



TENDENCIAS DE NIVELES DE PM Y CONTAMINANTES GASEOSOS EN COLOMBIA Y EFECTO DE EVENTOS DE INTRUSIÓN DE MASAS DE AIRE AFRICANAS

Yiniva Camargo Caicedo

Trabajo entregado para la obtención del grado de Máster en
Tecnología Ambiental

Modalidad: “Investigación”

Septiembre / 2023

Director:

Dr. Javier Querol Carceller

Dr. Javier Querol Carceller, DNI: 73378906M Profesor Investigador, Líder del Grupo de investigación Environmental Geochemistry and Atmospheric Research (EGAR), Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua IDAEA-CSIC, España.

INFORMA:

Que el trabajo titulado “**Tendencias de niveles de PM y contaminantes gaseosos en Colombia y efecto de eventos de intrusión de masas de aire africanas**” presentado por **D. Yiniva Camargo Caicedo**, con **D.N.I.: 32.770.239**, ha sido realizado bajo mi dirección, y autorizo su presentación y defensa como **Trabajo Fin de Máster** (Modalidad: Trabajo de Investigación), para el Máster Universitario en Tecnología Ambiental de la Universidad de Huelva.

En Huelva, a 14 de septiembre de 2023

A handwritten signature in black ink, appearing to be 'Javier Querol', written over a horizontal line.

Fdo.:

Dr. Javier Querol Carceller, Director

RESUMEN

La afectación de la calidad del aire es una de las preocupaciones ambiental crecientes en los principales países de Latinoamérica y el Caribe, incluyendo Colombia. La calidad del aire se ha visto afectada negativamente, en estas regiones, por el crecimiento acelerado de las urbes asociado a la dinámica de la población actual y a la multiplicidad de actividades antropogénicas generadoras de contaminantes atmosféricos. Entre los contaminantes de calidad del aire con mayor impacto en la salud destaca el material particulado atmosférico en suspensión inferior a 10 y 2.5 micras (PM_{10} y $PM_{2.5}$). Es por ello, que este trabajo tiene como objetivo general evaluar las tendencias 2010-2021 de niveles de PM y contaminantes gaseosos en la Región Andina y en la Región Caribe de Colombia, con base en la interpretación de series temporales de PM_{10} , NO_2 y O_3 descargadas del Subsistema de Información sobre la Calidad del Aire-SISAIRE para el periodo referido. Se evalúa con especial énfasis el impacto en la calidad del aire de las intrusiones de masas ricas en polvo africano transportadas a través del Océano Atlántico.

Tras la evaluación de estas series de datos se seleccionaron los datos de las estaciones HSV, HSM, GUA, KEN, SUB, TUN y USQ de la Región Andina y CVE, V4B, ZM06, ZM09 y ZM13 de la Región Caribe. Los niveles de PM_{10} en la Región Andina reportaron un descenso interanual progresivo y un comportamiento estacional marcado con excepción en Antioquia. La Región Caribe también presenta un descenso en los niveles de PM_{10} con una reducción substancial en 2021, respecto a los años anteriores. En la Región Andina se identifica una tendencia interanual de aumento en los niveles de O_3 a partir de 2020 similar a la registrada para NO_2 . Las estaciones de la Región Caribe adolecen de mediciones válidas de NO_2 y O_3 para el periodo de estudio. En cuanto a la contribución de polvo africano en el PM_{10} se identifican dos situaciones en la Región Andina: Antioquia (HSM y HSV) con un aporte anual medio de polvo africano de $1 \mu g/m^3$ (representa 3% de la media anual de PM_{10}) y en Bogotá (GUA, KEN, SUB, TUN, USQ) con contribuciones que oscilan entre 3-5 $\mu g/m^3$ (6-10% de la media anual de PM_{10}). En la Región Caribe la contribución no supera el 3% de la media anual de PM_{10} . El análisis de la relación entre los episodios africanos y la concentración de NO_2 y O_3 indica que no se favorece la acumulación de contaminantes locales, contrario a lo reportado en estudios efectuados en otras regiones.

Palabras clave: calidad del aire, Colombia, contaminantes gaseosos, PM_{10} , polvo africano, Región Andina, Región Caribe

ABSTRACT

The impact on air quality is one of the growing environmental concerns in the main countries of Latin America and the Caribbean, including Colombia. Air quality has been negatively affected in these regions by the accelerated growth of cities associated with current population dynamics and the diversity of anthropogenic activities that generate atmospheric pollutants. Among the air quality pollutants with the most significant impact on health, particulate matter less than 10 and 2.5 microns (PM₁₀ and PM_{2.5}) stands out. For this reason, this work has the general aim of evaluating the 2010-2021 trends in PM levels and gaseous pollutants in the Andean region and the Caribbean Region of Colombia, based on time series analysis of PM₁₀, NO₂ y O₃ obtained from Air Quality Information Subsystem-SISAIRE for the referred period. It mainly evaluated the effect on air quality of intrusions of African dust air mass transported across the Atlantic Ocean.

After evaluating the time series, the data from stations HSV, HSM, GUA, KEN, SUB, TUN, and USQ (Andean Region) and CVE, V4B, ZM06, ZM09 and ZM13 (Caribbean Region) were selected. PM₁₀ levels in the Andean Region reported a progressive interannual decrease and seasonal behavior, except in the Antioquia stations. The Caribbean Region also shows a decrease in PM₁₀ levels, with a substantial reduction in 2021 compared to previous years. In the Andean Region, an interannual trend of increase in O₃ levels has been shown since 2020, like the occurrence with NO₂ levels. The Caribbean Region stations lack valid measurements of NO₂ and O₃ for the study period. Regarding the contribution of African dust in PM₁₀, two situations are identified in the Andean Region: Antioquia (HSM and HSV) with an average annual contribution of African dust of 1 µg/m³ (it represents 3% of the yearly average of PM₁₀) and in Bogotá (GUA, KEN, SUB, TUN, USQ) with contributions between 3-5 µg/m³ (6-10% of the yearly average of PM₁₀). In the Caribbean Region, the African dust does not exceed 3% of the yearly average of PM₁₀. When analyzing the African episodes versus the NO₂ and O₃ concentrations, it is shown that there is no accumulation of local pollutants, contrary to what has been reported in studies conducted in other regions.

Keywords: air quality, Colombia, African dust, PM₁₀, Andean Region, Caribbean Region, gaseous pollutants

AGRADECIMIENTOS

En breves líneas deseo expresar mi gratitud primeramente a Dios, quien me permitió gozar de la oportunidad de realizar el Máster en Tecnología Ambiental y finalmente llegar a este punto del proceso, aunque me tomó más tiempo del previsto.

Mi profunda gratitud a mi madre (Q.E.P.D) quien, a pesar de su reciente e inesperada partida, continuará acompañándome con su legado. A la memoria de mi padre, quien confió en mí y me inspiró en todas las etapas de mi vida. Los amo profundamente.

A mi director, Dr. Javier Querol Carceller, por su confianza, por ofrecerme su experiencia, por orientarme en este proceso, por compartir sus conocimientos y desde luego, por ser partícipe de este logro. A usted, mil y mil gracias.

Al Dr. Jesús De la Rosa Diaz, líder de la Unidad Asociada del Consejo Superior de Investigaciones Científicas de España-Universidad de Huelva (CSIC-UHU) Contaminación Atmosférica, por sus recomendaciones para culminar este proceso.

Al Dr. Rafael Torronteras Santiago, director del Máster en Tecnología Ambiental por su apoyo en los procesos académicos y administrativos para la finalización de mis estudios.

Agradezco a NASA-USA, NOAA-USA y Naval Research Laboratory, USA por el libre acceso a las imágenes satélite MODIS, al cálculo de retro-trayectorias con el modelo HYSPLIT, y a los mapas de polvo mineral en superficie del modelo NAAPs, respectivamente.

A toda mi familia por su apoyo permanente, por entender mis ausencias en virtud de sacar adelante este proyecto formativo, por motivarme en aquellos momentos difíciles. Gracias por su comprensión, palabras de ánimo, y amor incondicional.

A todo el personal de la Sede Santa María de la Rábida de la Universidad Internacional de Andalucía, por su amplia colaboración y por su hospitalidad durante el tiempo que permanecí en la residencia.

A la Asociación Universitaria Iberoamericana de Postgrado-AUIP por el otorgamiento de la beca de Movilidad entre Universidades Andaluzas e Iberoamericanas

Y finalmente, a los que fueron mis compañeros del Máster, Irene José y Manuel Díaz, por su colaboración y amistad incondicional, que ha trascendido a lo largo de estos años y a pesar de la distancia.

