiones biogénicas generadas en el océano y el Parque Isla Salamanca.

Aunque la distancia entre estaciones alcanza alrededor de unos 12 km (de Norte a Sur: estación Móvil a Tres Avemarías 4,7 km, estación Móvil a Policía 12 km y de estación Tres Avemarías a Policía 10,4 km), las emisiones de las fuentes de contribución de material particulado y ozono deben ser ampliamente evaluadas. Por lo tanto, se hace necesario la creación de inventarios de emisiones integrales de esta área urbana que permitan identificar fuentes específicas alrededor de los sitios de monitoreo, de manera a considerar las emisiones tanto de las fuentes fijas como de las fuentes móviles. Dey et al. (2018) también destacan que las variables meteorológicas (como el viento, por ejemplo) y las características de la capa límite influyen fuertemente en la química y la dispersión de contaminantes en la capa límite planetaria.

Para la verificación de existencia o no de diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones promedio de contaminantes atmosféricos entre las estaciones de monitoreo se utilizó el análisis de Kruskal Wallis (Tabla 4).

La prueba estadística para los contaminantes atmosféricos muestra que todos los p valores fueron $<0,05$, lo que significa que tales diferencias entre las estaciones de monitoreo son estadísticamente significativas. Estas, como se mencionó anteriormente, pueden estar asociadas a la influencia directa de diversas fuentes cercanas a las estaciones de calidad de aire y que resultan una variación espacial cuando se comparan entre si. Para el caso de PM_{10} se destacan principalmente la influencia de la actividades de construcción y suelo resuspendido; El $PM_{2.5}$ por material de combustión que ha sido volatilizado y por formación de partículas secundarias a partir de gases precursores (SO_2 , NO_x y compuestos orgánicos). Y por último, la producción de O_3 es más compleja porque depende de la dinámica de los precursores y velocidad de reacción fotoquímica (Blanchard y Tanenbaum, 2003; Motallebi et al., 2003).

Tabla 4.

Prueba Kruskal Wallis para evaluación espacial de PM_{10} , $PM_{2.5}$ y O_3 en Barranquilla

Contaminante	Muestra 1-Muestra 2	Estadístico de prueba	Desv. Error	Desv. Estadístico de prueba	Sig.
PM_{10}	Tres Avemarías-Móvil	2194,703	121,807	18,018	0,000
	Tres Avemarías-Policía	4253,535	121,385	35,042	0,000
	Móvil-Policía	-2058,832	113,920	-18,073	0,000
$PM_{2.5}$	Tres Avemaría-Móvil	555,090	114,691	4,840	0,000
	Tres Avemaría-Policía	1928,948	117,913	16,359	0,000
	Móvil-Policía	-1373,858	115,317	-11,914	0,000
O_3	Policía-Tres Avemaría	-4086,241	123,345	-33,128	0,000
	Policía-Móvil	4839,702	118,859	40,718	0,000
	Tres Avemaría-Móvil	753,461	117,653	6,404	0,000

Se visualizan las significaciones asintóticas (pruebas bilaterales). El nivel de significación es de $p < 0.05$
Fuente: Autor (2020)

Serie temporal de contaminantes atmosféricos

Las gráficas de serie temporal de los contaminantes atmosféricos estudiados (PM_{10} , $PM_{2.5}$ y O_3) presentan las observaciones horarias de los datos durante el período de estudio comprendido entre Marzo de 2018 y Junio de 2019 (Figura 4, Figura 5 y Figura 6).

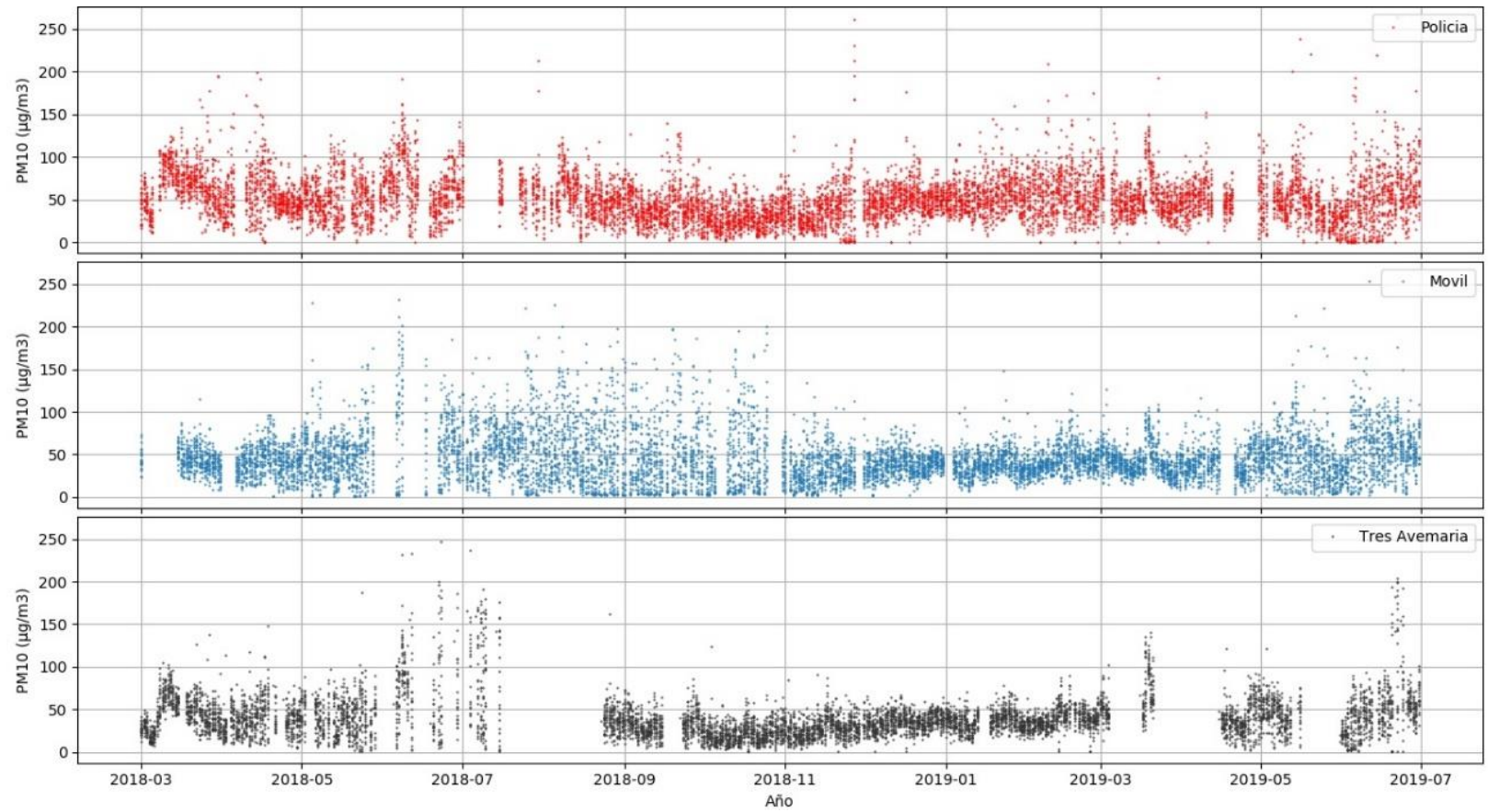


Figura 4. Serie temporal de las concentraciones de PM₁₀. Fuente: Autor (2020)

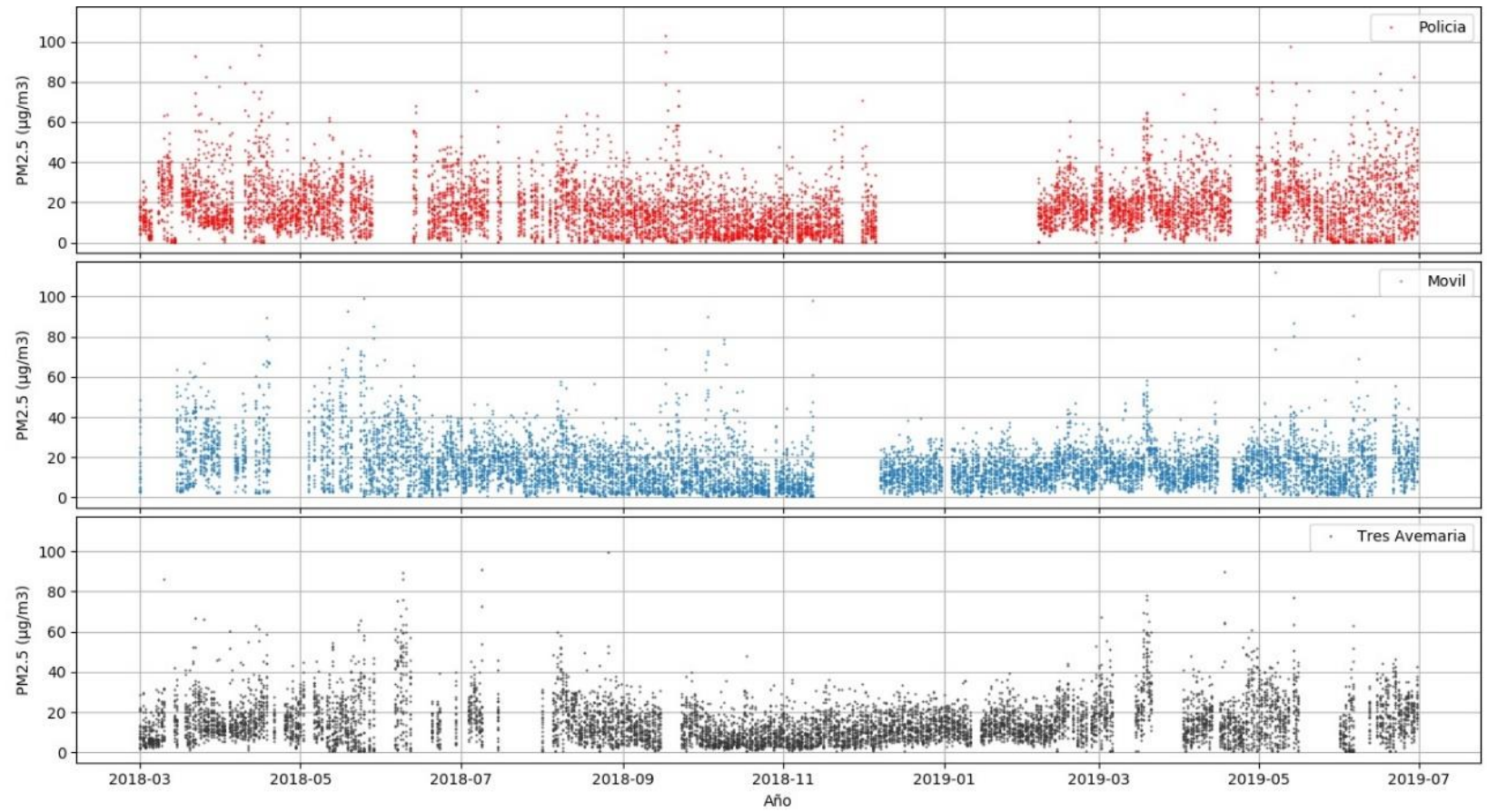


Figura 5. Serie temporal de las concentraciones de PM_{2.5}. Fuente: Autor (2020)

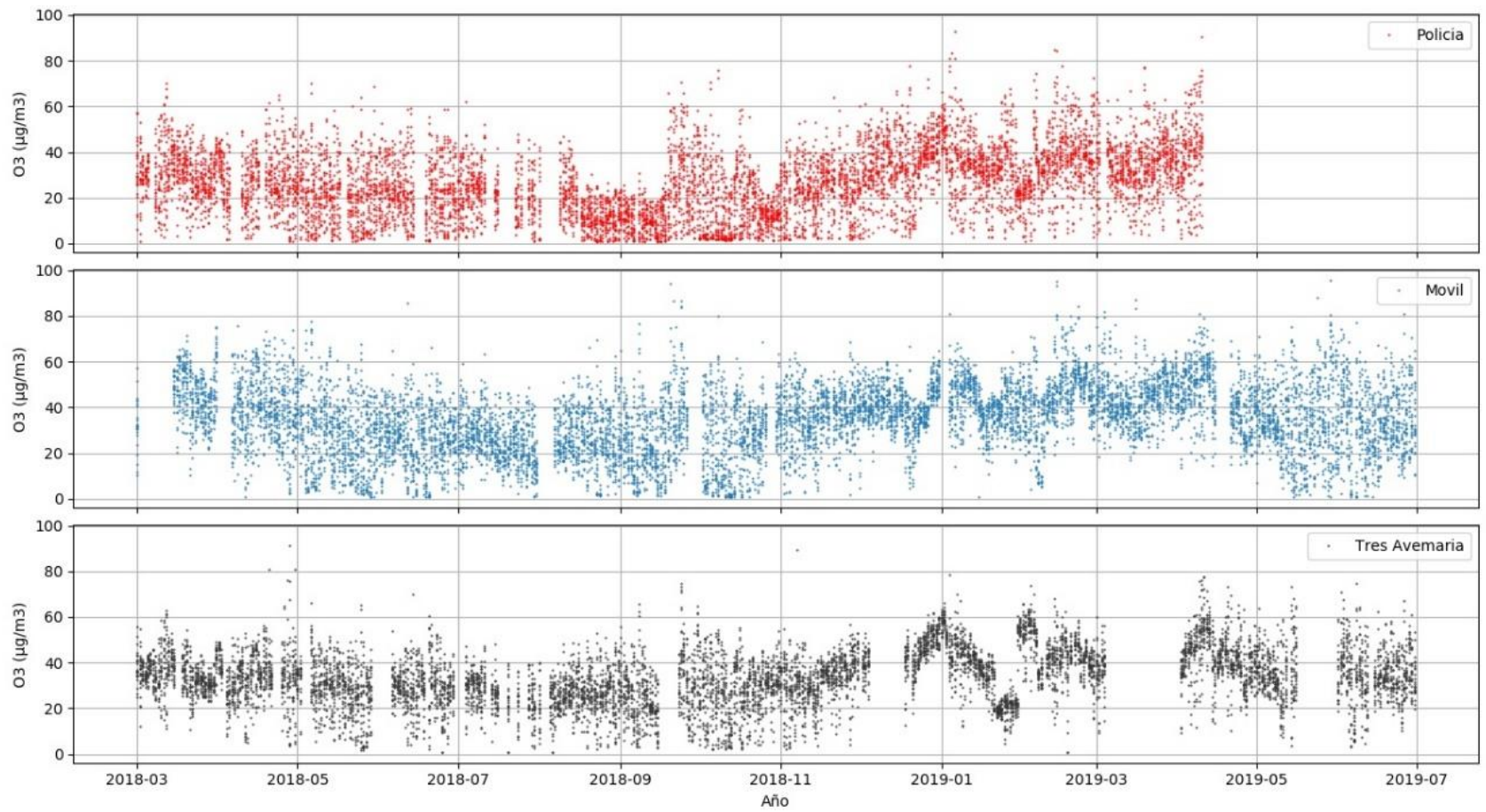


Figura 6. Serie temporal de las concentraciones de O₃. Fuente: Autor (2020)

En la serie temporal del PM_{10} (**Figura 4**) se evidencia que las mayores concentraciones registradas corresponden a los meses Junio ($69,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$ estación Móvil, $66,58 \mu\text{g}/\text{m}^3$ estación Policía y $76,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ estación Tres Avemarías) y Julio de 2018 ($58,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ estación Móvil, $62,49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ estación Policía y $84,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ estación Tres Avemarías). Las concentraciones más bajas se encuentran entre los meses de Septiembre 2018 - Enero de 2019, siendo para la estación Policía de Octubre a Diciembre de 2018 ($29,91 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $38,90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $49,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$), estación Tres Avemarías de Septiembre a Noviembre de 2018 ($32,28 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $22,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $27,90 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Mientras que la estación Móvil registra sus bajas concentraciones desde Noviembre de 2018 hasta enero de 2019 ($33,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $38,55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $38,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (Anexo 1 - Tabla 7Tabla 8Tabla 9).

Para el caso del $PM_{2.5}$ (Figura 5) la estación Policía no se observa una variación estacional mensual, mientras que las estaciones Móvil y Tres Avemarías acompañan el comportamiento del PM_{10} con concentraciones altas entre los meses de Mayo y Junio de 2018 (Anexo 1 - Tabla 7Tabla 8Tabla 9). Ese comportamiento entre las dos ultimas estaciones, ubicadas en el sector Norte de Barranquilla y que están relativamente cerca (distantes 4,7 km entre si), posiblemente están presentando actividades y procesos similares que están afectando ambas fracciones de PM.

Aunque las concentraciones más altas se registran en meses categorizados como período húmedo según la serie histórica de registros de precipitación, las precipitaciones registradas durante el período de este estudio son prácticamente nulas ($3,6 \text{ mm}$ para la estación Tres Avemarías, y para las dos estaciones restantes fue de 0 mm). También es importante mencionar que en el mes de Junio se intensificaron obras civiles a lo largo de toda la ciudad, tales como obras de canalización y adecuación de escenarios deportivos con motivo de los juegos Centroamericanos y del Caribe llevados a cabo en Barranquilla en 2018. Núñez (2019) señala

que la influencia de las actividades de construcción corresponden a un 34% de las concentraciones de PM_{10} y un 12% para $PM_{2.5}$.

Para el caso del $PM_{2.5}$, aunque mayo corresponde a uno de los meses de mayor precipitación (111,3 mm y 75 mm, para las estaciones Policía y Tres Avemarías, respectivamente), las lluvias también pueden influir en un efecto contrario a la eliminación de contaminantes atmosféricos. Eso ocurre debido a que el tráfico se paraliza y los vehículos disminuyen la velocidad, lo que consecuentemente contribuye a una mayor emisión de contaminantes (Kwak et al., 2017).

Las quemas de biomasa que se presentan en el parque vía Isla Salamanca también pueden ser otra de las fuentes que influencia en las concentraciones de material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$). En el Anexo 2 - Figura 8 se muestra el número de alertas identificadas por el sistema Global Forest Watch para el período de estudio de la presente investigación. El mayor número de alertas fueron registradas entre los meses de Marzo – abril de 2019, con un total de alertas de 48 y 50, respectivamente. Otros meses que reportaron un alto número de alertas para este mismo año fueron en el período comprendido de diciembre 2018 a Febrero 2019 (Anexo 2 - Tabla 10). Estos datos coinciden con la temporada de sequía de la zona de estudio, la cual se caracteriza por la ausencia de lluvia y un alto régimen de velocidad del viento.