ÍNDICE

Resumen	1
Abstract	3
Agradecimientos	5
Capítulo 1. Introducción	9
1.1 Estado del arte	9
1.2 Planteamiento del problema	12
1.3 Marco normativo colombiano	14
1.4 Objetivos	15
Capítulo 2. Materiales y Métodos	17
2.1 Área de estudio	17
2.2. Fuentes de datos de serie temporal de PM ₁₀ , NO ₂ y O ₃	19
2.3 Identificación de intrusiones de masas de aire africano	21
2.4 Cálculo de contribuciones de polvo africano a PM	25
2.5 Estudio del impacto de las masas de aire africanas en la concentración de contaminantes gaseosos	25
2.6 Herramientas utilizadas para el tratamiento de datos	25
Capítulo 3. Resultados y Discusión	27
3.1 Análisis de las concentraciones de PM ₁₀ , NO ₂ y O ₃	27
3.2 Contribución de los episodios de polvo africano a las concentraciones de PM	37
3.3 Impacto de las masas de aire africanas en la concentración de NO ₂ y O ₃	39
Capítulo 4. Conclusiones	43
Referencias	45
Anexos	55

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

El presente Trabajo Final de Máster (TFM) se encuentra distribuido en cuatro capítulos, a lo largo de los cuales se desarrollan los apartados que presentan resultados de la evaluación de series temporales de concentraciones de material particulado atmosférico inferior a 10 y 2.5 micras (PM_{10} y $PM_{2.5}$) y contaminantes gaseosos (dióxido de nitrógeno, NO_2 y ozono troposférico, O_3) en Colombia, con especial énfasis en el estudio del impacto en éstas de los episodios de intrusión de masas de aire africanas.

El capítulo 1 se divide en cuatro partes: la primera, que aborda el estado del arte con la fundamentación teórica y los estudios previos relativos a la temática; la segunda, que expone la problemática y la justificación en términos de necesidad y pertinencia; la tercera, que incluye el marco normativo colombiano, y la última, que enumera el objetivo general y los objetivos específicos.

El capítulo 2 resume los materiales y métodos, y comienza con la caracterización del área de estudio, continuando con la descripción de las fuentes de datos de la serie temporal de PM_{10} , NO_2 y O_3 , indicando limitaciones presentadas en la disponibilidad de información, criterios de calidad utilizados para la selección de los datos y el resumen de las estaciones de monitoreo seleccionadas. Se incluye la metodología aplicada para la identificación de episodios y estimación de contribuciones de masas de polvo africano a material particulado, y finaliza con la determinación del impacto de las masas de aire en la concentración de contaminantes gaseosos.

El capítulo 3, resume los resultados y discusión, comenzando con la evaluación de tendencias mensuales y anuales de las concentraciones de PM_{10} , NO_2 y O_3 en las estaciones de monitoreo seleccionadas, para posteriormente analizar la contribución de los episodios de polvo africano a las concentraciones de material particulado y finaliza con la influencia del polvo africano en las concentraciones de NO_2 y O_3 .

Por último, en **el capítulo 4** se exponen brevemente las principales conclusiones del trabajo, además de las oportunidades de trabajos futuros que permitirían el avance en cuanto a una mayor aproximación en las tendencias de los niveles de material particulado y contaminantes gaseosos en el área de estudio.

1.1. Estado del arte

El material particulado (PM) es emitido por diferentes fuentes de emisión, incluidas fuentes naturales (material de la corteza, ceniza volcánica, sal marina, intrusión de polvo desértico, entre otras) y antropogénicas, como la combustión de combustibles fósiles y biomasa en focos industriales, de generación eléctrica, domésticas, agrícolas, y en motores de vehículos (desgaste de neumáticos y frenos, escape de gases, etc.), además de otros focos como desgaste de la firme de rodadura de las

calles y carreteras, construcción y actividades de demolición, y otras actividades industriales y no industriales (cemento, metalurgia, quema de residuos...) (Kong et al., 2014). Además de estas emisiones de PM primario, cabe resaltar que una elevada proporción de PM₁₀ y PM_{2.5} urbano puede estar constituido por PM secundario, que es aquel generado en la atmósfera a partir de gases inorgánicos (SO₂, NO_x, NH₃) y orgánicos (compuestos orgánicos volátiles, o COVs) (Amato et al., 2016). La cuantificación y caracterización del PM suspendido en el aire ha estado en el horizonte de estudios ambientales a nivel global. Particularmente, la atmósfera costera adyacente a los grandes centros urbanos e industriales puede verse fuertemente afectada por las emisiones de contaminantes atmosféricos (Fang et al., 2006; Liu et al., 2008). El estudio de la composición química de aerosoles en zonas costeras se puede utilizar para la caracterización de las fuentes en función del origen (natural o antropogénico), o del transporte (continental o producto del transporte a kilómetros de distancia o de largo alcance) (Qin et al., 1997).

El PM está formado por multitud de partículas diminutas, cuyos diámetros van desde un nanómetro (nm) hasta cientos de micrómetros o micras (µm) (Seinfeld & Pandis, 2016). En calidad del aire se suelen distinguir tres tipos de PM: grueso, fino y ultrafino (de Miranda et al., 2012; Kumar et al., 2016). El PM ultrafino, representa la concentración másica o con diámetro aerodinámico igual o menor de 0.1 µm (PM_{0.1} masa y PNC<100nm en número), el PM fino representa la concentración másica con diámetro aerodinámico igual o menor de 2.5 µm (PM_{2.5}) mientras que las partículas gruesas incluyen diámetros en rangos de 2.5 a 10 µm (PM_{2.5-10}) (Mariani & De Mello, 2007).

El PM tiene un papel climático muy relevante debido a que puede alterar el balance radiativo de la Tierra, y modificar la densidad, volumen y duración de las nubes, y por tanto afecta a la lluvia (Baker & Peter, 2008; Leibensperger et al., 2012; Myhre et al., 2013). Pero el PM se regula en las normativas ambientales, sobre todo por su impacto en la salud humana y ecosistemas (Lelieveld et al., 2002). El desarrollo de normativa relativa a niveles de concentración de PM inicialmente se centró en PM₁₀ pero en la actualidad incluye estándares para PM_{2.5}, debido a que éstas por su tamaño pueden penetrar en los alveolos pulmonares (WHO, 2021).

El polvo del desierto se emite desde las superficies de las regiones áridas y semiáridas (Ginoux et al., 2012; Klose et al., 2021). La suspensión de materia mineral por fuertes vientos emite altos volúmenes de PM en zonas áridas, que sumado a frecuentes procesos de inversión térmica nocturnos con vientos intensos genera el transporte del polvo a miles de kilómetros desde la fuente (Ginoux et al., 2012). En este proceso el polvo del desierto suele mezclarse con el PM durante el transporte de largo alcance o con el emitido local o regionalmente en el área receptora (Querol, et al., 2019a). Los desiertos de Sahara y Sahel son las fuentes con mayor aporte de polvo, siendo responsables de entre 50 y 75% de las emisiones de polvo global estimadas en 790-

840 millones t/año. Por todo lo expuesto es evidente que estas emisiones de PM y procesos de transporte atmosférico pueden contribuir a la degradación de la calidad del aire tanto por la contribución directa de polvo como por la contaminación local, la cual se concentra con los episodios de polvo (Griffin, 2007; Ginoux et al., 2012; Varga, 2012; Querol et al., 2019a).

En Europa, varios estudios se han enfocado en evaluar las contribuciones de PM de origen local y transportadas regionalmente (Karagulian et al., 2015; Pikridas et al., 2013; Viana et al., 2008). Particularmente, la cuenca del Mediterráneo Oriental es de especial interés porque se ve afectada frecuentemente por una confluencia de diversas masas de aire con altas cargas de PM de origen antropogénico y natural de Europa, Asia y África del Norte (Kanakidou et al., 2011; Ladstätter-Weissenmayer et al., 2007; Lelieveld et al., 2002). En este sentido, un patrón de circulación relevante observado en el Mediterráneo oriental son los flujos del Sur, Suroeste y Sureste que transportan masas de aire con una elevada carga de polvo desértico desde las superficies continentales del norte de África (Moulin et al., 1998). Este patrón se observa típicamente durante la primavera a verano, dependiendo de la región del mediterráneo, y es responsable del transporte de polvo desde las zonas áridas del norte de África, principalmente el desierto del Sahara, y con menor frecuencia de Libia y Túnez (Pey et al., 2013). Una gran proporción de las intrusiones de masas de aire ricas en polvo mencionadas anteriormente se asocian con frecuencia con concentraciones elevadas de PM₁₀ por encima de los estándares normativos legislados (Escudero et al., 2006; Gerasopoulos et al., 2006). El lado occidental del mar Mediterráneo se afecta con menor intensidad y frecuencia que el oriental, y ambos tienen patrones diferentes de circulación que favorecen este impacto (Escudero et al., 2006). Así, en toda la cuenca del Mediterráneo es evidente un gradiente decreciente del impacto de los episodios africanos de Este a Oeste y de Sur a Norte con respecto a PM₁₀ (Querol et al., 2009a).

En América, otros estudios evidencian que el polvo del desierto Norte-africano, con principales rutas de transporte longitudinal, alcanza el Este del Caribe (Prospero & Carlson, 1970; Prospero & Nees, 1977; Savoie et al., 1989; Prospero & Lamb, 2003), el sur de Norte América (Savoie & Prospero, 1982) y la costa Noreste de Sur América (Prospero et al., 1981; Swap et al., 1992). Estos estudios muestran que, aunque los episodios se reportan durante todo el año, las mayores emisiones y procesos de transporte atmosférico suelen registrarse de acuerdo con los siguientes patrones (Griffin, 2007):

- i) En verano del hemisferio Norte, entre junio y octubre, el polvo africano se transporta a través del Océano Atlántico hasta el norte del Caribe y Norte América.
- ii) En el invierno del hemisferio Norte, entre noviembre y mayo, las masas de polvo africano son transportadas a través del Atlántico al sur del Caribe y a Sur América.

Asimismo, estudios previos indican que el transporte de polvo hacia el Atlántico y el Caribe se favorece por los vientos alisios del Noreste, a altitudes por debajo de los 6-7 km sobre África occidental (Swap et al., 1992). Esta capa de aire denominada Capa de Aire Sahariana (SAL, por sus siglas en inglés) se encuentra entre 1.5 y 3 km (Carlson & Prospero, 1972) y según mediciones efectuadas con sensores LIDAR oscilan entre 0.1 a 4-5 km (Rittmeister et al., 2017). Adicionalmente, estudios realizados del periodo 2000-2010 en las siete zonas principales de origen de las trayectorias de las tormentas de polvo en el mundo indican que la Zona 1 correspondiente a las áreas occidental y meridional del desierto de Sahara (oeste de Libia hacia Marruecos o sur hacia Nigeria y Ghana) presentan la tasa más alta de polvo depositado dentro de la trayectoria con incidencia en Cartagena-Colombia (Al-Dousari & Al-Awadhi, 2012; Al-Dousari et al., 2013).

En Colombia, otros estudios evaluaron episodios de intrusión de masas de aire ricas en polvo africano en la región Caribe colombiana en el año 2012 con impactos significativos entre marzo y septiembre, pero con valores más altos de concentración entre junio y julio con reportes de hasta $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} (Ramírez-Hernández, 2014). De otra parte, dos estudios de la intrusión de masas de aire ricas en polvo africano en junio de 2014 en la región Andina (Bogotá y Medellín) permitieron concluir que el evento afectó al 95% del territorio nacional, siendo la región Caribe la más afectada (Bedoya et al., 2016; Méndez et al., 2018). En el periodo 2000-2015 fueron analizados datos de aerosoles usando AOD (*Aerosol Optical Depth*) obtenidos de MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) identificando altos niveles de PM_{10} para la región Caribe colombiana como área de influencia de las masas de polvo africano que afectan principalmente el norte de Colombia, Venezuela y parte del Amazonas (Guevara Luna et al., 2018), y la mayoría de países caribeños de Sur América según un estudio efectuado con datos de AOD entre 2000 y 2013 que evalúa las ondas secas africanas del este y las relaciona con el transporte de polvo mineral a través del Océano Atlántico (Cárdenas et al., 2017).

En junio de 2020 se reportaron altos niveles de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ con incrementos de 79% y 57%, respectivamente sobre el promedio diario de éstos en una estación del área industrial del departamento de La Guajira (Región Caribe colombiana), y aparentemente se encuentran relacionados con episodios de polvo sahariano (Rojano et al., 2021). Otro estudio conducido en las ciudades capitales de la Región Caribe colombiana presentó evidencia de la relación entre el incremento en la tasa de infección por SARS-CoV-2 (casos nuevos) y el episodio Godzilla de polvo africano reportado en junio de 2020, siendo el $\text{PM}_{2.5\text{-dust}}$ obtenido de datos CAMS (*Copernicus Atmosphere Monitoring Service*), la variable más crucial en la propagación de COVID-19 (Bolaño-Ortiz et al., 2023a). De otra parte, un reciente estudio reportó que en los meses de junio y julio durante el periodo 2000-2020 la deposición de polvo mineral procedente de África incide en una reducción del albedo de nieve de hasta 39% en los glaciares tropicales colombianos (Bolaño-Ortiz et al., 2023b).

1.2. Planteamiento del problema

Como se ha comentado anteriormente, el PM tiene un elevado efecto en la salud, siendo el PM más fino el que genera mayor afección en la población (WHO, 2021; Silva et al., 2022). Además, de los efectos adversos a la salud pública evaluados, se han efectuado otros estudios a nivel mundial que referencian la afección al clima (Legg, 2021) y la potencial afectación a la visibilidad y a ecosistemas (Souza et al., 2014).

La región desértica del Norte de África (Sahara y Sahel) constituye una fuente importante de polvo atmosférico siendo responsable del empeoramiento de la calidad del aire por incremento de niveles de PM₁₀ (y en menor proporción PM_{2.5}) asociados a episodios de intrusión de masas de aire africanas (Prospero et al., 2002; Ginoux et al., 2012; Bedoya et al., 2016; Cárdenas et al., 2017; Euphrasie-Clotilde et al., 2017, 2021). Se dispone de estudios relativos al transporte transfronterizo a larga distancia de polvo africano a través del Océano Atlántico y su afección a la calidad del aire del continente americano (Ramírez-Hernández, 2014; Arregocés et al., 2021; Bolaño-Ortiz et al., 2023a), e incluso la asociación entre los eventos de tormentas de polvo del desierto, la morbi-mortalidad por afecciones respiratorias y enfermedad cardiovascular (Middleton et al., 2008; Grisales-Romero et al., 2021; Monteiro et al., 2022; Arregocés et al., 2023), y problemas dermatológicos (Urrutia-Pereira et al., 2021).

El tamaño de las partículas del PM determina en gran medida el tiempo de residencia atmosférico de las partículas (que se extiende desde unos pocos minutos hasta varios días), lo que permite un transporte atmosférico a larga distancia, que a menudo excede los límites físicos nacionales del foco emisor (Ginoux et al., 2012). Desde la década de 70's se han reportado eventos de intrusión de masas de aire con altas concentraciones de polvo africano (favorecidos por vientos alisios) afectando la calidad del aire de países ubicados en la región Caribe (Prospero & Nees, 1977), e incluso existen algunos antecedentes relativos a las implicaciones en el cambio climático de la deposición de polvo sahariano en esta zona (Prospero & Lamb, 2003). Además, se ha registrado un incremento considerable en la ocurrencia y la magnitud desde los primeros eventos de transporte de polvo a través del Océano Atlántico hacia la región tropical con el inicio de las sequías que continúa en aumento hasta la actualidad (Prospero et al., 2008), y han sido relacionadas con el calentamiento global (Held et al., 2005).

El estudio de episodios de intrusión de masas de aire africano en la región Caribe ha permitido identificar algunos efectos de la incursión de la masa de aire enriquecidas en polvo africano dependiendo del tamaño de las partículas y de las condiciones meteorológicas (Poleo et al., 2014). Se suma al hecho que en Latinoamérica y el Caribe, la contaminación atmosférica ha venido en aumento propiciado por el

incremento de la concentración de PM antrópico y otros contaminantes del aire (Riojas-Rodríguez et al., 2016; Silva et al., 2022).

Además, Pandolfi et al., (2014) muestran que, al generarse masas de aire ricas en polvo africano de varios kilómetros de espesor sobre las zonas receptoras, la altura de capa de mezcla se puede ver marcadamente disminuida (debido a la reducción de la radiación solar incidente y por tanto de los procesos convectivos). Todo ello puede redundar en una concentración en superficie superior de contaminantes gaseosos y PM, independientemente del incremento de PM por aportes de polvo mineral.

Por otra parte, las ciudades del territorio colombiano han venido avanzando en el establecimiento de sistemas de control y vigilancia de la calidad del aire, en aras de la prevención y mitigación de los impactos de calidad del aire en la salud pública. Por ende, las autoridades ambientales han implementado sistemáticamente el Protocolo Para el Monitoreo y Seguimiento de la Calidad del Aire (MADS, 2010), colocando en operación nuevos Sistemas de Vigilancia de Calidad del Aire-SVCA, y fortaleciendo los existentes. No obstante, los estudios previos relativos al comportamiento de la concentración de material particulado en Colombia y la influencia de episodios de intrusión de masas de aire africanas, han evaluado en su mayoría eventos puntuales (Lonin et al., 2010; Hernández, 2014; Méndez et al., 2018; Rojano et al., 2021; Arregocés et al., 2021; Bolaño-Ortiz et al., 2023a), y no consideran periodos extensos de tiempo ni el análisis de contaminantes gaseosos (que puedan o no concentrarse localmente en dichos episodios).