En un estudio llevado a cabo en Barranquilla por Blanco (2019) en el período de Mayo – Junio de 2018 (período de lluvias), se reportó que las concentraciones de BC asociadas con la quema de biomasa representaron el 6% y otros 28% fueron asociados a fuentes mixtas (reciben contribución tanto de tráfico como de quema de biomasa). Por lo tanto, eso es un indicativo de que la contribución de quema de biomasa en las concentraciones de PM durante el período de sequía será aun más significativo en el área de estudio.

Otra fuente que puede contribuir a las concentraciones de material particulado es el transporte a larga distancia de partículas provenientes del Desierto del Sahara. El 25 de junio de 2018 se registraron tormentas de polvo, por lo que se puede suponer una posible influencia de transporte intercontinental de material particulado (Anexo 3 - Figura 9. Tormenta de polvo desde el Desierto de Sahara - Junio de 2018. Concentración mensual de la masa superficial de polvo (escala de concentración de $<0,0 \text{ e-}08 \text{ kg/m}^3$ - $\geq 9,0 \text{ e-}08 \text{ kg/m}^3$). Fuente: Nasa Worldview, 2020).

Este es un fenómeno que ocurre anualmente, pero tradicionalmente la actividad del Desierto del Sahara aumenta a mediados de Junio, alcanzando sus picos a finales de este mes hasta mediados de agosto, cuando comienza a disminuir rápidamente (News, 2020).

Colombia se encuentra en la zona ecuatorial del planeta, y debido a esto la zona de convergencia intertropical (ZCIT) generalmente pasa dos veces al año por el territorio colombiano. En Barranquilla, la ZCIT afecta principalmente la velocidad del viento, siendo más intensos en la temporada donde se encuentra más al sur (Noviembre – Abril) y menos intensos cuando se encuentra más al norte (Mayo – Octubre) (Barranquilla Verde, 2020). Debido a esto, la influencia de material particulado proveniente del Desierto del Sahara durante los meses de Mayo – Octubre impactan la parte norte del país (Región Caribe) (Petit et al., 2005), mientras que de Noviembre – Abril la influencia llega hasta la región amazónica (Koren et al., 2006).

En el caso de las concentraciones de PM_{10} más bajas, las cuales se evidenciaron entre los meses de Septiembre - Diciembre de 2018 y Enero de 2019. El promedio aproximado para la estación Móvil fue de $41,29 \mu\text{g/m}^3$, estación Policía $42,86 \mu\text{g/m}^3$ y estación Tres Avemarías de $30,80 \mu\text{g/m}^3$. Para $\text{PM}_{2.5}$ se evidencian en el período correspondiente a Octubre - Diciembre de 2018 para estación Móvil, Policía y Tres Avemaría con un promedio aproximado de 11,07

$\mu\text{g}/\text{m}^3$, $11,67 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $10,52 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente (Anexo 1 - Tabla 7Tabla 8Tabla 9). Se puede atribuir que de Septiembre a Noviembre se registran algunas lluvias que influyen en el lavado atmosférico, y como consecuencia contribuyen a la reducción de la concentración ambiente de contaminantes atmosféricos. La precipitación registrada para la estación Tres Avemarías en Septiembre fue de 58,6 mm, en Octubre de 125 mm, seguida de Noviembre con un valor de 7,6 mm (Anexo 1 - Tabla 9). En cuanto a los meses de Diciembre y Enero, considerados dentro del período seco, es característico por presentar un régimen de velocidad de viento mayor en comparación con el resto del año (velocidad de viento promedio entre Diciembre – Febrero de 4,2 m/s y dirección de viento NE y velocidad promedio de Abril – Noviembre 2,75 m/s y dirección de viento ENE) (Anexo 1), lo que contribuye a la dispersión y transporte de material particulado y su consecuente disminución en la ciudad (Grundström et al., 2015; Fu et al., 2018).

Para comprender mejor el proceso de contribución de cada una de las fuentes que pueden llegar a impactar las concentraciones de material particulado en el área de estudio, se debe llevar a cabo la caracterización química y con modelo receptor determinar la influencia tanto de fuentes naturales y antropogénicas. Todavía, es importante destacar que eso no hace parte del alcance de la presente investigación.

Para el caso del ozono, las concentraciones más altas se registran en los meses de Marzo y Diciembre de 2018 y Enero - Abril de 2019 para todas las estaciones (Figura 6), en un promedio aproximado de $43,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para estación Móvil, $34,52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ estación Policía y $40,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$ estación Tres Avemarías (Anexo 1 - Tabla 7Tabla 8Tabla 9). Estos meses coinciden con la época seca del área de estudio, por lo que la ausencia de lluvia, intensidad de la radiación solar y fuertes vientos favorecen de manera directa a la formación de ozono (Elminir, 2005; Wang et al., 2017; Zhan et al., 2018). Además, en este período del año también se presentan procesos de

quemado que dan origen a mayores niveles de los precursores del ozono (NO_x y $\text{COV}'\text{s}$) (Koppmann et al., 2005, Karl et al., 2007; Andreae, 2019). Tal como se puede evidenciar en el Anexo 2.

También se encuentra que las emisiones atmosféricas provenientes de embarcaciones fluviales que arriban al puerto de Barranquilla podrían ser una fuente que contribuya al deterioramiento la calidad del aire (Montañez, 2019). Si bien las concentraciones de dióxido de azufre (SO_2) en zonas portuarias son trazadores de las emisiones provenientes de *BFO* (Jiao et al., 2017). En el caso de Barranquilla, el SO_2 permaneció con valores debajo del límite de detección (Barranquilla Verde, 2020), por lo tanto, el impacto real de esta fuente debe ser evaluado en investigaciones futuras, tanto para PM como para gases precursores de O_3 .

Las concentraciones más bajas se evidencian en Julio y Agosto de 2018 para las estaciones Móvil ($25,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $27,22 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y Tres Avemarías ($26,63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $26,24 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Para la estación Policía los valores más bajos se identificaron en los meses de Agosto y Octubre ($15,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $16,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (Anexo 1 - Tabla 7Tabla 8Tabla 9). Aunque el promedio de intensidad de radiación solar para esta época (Julio/Agosto) fue de $219,57 \text{ W}/\text{m}^2$, hay que tener en cuenta que para el mes de Agosto se presentaron lluvias de aproximadamente 50,8 mm (estación Tres Avemarías) (Anexo 1 - Tabla 9) y 33,4 mm (estación Policía) (Anexo 1 - Tabla 8), la cual está relacionada con cobertura de nubes y es uno de los factores meteorológicos que incide en la baja producción de ozono (Austin et al., 2015; Wang et al., 2017). Además, precursores del ozono, tales como los NO_x son altamente solubles en la precipitación, por lo tanto incide en la remoción de este y consecuentemente afecta la producción de O_3 (EPA, 1999; Vallero, 2014).

Para comprobar si las diferencias comprendidas entre la temporada de sequía y lluvia del área de estudio sobre las concentraciones de contaminantes atmosféricos eran estadísticamente significativas, se llevó a cabo la prueba Kruskal Wallis (

Anexo 4 - Tabla 12). Los resultados verifican que existe una diferencia entre ambas temporadas para el material particulado y ozono en todas las estaciones de monitoreo. Sin embargo, en la estación Móvil, el PM_{2.5} parece no ser afectado por dicha condición. Esto puede darse debido a la influencia de tráfico vehicular, que tal como se mencionó anteriormente, aún en época de lluvias el estancamiento vehicular favorece a la acumulación de este.

Los patrones de día de la semana también fueron evaluados (día hábil y no hábil). Los resultados de los promedios para cada uno de los contaminantes de las estaciones de monitoreo se encuentran en la Tabla 5. Además, por medio la prueba de Kruskal Wallis se comprobó la existencia o no de diferencias significativas entre las concentraciones de contaminantes atmosféricos para las categorías de día hábil/no hábil (Anexo 5 - Tabla 12).

Tabla 5.

Concentraciones de contaminantes atmosféricos Día Hábil y Día No Hábil en las estaciones de monitoreo de Barranquilla, Colombia ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Estación	Día de la Semana	Contaminante	N	Mínimo	Máximo	Media	Desv. Desviación	Relación Día Hábil/No Hábil
Móvil	Día Hábil	PM ₁₀	7.079	0,50	253,19	46,47	28,99	1,01
		PM _{2.5}	6.735	0,50	111,95	15,81	10,90	0,97
		O ₃	7.628	0,92	94,96	34,78	14,81	0,98
	Día No Hábil	PM ₁₀	2.901	2,06	222,03	46,13	26,71	
		PM _{2.5}	2.832	0,50	99,12	16,31	11,32	

Estación	Día de la Semana	Contaminante	N	Mínimo	Máximo	Media	Desv. Desviación	Relación Día Hábil/No Hábil
		O ₃	3.048	0,92	95,52	35,52	14,68	
Policía	Día Hábil	PM ₁₀	7.130	0,50	263,49	51,49	26,82	1,01
		PM _{2,5}	6.077	0,50	98,12	18,10	12,29	0,99
		O ₃	6.269	0,92	84,61	26,69	14,45	1,02
	Día No Hábil	PM ₁₀	3.009	0,50	221,05	51,12	25,39	
		PM _{2,5}	2.469	0,50	102,83	18,19	12,84	
		O ₃	2.517	0,92	92,74	26,25	14,34	
Tres Avemarías	Día Hábil	PM ₁₀	5.614	0,50	247,18	40,11	25,43	1,04
		PM _{2,5}	6.233	0,50	99,53	15,09	10,62	1,00
		O ₃	6.468	0,92	91,44	33,33	12,06	0,97
	Día No Hábil	PM ₁₀	2.253	0,50	236,90	38,62	19,74	
		PM _{2,5}	2.492	0,50	69,39	15,12	9,42	
		O ₃	2.654	0,92	77,75	34,37	12,25	

Fuente: Autor (2020)

La estación Móvil presenta una relación entre las concentraciones de PM₁₀ de día hábil/día no hábil de 1,01, en la estación Policía de 1,01 y en la estación Tres Avemarías de 1,04. Mientras que la en la relación día hábil/día no hábil de PM_{2,5}, la estación Móvil presenta una relación de 0,97, estación Policía de 0,99 y estación Tres Avemarías de 1,00. Para el O₃, la relación de las concentraciones presentadas en los días hábiles y no hábiles es de 0,98 para la estación Móvil, de 0,98 para la estación Policía y de 0,97 para la estación Tres Avemarías.

De acuerdo con los datos observados en la Tabla 5, se evidencia que las concentraciones de material particulado (PM₁₀ y PM_{2,5}) y O₃ no difieren en los rangos de promedio de días hábiles/no hábiles. La relación que se encuentra entre los contaminantes mencionados muestra valores cercanos o iguales a uno, lo que significaría la no existencia del efecto de día de la semana en las concentraciones.

Sin embargo, los resultados de la prueba estadística (Anexo 5) comprueban que la distribución del PM_{10} es la misma entre día hábil y no hábil para las estaciones Móvil y Tres Avemarías. No obstante, para la estación Policía es lo contrario, la distribución de PM_{10} si difiere del día de la semana. Para el caso del $PM_{2.5}$, la distribución es igual para las estaciones Policía y Tres Avemarías y difiere en la estación Móvil. En cuanto al O_3 , la distribución entre día de la semana es estadísticamente diferente para las estaciones Móvil y Tres Avemarías. En cambio, para la estación Policía resulta una distribución igual tanto para días hábiles como no hábiles.

En otras palabras, las estaciones que demuestran este patrón de día de la semana según cada contaminante atmosférico son: PM_{10} estación Policía; $PM_{2.5}$ estación Móvil y O_3 estaciones Móvil y Tres Avemarías. En estudios realizados en áreas urbanas de diferentes partes del mundo, comúnmente se presenta el efecto del día de la semana por las diferencias del tráfico vehicular en los fines de semana trayendo como consecuencia una disminución de contaminantes atmosféricos (Lonati et al., 2006; Blanchard et al., 2008; Silva Júnior et al., 2009; Gour et al., 2013).

Para el O_3 , las diferencias en las concentraciones entre día hábil y no hábil pueden resultar de factores como la limitación de precursores (NO_x y COV 's), es por esto que se debe analizar la respuesta del O_3 frente a estos factores (Blanchard y Tanenbaum, 2003). Además, los datos de encuestas y recuento de vehículos proporcionan medios para verificar la razonabilidad de las diferencias observadas entre las concentraciones de precursores ambientales del fin de semana y los días de semana (Blanchard y Tanenbaum, 2003). Para hacer un análisis certero sobre este comportamiento es preciso realizar un seguimiento de las concentraciones de sus precursores (NO_x y COV 's).

Es decir que para la ciudad de Barranquilla se requiere una mirada detallada de las fuentes que realmente influyen en cada uno de los sectores. Para el caso de los contaminantes cuyas concentraciones permanecen iguales en los días de la semana puede ser causado por un tránsito constante de la flota vehicular, tanto días de semana como fines de semana. Esta información debe ser ampliada con inventarios de tráfico vehicular y de fuentes fijas en las zonas aledañas a las estaciones de monitoreo.

En el análisis también se pudo identificar los perfiles diurnos de los contaminantes, representados en la **Figura 7a**, b y c. El PM_{10} y $PM_{2.5}$ siguen un patrón bimodal uniforme con fluctuaciones en las concentraciones a lo largo del día. Para el caso de PM_{10} , el pico matutino se registra a las 7:00 h, para todas las estaciones. Luego aumentan alrededor de las 4:00 h, para las estaciones Policía y Móvil, lo que denota que los valores acompañan el incremento de la flota vehicular que empieza a transitar por las vías aledañas a las estaciones de monitoreo. En cuanto a la estación Tres Avemarías, ubicada en una zona residencial, muestra las menores concentraciones en el análisis y el incremento de PM_{10} se da a partir de las 5:00 h, tiempo a la que muchas personas se dirigen a sus trabajos.

Mientras que el pico vespertino, se encuentra entre 19:00 – 21:00 h para la estación Móvil y Tres Avemarías, en la estación Policía inicia a las 17:00 h y se extiende hasta las 21:00 h. La razón por la que se evidencie mayores concentraciones en esta última estación es debido a que se encuentra rodeada de vías principales de la ciudad.

En estas vías no solo transitan vehículos livianos, sino que también se encuentra una alta movilización de vehículos pesados, buses urbanos, intermunicipales (de personas que trabajan en Barranquilla y regresan a sus municipios) e interdepartamentales debido a que en esta ruta se encuentra la terminal de transportes de la ciudad.

Las concentraciones de $PM_{2.5}$ acompañan el comportamiento del PM_{10} , permaneciendo la estación Policía con las mayores concentraciones en el pico matutino, pero en el pico vespertino las tres estaciones siguen un patrón semejante en el incremento y disminución del $PM_{2.5}$.

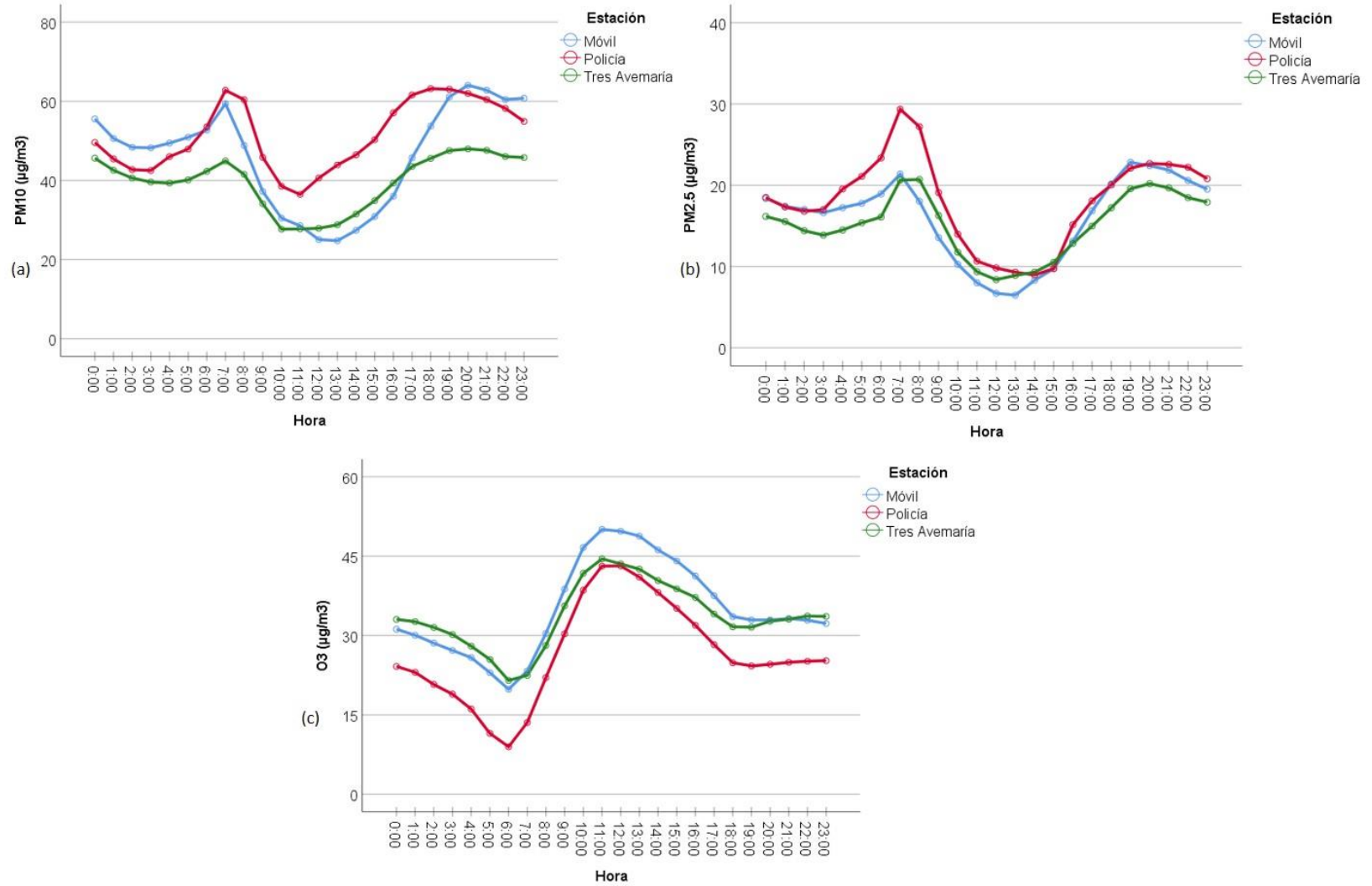


Figura 7. Patrón diario de los contaminantes atmosféricos: a) PM₁₀, b) PM_{2.5} y c) O₃. Fuente: Autor (2020)

Se encuentra que la estación Policía es la que presenta las mayores concentraciones de material particulado, lo cual está asociado a la ubicación de la estación de monitoreo, en general es un área que presenta estancamiento vehicular de flotas livianas y pesadas, especialmente en horas pico. En cuanto a la estación Móvil, que es la segunda con mayor concentración, se observan valores elevados de PM_{10} en la madrugada, esto puede estar asociado al aerosol marino. En el Anexo 8 - Figura 10, se evidencia que en ese horario la dirección del viento predomina del Este, donde la principal fuente de contribución probablemente sería del océano. En el estudio realizado por Núñez (2019), se reportó que los aerosoles marinos presentan un aporte correspondiente a 30% y 17% de las concentraciones de PM_{10} y $PM_{2.5}$, respectivamente. Además, la estación Móvil se encuentra en un área donde también se presentan estancamientos vehiculares del corredor universitario y la autopista Barranquilla-Cartagena.