En ese sentido, resulta importante evaluar las tendencias de niveles de PM y contaminantes gaseosos en las regiones Andina y Caribe de Colombia, procedentes de las series históricas de calidad de aire para responder a la siguiente pregunta de investigación: *¿Cómo han sido las tendencias de PM y contaminantes gaseosos en Colombia y el efecto de eventos de intrusión de masas de aire africanas durante el periodo 2010-2021?*

1.3. Marco normativo colombiano

En Colombia, en las últimas décadas la normativa de calidad de aire ha sido modificada en tres momentos:

i) En el 2006 con la puesta en vigor de la Resolución 601 de abril de 2006 que establece la Norma de Calidad del Aire o Nivel de Inmisión, para todo el territorio nacional en condiciones de referencia, y se adoptan los niveles máximos permisibles para contaminantes criterio: material particulado, PST ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ anual y $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 24 horas) y PM_{10} ($70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ anual y $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 24 horas), dióxido de azufre, SO_2 ($80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ anual y $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 24 horas), dióxido de nitrógeno, NO_2 ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ anual y $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 24 horas), ozono troposférico, O_3 ($80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en ocho horas y $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$

en una hora) y monóxido de carbono, CO (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en ocho horas y 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en una hora).

ii) Posteriormente, en abril de 2010 se modificó la norma precitada por la Resolución 610 de 2010 que estableció el material particulado con el nivel máximo permisible de PM₁₀ (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ anual y 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 24 horas) y se incluye la norma respecto a PM_{2.5} (25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ anual y 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 24 horas).

iii) Finalmente, el 1º de enero de 2018 entró en vigor la Resolución 2254 de 2017 que suprime el estándar para PST, y establece que a partir de 1º de julio de 2018, los niveles permisibles de PM₁₀ son de 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 24 horas y 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ anual, y para PM_{2.5} corresponde a 37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 24 horas y 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ anual. Además modifica el estándar para los contaminantes criterio gaseosos: dióxido de azufre, SO₂ (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 24 horas y 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en una hora), dióxido de nitrógeno, NO₂ (60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ anual y 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en una hora), ozono troposférico, O₃ (100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en ocho horas) y monóxido de carbono, CO (5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en ocho horas y 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en una hora).

En el país, las autoridades ambientales regionales y distritales cuentan con autonomía administrativa y con competencias para el seguimiento a la calidad de aire, mediante la operación de los Sistemas de Vigilancia de Calidad del Aire-SVCA ubicados en el área bajo su jurisdicción. No obstante, en la Región Caribe colombiana se requiere el fortalecimiento de capacidades institucionales debido a los recursos limitados para la operación de estos sistemas, por lo que algunos se encuentran subvencionados por organismos internacionales o en el marco de convenios de Producción Más Limpia suscritos con el sector productivo (CORPAMAG, 2009). Esta situación ha ocasionado que la disponibilidad de datos de calidad de aire sea escasa para series temporales amplias, con pocos datos válidos para la realización de análisis espacio-temporales de los contaminantes criterio específicamente, PM₁₀ y PM_{2.5} y prácticamente escasos o inexistentes para NO₂ y O₃.

1.4. Objetivos

1.4.1 Objetivo general

Evaluar las tendencias 2010-2021 de niveles de PM y contaminantes gaseosos en las regiones Andina y Caribe de Colombia, y analizar el efecto de los episodios de aporte de polvo africano.

1.4.2 Objetivos específicos

i) Realizar el análisis de la serie de datos de PM₁₀, NO₂ y O₃ para establecer la evolución temporal de las concentraciones en las regiones Andina y Caribe de Colombia.

- ii) Identificar los episodios de masas de polvo africano a partir de las herramientas satelitales disponibles y modelo de retro-trayectorias para las regiones Andina y Caribe de Colombia.
- iii) Establecer la contribución de los episodios de intrusión de masas de polvo africanas al PM en las regiones Andina y Caribe de Colombia.
- iv) Evaluar el impacto de las masas de aire africanas sobre los contaminantes gaseosos durante los días de episodios en el área de estudio.

CAPÍTULO 2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La República de Colombia se sitúa en el NW de América del Sur entre las coordenadas 12° 30' 46" N y 4° 13' 30" S y 66° 50' 54" W y 79° 01' 23" W con una extensión total de 2,070,408 km², que se divide en: 1,141,748 km² de área continental y 928,660 km² de área marítima correspondiente a las costas sobre el Mar Caribe al Norte y sobre el Océano Pacífico al Este. Se encuentra dividida en cinco regiones geográficas: Región Andina, Región Amazonia, Región Caribe, Región Orinoquia y Región Pacífica, de acuerdo con criterios de ubicación, características biofísicas y diversidad biológica. Estas regiones se encuentran conformadas por departamentos, que constituyen divisiones de carácter político y administrativo, con diferencias poblacionales que se presentan a continuación según las proyecciones del Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas (DANE) para el 2022 (Figura 1):

- i) **Región Andina** con 28,573,971 habitantes.
- ii) **Región Amazonia** registra 1,061,757 habitantes.
- iii) **Región Caribe** con 11,676,992 habitantes.
- iv) **Región Orinoquía** con 1,943,530 habitantes
- v) **Región Pacífica** con 8,287,996 habitantes.

Sólo la Región Andina y la Región Caribe concentran el 78.1% de la población colombiana debido a las condiciones socioeconómicas, ambientales y de ubicación geográfica, que favorecen las actividades productivas, y por ende mayor cantidad de fuentes de contaminación antropogénica, por tanto estas dos regiones serán el foco del presente trabajo de investigación.

La Región Andina dominada por la Cordillera de Los Andes, de la que deriva su nombre, se localiza en la zona Central del país entre 09°26'44.60" N y 77°0'55.15" W, y 1°2'1.84" N y 72°23'16.21" W, y debido a las características de su relieve con variaciones altitudinales, presenta tres tipos de climas: tropical, subtropical y templado. Se identifican fenómenos de circulación valle - montaña que son responsables de lluvias orográficas, presentes rutinariamente a lo largo de esta región (IDEAM-Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales, 2014).

La Región Caribe ubicada al Norte del País, entre 13°9'37.44"N y 73°55'42.70" W, 6°14'36.63"N y 77°0'55.15"W, se encuentra influenciada por los desplazamientos Norte – Sur de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) y por la circulación de los vientos alisios (vientos del N y NE) (CIOH - Centro de Investigaciones Oceanográficas e & Hidrográficas, 2021), por lo que la media anual del régimen de vientos predomina en dirección Norte y Este (Ramírez-Hernández, 2014). Además, en las zonas aledañas a litorales se registra la circulación (brisas) mar - tierra durante el

día, y tierra - mar durante la noche, lo cual origina fajas de nubosidad de cierta magnitud a determinada distancia de la costa (IDEAM-Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales, 2014).

En cuanto al régimen climático, el país no cuenta con estaciones sino con dos tipos de regímenes pluviométricos (IDEAM-Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales, 2014):

- i) Mono-modal, caracterizado por la presencia de una temporada seca y una lluviosa.
- ii) Bi-modal que registra dos temporadas secas alternadas con dos lluviosas.

El régimen monomodal es propio del norte de la Región Andina y Sur de la Región Caribe, y se caracteriza por tener una temporada lluviosa continua entre abril y noviembre, con un periodo seco muy marcado de diciembre a marzo. Mientras que, en el Norte de la Región Caribe y el resto de la Región Andina, el régimen característico es bimodal con dos temporadas secas: la primera mucho más marcada, de diciembre hasta abril y la segunda a mitad de año; y las temporadas lluviosas en los demás meses del año, siendo entre septiembre y noviembre, la más lluviosa.

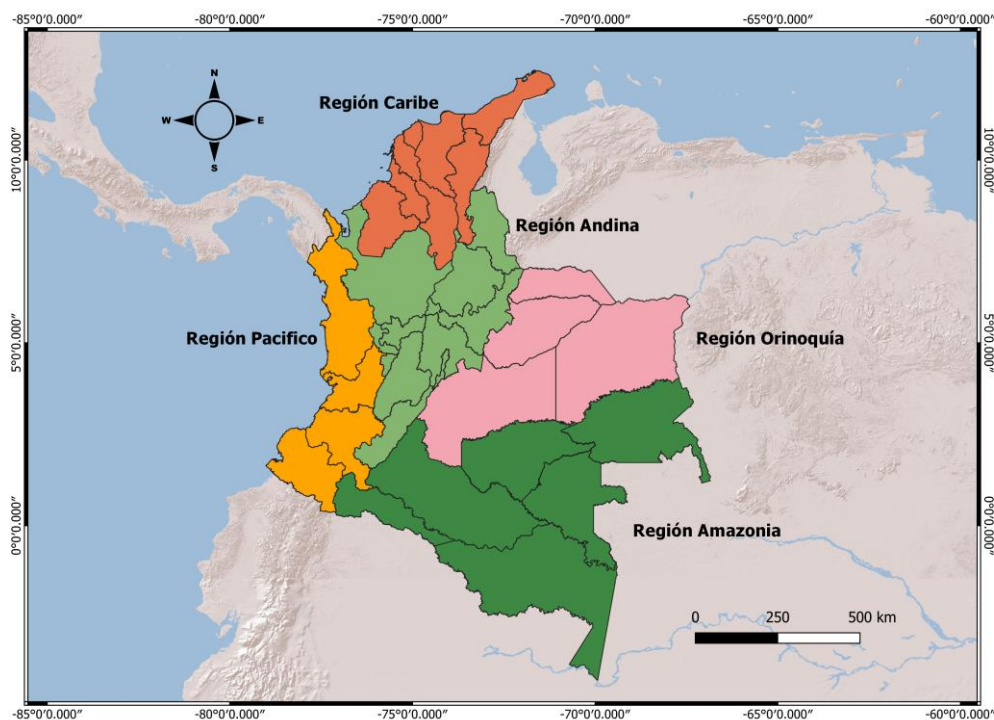


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio.

Se registran algunos fenómenos importantes que afectan la climatología de la Región Caribe, como es el caso del inicio de la temporada de ondas tropicales del este sobre el Océano Atlántico tropical y el Mar Caribe que inicia en mayo y se extiende hasta noviembre. Se registran además en el mes de mayo incremento de las precipitaciones en el suroccidente de la región, debido a la migración natural de la ZCIT, desde el

Centro al Norte del país (IDEAM-Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales, 2018).

Las estaciones de los Sistemas de Vigilancia de Calidad de Aire-SVCA se ubican mayoritariamente en zonas urbanas y próximas al desarrollo de las actividades productivas. Se ha de hacer constar que los sistemas de vigilancia son deficitarios en la Región Caribe colombiana, por lo que sólo se cuenta con dos estaciones de fondo o *background* regional (fuera de las ciudades en entornos rurales o remotos) en el departamento del Cesar y una en la región Andina en el departamento de Cundinamarca. Esta situación se registra, en la mayoría de los casos, debido a los costos operacionales que representa el sostenimiento del sistema, que en algunos casos cuenta con subvenciones de organismos de cooperación internacional tales como la agencia coreana KOICA, que cofinancia las estaciones en el Departamento del Magdalena. En el caso del Departamento del Cesar, el apoyo se recibe, en parte por las inversiones del sector estatal y otras partidas derivadas de las obligaciones ambientales establecidas a las empresas del sector minero. Además, resulta importante precisar que la Región Caribe colombiana adolece de un SVCA permanente, por lo que se dispone de escasos datos de concentración de PM y contaminantes gaseosos, lo que dificulta el acceso a información representativa en esta zona del país (CIOH - Centro de Investigaciones Oceanográficas e & Hidrográficas, 2021).

A partir del contexto expuesto previamente fue necesario para este estudio, la selección de las estaciones con datos disponibles entre 2010-2021, con cumplimiento de los criterios de calidad de información que se expondrán en el siguiente aparte.

2.2. Fuentes de datos de la serie temporal de PM₁₀, NO₂ y O₃

Se efectuó la búsqueda de datos disponibles mediante la consulta por departamento, municipio, estación, parámetro y agrupación (anual, diaria, horaria), de las concentraciones de PM₁₀, NO₂ y O₃ para la Región Andina y la Región Caribe colombiana en el periodo 2010-2021 en los Sistemas de Vigilancia de Calidad del Aire-SVCA a los que se accede mediante la plataforma del Subsistema de Información sobre la Calidad del Aire-SISAIRE (<http://sisaire.ideam.gov.co/ideam-sisaire-web/consultas.xhtml>), administrado por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-IDEAM de la República de Colombia.

Los datos disponibles para el periodo de estudio se encontraban distribuidos en cincuenta estaciones de monitoreo en la plataforma SISAIRE. No obstante, fue requerida la revisión de los ficheros en cada estación para establecer la calidad de los datos, debido a que algunas estaciones contaban con registros incompletos, específicamente las estaciones manuales o semiautomáticas, y en especial para el año 2020. Durante ese año, y en respuesta a la declaratoria de emergencia sanitaria

nacional por COVID-19 muchas estaciones estuvieron fuera de operación, por lo que fue necesario efectuar la selección y descarga de datos considerando los criterios enumerados a continuación:

- i) Cantidad de datos disponibles por estación para la serie temporal, considerando válidos sólo si se cuenta con el 75% de registros de concentraciones de PM₁₀, NO₂ y O₃ en concordancia con los criterios establecidos por el Protocolo para el Monitoreo y el Seguimiento de la Calidad del aire y USEPA- *United States Environmental Protection Agency* (US-EPA, 2022) adoptados por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- ii) Porcentaje de datos faltantes superior al 25%, en cuyo caso no se calcula ni reporta el promedio para dicho período.
- iii) Ubicación de las estaciones en municipios de interés, aclarando que, en las regiones geográficas colombianas, el SVCA adolece de estaciones de monitoreo en zonas rurales por las limitaciones expuestas anteriormente.

Las estaciones que cumplían con los criterios de calidad citados previamente se resumen en la Tabla 1, donde se presenta una breve descripción de cada estación seleccionada del Subsistema de Información sobre la Calidad del Aire-SISAIRE.

Tabla 1. Características de las estaciones de monitoreo seleccionadas en la Región Andina y la Región Caribe colombiana (Fuente: Elaboración propia a partir de datos del SISAIRE).

Región	Ubicación	Código	Tipo	Latitud	Longitud	Altitud (m.s.n.m)	Inicio	Final	Parámetro	Método de medición
Andina	Bogotá D.C.	GUA	S*	4°47'01.5"N	74°02'38.9"W	2580	2010	2021	PM ₁₀ ; NO ₂ , O ₃	Atenuación Beta (PM ₁₀), Quimiluminiscencia (NO ₂) y Espectrofotometría de Absorción UV (O ₃)
		SUB	S*	4°45'40.49"N	74° 5'36.46"W	2571	2010	2021		
		TUN	U*	4°34'34.41"N	74°7'51.44"W	2589	2010	2021		
		USQ	U*	4°42'37.26"N	74°1'49.50"W	2570	2010	2021	PM ₁₀ ; O ₃	Atenuación Beta (PM ₁₀) y Espectrofotometría de Absorción UV (O ₃)
		KEN	U*	4°37'30.18"N	74°9'40.80"W	2580	2010	2021	PM ₁₀ ; NO ₂	Atenuación Beta (PM ₁₀) y Quimiluminiscencia (NO ₂)
	Antioquia	HSM	S	6°20'30"N	75°30'57"W	1457	2009	2021	PM ₁₀	Atenuación Beta
		HSV	S	6°26'10"N	75°19'52"W	1305	2009	2021		

Región	Ubicación	Código	Tipo	Latitud	Longitud	Altitud (m.s.n.m)	Inicio	Final	Parámetro	Método de medición
	Cundinamarca	CMA	S	4°56'21.00"N	74°00'38.99"W	2572	2010	2021	PM ₁₀	Gravimétrico (PM ₁₀) y Quimiluminiscencia (NO ₂)
		SBR	S	4°56'25.13"N	73°58'14.51"W	2560	2010	2021	NO ₂	
		TOT	R	4°58'35.00"N	73°58'14.51"W	2545	2004	2021	PM ₁₀ ; NO ₂	
Caribe	Cesar	V4B	U	10°28'06"N	73°15'22"W	175	2010	2021	PM ₁₀	Gravimétrico
		ZM02	U	9°33'42"N	73°20'22"W	135	2009	2021		
		ZM04	U	9°30'02"N	73°24'16"W	94	2008	2021		
		ZM06	R	9°37'46"N	73°24'50"W	80	2010	2021		
		ZM09	U	9°34'04"N	73°19'42"W	130	2010	2021		
		ZM13	R	9°38'15"N	73°35'02"W	45	2010	2021		
		ZM15	U	9°22'14"N	73°35'23"W	30	2009	2021		
	Magdalena	ALC	S	11°05'12"N	74°12'56"W	30	2003	2021	PM ₁₀	Gravimétrico
		CVE	S	11°01'45"N	74°14'30"W	6	2009	2021		
		DJA	S	11°05'52"N	74°12'59"W	22	2009	2021		