De esta manera, es posible afirmar que el comportamiento que se refleja en el perfil diurno de material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) en la ciudad de Barranquilla es característico de áreas urbanas, donde los picos de concentración se relacionan con las horas de congestión vehicular (Wui et al., 2018). Así mismo, Blanco (2019) señala que las concentraciones de Black Carbon en la ciudad de Barranquilla son producto principalmente de tráfico vehicular (contribución de un 65%), siendo observados los valores más elevados en las horas pico del transporte.

En cuanto a la evolución diurna de las concentraciones de material particulado, Wui et al. (2018) reportó hallazgos similares en Sabah – Malasia. Las altas concentraciones de PM_{10} mostraban asociación con horas de alto tráfico vehicular, específicamente en las dos horas pico: 7:00h y 19:00 h. DeGaetano y Doherty (2004) también encontraron que durante el verano en la ciudad de Nueva York presentaba concentraciones máximas de $PM_{2.5}$ entre las 7:00 – 9:00 h

(hora pico). Sin embargo, los autores destacan que la concentración también está en función del día de la semana.

Por último, para el ozono, los diagramas en general muestran que las concentraciones empiezan a incrementar gradualmente a partir de las 6:00 h, alcanzando su máximo cerca del mediodía y comienza a decrecer al finalizar la tarde (Figura 9c). El pico de concentración de ozono se registra a las 11:00 h para las tres estaciones de monitoreo, siendo para la estación Móvil una concentración aproximada a los $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para las estaciones Policía y Tres Avemarías. El perfil del ozono se presentó en concordancia con los efectos fotoquímicos donde alcanza su punto máximo al mediodía para la alta intensidad de la luz solar UV. La **Figura 7c**, ejemplifica claramente este patrón en su distribución unimodal que tiene picos de forma de campana a las 11:00 h. La disminución en los niveles de ozono fue seguida por una reducción en la radiación solar al llegar a las horas de la tarde a las 17:00 h. Este comportamiento también se ha evidenciado en otras zonas urbanas, tal como Sabah-India, donde la concentración de ozono alcanzó su punto máximo a las 13:00 h con un pico en forma de campana (Wui et al., 2018).

La diferencia de horas en las que se presenta el pico de ozono troposférico radica en que los niveles de radiación UV vienen condicionados por la latitud de ubicación, ángulo de declinación (posición angular del sol a mediodía con respecto al plano del Ecuador), ángulo de inclinación y ángulo de la hora al amanecer (Idowu et al., 2013). La estación Móvil es la que mayor concentración de ozono presenta, lo cual puede estar influenciado por las condiciones meteorológicas que generalmente se asocian con la formación de circulaciones de brisa marina y que favorecen la producción mejorada de O_3 (Agudelo-Castañeda et al., 2020). Además, las temperaturas cálidas, la fuerte luz solar aceleran las reacciones que producen O_3 y la renovación

continua del aire de la ciudad que viene desde el océano (Anexo 7 - Figura 11). También pueden estar asociadas al tráfico vehicular en la zona universitaria, debido a que es bastante denso y presenta frecuentes estancamientos por las noches, lo que incide en una mayor emisión de precursores con traslado al día siguiente, debido a que la congestión del tráfico resulta en velocidades de conducción más bajas, volúmenes de tráfico más bajos y una mayor emisión de contaminantes relacionados con el parque automotor (Zhang y Batterman, 2013; Liu et al., 2015).

Es por esto que algunas de las estrategias de gestión del tráfico incluyen la implementación de tarifas de congestión, tal como fue propuesto para Nueva York, donde se cobra por conducir en el centro de la ciudad, siguiendo el ejemplo de Singapur, Londres y Estocolmo (Schaller, 2010). Otras de las estrategias contemplan zonas de bajas emisiones, optimización del tiempo en semáforos, cambio de límites de velocidad y fomento de la conducción ecológica. Sin embargo, el impacto de estas estrategias en la calidad del aire no es claro y requiere una investigación más detallada (Tang et al., 2019).

Este fenómeno de patrón bimodal (material particulado) y unimodal (ozono) también puede ser explicado basado en el efecto combinado de la evolución de la capa de mezcla. En cuanto al efecto sobre el PM_{10} y $PM_{2.5}$, durante la mañana la altura de la capa de mezcla empieza a incrementar, así como las actividades antropogénicas (por ejemplo: tráfico en horas pico, desplazamientos, entre otros), siendo el efecto neto un aumento de la concentración media. Sin embargo, los contaminantes primarios se diluyen cuando la mezcla máxima se alcanza por la tarde, ocasionando una disminución en las concentraciones. La altura de la capa de mezcla permanece constante durante la noche, cuando disminuye, junto con el tráfico y desplazamientos después del trabajo, resulta en un segundo aumento en los niveles de contaminantes primarios

(Hahn et al., 2009; Tiwari et al., 2017; Dey et al., 2018). Mientras que para el O_3 , el aumento de la capa límite es gradual hasta el mediodía debido al calentamiento convectivo, favoreciendo condiciones para el aumento de las concentraciones de O_3 . Luego, durante la noche no se da producción fotoquímica de ozono y la pérdida de este se lleva a cabo por la deposición seca y reacciones con NO (Dey et al., 2018). No obstante, es menester una evaluación de la evolución de capa límite en la ciudad de Barranquilla, dado que no se encontraron antecedentes de esta información a nivel local. Razón por la cual no se puede abordar de manera detallada con los resultados del presente estudio.

También se debe destacar la cercanía de la ciudad al mar, por lo que puede haber una contribución importante de COV por parte de la biota marina y manglares. De acuerdo con Brüggemann et al. (2018) y Sippo et al. (2017), en el intercambio de COV que se produce entre el océano y la atmósfera, el océano puede actuar como fuente y como sumidero de COV antropogénicos y biogénicos y además se ha identificado como un sumidero importante para los radicales hidroxilo atmosféricos. En este orden de ideas, la estación que recibiría la mayor contribución de esta fuente sería la estación Móvil, por su mayor cercanía al mar, y por lo que se podría asumir que las mayores concentraciones de ozono en esta zona es debido a la reacción de los COV provenientes del océano y los NO_x emitidos por tráfico vehicular de la parte norte (ciudadela universitaria). Los COV probablemente son arrastrados por el viento hasta la zona urbana, debido a que el viento viene de la dirección del océano, y es allí donde se da la formación del O_3 . En el Anexo 7 - Figura 11, se evidencia que la dirección del viento es muy constante, por lo tanto, el aporte de esta fuente (océano) es significativa durante todo el día y el año.

Todavía, para comprender mejor todos estos procesos se requiere un seguimiento de las emisiones de NOx en esta zona (inventario de emisiones por fuentes móviles y fijas) para comprobar las velocidades de reacción para formación de ozono. Si bien el patrón de comportamiento semanal de los contaminantes primarios refleja claramente las variaciones diarias de emisiones locales y condiciones meteorológicas, en el caso de los contaminantes secundarios los patrones son menos predecibles dado que se debe considerar factores tales como reacciones químicas que tienen lugar en la atmósfera (Reche et al., 2018).

El ozono no puede acumularse hasta que esencialmente todo el NO ambiental haya sido oxidado primero, porque de lo contrario, el NO reacciona con O₃ para formar NO₂ y O₂. El momento en que O₃ puede comenzar a acumularse puede identificarse trazando la diferencia, O₃ - NO, frente al tiempo (Blanchard y Tanenbaum, 2003; Agudelo-Castañeda et al., 2020).

Correlaciones

El coeficiente de correlación de Spearman fue calculado para evaluar la relación existente entre los contaminantes atmosféricos (PM₁₀, PM_{2.5} y O₃) y las variables meteorológicas para todo el período de estudio en cada estación de monitoreo de la ciudad de Barranquilla (Tabla 6).

Tabla 6.

Correlaciones de Spearman para todas las estaciones de monitoreo

Estación	PM ₁₀	PM _{2.5}	O ₃	Dir. Viento	Vel. Viento	Temp.	Hum.	Presión	Precipit.	Rad. Solar
PM₁₀	1,000	0,647**	-0,372**	0,039**	-0,131**	-0,210**	0,412**	0,004	-0,016	- 0,355**
Móvil		PM_{2.5}	-0,295**	-0,039**	-0,121**	-0,324**	0,311**	-0,045**	0,003	- 0,376**
			O₃	-0,328**	0,472**	0,210**	-0,644**	-0,077**	-0,018	0,391**
Policía	PM₁₀	1,000	0,660**	0,038**	-0,201**	0,169**	-0,055**	0,080**	-0,043**	- 0,099**

	PM_{2.5}	1,000	-0,198**	-0,025*	-0,103**	-0,237**	0,317**	0,133**	-0,068**	-
	O₃		1,000	-0,324**	0,555**	0,356**	-0,690**	-0,075**	-0,044**	0,396**
Tres Avemarías	PM₁₀	1,000	0,663**	-0,117**	-0,061**	0,037**	-0,204**	0,280**	-0,120**	-0,092**
	PM_{2.5}		1,000	-0,207**	0,015	-0,058**	-0,217**	0,338**	0,059**	-0,067**
	O₃			1,000	-0,301**	0,415**	0,203**	-0,503**	-0,059**	-0,059**

** . La correlación es significativa en el nivel 0,01 (bilateral).

* . La correlación es significativa en el nivel 0,05 (bilateral).

Fuente: Autor (2020)

El PM₁₀ mostró una correlación positiva con el PM_{2.5} ($R_s = 0,64$ para la estación Móvil, $R_s = 0,66$ para la estación Policía y $R_s = 0,66$ para la estación Tres Avemarías; $p < 0,01$). Esta correlación significativa es un indicativo que estos dos contaminantes se originan de fuentes similares, tal como fue identificado en el estudio de Filonchyk et al. (2018b) y Pateraki et al. (2012). Para el caso de los parámetros meteorológicos se encontró que la humedad correlaciona positivamente tanto para PM₁₀ y PM_{2.5} para todas las estaciones. Los valores para PM₁₀ de acuerdo a cada estación son $R_s = 0,41$ estación Móvil, $R_s = 0,08$ estación Policía y $R_s = 0,28$ estación Tres Avemarías; $p < 0,01$. Para el caso de PM_{2.5}, $R_s = 0,31$ estación Móvil, $R_s = 0,31$ estación Policía y $R_s = 0,34$ estación Tres Avemarías; $p < 0,01$. Esta condición de la humedad favorece al fraccionamiento de las especies semivolátiles en la fase de aerosol (Hu et al., 2008). Además, las condiciones atmosféricas húmedas suelen ir acompañadas de alturas de capa límite bajas, aumentando las concentraciones de PM cercano a la superficie (Sandeep et al., 2014).

Las concentraciones de PM correlacionaron negativamente con la velocidad del viento. Los valores para PM₁₀ son $R_s = -0,13$ estación Móvil; $p < 0,01$. Para el caso de PM_{2.5}, $R_s = -0,12$ estación Móvil, $R_s = -0,10$ estación Policía y $R_s = -0,06$ estación Tres Avemarías; $p < 0,01$. Esto

indica que la dispersión horizontal jugó un papel importante en la reducción de las concentraciones de PM (Hahn et al., 2009; Galindo et al., 2011). Sin embargo, correlaciones positivas se encontraron para PM₁₀ en las estaciones Policía ($R_s = 0,17$; $p < 0,01$) y Tres Avemarías ($R_s = 0,04$; $p < 0,01$), lo que podría ser relacionado con procesos que favorecen a la resuspensión del suelo, evidenciado en un posterior aumento en las concentraciones de PM₁₀.

La relación entre material particulado (PM₁₀ y PM_{2.5}) y temperatura y radiación solar fue negativa, lo que indica que las altas temperaturas pueden conducir a una dispersión vertical eficiente de los contaminantes, resultando en una relación inversa entre este parámetro meteorológico y las concentraciones de PM (Li et al., 2017). Además, cabe destacar que a mayor temperatura ocurre un proceso de expansión de la altura de mezcla, resultando en un proceso de dilución en las concentraciones de material particulado (Hu, 2015). En otros estudios se encontró correlación positiva entre temperatura y PM, lo cual indica que las partículas secundarias fueron transformadas a través de procesos fotoquímicos bajo condiciones de temperatura más altas (Galindo et al., 2011; Li et al., 2017). Igualmente es importante destacar que la temperatura ambiente local y la humedad relativa pueden influir en las transformaciones químicas y físicas de las partículas (Hahn et al., 2009).

Los resultados también indican que la precipitación fue uno de los parámetros meteorológicos que menos influencia tuvo en las concentraciones de material particulado. Los valores hallados para la ambas fracciones de material particulado correlacionaron negativamente y esto puede ser asociado principalmente al efecto de lavado atmosférico, el cuál ha sido identificado en estudios previos de otros lugares del mundo (Ramsey et al., 2014; Ouyang et al., 2015; Guo et al., 2016; Baatar et al., 2017).

La correlación entre el O_3 y PM_{10} fue negativa ($R_s = -0,37$ para la estación Móvil y $R_s = -0,11$ para la estación Tres Avemarías; $p < 0,01$), exceptuando a la estación Policía ($R_s = 0,038$; $p < 0,01$). Para el caso de $PM_{2,5}$ la correlación con ozono fue negativa para todas las estaciones ($R_s = -0,29$ para la estación Móvil, $R_s = -0,19$ para la estación Policía y $R_s = -0,20$ para la estación Tres Avemarías; $p < 0,01$). Zhang et al. (2015) indican que en la medida que se remueve el material particulado atmosférico incrementa la cantidad de radiación solar que llega a la superficie, lo que contribuye a la formación de O_3 . Sin embargo, en el caso de Barranquilla la ausencia de episodios con altas concentraciones de ozono puede estar asociado principalmente a la baja presencia de precursores, en especial de los NO_x , los cuales no fueron considerados por presentar valores debajo del límite de detección de los equipos (Barranquilla Verde, 2020). No obstante, investigaciones futuras son requeridas para el estudio de los procesos de formación de ozono en la ciudad.

El O_3 está principalmente asociado con la alta temperatura observada en el área de estudio, lo cual se pudo evidenciar para cada una de las estaciones de monitoreo analizadas. Como una medida de la radiación solar incidente, la temperatura afecta directamente la producción de O_3 al acelerar las tasas de reacciones fotoquímicas que lo generan (Peshin et al., 2017). Hay suficiente literatura que cita resultados comparables (Austin et al., 2015; Kumar et al., 2015; Wang et al., 2017b).

Aunque las altas concentraciones de ozono están asociadas con bajas velocidades del viento, porque favorece a la formación y la acumulación de este y sus precursores (Wang et al., 2017c), en el caso de Barranquilla se encontró una correlación positiva entre estas variables, lo cual indica que el ozono probablemente fue trasladado desde otras zonas, indicando la formación regional de este contaminante. En el Anexo 8- Figura 14 se muestra la variación de las

concentraciones respecto a la velocidad del viento, de manera a evidenciar un aumento de ambas variables desde diciembre de 2018 hasta abril de 2019. Además se observa que la dirección NE es predominante en este período (Anexo 1, Tabla 7), por lo que el aumento de velocidad del viento puede transportar mayor cantidad de precursores (COVs de origen biogénico) desde el océano, afectando de esta forma la relación entre las dos variables.

En este sentido, cabe mencionar que la dirección del viento también es un parámetro importante porque afecta el transporte de contaminación, dando lugar a un alto nivel de ozono en lugares a favor del viento (Wang et al., 2017c). La correlación entre dirección del viento y ozono en la ciudad de Barranquilla fue negativa ($R_s = -0,328$ para la estación Móvil, $R_s = -0,324$ para la estación Policía y $R_s = -0,301$ para la estación Tres Avemarías; $p < 0,01$). Eso está de acuerdo con la influencia del océano en la formación del O_3 , ya que los vientos predominantes de menores direcciones entre Norte y Este corresponden justamente a la dirección del Mar Caribe. En ciudades costeras como Barranquilla, las concentraciones de ozono estudiadas se asocian a vientos fuertes del noreste, especialmente entre los meses de Diciembre – Abril, que transportan las masas de aire desde el océano hacia las zonas urbanas.

Por último, se encontró una correlación negativa entre las concentraciones de O_3 y la humedad relativa (HR) ($R_s = -0,64$ para la estación Móvil, $R_s = -0,69$ para la estación Policía y $R_s = -0,503$ para la estación Tres Avemarías; $p < 0,01$), siendo la HR $\approx 78,2\%$ para el período de estudio. Elminir (2005) indica que bajas concentraciones de ozono se presentan cuando la humedad está en porcentajes altos, debido a que puede indicar eventos de precipitaciones acompañados de barrido de nube. Mientras que Kavassalis y Murphy (2017) señalan que los siguientes factores pueden explicar la fuerte correlación negativa entre O_3 y la humedad relativa:

1. La fotólisis del ozono y la consiguiente pérdida de $O(^1D)$ a H_2O ,
2. La asociación de días

húmedos con una capa de nubes mejorada y, por lo tanto, una fotoquímica reducida y 3. La asociación de los días húmedos con la lluvia y la disminución de las emisiones de precursores.