GUA: Guaymaral; SUB: Suba; TUN: Tunal; KEN: Kennedy; USQ: Usaquén; HSM: Hospital Santa Margarita-Copacabana; HSV: Hospital San Vicente de Paul-Barbosa; CMA: Cajicá Manas; SBR: Sopó_Briceño; TOT: Tocancipá-Tibitoc; V4B: V4 Bomberos; ZM02: ZM02 La Jagua-Centro; ZM04: ZM04 La Palmita; ZM06: ZM06 Boquerón; ZM09: ZM09 La Jagua Vía; ZM13: ZM13 El Hatillo; ZM15: ZM15 Chiriguaná; ALC: Alcatraces; CVE: Costa Verde; DJA: Don Jaca. R: Rural; S: Suburbana; U: Urbana.*De fondo

2.3. Identificación de intrusiones de masas de aire africano

La metodología utilizada en este estudio para la identificación de los episodios de intrusión de masas de aire africanas en la Región Andina y la Región Caribe colombiana (en ausencia de norma nacional que incorpore fuentes naturales), ha sido la aprobada por la Directiva 2008/50/EC relativa a la calidad de aire ambiente y una atmósfera más limpia en Europa (EC, 2011). Ésta consiste en la identificación de los episodios día a día en los sitios donde se encuentran ubicadas las estaciones

seleccionadas con datos de PM₁₀. Para ello, EC (2011) propone una serie de herramientas, algunas de las cuales son aplicables a nuestra zona de estudio. Entre ellas se han seleccionado para la aplicación en este estudio las tres siguientes:

- i) Mapas de aerosoles sobre Sudamérica del US Aerosol Navy Research Laboratory, Monterrey USA.
- ii) Imágenes diarias satelitales NASA-MODIS, USA.
- iii) Cálculo de retro-trayectorias de masas de aire, utilizando el modelo HYSPLIT, NOAA-USA.

Adicionalmente, se consultaron fuentes de información nacional como los boletines de pronósticos y alertas del IDEAM-Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (<http://www.pronosticosyalertas.gov.co/boletines-avisos-y-alertas>), y las publicaciones de Ramírez-Hernández, 2014; Bedoya et al., 2016; Méndez et al., 2018; Rojano et al., 2021; Bolaño-Ortiz et al., 2023a), quienes estudiaron episodios del 2012, 2014 y 2020, respectivamente.

2.3.1. Mapas de aerosoles *US Navy Research Laboratory*

Son mapas diarios (cada 6 h) que presentan en un mismo mapa (superior izquierda) los niveles de espesor óptico de aerosoles (AOD, *Aerosol Optical Depth*) para diferentes tipos de PM, como polvo mineral, sulfato atmosférico y aerosol carbonoso resultante de combustiones (Figura 2). Estos mapas AOD muestran concentraciones integradas en toda la troposfera, de manera que no necesariamente altos AODs de polvo mineral significan altas concentraciones en superficie, sino que las masas de aire africanas pueden ser transportadas a una altura importante. Además, en otros tres mapas individuales se muestran las concentraciones en superficie de los tres tipos de PM (Figura 2). Estos mapas son producto del Modelo global de aerosoles NAAPs (*Navy Aerosol Analysis and Prediction System*) del *US-Navy Research Laboratory* (Campbell et al., 2010), el cual se valida constantemente con medidas espectroscópicas de satélite. Los mapas, con un registro temporal muy amplio, se pueden descargar para cada 6 h desde marzo del 2000, hasta la actualidad en: https://www.nrlmry.navy.mil/aerosol-bin/aerosol/display_directory_all_t.cgi?DIR=/web/aerosol/public_html/globaer/ops_01/soamer/. En este caso se han observado visualmente los mapas diarios a las 12 UTC para seleccionar aquellos días con transporte de polvo desde África y luego aplicar los cálculos cuantitativos con base a datos de contaminantes en superficie (expuestos más abajo).

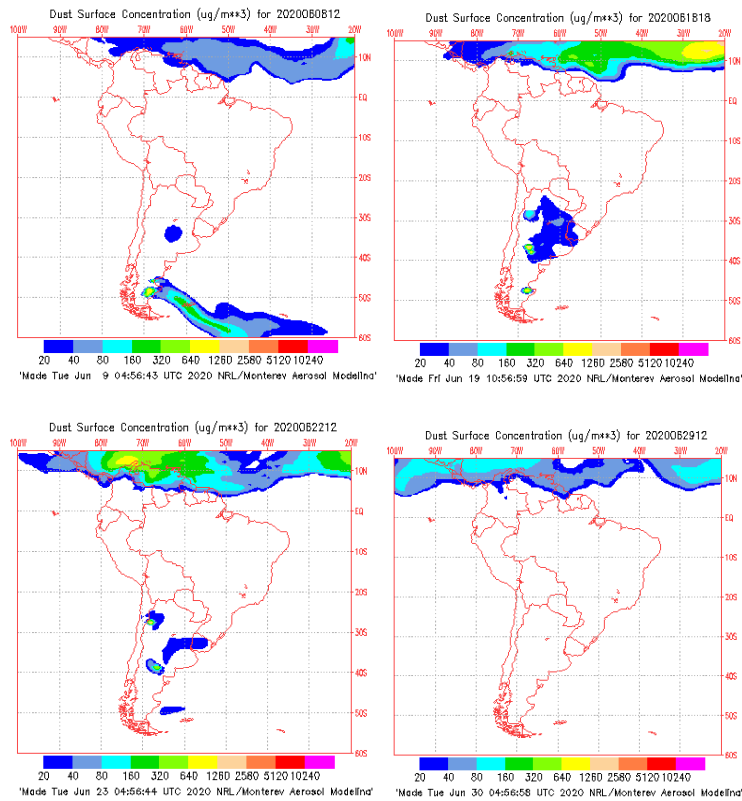


Figura 2. Mapas NAAPs de concentraciones en superficie de polvo mineral. De izquierda a derecha y abajo arriba 08/06/2020, 18/06/2020, 22/06/2020 y 29/06/2020 a las 12 h UTC: Se observa como masas cargadas de polvo mineral se acercan hacia Sudamérica, afectando el Norte de Colombia, por el Atlántico, procedentes del Norte de África. Ejemplo del 08/06/2020 a las 12 h UTC.

2.3.2. Imágenes satelitales NASA-MODIS

Se trata de imágenes de satélite diarias que en ausencia de nubosidad permiten observar las masas de aire que transportan polvo desde África a Colombia. Se han revisado visualmente las imágenes diarias para apoyar la selección de días identificados con los mapas NAAPs descritos anteriormente (Figura 3). Las imágenes pueden observarse y descargarse en <https://worldview.earthdata.nasa.gov/>.



Figura 3. Imagen satélite NASA-MODIS mostrando masas de aire cargadas en polvo siendo transportadas del Norte de África a Sudamérica. Ejemplo del 23/06/2020.

2.3.3. Ejecución diaria del Modelo HYSPLIT para el cálculo de retro-trayectorias de masas de aire

El modelo *Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory Model* (HYSPLIT) (Stein et al., 2015) de la *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) de USA, se ha ejecutado diariamente mediante la herramienta ofrecida por NOAA en https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT_traj.php. El cálculo de retro-trayectorias de masas de aire permite trazar el origen y recorrido de una partícula que llega un día determinado a un punto y altura concretos. Así pues, el cálculo de estas retro-trayectorias permiten interpretar el transporte de masas de aire desde las zonas áridas del norte de África (Pey et al., 2013; Pandolfi et al., 2014; Querol et al., 2019b). Se han calculado retro-trayectorias isentrópicas (que tienen en cuenta la presión y el cambio entre diferentes alturas) para periodos de 10 días anteriores (240 h) con llegada a Colombia al mediodía (12:00 h UTC), a tres alturas diferentes (750, 1500 y 2500 m.s.n.m. utilizando meteorológico GDAS1 (Figura 4), tal como realizaron estudios previos conducidos por Camargo-Caicedo, (2010), Pey et al., (2013) y Querol et al.,(2009, 2019b).

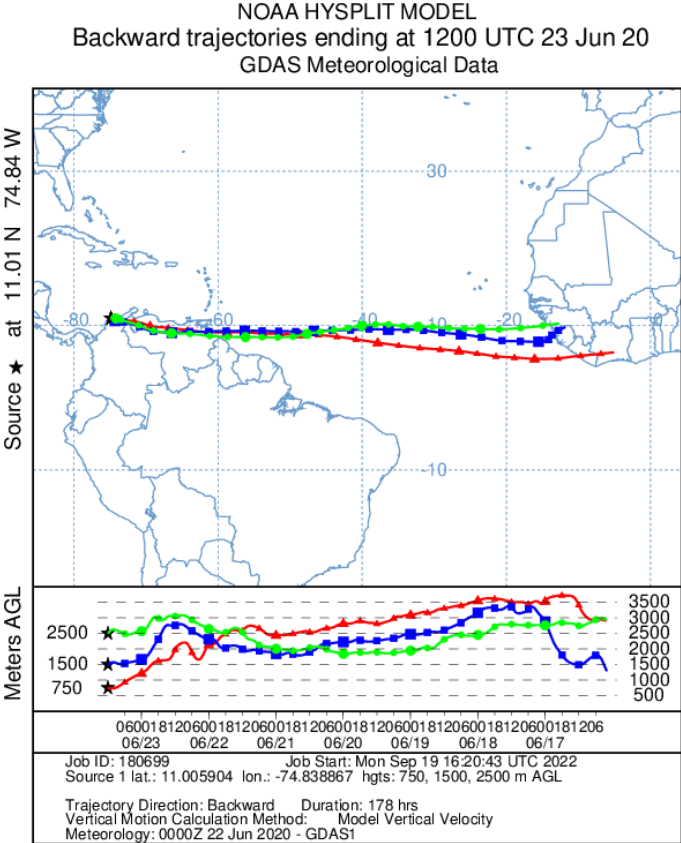


Figura 4. Imagen satélite NASA-MODIS mostrando masas de aire cargadas en polvo siendo transportadas del Norte de África a Sudamérica. Ejemplo del 23/06/2020. Retro-trayectoria obtenida para 7 días atrás y la ciudad de Barranquilla. La línea roja muestra la trayectoria que llega a 750 m.s.n.m., y como se puede observar 7 días atrás su punto de partida era sobre 3000 m.s.n.m. sobre África.

2.4. Cálculo de contribuciones de polvo africano a PM

La determinación de contribuciones de polvo africano a las concentraciones diarias de PM₁₀ y PM_{2.5} durante los días con episodios de masas de aire, se realizó aplicando el método estadístico referenciado anteriormente, y aceptado por la Comisión Europea (EC, 2011) para tal fin, a la serie de datos seleccionada. Resumidamente, éste consiste en la exclusión de los datos de los días africanos (eliminamos valores) y **calculamos para cada día el percentil 40 medio móvil mensual (30 días), estando el día a evaluar en posición 15 de 30**. El valor del percentil 40 se asume como la concentración de fondo teórica de PM en ausencia de polvo africano, y representa la **contribución neta de fondo urbano** de PM₁₀ para ese día en concreto si no hubiera habido episodio africano. Posteriormente, **la contribución neta de polvo africano** se obtiene de la diferencia entre el valor medido de PM₁₀ en cada estación y el valor de la contribución neta de fondo regional (EC, 2011; Pey et al., 2013; Pandolfi et al., 2014; Querol et al., 2019b).

2.5. Estudio de impacto de las masas de aire africanas en la concentración de contaminantes gaseosos

A partir de los datos obtenidos de las estaciones seleccionadas con datos válidos de niveles de NO₂ y O₃, y la contribución neta de polvo africano se efectuó el cálculo de p25, p50, p75, p90 y p>90 para cada estación y contaminante, de forma que se establezca si los niveles de éstos aumentan o disminuyen en los días con episodio africano.

2.6. Herramientas utilizadas para el tratamiento de datos

La sistematización de la serie temporal de los datos descargados de SISAIRE para las estaciones seleccionadas en el periodo de estudio se realizó en Microsoft Excel, al igual que los cálculos de los estadísticos descriptivos, así como el percentil 40 móvil, p25, p50, p75, p90 y p>90, las líneas de tendencias, la representación gráfica y tabulación de los resultados obtenidos para las operaciones efectuadas.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos permiten establecer las tendencias del PM₁₀, NO₂ y O₃ frente a episodios de intrusión de masas de aire africanas en el área de estudio durante el periodo 2010-2021. A continuación, se presentan los resultados y discusión en los siguientes ítems:

3.1. Análisis de las concentraciones de PM₁₀, NO₂ y O₃

A partir de los datos diarios de concentraciones de PM₁₀, NO₂ y O₃ de las estaciones seleccionadas en la Región Andina y en la Región Caribe colombiana para el periodo de estudio, se efectuó la sistematización y validación de éstos con los criterios indicados en el apartado 2.2, lo que permitió establecer la delimitación de datos útiles en la serie temporal 2010-2021 (Tabla A1.1), que fueron el insumo para la determinación de la evolución mensual (Figuras 5, 6 y 7).

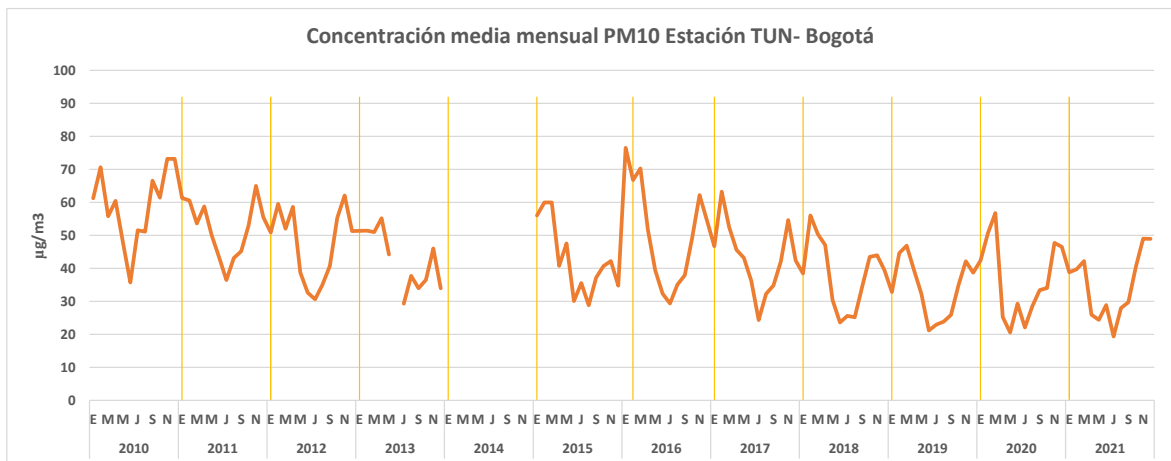
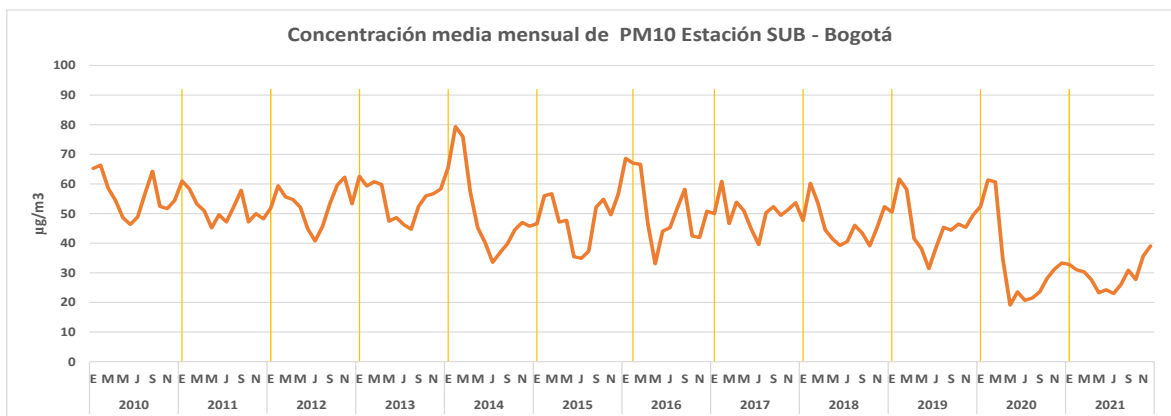
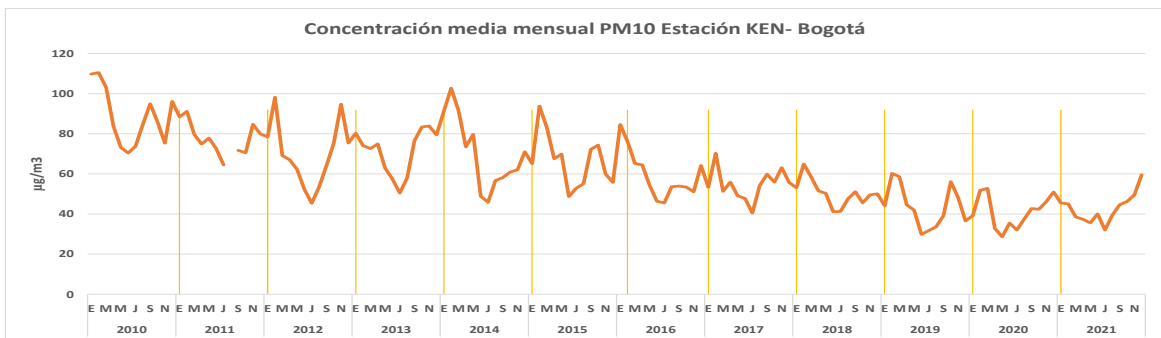
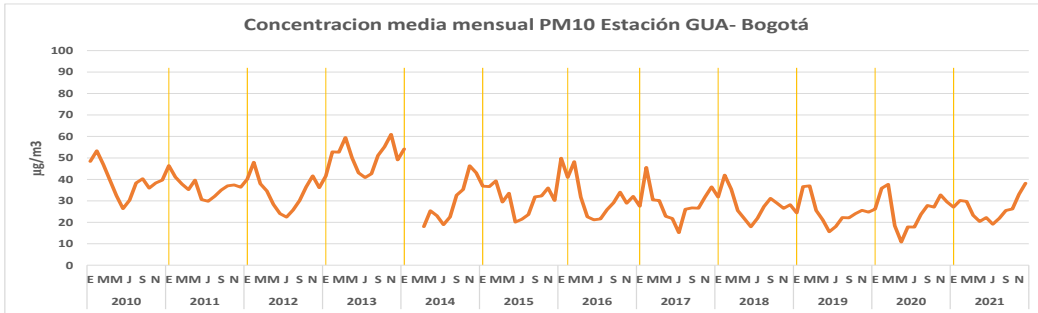
3.1.1. Niveles mensuales del periodo 2010-2021