Estos resultados mostraron la correlación entre tres contaminantes atmosféricos criterio y la influencia de parámetros meteorológicos sobre sus concentraciones. Entre tanto, otros estudios son requeridos para ampliar la discusión sobre los hallazgos evidenciados en el presente trabajo.

Comparación con otros estudios

La comparación de las concentraciones de PM_{10} , $PM_{2.5}$ y O_3 obtenidas en este estudio y otras investigaciones realizadas en zonas urbanas y costeras (Anexo 9 - Tabla 13) muestran un panorama semejante en cuanto a los rangos de concentración.

Ciudades como Rio de Janeiro y Ciudad de Panamá, muestran valores de PM_{10} ($42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y $PM_{2.5}$ ($11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$), parecidos a los encontrados para la ciudad de Barranquilla (promedio de $45,80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10} y $16,39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $PM_{2.5}$). Así mismo, ciudades industriales y costeras como Busan consideran el estudio segmentado por condiciones de alto tráfico, zonas urbanas, comerciales, industriales y rurales. Estos escenarios pueden dar una perspectiva detallada del comportamiento a nivel de sectores de la ciudad de Barranquilla. No obstante, una de las limitaciones en cuanto a esto es la ubicación de las estaciones de monitoreo en la ciudad, debido a que se precisas revisar si la cobertura espacial es representativa para cada uno de los sectores mencionados con anterioridad.

Es importante resaltar que la mayoría de las investigaciones presentadas en el Anexo 9 - Tabla 13, resaltan el papel que juega la dinámica costera sobre la influencia de las concentraciones de contaminantes atmosféricos, atribuyendo especial atención a la brisa marina considerando que en algunos casos, dependiendo de la topografía del sitio, puede influenciar en la dispersión de contaminantes (Viana et al., 2005) pero en otros, conduce a un aumento en el

contenido de vapor de agua y, a su vez, a un cambio en la distribución del tamaño de los aerosoles hacia aerosoles más grandes (Li et al., 2019).

Por otro lado, a nivel mundial se estima que los niveles anuales de PM aumentaron en un 8%, en donde la tendencia para PM_{10} y $PM_{2.5}$ del período 2008 – 2013 para regiones de países de bajos y medianos ingresos evidenció un aumento de más del 5% durante el período de cinco años (Pacífico Oeste y Mediterráneo Oriental), mientras que para América Latina se observó una tendencia uniforme en el período de estudio. Para regiones de países con altos ingresos como América del Norte y Europa, se observó una disminución de más del 5% (WHO, 2016).

Conclusiones

Este estudio constituye una línea base para la comprensión de la variabilidad espacial y temporal de las concentraciones de contaminantes atmosféricos (PM_{10} , $PM_{2.5}$ y O_3) en una ciudad costera como Barranquilla. Los resultados evidenciaron que para el caso de material particulado las mayores concentraciones fueron observadas en el sur de la ciudad, debido a la influencia de vías de alto tráfico en la zona y el transporte de material particulado desde otras áreas de la urbe (posiblemente por efecto de la dirección del viento). Mientras que para el ozono se comprobaron mayores concentraciones en el norte de la ciudad, influenciado probablemente por las emisiones biogénicas desde el océano, por otro lado, se verifica una disminución en el Sur por las reacciones con el NO emitido por fuentes vehiculares de esta zona. La prueba estadística comprobó la existencia de diferencia de las concentraciones de los contaminantes estudiados entre las estaciones de monitoreo, lo que indica una influencia local marcada para cada una de los sitios.

En lo que respecta a variación temporal, los meses en los que se evidenciaron mayores concentraciones, tanto para PM_{10} y $PM_{2.5}$, fueron de junio – julio de 2018 las cuales pueden estar posiblemente asociadas a actividades de construcción que se llevaron a cabo en ese período y la influencia de polvo proveniente del Desierto del Sahara. Mientras que las concentraciones más bajas se evidenciaron en los meses de octubre – diciembre de 2018. Siendo el mes de octubre asociado probablemente al efecto lavado de la atmósfera a causa de las precipitaciones y noviembre-diciembre con el aumento de la velocidad del viento que favorece a la dispersión del PM. Para el O_3 , se observaron mayores concentraciones entre los meses de enero – abril de 2019, coincidiendo con la época de fuertes vientos y ausencia de lluvia. Además, en este periodo se registraron procesos de quema que dan origen a precursores asociados al proceso de formación

de O₃. A través de la prueba estadística de Kruskal Wallis, se comprobó la diferencia entre las temporadas de sequía y lluvia, lo que afirma las diferencias entre las concentraciones mencionadas anteriormente. Por otro lado, igualmente se confirmó el efecto del día de la semana en las concentraciones de los contaminantes evaluados.

Cabe señalar que los perfiles diurnos observados en los contaminantes estudiados corresponden al comportamiento de áreas urbanas. Para material particulado se muestra un patrón bimodal, con picos matutinos y vespertinos. Mientras que para el ozono, un patrón unimodal, con pico al mediodía ocasionando el efecto de campana.

En cuanto a la relación entre contaminantes atmosféricos, se encontró que existe una correlación positiva y significativa entre PM₁₀ y PM_{2.5} para cada una de las estaciones, lo cual indica que posiblemente la fuente de origen de ambas fracciones es similar. Mientras que la correlación entre PM y O₃ fue negativa. Las variables meteorológicas que mayor influencia tuvieron en las concentraciones de contaminantes fueron la humedad, velocidad del viento, temperatura y radiación solar. La lluvia no mostró influencia sobre las concentraciones de los contaminantes atmosféricos estudiados.

Por último, debe tenerse en cuenta que a pesar de las limitaciones presentadas en este estudio y la necesidad del desarrollo de más investigaciones sobre la temática, en especial usando una base de datos mucho más amplia, los resultados presentados en esta investigación sirven como línea base para la calidad del aire de Barranquilla. Este trabajo se realizó en convenio de cooperación con la autoridad ambiental Barranquilla Verde, como una estrategia de colaboración que permita el establecimiento de medidas que garanticen la mejoría continua de la calidad del aire. Así mismo, brindar una información amplia a la comunidad sobre el estado de la calidad del aire en la ciudad.

Recomendaciones

De acuerdo a los resultados obtenidos en el presente estudio, a continuación se enumeran las consideraciones más importantes a tener en cuenta:

1. Llevar estricto control de los procesos de calibración de los equipos, de tal manera que se garantice la calidad de los datos registrados por las estaciones para posteriores estudios.
2. Se recomienda revisar a través de modelos de dispersión y rosa de vientos la viabilidad de reubicación de las estaciones de calidad de aire, de manera que se pueda tener una cobertura espacial más representativa del comportamiento de los contaminantes atmosféricos para toda la ciudad.
3. Disponibilidad de información referente a inventario de fuentes móviles, especialmente de las zonas con mayor volumen de tránsito vehicular, con el fin de hacer asociaciones mucho más eficaces sobre la influencia de esta fuente sobre las concentraciones de contaminantes atmosféricos.
4. Evaluar la influencia de biota marina y manglares en la emisión de COVs y su participación en la formación de ozono.
5. Estudiar la contribución de cada una de las fuentes a través de la caracterización química y con modelo receptor determinar el impacto de las fuentes naturales y antropogénicas del material particulado y precursores del ozono.

Referencias

- Achilleos, S., Kioumourtzoglou, M. A., Wu, C. Da, Schwartz, J. D., Koutrakis, P., & Papatheodorou, S. I. (2017). Acute effects of fine particulate matter constituents on mortality: A systematic review and meta-regression analysis. *Environment International*, *109*(December 2016), 89–100. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.09.010>
- Adhikari, A. (2020a). Introduction to spatiotemporal variations of ambient air pollutants and related public health impacts. In *Spatiotemporal Analysis of Air Pollution and Its Application in Public Health* (pp. 1–34). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-815822-7.00001-7>
- Agudelo-Castañeda, D., De Paoli, F., Morgado-Gamero, W. B., Mendoza, M., Parody, A., Maturana, A. Y., & Teixeira, E. C. (2020). Assessment of the NO₂ distribution and relationship with traffic load in the Caribbean coastal city. *Science of the Total Environment*, *720*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137675>
- Agudelo-Castañeda, D. M., Teixeira, E. C., Schneider, I. L., Pereira, F. N., Oliveira, M. L. S., Taffarel, S. R., Sehn, J. L., Ramos, C. G., & Silva, L. F. O. (2016). Potential utilization for the evaluation of particulate and gaseous pollutants at an urban site near a major highway. *Science of the Total Environment*, *543*, 161–170. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.030>
- Ahmed, S. O., Mazloun, R., & Abou-Ali, H. (2018). Spatiotemporal interpolation of air pollutants in the Greater Cairo and the Delta, Egypt. *Environmental Research*, *160*, 27–34. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.09.005>
- Alizadeh-Choobari, O., Bidokhti, A. A., Ghafarian, P., & Najafi, M. S. (2016). Temporal and spatial variations of particulate matter and gaseous pollutants in the urban area of Tehran.

- Atmospheric Environment*, 141, 443–453. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.07.003>
- Amoatey, P., Omidvarborna, H., Baawain, M. S., & Al-Mamun, A. (2019). Emissions and exposure assessments of SOX, NOX, PM10/2.5 and trace metals from oil industries: A review study (2000–2018). In *Process Safety and Environmental Protection* (Vol. 123, pp. 215–228). Institution of Chemical Engineers. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.01.014>
- Andreae, M. O. (2019). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning – An updated assessment. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 1–27. <https://doi.org/10.5194/acp-2019-303>
- Andrée, B. P. J., Chamorro, A., Spencer, P., Koomen, E., & Dogo, H. (2019). Revisiting the relation between economic growth and the environment; a global assessment of deforestation, pollution and carbon emission. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 114(December 2018), 109221. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.06.028>
- Armenta, S., & de la Guardia, M. (2016). Pollutants and Air Pollution. In *Comprehensive Analytical Chemistry* (Vol. 73). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/bs.coac.2016.03.002>
- Austin, E., Zanobetti, A., Coull, B., Schwartz, J., Gold, D. R., & Koutrakis, P. (2015). Ozone trends and their relationship to characteristic weather patterns. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 25(5), 535–542. <https://doi.org/10.1038/jes.2014.45>
- Baatar, A., Ha, R., & Yu, Y. (2017). Do rainfalls wash out anthropogenic airborne magnetic particulates? *Environmental Science and Pollution Research*, 24(10), 9713–9722. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8638-9>
- Bari, A., Ferraro, V., Wilson, L. R., Luttinger, D., & Husain, L. (2003). Measurements of gaseous HONO, HNO₃, SO₂, HCl, NH₃, particulate sulfate and PM_{2.5} in New York, NY. *Atmospheric Environment*, 37(20), 2825–2835. <https://doi.org/10.1016/S1352->

2310(03)00199-7

Barranquilla Verde. (2020). *Informe de Calidad de Aire 2019*.

[http://barranquillaverde.gov.co/storage/app/media/calidad-aire/Informe Calidad del Aire 2019.pdf](http://barranquillaverde.gov.co/storage/app/media/calidad-aire/Informe%20Calidad%20del%20Aire%202019.pdf)

Batterman, S., Xu, L., Chen, F., Chen, F., & Zhong, X. (2016). Characteristics of PM_{2.5} concentrations across Beijing during 2013–2015. *Atmospheric Environment*, *145*, 104–114.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.08.060>

Bedada, G. B., Raza, A., Forsberg, B., Lind, T., Ljungman, P., Pershagen, G., & Bellander, T. (2016). Short-term exposure to ozone and mortality in subjects with and without previous cardiovascular disease. *Epidemiology*, *27*(5), 663–669.

<https://doi.org/10.1097/EDE.0000000000000520>

Bibi, S., Alam, K., Chishtie, F., Bibi, H., & Rahman, S. (2017). Temporal variation of Black Carbon concentration using Aethalometer observations and its relationships with meteorological variables in Karachi, Pakistan. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, *157–158*(March), 67–77. <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2017.03.017>

Blanchard, C. L., & Tanenbaum, S. J. (2003). Differences between weekday and weekend air pollutant levels in southern California. *Journal of the Air and Waste Management Association*, *53*(7), 816–828. <https://doi.org/10.1080/10473289.2003.10466222>

<https://doi.org/10.1080/10473289.2003.10466222>

Blanco Donado, E. (2019). *Evaluación de la variabilidad espacial de Black Carbon en un área urbana del Caribe colombiano*.

[http://repositorio.cuc.edu.co/bitstream/handle/11323/6012/Evaluación de la variabilidad espacial de Black Carbon en un área urbana del Caribe colombiano.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://repositorio.cuc.edu.co/bitstream/handle/11323/6012/Evaluación%20de%20la%20variabilidad%20espacial%20de%20Black%20Carbon%20en%20un%20área%20urbana%20del%20Caribe%20colombiano.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

Bonilla, L. (2010). El sector industrial en Barranquilla en el siglo XXI: ¿Cambian finalmente las tendencias? *Documentos de Trabajo Sobre Economía Regional* 136.

http://repositorio.banrep.gov.co/bitstream/handle/20.500.12134/6665/4.El_sector_industrial_de_Barranquilla_en_el_siglo_XXI._Un_análisis_descriptivo.pdf?sequence=2&isAllowed=y

Booker, F., Muntifering, R., McGrath, M., Burkey, K., Decoteau, D., Fiscus, E., Manning, W., Krupa, S., Chappelka, A., & Grantz, D. (2009). The Ozone Component of Global Change: Potential Effects on Agricultural and Horticultural Plant Yield, Product Quality and Interactions with Invasive Species. *Journal of Integrative Plant Biology*, 51(4), 337–351. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7909.2008.00805.x>

Breitner, S., Schneider, A., Devlin, R. B., Ward-Caviness, C. K., Diaz-Sanchez, D., Neas, L. M., Cascio, W. E., Peters, A., Hauser, E. R., Shah, S. H., & Kraus, W. E. (2016). Associations among plasma metabolite levels and short-term exposure to PM2.5 and ozone in a cardiac catheterization cohort. *Environment International*, 97, 76–84. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.012>

Brüggemann, M., Hayeck, N., & George, C. (2018). Interfacial photochemistry at the ocean surface is a global source of organic vapors and aerosols. *Nature Communications*, 9(1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04528-7>

Cai, X., Li, Z., Scott, E. M., Li, X., & Tang, M. (2016). Short-term effects of atmospheric particulate matter on myocardial infarction: a cumulative meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(7), 6139–6148. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6186-3>

Cerón-Bretón, J. G., Cerón-Bretón, R. M., Kahl, J. D. W., Ramírez-Lara, E., Guarnaccia, C., Aguilar-Ucán, C. A., Montalvo-Romero, C., Anguebes-Franceschi, F., & López-Chuken, U.

- (2015). Diurnal and seasonal variation of BTEX in the air of Monterrey, Mexico: preliminary study of sources and photochemical ozone pollution. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 8(5), 469–482. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0296-1>
- Chang, F. J., Chang, L. C., Kang, C. C., Wang, Y. S., & Huang, A. (2020). Explore spatio-temporal PM_{2.5} features in northern Taiwan using machine learning techniques. *Science of the Total Environment*, 736, 139656. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139656>
- Chang Hian Wui, J., Chee, F. P., Kong Soon Kai, S. K., & Sentian, J. (2018). Variability of the PM₁₀ concentration in the urban atmosphere of Sabah and its responses to diurnal and weekly changes of CO, NO₂, SO₂ and Ozone. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 12(2), 109–126. <https://doi.org/10.5572/ajae.2018.12.2.109>
- Chen, B., & Kan, H. (2008). Air pollution and population health: A global challenge. *Environmental Health and Preventive Medicine*, 13(2), 94–101. <https://doi.org/10.1007/s12199-007-0018-5>
- Chen, D., Liu, X., Lang, J., Zhou, Y., Wei, L., Wang, X., & Guo, X. (2017). Estimating the contribution of regional transport to PM_{2.5} air pollution in a rural area on the North China Plain. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.066>
- Chen, W., Tang, H., & Zhao, H. (2015). Diurnal, weekly and monthly spatial variations of air pollutants and air quality of Beijing. *Atmospheric Environment*, 119, 21–34. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.040>
- CIOH. (2010). Climatología de los principales puestos del caribe colombiano, Barranquilla. *Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas Del Caribe*, 12. <https://www.cioh.org.co/meteorologia/Climatologia/Climatologia Barranquilla.pdf>
- Clarke, K., Kwon, H. O., & Choi, S. D. (2014). Fast and reliable source identification of criteria

air pollutants in an industrial city. *Atmospheric Environment*, 95(2), 239–248.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.06.040>

Cujia, A., Agudelo-Castañeda, D., Pacheco-Bustos, C., & Teixeira, E. C. (2019). Forecast of

PM10 time-series data: A study case in Caribbean cities. *Atmospheric Pollution Research*,

10(6), 2053–2062. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.09.013>

Dadhich, A. P., Goyal, R., & Dadhich, P. N. (2018). Assessment of spatio-temporal variations in

air quality of Jaipur city, Rajasthan, India. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space*

Science, 21(2), 173–181. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2017.04.002>

Daniel, I., Higgins, A., Ayala, C., Martinez, P., Tigreros, P., & Muñoz, A. (2015).

Caracterización del Régimen del Viento y el Oleaje en el Litoral del Departamento del

Atlántico, Colombia. *Boletín Científico CIOH*, 231–244.

<https://www.cioh.org.co/meteorologia/Climatologia/ResumenBarranquilla4.php>

Datos Abiertos. (2020). Parque Automotor 2019. In *Boletín Estadístico Datos.gov.co*.

<https://www.datos.gov.co/Transporte/Parque-Automotor-Activo-Anual-de-Barranquilla-Vige/4ibb-jm7y/data>

de Paula Ribeiro, J., Cáceres Quijano, M. F., Ferreiro, J. D., Gioda, A., Jiménez-Vélez, B.,

Monserrat, J. M., & Gioda, C. R. (2020). Aqueous particulate matter (PM2.5) from Brazil

alters antioxidant profile responses and causes oxidative stress. *Atmospheric Pollution*

Research, 11(3), 511–519. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.11.023>

DeGaetano, A. T., & Doherty, O. M. (2004). Temporal, spatial and meteorological variations in

hourly PM2.5 concentration extremes in New York City. *Atmospheric Environment*, 38(11),

1547–1558. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.12.020>

DeVries, R., Kriebel, D., & Sama, S. (2017). Outdoor Air Pollution and COPD-Related

Emergency Department Visits, Hospital Admissions, and Mortality: A Meta-Analysis. *COPD: Journal of Chronic Obstructive Pulmonary Disease*, 14(1), 113–121.

<https://doi.org/10.1080/15412555.2016.1216956>

Dey, S., Gupta, S., Chakraborty, A., & Sibanda, P. (2018). Influences of boundary layer phenomena and meteorology on ambient air quality status of an urban area in eastern India. *Atmosfera*, 31(1), 69–86. <https://doi.org/10.20937/ATM.2018.31.01.05>

Di, Q., Dai, L., Wang, Y., Zanobetti, A., Choirat, C., Schwartz, J. D., & Dominici, F. (2017). Association of short-term exposure to air pollution with mortality in older adults. *JAMA - Journal of the American Medical Association*, 318(24), 2446–2456.

<https://doi.org/10.1001/jama.2017.17923>

Díaz, J., Linares, C., Carmona, R., Russo, A., Ortiz, C., Salvador, P., & Trigo, R. M. (2017). Saharan dust intrusions in Spain: Health impacts and associated synoptic conditions. *Environmental Research*, 156(January), 455–467.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.047>

Dimoudí, A., Kantzioura, A., Zoras, S., Pallas, C., & Kosmopoulos, P. (2013). Investigation of urban microclimate parameters in an urban center. *Energy and Buildings*, 64, 1–9.

<https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2013.04.014>

Elminir, H. K. (2005). Dependence of urban air pollutants on meteorology. *Science of the Total Environment*, 350(1–3), 225–237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.043>

Environmental Protection Agency (EPA). (1999). Nitrogen oxides (NO_x), why and how they are controlled. In *Epa-456/F-99-006R* (Issue November). [https://doi.org/EPA 456/F-99-006R](https://doi.org/EPA%20456/F-99-006R)

EPA. (2006). *Data Quality Assessment : Statistical Methods for Practitioners EPA QA / G-9 S. February.*

EPA. (2008). *QA Handbook Data Review , Verification and Validation. II*, 1–7.

EPA. (2016). *Criteria Air Pollutants*. Encyclopedia of Immunotoxicology.

https://doi.org/10.1007/978-3-642-54596-2_200326

EPA. (2018). *Efectos del material particulado (PM) sobre la salud y el medioambiente*.

Environmental Protection Agency. <https://espanol.epa.gov/espanol/efectos-del-material-particulado-pm-sobre-la-salud-y-el-medioambiente>

EPA. (2020). *Managing Air Quality - Air Pollutant Types*.

<https://doi.org/https://www.epa.gov/air-quality-management-process/managing-air-quality-air-pollutant-types>

Ferm, M., Watt, J., O’Hanlon, S., De Santis, F., & Varotsos, C. (2006). Deposition measurement of particulate matter in connection with corrosion studies. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 384(6), 1320–1330. <https://doi.org/10.1007/s00216-005-0293-1>

Filonchik, M., Yan, H., & Li, X. (2018a). Temporal and spatial variation of particulate matter and its correlation with other criteria of air pollutants in Lanzhou, China, in spring-summer periods. *Atmospheric Pollution Research*, 9(6), 1100–1110.

<https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.04.011>

Fischer, P. H., Marra, M., Ameling, C. B., Hoek, G., Beelen, R., De Hoogh, K., Breugelmans, O., Kruize, H., Janssen, N. A. H., & Houthuijs, D. (2015). Air pollution and mortality in seven million adults: The dutch environmental longitudinal study (DUELS). *Environmental Health Perspectives*, 123(7), 697–704. <https://doi.org/10.1289/ehp.1408254>

Floutsi, A. A., Korras-Carraca, M. B., Matsoukas, C., Hatzianastassiou, N., & Biskos, G. (2016). Climatology and trends of aerosol optical depth over the Mediterranean basin during the last 12 years (2002-2014) based on Collection 006 MODIS-Aqua data. *Science of the Total*

Environment, 551–552, 292–303. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.192>

Franceschi, F., Cobo, M., & Figueredo, M. (2018). Discovering relationships and forecasting PM10 and PM2.5 concentrations in Bogotá Colombia, using Artificial Neural Networks, Principal Component Analysis, and k-means clustering. *Atmospheric Pollution Research*, 9(5), 912–922. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.02.006>

Fu, W., Chen, Z., Zhu, Z., Liu, Q., Konijnendijk van den Bosch, C. C., Qi, J., Wang, M., Dang, E., & Dong, J. (2018). Spatial and temporal variations of six criteria air pollutants in fujian province, china. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(12). <https://doi.org/10.3390/ijerph15122846>

Galindo, N., Varea, M., Gil-Moltó, J., Yubero, E., & Nicolás, J. (2011). The influence of meteorology on particulate matter concentrations at an urban mediterranean location. *Water, Air, and Soil Pollution*, 215(1–4), 365–372. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0484-z>

García-Ubaque, J. C., Garcia-Ubaque, C. A., & Vaca-Bohórquez, M. L. (2011). Medical consultation in productive age population related with air pollution levels in Bogota city. *Procedia Environmental Sciences*, 4, 165–169. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.03.020>

Gautam, S., & Brema, J. (2020). Spatio-temporal variation in the concentration of atmospheric particulate matter: A study in fourth largest urban agglomeration in India. *Environmental Technology and Innovation*, 17, 100546. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100546>

Geddes, J. A., & Murphy, J. G. (2012). The science of smog: A chemical understanding of ground level ozone and fine particulate matter. In *Metropolitan Sustainability: Understanding and Improving the Urban Environment* (pp. 205–230). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1533/9780857096463.3.205>

Global Forest Watch. (2020). *Alerta de quemas Barranquilla e Isla Salamanca*.

<https://www.globalforestwatch.org/map/country/COL/4/2?analysis=eyJzaG93RHJhdyI6ZmFsc2V9&areaOfInterestModal=eyJvcGVuIjpmYWxzZSwiYWN0aXZIcXJlYUlkJpdWxsYjQ%3D%3D&location=WyJjb3VudHJ5IiwicQ09MIiwicNCIsIjIiXQ%3D%3D&mainMap=eYJoaWRlUGFuZWxzIjpmYWxzZSwiaGlkZUxl>

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*(February), 142–155. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.01.049>

González, C. M., Gómez, C. D., Rojas, N. Y., Acevedo, H., & Aristizábal, B. H. (2017). Relative impact of on-road vehicular and point-source industrial emissions of air pollutants in a medium-sized Andean city. *Atmospheric Environment*, *152*, 279–289. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.12.048>

Gordon, T., Stanek, L. W., & Brown, J. (2014). Pollution, Air in Encyclopedia of Toxicology. In *Encyclopedia of Toxicology: Third Edition* (Third Edit, Vol. 3, pp. 995–1002). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00530-3>

Grundström, M., Hak, C., Chen, D., Hallquist, M., & Pleijel, H. (2015). Variation and co-variation of PM₁₀, particle number concentration, NO_x and NO₂ in the urban air - Relationships with wind speed, vertical temperature gradient and weather type. *Atmospheric Environment*, *120*, 317–327. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.057>

Guan, W. J., Zheng, X. Y., Chung, K. F., & Zhong, N. S. (2016). Impact of air pollution on the burden of chronic respiratory diseases in China: time for urgent action. *The Lancet*, *388*(10054), 1939–1951. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(16\)31597-5](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(16)31597-5)

- Guo, L. C., Zhang, Y., Lin, H., Zeng, W., Liu, T., Xiao, J., Rutherford, S., You, J., & Ma, W. (2016). The washout effects of rainfall on atmospheric particulate pollution in two Chinese cities. *Environmental Pollution*, 215, 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.003>
- Hahn, I., Brixey, L. A., Wiener, R. W., Henkle, S. W., & Baldauf, R. (2009). Characterization of traffic-related PM concentration distribution and fluctuation patterns in near-highway urban residential street canyons. *Journal of Environmental Monitoring*, 11(12), 2136–2145. <https://doi.org/10.1039/b907130j>
- Hamidi, A., & Ramavandi, B. (2020). Evaluation and scientometric analysis of researches on air pollution in developing countries from 1952 to 2018. *Air Quality, Atmosphere & Health, Fotourehchi 2016*. <https://doi.org/10.1007/s11869-020-00836-4>
- Harrison, R. M., & Kinnersley, R. P. (2003). *Pollution , Air* (pp. 539–555). <https://doi.org/10.1016/B0-12-227410-5/00016-8>
- He, J., Chen, K., & Xu, J. (2017). Urban Air Pollution and Control. *Encyclopedia of Sustainable Technologies*, 2, 243–257. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10182-4>
- He, Jianjun, Gong, S., Yu, Y., Yu, L., Wu, L., Mao, H., Song, C., Zhao, S., Liu, H., Li, X., & Li, R. (2017). Air pollution characteristics and their relation to meteorological conditions during 2014–2015 in major Chinese cities. *Environmental Pollution*, 223, 484–496. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.050>
- Hehua, Z., Qing, C., Shanyan, G., Qijun, W., & Yuhong, Z. (2017). The impact of prenatal exposure to air pollution on childhood wheezing and asthma: A systematic review. *Environmental Research*, 159(36), 519–530. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.038>
- Henao, J. J., Mejía, J. F., Rendón, A. M., & Salazar, J. F. (2020). Sub-kilometer dispersion simulation of a CO tracer for an inter-Andean urban valley. *Atmospheric Pollution*

Research, February, 0–1. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.02.005>

Hernandez, A. J., Morales-Rincon, L. A., Wu, D., Mallia, D., Lin, J. C., & Jimenez, R. (2019).

Transboundary transport of biomass burning aerosols and photochemical pollution in the Orinoco River Basin. *Atmospheric Environment*, 205(45), 1–8.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.01.051>

Holloway, T., & Sanderfoot, O. V. (2019). Intercontinental air pollution transport: Links to environmental health. *Encyclopedia of Environmental Health*, 688–694.

<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11017-6>

Hu, X. M. (2015). Boundary Layer (Atmospheric) and Air Pollution: Air Pollution Meteorology.

Encyclopedia of Atmospheric Sciences: Second Edition, 1(2), 227–236.

<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382225-3.00499-0>

Hu, Xiao Ming, Zhang, Y., Jacobson, M. Z., & Chan, C. K. (2008). Coupling and evaluating gas/particle mass transfer treatments for aerosol simulation and forecast. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 113(11), 1–20. <https://doi.org/10.1029/2007JD009588>

Journal of Geophysical Research Atmospheres, 113(11), 1–20. <https://doi.org/10.1029/2007JD009588>

IDEAM - Instituto de Hidrología, M. y E. A. (2016). *Informe del Estado de la Calidad del Aire en Colombia IDEAM 2011 – 2015*.

Idowu, O. S., Olarenwaju, O. M., & Ifedayo, O. I. (2013). Determination of optimum tilt angles

for solar collectors in low-latitude tropical region. *International Journal of Energy and Environmental Engineering*, 4(1), 1–10. <https://doi.org/10.1186/2251-6832-4-29>

Igel, A. L., van den Heever, S. C., & Johnson, J. S. (2018). Meteorological and Land Surface Properties Impacting Sea Breeze Extent and Aerosol Distribution in a Dry Environment.

Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 123(1), 22–37.

<https://doi.org/10.1002/2017JD027339>

- 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>
- Jacobson, M. Z. (2012). *Air Pollution and Global Warming: History, Science and Solutions* (Cambridge University Press (ed.); Second Edi). Cambridge University Press.
www.cambridge.org/9781107691155
- Jaffe, D. A., & Wigder, N. L. (2012). Ozone production from wildfires: A critical review. *Atmospheric Environment*, 51, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.11.063>
- Jang, E., Do, W., Park, G., Kim, M., & Yoo, E. (2017). Spatial and temporal variation of urban air pollutants and their concentrations in relation to meteorological conditions at four sites in Busan, South Korea. *Atmospheric Pollution Research*, 8(1), 89–100.
<https://doi.org/10.1016/j.apr.2016.07.009>
- Jerrett, M., Burnett, R. T., III, A. P., Ito, K., Thurston, G., Krewski, D., Shi, Y., Calle, E., & Thun, M. (2009). Long-Term Ozone Exposure and Mortality. *NIH Public Access*, 23(1), 1–7. <https://doi.org/10.1038/jid.2014.371>
- Jiao, J., Han, X., Li, F., Bai, Y., & Yu, Y. (2017). Contribution of demand shifts to industrial SO₂ emissions in a transition economy: Evidence from China. *Journal of Cleaner Production*, 164, 1455–1466. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.060>
- Kambezidis, H. D., & Kalliampakos, G. (2013). Mapping atmospheric corrosion on modern materials in the greater Athens area. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224(3), 1463.
<https://doi.org/10.1007/s11270-013-1463-y>
- Karl, T. G., Christian, T. J., Yokelson, R. J., Artaxo, P., Hao, W. M., & Guenther, A. (2007). The tropical forest and fire emissions experiment: Method evaluation of volatile organic compound emissions measured by PTR-MS, FTIR, and GC from tropical biomass burning.

Atmospheric Chemistry and Physics, 7(22), 5883–5897. <https://doi.org/10.5194/acp-7-5883-2007>

Kavassalis, S. C., & Murphy, J. G. (2017). Understanding ozone-meteorology correlations: A role for dry deposition. *Geophysical Research Letters*, 44(6), 2922–2931. <https://doi.org/10.1002/2016GL071791>

Koppmann, R., von Czapiewski, K., & Reid, J. S. (2005). A review of biomass burning emissions, part I: gaseous emissions of carbon monoxide, methane, volatile organic compounds, and nitrogen containing compounds. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 5(5), 10455–10516. <https://doi.org/10.5194/acpd-5-10455-2005>

Koren, I., Kaufman, Y. J., Washington, R., Todd, M. C., Rudich, Y., Martins, J. V., & Rosenfeld, D. (2006). The Bodélé depression: A single spot in the Sahara that provides most of the mineral dust to the Amazon forest. *Environmental Research Letters*, 1(1). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/1/1/014005>

Kumar, A., Singh, D., Singh, B. P., Singh, M., Anandam, K., Kumar, K., & Jain, V. K. (2015). Spatial and temporal variability of surface ozone and nitrogen oxides in urban and rural ambient air of Delhi-NCR, India. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 8(4), 391–399. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0309-0>

Kwak, H. Y., Ko, J., Lee, S., & Joh, C. H. (2017). Identifying the correlation between rainfall, traffic flow performance and air pollution concentration in Seoul using a path analysis. *Transportation Research Procedia*, 25, 3552–3563. <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2017.05.288>

Lawrence, M. G., & Lelieveld, J. (2010). Atmospheric pollutant outflow from southern Asia: A review. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(22), 11017–11096.

<https://doi.org/10.5194/acp-10-11017-2010>

Lazaridis, M. (2011). *Fisrt Principles of Meteorology and Air Pollution* (J. T. Brian Alloway (ed.); 19th ed.). Springer.

Lazaridis, M., Katsivela, E., Kopanakis, I., Raisi, L., Mihalopoulos, N., & Panagiaris, G. (2018). Characterization of airborne particulate matter and microbes inside cultural heritage collections. *Journal of Cultural Heritage*, *30*, 136–146.

<https://doi.org/10.1016/j.culher.2017.09.018>

Lee, S., Ho, C. H., & Choi, Y. S. (2011). High-PM10 concentration episodes in Seoul, Korea: Background sources and related meteorological conditions. *Atmospheric Environment*, *45*(39), 7240–7247. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.08.071>

Li, L., Wu, A. H., Cheng, I., Chen, J. C., & Wu, J. (2017). Spatiotemporal estimation of historical PM2.5 concentrations using PM10, meteorological variables, and spatial effect. *Atmospheric Environment*, *166*, 182–191. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.07.023>

Li, L., Wu, J., Ghosh, J. K., & Ritz, B. (2013). Estimating spatiotemporal variability of ambient air pollutant concentrations with a hierarchical model. *Atmospheric Environment*, *71*, 54–63. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.038>

Li, Q., Gabay, M., Rubin, Y., Raveh-Rubin, S., Rohatyn, S., Tatarinov, F., Rotenberg, E., Ramati, E., Dicken, U., Preisler, Y., Fredj, E., Yakir, D., & Tas, E. (2019). Investigation of ozone deposition to vegetation under warm and dry conditions near the Eastern Mediterranean coast. *Science of the Total Environment*, *658*, 1316–1333.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.272>

Li, Xiangyu, Huang, S., Jiao, A., Yang, X., Yun, J., Wang, Y., Xue, X., Chu, Y., Liu, F., Liu, Y., Ren, M., Chen, X., Li, N., Lu, Y., Mao, Z., Tian, L., & Xiang, H. (2017). Association

between ambient fine particulate matter and preterm birth or term low birth weight: An updated systematic review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, 227, 596–605.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.055>

Li, Xiaolan, Ma, Y., Wang, Y., Liu, N., & Hong, Y. (2017). Temporal and spatial analyses of particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}) and its relationship with meteorological parameters over an urban city in northeast China. *Atmospheric Research*, 198(September 2016), 185–193. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.08.023>

Limon-Sanchez, M. T., Carbajal-Romero, P., Hernandez-Mena, L., Saldarriaga-Norena, H., Lopez-Lopez, A., Cosio-Ramirez, R., Arriaga-Colina, J. L., & Smith, W. (2011). Black carbon in PM_{2.5}, data from two urban sites in Guadalajara, Mexico during 2008. *Atmospheric Pollution Research*, 2(3), 358–365. <https://doi.org/10.5094/APR.2011.040>

Ling, H., Schäfer, K., Xin, J., Qin, M., Suppan, P., & Wang, Y. (2014). Small-scale spatial variations of gaseous air pollutants: A comparison of path-integrated and in situ measurement methods. *Atmospheric Environment*, 92, 566–575. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.01.062>

Liu, C., Sun, J., Liu, Y., Liang, H., Wang, M., Wang, C., & Shi, T. (2017). Different exposure levels of fine particulate matter and preterm birth: a meta-analysis based on cohort studies. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(22), 17976–17984. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9363-0>

Liu, Y., Gao, Y., Yu, N., Zhang, C., Wang, S., Ma, L., Zhao, J., & Lohmann, R. (2015). Particulate matter, gaseous and particulate polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an urban traffic tunnel of China: Emission from on-road vehicles and gas-particle partitioning. *Chemosphere*, 134, 52–59. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.065>

- Luben, T. J., Nichols, J. L., Dutton, S. J., Kirrane, E., Owens, E. O., Datko-Williams, L., Madden, M., & Sacks, J. D. (2017). A systematic review of cardiovascular emergency department visits, hospital admissions and mortality associated with ambient black carbon. *Environment International*, *107*(January), 154–162.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.07.005>
- Maji, K. J., Ye, W. F., Arora, M., & Nagendra, S. M. S. (2019). Ozone pollution in Chinese cities: Assessment of seasonal variation, health effects and economic burden. *Environmental Pollution*, *247*(x), 792–801. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.049>
- Manahan, S. (2013). *Fundamentak of environmental and toxicological chemistry: Sustainable Science* (C. Press (ed.); Fourth Edi). CRC press.
- Mason, P. J., & Thomson, D. J. (2015). Boundary Layer (Atmospheric) and Air Pollution: Overview. *Encyclopedia of Atmospheric Sciences: Second Edition*, *1*, 220–226.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382225-3.00081-5>
- Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. (2008). *Manual de Operación de Sistemas de Vigilancia de la Calidad del aire*.
- Monks, P. S. (2005). Gas-phase radical chemistry in the troposphere. In *Chemical Society Reviews* (Vol. 34, Issue 5, pp. 376–395). <https://doi.org/10.1039/b307982c>
- Montañez, D. P. (2019). ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES ATMOSFÉRICAS DE BUQUES EN EL PUERTO DE BARRANQUILLA. In *Universidad del Norte* (Vol. 1, Issue 1). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Motallebi, N., Tran, H., Croes, B. E., & Larsen, L. C. (2003). Day-of-week patterns of particulate matter and its chemical components at selected sites in california? *Journal of the Air and Waste Management Association*, *53*(7), 876–888.

<https://doi.org/10.1080/10473289.2003.10466229>

Muñoz, R. C. (2012). Relative roles of emissions and meteorology in the diurnal pattern of urban

PM10: Analysis of the daylight saving time effect. *Journal of the Air and Waste*

Management Association, 62(6), 642–650. <https://doi.org/10.1080/10962247.2012.665147>

Naciones Unidas. (2020). *Población urbana (% del total)* (Issue i).

<https://datos.bancomundial.org/indicador/SP.URB.TOTL.IN.ZS>

Nadadur, Srikanth S, Hollingsworth, J. W. (2015). *Air Pollution and Health Effects* (Springer-

Verlag London (ed.)). <https://doi.org/DOI 10.1007/978-1-4471-6669-6>

News, G. (2020). *O que é a ' nuvem de poeira Godzilla ', que viaja 10 mil km do Saara para as*

Américas. [https://g1.globo.com/natureza/noticia/2020/06/24/o-que-e-a-nuvem-de-poeira-](https://g1.globo.com/natureza/noticia/2020/06/24/o-que-e-a-nuvem-de-poeira-godzilla-que-viaja-10-mil-km-do-saara-para-as-americas.ghtml)

[godzilla-que-viaja-10-mil-km-do-saara-para-as-americas.ghtml](https://g1.globo.com/natureza/noticia/2020/06/24/o-que-e-a-nuvem-de-poeira-godzilla-que-viaja-10-mil-km-do-saara-para-as-americas.ghtml)

Núñez, Y. (2019). *ESTIMACIÓN DE FUENTES DE MATERIAL PARTICULADO*

ATMOSFÉRICO (PM 10 y PM 2.5) EN LA CIUDAD DE BARRANQUILLA, COLOMBIA

[Universidad de la Costa].

[https://repositorio.cuc.edu.co/bitstream/handle/11323/6017/Estimación de fuentes de](https://repositorio.cuc.edu.co/bitstream/handle/11323/6017/Estimación%20de%20fuentes%20de%20material%20particulado%20atmosférico%20PM10%20y%20PM2.5%20en%20la%20ciudad%20de%20Barranquilla%20Colombia.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

[material particulado atmosférico %28PM10 y PM2.5%29 en la ciudad de Barranquilla%2C](https://repositorio.cuc.edu.co/bitstream/handle/11323/6017/Estimación%20de%20fuentes%20de%20material%20particulado%20atmosférico%20PM10%20y%20PM2.5%20en%20la%20ciudad%20de%20Barranquilla%20Colombia.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

[Colombia.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositorio.cuc.edu.co/bitstream/handle/11323/6017/Estimación%20de%20fuentes%20de%20material%20particulado%20atmosférico%20PM10%20y%20PM2.5%20en%20la%20ciudad%20de%20Barranquilla%20Colombia.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

O’Leary, B., Reiners, J. J., Xu, X., & Lemke, L. D. (2016). Identification and influence of spatio-

temporal outliers in urban air quality measurements. *Science of the Total Environment*, 573,

55–65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.031>

Ohara, T. (2019). Long-range transport and deposition of air pollution. *Encyclopedia of*

Environmental Health, 126–130. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11352-1>

ONS. (2018). Carga de enfermedad ambiental en Colombia - Informe Técnico Especial 10. In

Observatorio Nacional de Salud. <https://www.ins.gov.co/Direcciones/ONS/Informes/10>
Carga de enfermedad ambiental en Colombia.pdf

Ouyang, W., Guo, B., Cai, G., Li, Q., Han, S., Liu, B., & Liu, X. (2015). The washing effect of precipitation on particulate matter and the pollution dynamics of rainwater in downtown Beijing. *Science of the Total Environment*, 505, 306–314.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.062>

Owens, E. O., Patel, M. M., Kirrane, E., Long, T. C., Brown, J., Cote, I., Ross, M. A., & Dutton, S. J. (2017). Framework for assessing causality of air pollution-related health effects for reviews of the National Ambient Air Quality Standards. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 88, 332–337. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2017.05.014>

Pachón, J. E., Galvis, B., Lombana, O., Carmona, L. G., Fajardo, S., Rincón, A., Meneses, S., Chaparro, R., Nedbor-Gross, R., & Henderson, B. (2018). Development and evaluation of a comprehensive atmospheric emission inventory for air quality modeling in the megacity of Bogotá. *Atmosphere*, 9(2), 1–17. <https://doi.org/10.3390/atmos9020049>

Pateraki, S., Asimakopoulos, D. N., Flocas, H. A., Maggos, T., & Vasilakos, C. (2012). The role of meteorology on different sized aerosol fractions (PM₁₀, PM_{2.5}, PM_{2.5-10}). *Science of the Total Environment*, 419, 124–135. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.12.064>

Peshin, S. K., Sharma, A., Sharma, S. K., Naja, M., & Mandal, T. K. (2017). Spatio-temporal variation of air pollutants and the impact of anthropogenic effects on the photochemical buildup of ozone across Delhi-NCR. *Sustainable Cities and Society*, 35, 740–751.

<https://doi.org/10.1016/j.scs.2017.09.024>

Petit, R. H., Legrand, M., Jankowiak, I., Molinié, J., Asselin de Beauville, C., Marion, G., & Mansot, J. L. (2005). Transport of Saharan dust over the Caribbean Islands: Study of an

event. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres*, 110(18), 1–19.

<https://doi.org/10.1029/2004JD004748>

Qu, W., Zhang, X., Wang, Y., & Fu, G. (2020). Atmospheric visibility variation over global land surface during 1973–2012: Influence of meteorological factors and effect of aerosol, cloud on ABL evolution. *Atmospheric Pollution Research*, 11(4), 730–743.

<https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.01.002>

R.E., H., Harrison, R. M., & Querol, X. (2016). *Airborne Particulate Matter: Sources, Atmospheric Processes and Health*. The Royal Society of Chemistry. www.rsc.org

Raherison, C., & Filleul, L. (2002). Asthma in exercising children exposed to ozone [3]. *Lancet*, 360(9330), 411. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(02\)09580-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(02)09580-6)

Ramírez, O., da Boit, K., Blanco, E., & Silva, L. F. O. (2020). Hazardous thoracic and ultrafine particles from road dust in a Caribbean industrial city. *Urban Climate*, 33(October 2019), 100655. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100655>

Ramírez, O., Sánchez de la Campa, A. M., & de la Rosa, J. (2018). Characteristics and temporal variations of organic and elemental carbon aerosols in a high–altitude, tropical Latin American megacity. *Atmospheric Research*, 210(April), 110–122.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.04.006>

Ramsey, N. R., Klein, P. M., & Moore, B. (2014). The impact of meteorological parameters on urban air qualityThe impact of meteorological parameters on urban air quality. *Atmospheric Environment*, 86, 58–67. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.12.006>

Reche, C., Moreno, T., Amato, F., Pandolfi, M., Pérez, J., de la Paz, D., Diaz, E., Gómez-Moreno, F. J., Pujadas, M., Artíñano, B., Reina, F., Orió, A., Pallarés, M., Escudero, M., Tapia, O., Crespo, E., Vargas, R., Alastuey, A., & Querol, X. (2018). Spatio-temporal

patterns of high summer ozone events in the Madrid Basin, Central Spain. *Atmospheric Environment*, 185(November 2017), 207–220.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.05.002>

Richmond-Bryant, J., Saganich, C., Bukiewicz, L., & Kalin, R. (2009). Associations of PM_{2.5} and black carbon concentrations with traffic, idling, background pollution, and meteorology during school dismissals. *Science of the Total Environment*, 407(10), 3357–3364.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.046>

Riggs, D. W., Zafar, N., Krishnasamy, S., Yeager, R., Rai, S. N., Bhatnagar, A., & O’Toole, T. E. (2020). Exposure to airborne fine particulate matter is associated with impaired endothelial function and biomarkers of oxidative stress and inflammation. *Environmental Research*, 180(November 2019), 108890. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108890>

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).

<https://doi.org/10.3390/ijerph15081610>

Rodríguez-Villamizar, L. A., Rojas-Roa, N. Y., & Fernández-Niño, J. A. (2019). Short-term joint effects of ambient air pollutants on emergency department visits for respiratory and circulatory diseases in Colombia, 2011–2014. *Environmental Pollution*, 248, 380–387.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.028>

Rohr, A. C., & Wyzga, R. E. (2012). Attributing health effects to individual particulate matter constituents. *Atmospheric Environment*, 62, 130–152.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.036>

- Russo, A., Gouveia, C., Levy, I., Dayan, U., Jerez, S., Mendes, M., & Trigo, R. (2016). Coastal recirculation potential affecting air pollutants in Portugal: The role of circulation weather types. *Atmospheric Environment*, *135*, 9–19.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.039>
- Sandeep, A., Rao, T. N., Ramkiran, C. N., & Rao, S. V. B. (2014). Differences in Atmospheric Boundary-Layer Characteristics Between Wet and Dry Episodes of the Indian Summer Monsoon. *Boundary-Layer Meteorology*, *153*(2), 217–236. <https://doi.org/10.1007/s10546-014-9945-z>
- Schaller, B. (2010). New York City's congestion pricing experience and implications for road pricing acceptance in the United States. *Transport Policy*, *17*(4), 266–273.
<https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2010.01.013>
- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2006). *Atmospheric Chemistry: From Air Pollution to Climate Change* (I. John Wiley & Sons (ed.); Second Edi).
- Seinfeld, J., & Pandis, S. N. (2016). *Atmospheric Chemistry and Physics: From air pollution to climate change* (WILEY (ed.); third edit).
- Shaddick, G., Thomas, M. L., Mudu, P., Ruggeri, G., & Gumy, S. (2020). Half the world's population are exposed to increasing air pollution. *Npj Climate and Atmospheric Science*, *3*(1), 1–5. <https://doi.org/10.1038/s41612-020-0124-2>
- Shahid, I., Kistler, M., Mukhtar, A., Ghauri, B. M., Ramirez-Santa Cruz, C., Bauer, H., & Puxbaum, H. (2016). Chemical characterization and mass closure of PM₁₀ and PM_{2.5} at an urban site in Karachi - Pakistan. *Atmospheric Environment*, *128*, 114–123.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.12.005>
- Shi, S., Chen, C., & Zhao, B. (2017). Modifications of exposure to ambient particulate matter:

Tackling bias in using ambient concentration as surrogate with particle infiltration factor and ambient exposure factor. *Environmental Pollution*, 220, 337–347.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.069>

SIAC. (2020). *Fenómenos del Niño y la Niña*. <http://www.siac.gov.co/ninoynina>

Simon, H., Reff, A., Wells, B., Xing, J., & Frank, N. (2015). Ozone trends across the United States over a period of decreasing NO_x and VOC emissions. *Environmental Science and Technology*, 49(1), 186–195. <https://doi.org/10.1021/es504514z>

Sippo, J. Z., Maher, D. T., Tait, D. R., Ruiz-Halpern, S., Sanders, C. J., & Santos, I. R. (2017). Mangrove outwelling is a significant source of oceanic exchangeable organic carbon. *Limnology and Oceanography Letters*, 2(1), 1–8. <https://doi.org/10.1002/lol2.10031>

Stanek, L. W., & Brown, J. S. (2019). Air Pollution: Sources, Regulation, and Health Effects. In *Reference Module in Biomedical Sciences* (Issue June, pp. 1–10). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-801238-3.11384-4>

Stanek, L. W., Sacks, J. D., Dutton, S. J., & Dubois, J. J. B. (2011). Attributing health effects to apportioned components and sources of particulate matter: An evaluation of collective results. *Atmospheric Environment*, 45(32), 5655–5663. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.07.023>

Suh, H. H., Bahadori, T., Vallarino, J., & Spengler, J. D. (2018). *Criteria Air Pollutants and Toxic Air Pollutants*. 108, 625–633. <https://doi.org/10.2307/3454398>

Tang, J., McNabola, A., Misstear, B., Pilla, F., & Alam, M. S. (2019). Assessing the impact of vehicle speed limits and fleet composition on air quality near a school. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(1). <https://doi.org/10.3390/ijerph16010149>

- Thurston, G. D. (2016a). Outdoor Air Pollution: Sources, Atmospheric Transport, and Human Health Effects. In *International Encyclopedia of Public Health* (Second Ed, Vol. 5, Issue 69). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803678-5.00320-9>
- Tian, Ye, Yao, X., & Chen, L. (2019). Analysis of spatial and seasonal distributions of air pollutants by incorporating urban morphological characteristics. *Computers, Environment and Urban Systems*, 75(April 2018), 35–48. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2019.01.003>
- Tian, Yulu, Jiang, Y., Liu, Q., Xu, D., Zhao, S., He, L., Liu, H., & Xu, H. (2019). Temporal and spatial trends in air quality in Beijing. *Landscape and Urban Planning*, 185(October 2018), 35–43. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.01.006>
- Tiwari, S., Dumka, U. C., Gautam, A. S., Kaskaoutis, D. G., Srivastava, A. K., Bisht, D. S., Chakrabarty, R. K., Sumlin, B. J., & Solomon, F. (2017). Assessment of PM_{2.5} and PM₁₀ over Guwahati in Brahmaputra River Valley: Temporal evolution, source apportionment and meteorological dependence. *Atmospheric Pollution Research*, 8(1), 13–28. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2016.07.008>
- Toro A., R., Morales S., R. G. E., Canales, M., Gonzalez-Rojas, C., & Leiva G., M. A. (2014). Inhaled and inspired particulates in Metropolitan Santiago Chile exceed air quality standards. *Building and Environment*, 79, 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.05.004>
- Triantafyllou, E., Diapouli, E., Korras-Carraca, Manousakas, M., Psanis, C., Floutsi, A. A., Spyrou, C., Eleftheriadis, K., & Biskos, G. (2020). Contribution of locally-produced and transported air pollution to particulate matter in a small insular coastal city. *Atmospheric Pollution Research*, 11(4), 667–678. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.12.015>

- Tzortziou, M., Parker, O., Lamb, B., Herman, J. R., Lamsal, L., Stauffer, R., & Abuhassan, N. (2018). Atmospheric trace gas (NO₂ and O₃) variability in south Korean coastal waters, and implications for remote sensing of coastal ocean color dynamics. *Remote Sensing*, *10*(10), 1–20. <https://doi.org/10.3390/rs10101587>
- Vallero, D. A. (2014). *Fundamentals of air pollution* (5th editio). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/C2012-0-01172-6>
- van der Zee, S. C., Fischer, P. H., & Hoek, G. (2016). Air pollution in perspective: Health risks of air pollution expressed in equivalent numbers of passively smoked cigarettes. *Environmental Research*, *148*, 475–483. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.04.001>
- Vellingiri, K., Kim, K. H., Ma, C. J., Kang, C. H., Lee, J. H., Kim, I. S., & Brown, R. J. C. (2015). Ambient particulate matter in a central urban area of Seoul, Korea. *Chemosphere*, *119*, 812–819. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.049>
- Viana, M., Pérez, C., Querol, X., Alastuey, A., Nickovic, S., & Baldasano, J. M. (2005). Spatial and temporal variability of PM levels and composition in a complex summer atmospheric scenario in Barcelona (NE Spain). *Atmospheric Environment*, *39*(29), 5343–5361. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.05.039>
- Vicedo-Cabrera, A. M., Sera, F., Liu, C., Armstrong, B., Milojevic, A., Guo, Y., Tong, S., Lavigne, E., Kyselý, J., Urban, A., Orru, H., Indermitte, E., Pascal, M., Huber, V., Schneider, A., Katsouyanni, K., Samoli, E., Stafoggia, M., Scortichini, M., ... Gasparrini, A. (2020). Short term association between ozone and mortality: global two stage time series study in 406 locations in 20 countries. *The BMJ*, *368*, 1–10. <https://doi.org/10.1136/bmj.m108>
- Vitolo, C., Scutari, M., Ghalaieny, M., Tucker, A., & Russell, A. (2018). Modeling Air Pollution,

- Climate, and Health Data Using Bayesian Networks: A Case Study of the English Regions. *Earth and Space Science*, 5(4), 76–88. <https://doi.org/10.1002/2017EA000326>
- Wang, T., Xue, L., Brimblecombe, P., Lam, Y. F., Li, L., & Zhang, L. (2017a). Ozone pollution in China: A review of concentrations, meteorological influences, chemical precursors, and effects. *Science of the Total Environment*, 575, 1582–1596. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.081>
- Wang, Yan, Shi, L., Lee, M., Liu, P., Di, Q., Zanobetti, A., & Schwartz, J. D. (2017). Long-term Exposure to PM 2.5 and Mortality among Older Adults in the Southeastern US. *Epidemiology*, 28(2), 207–214. <https://doi.org/10.1097/EDE.0000000000000614>
- Wang, Yungang, Ying, Q., Hu, J., & Zhang, H. (2014). Spatial and temporal variations of six criteria air pollutants in 31 provincial capital cities in China during 2013-2014. *Environment International*, 73, 413–422. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.016>
- Watson, J. G., & Chow, J. C. (2015). Receptor Models and Measurements for Identifying and Quantifying Air Pollution Sources. In *Introduction to Environmental Forensics: Third Edition* (Third Edit). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-404696-2.00020-5>
- WHO. (2018). Global Ambient Air Quality Database (update 2018). In *World Health Organization* (Issue update 2018). <https://www.who.int/airpollution/data/cities/en/>
- WHO, Health Organization, W., & Office for Europe, R. (2013). *Review of evidence on health aspects of air pollution-REVIHAAP Project Technical Report*.
- World Health Organization. (2016). *Ambient (outdoor) air pollution*. [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- World Health Organization WHO. (2016). *Urban Ambient Air Pollution database - Update 2016*. WHO.

https://doi.org/entity/phe/health_topics/outdoorair/databases/cities/en/index.html

Xian, J., Sun, D., Xu, W., Han, Y., Zheng, J., Peng, J., & Yang, S. (2020). Urban air pollution monitoring using scanning Lidar. *Environmental Pollution*, 258.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113696>

Xie, Y., Zhao, B., Zhang, L., & Luo, R. (2015a). Spatiotemporal variations of PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations between 31 Chinese cities and their relationships with SO₂, NO₂, CO and O₃. *Particuology*, 20, 141–149. <https://doi.org/10.1016/j.partic.2015.01.003>

Xu, F., Shi, X., Qiu, X., Jiang, X., Fang, Y., Wang, J., Hu, D., & Zhu, T. (2020). Investigation of the chemical components of ambient fine particulate matter (PM_{2.5}) associated with in vitro cellular responses to oxidative stress and inflammation. *Environment International*, 136(January). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105475>

Yang, J., Ji, Z., Kang, S., Zhang, Q., Chen, X., & Lee, S. Y. (2019). Spatiotemporal variations of air pollutants in western China and their relationship to meteorological factors and emission sources. *Environmental Pollution*, 254, 112952.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.120>

Yang, L., Liu, Z., Guan, Q., Wang, L., & Wang, F. (2018a). Association between heating seasons and criteria air pollutants in three provincial capitals in northern China: Spatiotemporal variation and sources contribution. *Building and Environment*, 132(November 2017), 233–244. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.01.034>

Yu, J., Mi, N., Yu, Q., Li, S., He, C., Yin, L., Li, S., Zhang, Y., Yao, Y., Ma, W., & Wang, W. (2019). Properties of particulate matter and gaseous pollutants in Shandong, China: Daily fluctuation, influencing factors, and spatiotemporal distribution. *Science of The Total Environment*, 660, 384–394. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.026>

- Yu, J., Mi, N., Yu, Q., Li, S. S., He, C., Yin, L., Li, S. S., Zhang, Y., Yao, Y., Ma, W., Wang, W., Mi, K., Zhuang, R., Zhang, Z., Gao, J., Pei, Q., Li, R., Wang, Z., Cui, L., ... Chen, L. (2019). Spatiotemporal characteristics of PM_{2.5} and its associated gas pollutants, a case in China. *Sustainable Cities and Society*, 648(April 2018), 35–48.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.181>
- Zeri, M., Oliveira-Júnior, J. F., & Lyra, G. B. (2011). Spatiotemporal analysis of particulate matter, sulfur dioxide and carbon monoxide concentrations over the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 113(3), 139–152.
<https://doi.org/10.1007/s00703-011-0153-9>
- Zhan, Y., Luo, Y., Deng, X., Grieneisen, M. L., Zhang, M., & Di, B. (2018). Spatiotemporal prediction of daily ambient ozone levels across China using random forest for human exposure assessment. *Environmental Pollution*, 233, 464–473.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.029>
- Zhang, B. N., & Kim Oanh, N. T. (2002). Photochemical smog pollution in the Bangkok Metropolitan Region of Thailand in relation to O₃ precursor concentrations and meteorological conditions. *Atmospheric Environment*, 36(26), 4211–4222.
[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00348-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00348-5)
- Zhang, H., Wang, Y., Hu, J., Ying, Q., & Hu, X. M. (2015). Relationships between meteorological parameters and criteria air pollutants in three megacities in China. *Environmental Research*, 140, 242–254. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.04.004>
- Zhang, K., & Batterman, S. (2013). Air pollution and health risks due to vehicle traffic. *Science of the Total Environment*, 450–451, 307–316.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.074>

Zhao, H., Che, H., Ma, Y., Xia, X., Wang, Y., Wang, P., & Wu, X. (2015). Temporal variability of the visibility, particulate matter mass concentration and aerosol optical properties over an urban site in Northeast China. *Atmospheric Research*, *166*, 204–212.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.07.003>

Zhao, H., Che, H., Zhang, X., Ma, Y., Wang, Y., Wang, H., & Wang, Y. (2013). Characteristics of visibility and particulate matter (PM) in an urban area of Northeast China. *Atmospheric Pollution Research*, *4*(4), 427–434. <https://doi.org/10.5094/APR.2013.049>

Zhao, S., Yu, Y., Yin, D., Qin, D., He, J., & Dong, L. (2018). Spatial patterns and temporal variations of six criteria air pollutants during 2015 to 2017 in the city clusters of Sichuan Basin, China. *Science of the Total Environment*, *624*, 540–557.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.172>

Anexos

Anexo 1. Tablas con promedios mensuales de contaminantes atmosféricos y datos meteorológicos

Tabla 7.

Promedio mensual de contaminantes atmosféricos y datos meteorológicos - Estación Móvil

Estación	Año	Mes	PM ₁₀ (µg/m ³)	PM _{2.5} (µg/m ³)	O ₃ (µg/m ³)	Dir. Viento (°)	Dir. Viento	Vel. Viento (m/s)	Temp. (°C)	Humedad (%)	Presión (mmHg)	Precipitación (mm)	Rad. Solar (W/m ²)	
Móvil	2018	mar	43,87	23,47	44,92	8,67	N	2,44	17,55	55,49	796,61	0,00	256,33	
		abr	41,58	24,22	39,10	40,31	NNE	2,49	22,87	67,84	909,31	0,00	206,10	
		may	48,24	24,43	28,23	102,74	E	2,07	27,51	79,21	1005,49	0,00	191,49	
		jun	69,04	19,66	27,08	78,80	ENE	2,71	27,76	77,05	1005,63	0,00	235,01	
		jul	58,60	16,95	25,35	65,81	NE	3,31	27,64	75,75	1005,58	0,00	245,33	
		ago	54,74	15,55	27,22	65,07	NE	3,04	28,01	75,78	1005,53	0,00	209,12	
		sep	49,13	12,66	27,84	91,58	E	2,25	28,08	77,48	1004,58	0,00	214,28	
		oct	47,21	11,55	26,63	131,29	ESE	1,89	27,32	78,04	1004,88	0,10	186,65	
		nov	33,07	9,34	35,71	66,45	NE	2,88	27,75	76,55	1004,90	0,10	209,93	
		dic	38,55	12,32	40,08	56,62	NE	4,03	26,73	71,47	1005,77	0,00	223,21	
		2019	ene	38,50	12,43	41,26	51,58	NE	4,18	26,04	73,01	1006,43	0,00	225,55
			feb	43,34	14,55	44,21	51,96	NE	4,53	26,20	71,99	1005,60	0,00	228,70
	mar		42,51	16,80	44,16	45,84	NE	4,65	26,06	74,63	1005,68	0,00	233,64	
	abr		40,02	14,62	44,39	55,00	NE	3,82	27,47	73,84	1005,62	0,00	225,57	
	may		45,96	15,99	34,22	90,80	E	2,41	27,82	76,83	1005,20	0,00	198,08	
	jun		56,62	17,60	33,69	69,59	ENE	2,73	28,00	76,93	1005,13	0,10	252,64	

Fuente: Autor (2020)

Tabla 8.

Promedios mensuales de contaminantes atmosféricos y datos meteorológicos - Estación Policía

Estación	Año	Mes	PM ₁₀ (µg/m ³)	PM _{2.5} (µg/m ³)	O ₃ (µg/m ³)	Dir. Viento (°)	Dir. Viento	Vel. Viento (m/s)	Temp. (°C)	Humedad (%)	Presión (mmHg)	Precipitación (mm)	Rad. Solar (W/m ²)
Policía	2018	mar	68,00	20,46	30,51	60,49	NE	4,80	26,23	76,55	1001,49	0	252,36
		abr	54,56	20,31	26,88	68,03	ENE	3,75	26,54	79,91	1004,34	183,6	249,05
		may	50,59	19,06	22,15	118,20	ESE	2,04	26,83	82,82	1004,10	111,8	207,41
		jun	66,58	19,57	22,92	84,32	ENE	2,61	27,11	80,35	1003,70	22,6	220,08
		jul	62,49	19,09	22,47	70,83	ENE	3,20	26,44	77,30	999,79	0,6	250,70
		ago	51,94	18,26	15,09	69,92	ENE	3,22	27,25	79,66	1003,67	33,4	259,82
	2019	sep	41,24	16,01	18,01	111,21	E	2,55	27,33	81,34	1003,05	50,6	218,49
		oct	29,91	10,74	16,73	146,59	SE	2,10	26,62	82,56	1004,06	167	176,19
		nov	38,90	11,72	23,57	75,01	ENE	3,03	26,86	81,14	1002,80	16	185,98
		dic	49,69	12,54	34,59	50,79	NE	4,12	26,08	74,65	1004,15	0	220,32
		ene	54,56		34,18	48,52	NE	4,63	25,27	76,16	1004,35	0,2	215,48
		feb	56,88	17,89	35,44	47,57	NE	4,97	25,57	74,45	1003,64	0	241,34
	mar	54,00	20,22	34,51	44,45	NNE	5,40	25,36	78,15	1003,88	0	244,65	
	abr	52,54	20,47	37,89	60,89	NE	4,04	26,78	76,41	1003,65	0	241,85	
	may	46,56	21,41		101,46	E	2,46	26,99	79,56	1003,13	19,6	204,78	
	jun	54,02	21,05		75,65	ENE	2,78	27,39	79,35	1003,76	6946	245,23	

Fuente: Autor (2020)

Tabla 9.

Promedios mensuales de contaminantes atmosféricos y datos meteorológicos - Estación Tres Avemarías

Estación	Año	Mes	PM ₁₀ (µg/m ³)	PM _{2.5} (µg/m ³)	O ₃ (µg/m ³)	Dir. Viento (°)	Dir. Viento	Vel. Viento (m/s)	Temp. (°C)	Humedad (%)	Presión (mmHg)	Precipitación (mm)	Rad. Solar (W/m ²)	
Tres Avemarías	2018	mar	45,75	14,64	35,24	62,46	NE	4,00	25,76	78,92	1002,86	0,00	211,47	
		abr	38,83	16,44	33,91	64,03	NE	3,20	26,19	81,08	1003,35	241,40	192,36	
		may	40,75	17,15	28,66	102,93	E	2,10	26,95	83,81	1003,88	75,00	175,76	
		jun	76,75	23,34	29,19	79,27	ENE	2,60	27,08	81,03	1003,24	3,60	208,01	
		jul	84,05	20,71	26,63	69,05	ENE	3,21	26,74	81,38	1001,84	0,00	238,08	
		ago	38,21	16,92	26,24	68,17	ENE	2,92	27,22	84,03	1003,07	50,80	201,06	
		sep	32,28	12,88	27,54	93,41	E	2,32	27,38	84,98	1002,71	58,60	176,98	
		oct	22,13	8,70	27,57	134,45	ESE	2,12	27,03	81,17	1003,54	125,00	173,21	
		nov	27,90	10,09	32,02	72,41	ENE	2,93	27,03	82,15	1002,91	7,60	170,82	
		dic	35,48	12,78	44,66	64,37	NE	3,83	25,82	77,19	1003,76	0,00	198,71	
		2019	ene	36,23	13,69	36,65	58,92	NE	3,86	25,00	80,45	1003,96	0,00	187,24
			feb	38,80	14,85	43,78	57,90	NE	4,17	25,10	79,64	1003,06	0,00	185,78
mar	63,65		25,79	36,83	55,70	NE	3,69	25,10	83,90	1003,57	0,00	184,98		
abr	38,43		15,83	42,90	63,71	NE	3,39	26,46	84,29	1003,58	0,00	173,55		
may	44,73		19,63	35,02	71,90	ENE	2,24	26,89	86,15	1002,86	6,40	164,98		
jun	49,14		17,40	34,97	76,23	ENE	2,24	27,16	82,65	1003,24	77,20	209,90		

Fuente: Autor (2020)

Anexo 2. Alertas de quema en Barranquilla e Isla Salamanca

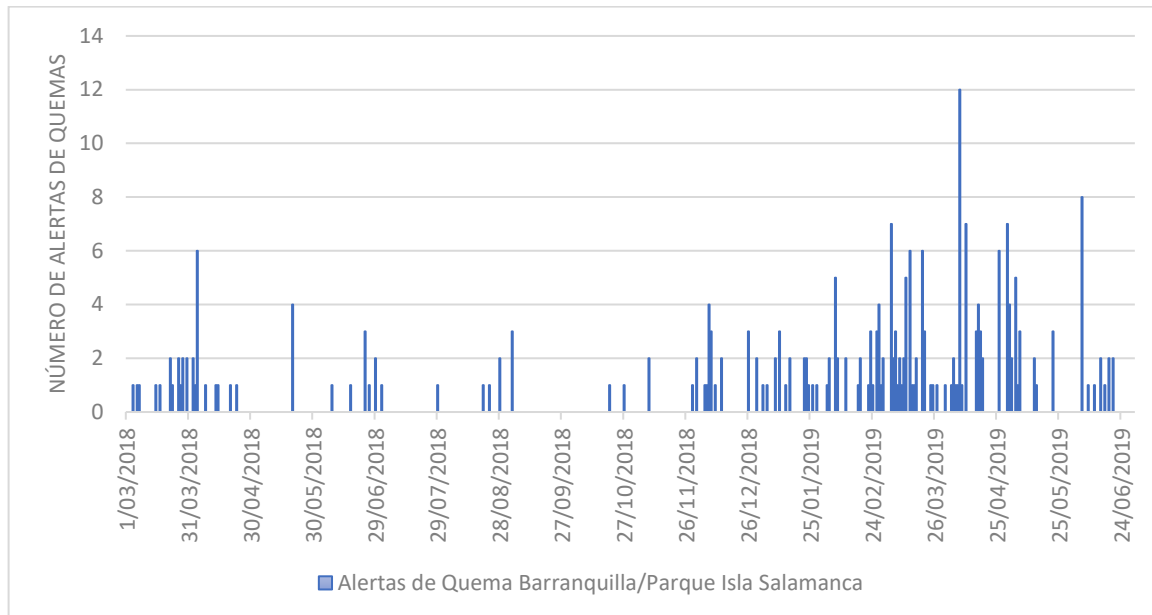


Figura 8. Alertas de quema en Barranquilla y Parque Isla Salamanca. Fuente: (Global Forest Watch, 2020)

Tabla 10.

Alertas de quema de Barranquilla e Isla Salamanca Marzo 2018 – Junio 2019

Año	Mes	Número de alertas	
2018	Marzo	15	
	Abril	14	
	Mayo	4	
	Junio	8	
	Julio	2	
	Agosto	4	
	Septiembre	3	
	Octubre	2	
	Noviembre	3	
	Diciembre	19	
	2019	Enero	17
		Febrero	28
Marzo		48	
Abril		50	
Mayo		21	
Junio		17	

Fuente: Autor (2020)

Anexo 3. Tormenta de polvo desde el Desierto de Sahara - Junio de 2018

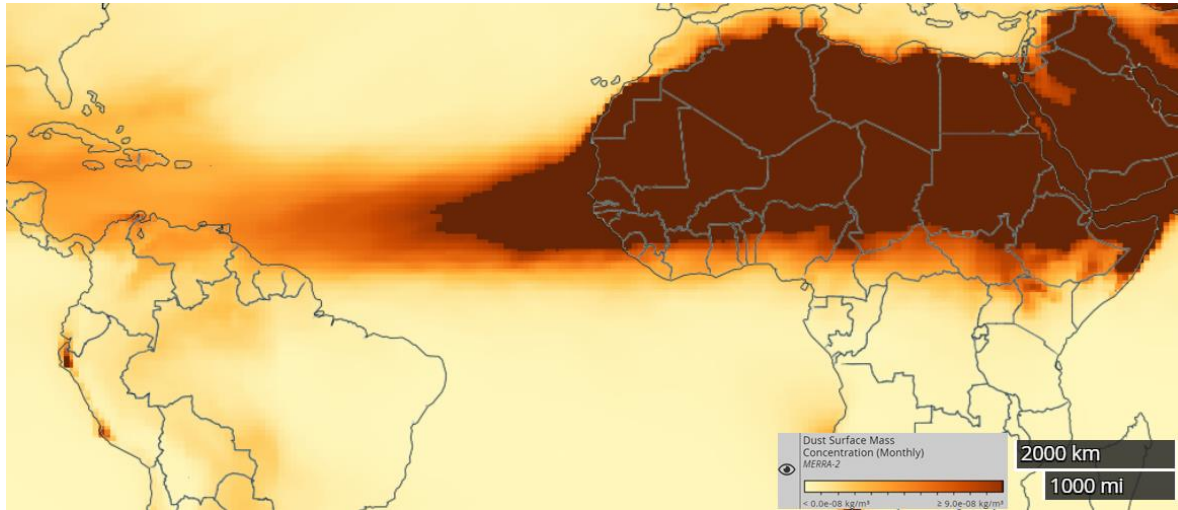


Figura 9. Tormenta de polvo desde el Desierto de Sahara - Junio de 2018. Concentración mensual de la masa superficial de polvo (escala de concentración de $< 0,0 \times 10^{-8} \text{ kg/m}^3$ - $\geq 9,0 \times 10^{-8} \text{ kg/m}^3$). Fuente: Nasa Worldview, 2020

Anexo 4. Prueba Kruskal Wallis variación temporal (Sequía/Lluvia)

Tabla 11.

Prueba Kruskal Wallis variación temporal (Sequía/Lluvia)

Estación	Hipótesis nula	Sig.	Decisión
Móvil	La distribución de PM10 es la misma entre categorías de Temporada.	,000	Rechace la hipótesis nula.
	La distribución de PM2.5 es la misma entre categorías de Temporada.	,057	Conserve la hipótesis nula.
	La distribución de O3 es la misma entre categorías de Temporada.	,000	Rechace la hipótesis nula.
Policía	La distribución de PM10 es la misma entre categorías de Temporada.	,000	Rechace la hipótesis nula.
	La distribución de PM2.5 es la misma entre categorías de Temporada.	,000	Rechace la hipótesis nula.
	La distribución de O3 es la misma entre categorías de Temporada.	,000	Rechace la hipótesis nula.
Tres Avemarías	La distribución de PM10 es la misma entre categorías de Temporada.	,000	Rechace la hipótesis nula.
	La distribución de PM2.5 es la misma entre categorías de Temporada.	,000	Rechace la hipótesis nula.
	La distribución de O3 es la misma entre categorías de Temporada.	,000	Rechace la hipótesis nula.

Se muestran significaciones asintóticas. El nivel de significación es de ,050.

Fuente: Autor (2020)

Anexo 5. Prueba Kruskal Wallis variación temporal (Día Hábil/No Hábil)

Tabla 12.

Prueba Kruskal Wallis variación temporal (Día Hábil/No Hábil)

Estación	Hipótesis nula	Sig.	Decisión
Móvil	La distribución de PM10 es la misma entre categorías de Día de la Semana.	0,801	Conserve la hipótesis nula.
	La distribución de PM2.5 es la misma entre categorías de Día de la Semana.	0,004	Rechace la hipótesis nula.
	La distribución de O3 es la misma entre categorías de Día de la Semana.	0,000	Rechace la hipótesis nula.
Policía	La distribución de PM10 es la misma entre categorías de Día de la Semana.	0,035	Rechace la hipótesis nula.
	La distribución de PM2.5 es la misma entre categorías de Día de la Semana.	0,428	Conserve la hipótesis nula.
	La distribución de O3 es la misma entre categorías de Día de la Semana.	0,502	Conserve la hipótesis nula.
Tres Avemarías	La distribución de PM10 es la misma entre categorías de Día de la Semana.	0,802	Conserve la hipótesis nula.
	La distribución de PM2.5 es la misma entre categorías de Día de la Semana.	0,064	Conserve la hipótesis nula.
	La distribución de O3 es la misma entre categorías de Día de la Semana.	0,009	Rechace la hipótesis nula.

Se muestran significaciones asintóticas. El nivel de significación es de 0,050.
Fuente: Autor (2020)

Anexo 6 Promedio de Dirección del Viento por hora

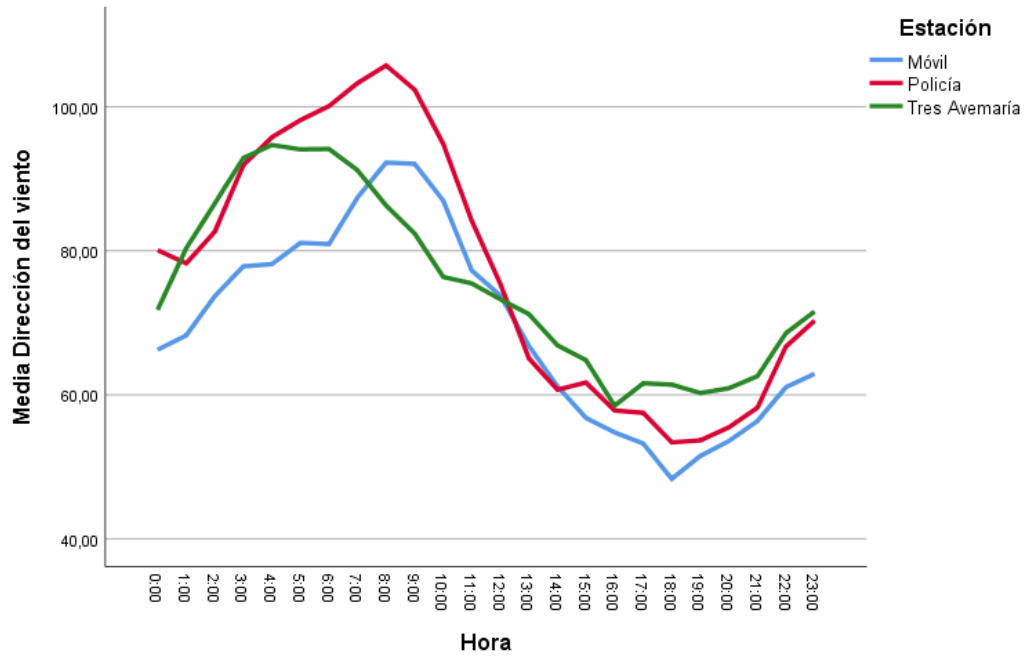


Figura 10 Promedio de Dirección del Viento por hora. Fuente: Autor (2020)

Anexo 7 Rosa de Vientos

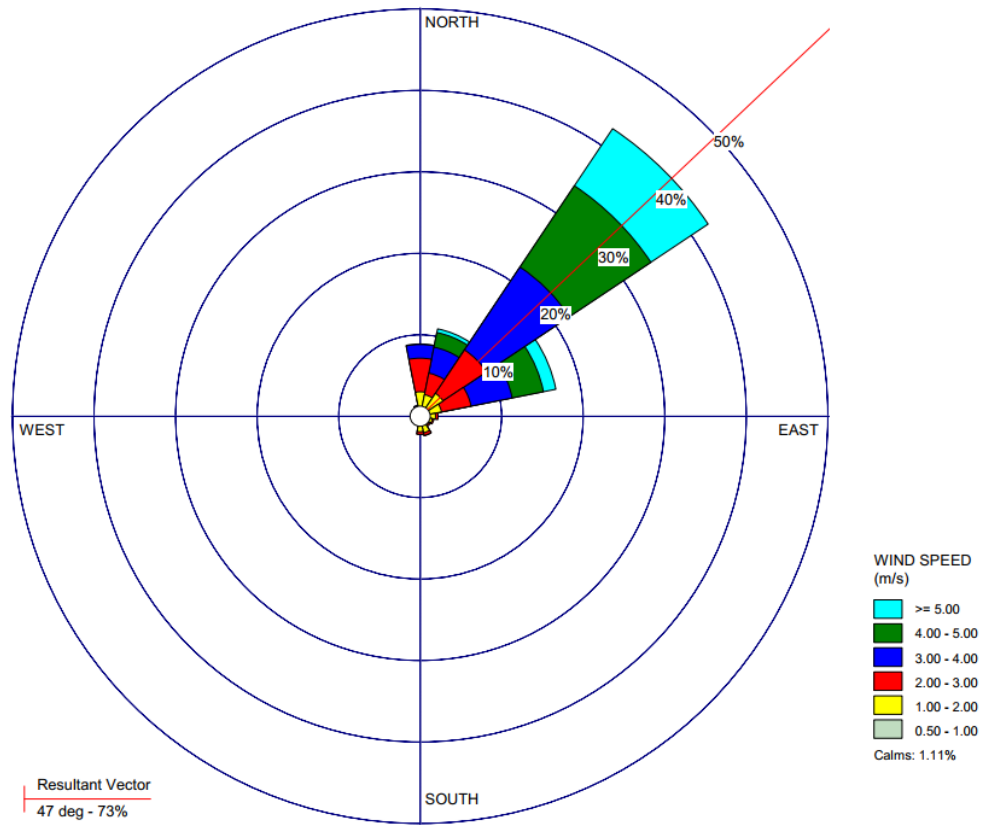


Figura 11. Rosa de vientos para la Estación Móvil. Fuente: Autor (2020)

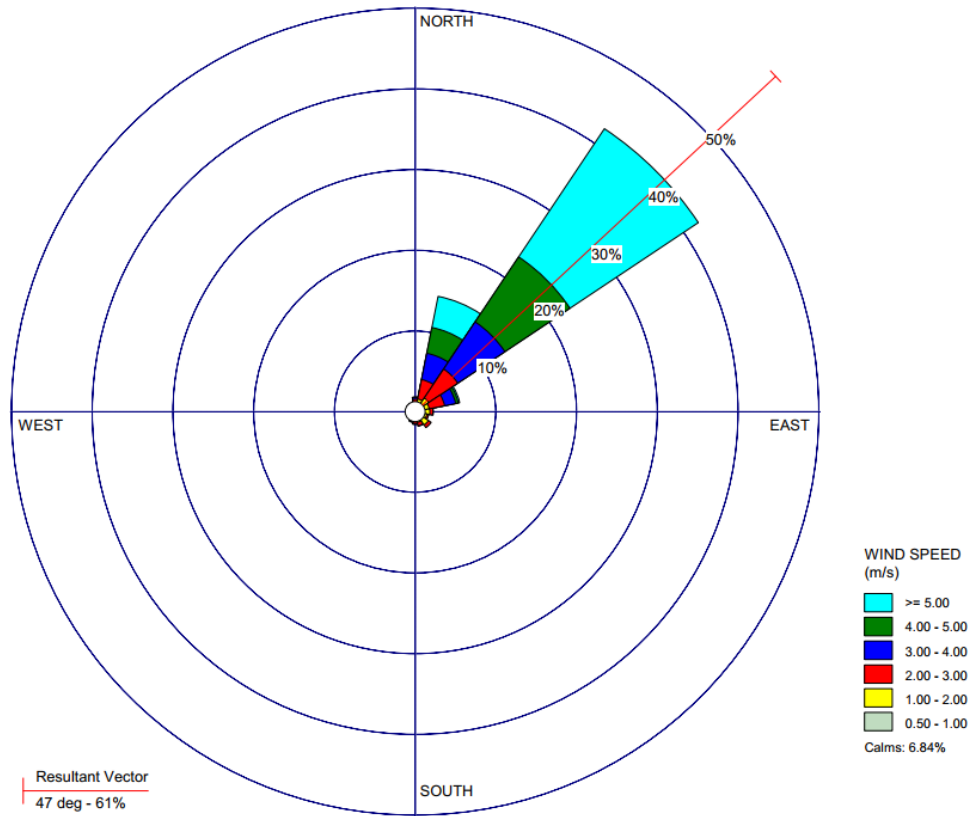


Figura 12. Rosa de Vientos para la Estación Policía. Fuente: Autor (2020)

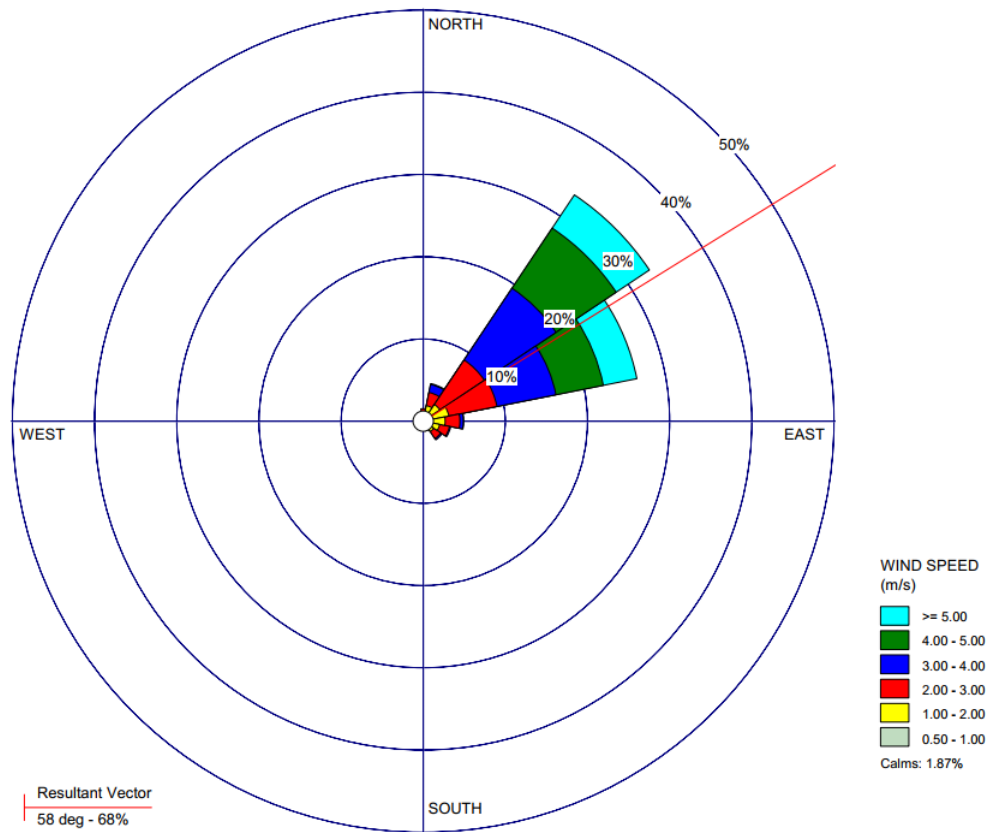


Figura 13. Rosa de Vientos para la Estación Tres Avemarías. Fuente: Autor (2020)

Anexo 8. Variación de Ozono con la velocidad del viento

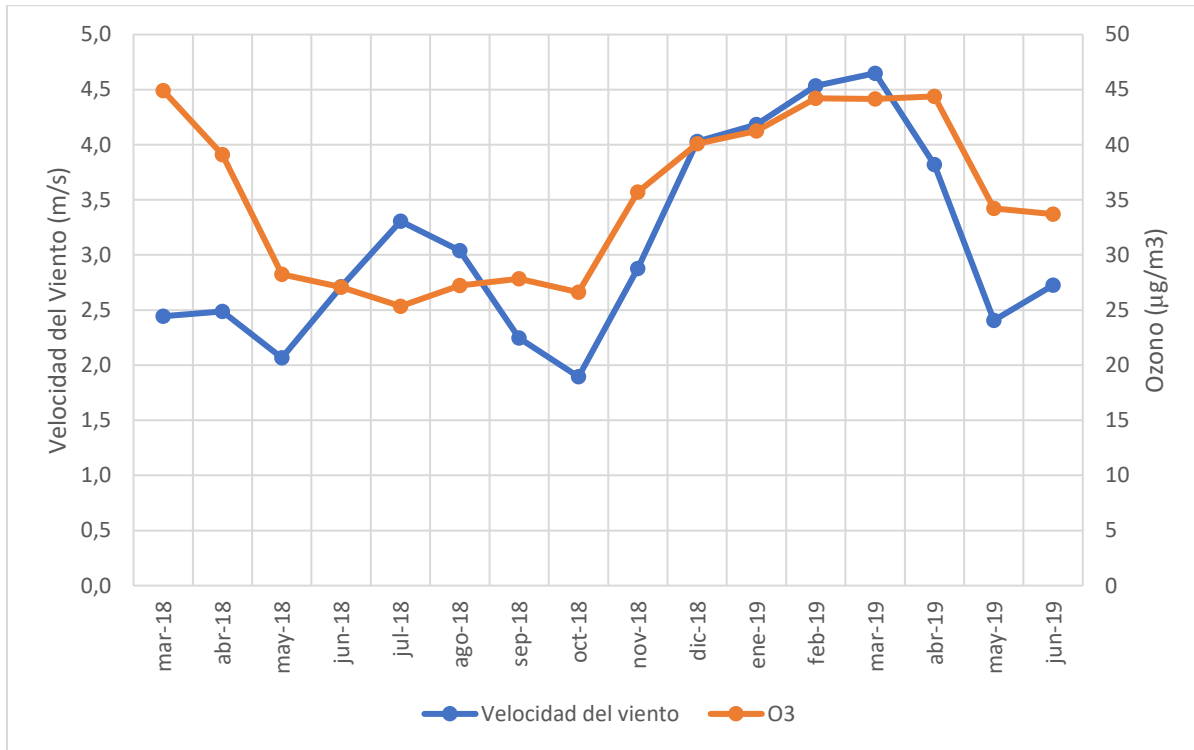


Figura 14. Variación de Ozono con la velocidad del viento. Fuente: Autor (2020)

Anexo 9. Comparación de las concentraciones de PM₁₀, PM_{2.5} y O₃ (µg/m³) con diferentes estudios

Tabla 13.

Comparación de las concentraciones de PM₁₀, PM_{2.5} y O₃ (µg/m³) con diferentes estudios

Lugar	Estación	PM ₁₀	PM _{2.5}	O ₃	Tipo de fuente	Período de Estudio	Fuente
Barranquilla, Colombia	Móvil	46,37	15,95	34,99	Urbana, industrial y costera	2018-2019	Este estudio
	Policía	51,37	18,12	26,56			
	Tres Avemarías	39,68	15,10	33,63			
Sabah, Malasia	Tawau	35,7			Urbana, costera	2012	(Chang Hian Wui et al., 2018)
	Keningau	31,9					
	Kota Kinabalu	35,0	-	-			
	Labuan	34,7					
	Sandakan	32,8					
Tehran, Irán		76,3	37,5	-	Urbana	2004 - 2015	(Alizadeh-Choobari et al., 2016)
Barcelona, España	Fabra	31	20		Urbana, costera	Julio 21 – Agosto 3 de 2001	(Viana et al., 2005)
	Harbour	45	30	-			
	Sagrera	57	35				
Busan, Corea del Sur	*Área de tráfico				Urbana, industrial y costera	2005 – 2014	(Jang et al., 2017)
	*Área Urbana	55,05		31,23			
	*Área Comercial	46,06		49,93			
		55,19	-	49,24			
	*Área Rural	48,1		66,44			
Nueva York, Estados Unidos	Bronx		15,2		Urbana, costera	Enero de 1999 – Noviembre de 2000	(Bari et al., 2003)
	Manhattan	-	15,5	-			

Lugar	Estación	PM ₁₀	PM _{2.5}	O ₃	Tipo de fuente	Período de Estudio	Fuente
Norte de Taiwán		-	*23,06	-	Urbana, costera	2008 – 2018	(Chang et al., 2020)
Delhi, India	*JN			107,5		2013-2014	(Kumar et al., 2015)
	*CP	-	-	98,5			
	*DP			119,9			
Río de Janeiro, Brasil		42	11		Urbana, costera	2015	(WHO, 2018)
Ciudad de Panamá, Panamá		31	14		Urbana, costera	2013	(WHO, 2018)

*Datos promediados/conversión de unidades

Fuente: Autor (2020)