La Figura 5a muestra los siguientes rangos para las tendencias de niveles mensuales de **PM₁₀ entre 2010 y 2021**, para la **Región Andina** (nueve estaciones), y de ella se evidencian lo siguiente:

- i) Existen tres estaciones con defectos en las mediciones que no permiten evaluar tendencias interanuales. Por ello estas tres estaciones no pueden tenerse en cuenta en el estudio de tendencias interanuales. Las estaciones en cuestión son:
 - a. Defectos en las mediciones en 2013, 2014 y 2015 en CMS (Cundinamarca).
 - b. Ausencia de datos entre diciembre de 2012 y enero de 2017 en TOT (Cundinamarca).
 - c. GUA (Bogotá) se observa un salto en el rango concentraciones, probablemente por cambio de instrumentación entre 2010-2013.
- ii) Las estaciones KEN, SUB, TUN y USQ (Bogotá), y HSM y HSV (Antioquia) presentan una tendencia normal de niveles de PM₁₀ sin anomalías a simple vista, y en todas ellas se aprecia:
 - a. Un descenso interanual progresivo (ver siguientes apartados).
 - b. Elevados niveles de PM₁₀ de noviembre a marzo, e inferiores de mayo a septiembre; aunque en Antioquia estos ciclos estacionales son menos marcados, especialmente en 2020. Esto coincide con el régimen estacional bimodal en la Región Andina, donde en noviembre termina la temporada de lluvias para dar paso a uno de los periodos de temporada seca que corresponde a diciembre-abril (IDEAM-Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales, 2014). Además, entre noviembre y mayo, el polvo africano es transportado a través del Océano Atlántico al Caribe y Suramérica de acuerdo

con los patrones atmosféricos descritos por Griffin (2007), lo que potencialmente incrementaría el aporte africano en esta temporada.

- c. Un efecto del confinamiento por COVID-19, con una marcada disminución de marzo a mayo 2020 y recuperación hasta 2021.



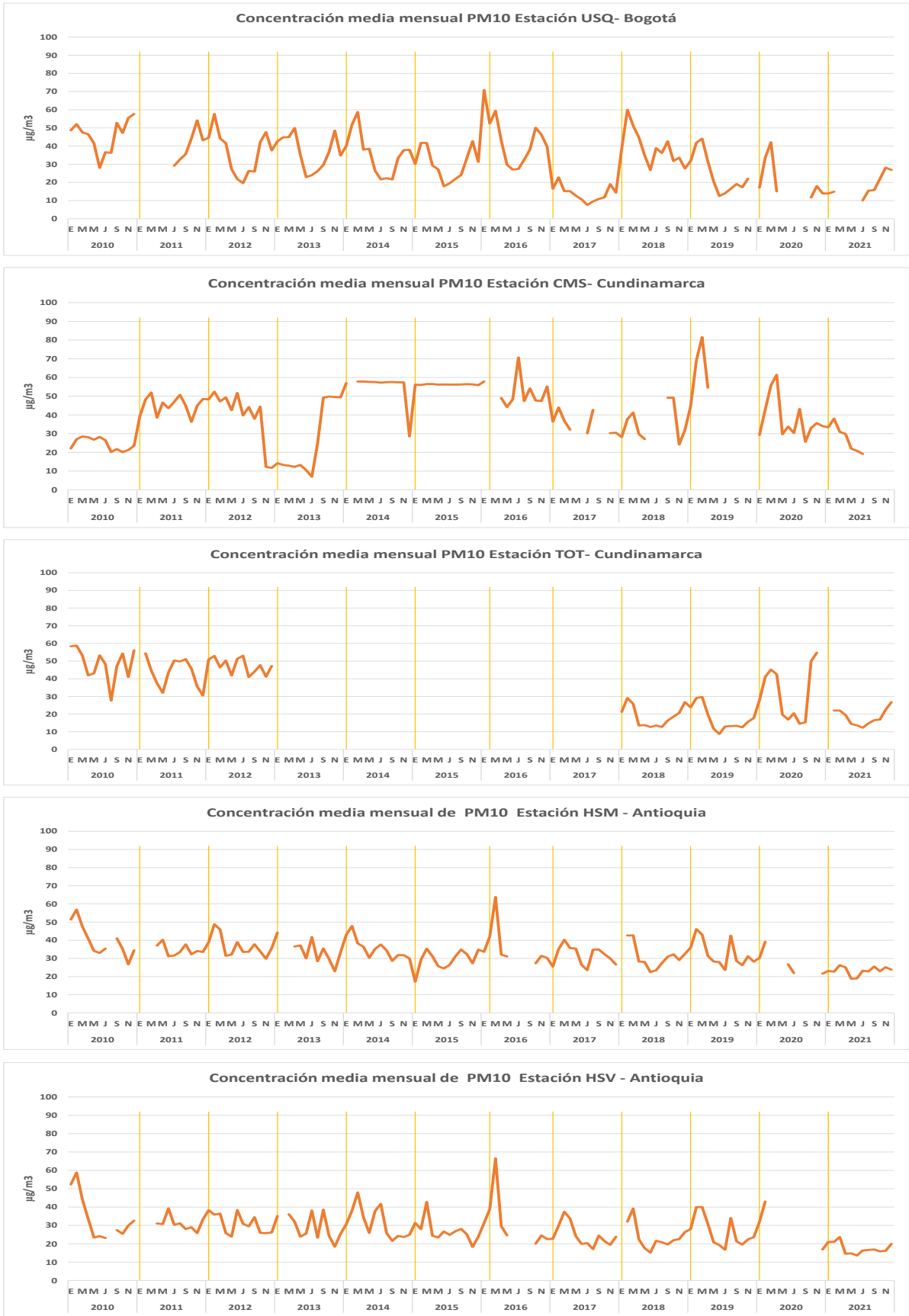


Figura 5a. Evolución mensual de las concentraciones de PM₁₀ en la Región Andina colombiana (2010-2021).

La Figura 5b muestra los siguientes rangos para las tendencias de niveles mensuales de **PM₁₀ entre 2010 y 2021** para la **Región del Caribe** (diez estaciones), y de ella se evidencia lo siguiente:

- i) Existen cinco estaciones con defectos en las mediciones que impiden evaluar tendencias interanuales. Por ello estas estaciones no pueden considerarse en el estudio de tendencias interanuales. Las estaciones en cuestión son:
 - a. Defectos en las mediciones en años específicos en DJA (Magdalena), ZM02, ZM04 y ZM15 (César).
 - b. ALC (Magdalena) se observa un salto en el rango concentraciones, probablemente por cambio de instrumentación entre 2010-2013.
- ii) Las estaciones CVE (Magdalena), V4B, ZM06, ZM09 y ZM13 (César) presentan una tendencia normal de niveles de PM₁₀ sin anomalías a simple vista, y en todas ellas se aprecia:
 - a. Un descenso interanual progresivo (ver siguientes apartados).
 - d. Elevados niveles de PM₁₀ de noviembre a marzo e inferiores de mayo a septiembre excepto en 2010, con una tendencia decreciente durante el año muy anómala pero persistente en muchas estaciones. Esto coincide con el régimen monomodal característico de los departamentos de la Región Caribe (especialmente Cesar), y cuya temporada seca inicia a finales de noviembre y se extiende hasta marzo (IDEAM, 2014), y además con los patrones atmosféricos de transporte de polvo africano descritos por Griffin (2007), para la ruta del Caribe y Suramérica, con lo que se esperaría incrementara el aporte africano en esta temporada. Estos ciclos estacionales son menos marcados, o inexistentes en 2020 y 2021.
 - b. Aunque se carece de mediciones en algunos meses del confinamiento COVID-19, se observa una marcada disminución de marzo a mayo 2020 en todas estaciones del Cesar, que no es posible identificar en el Magdalena debido a que se adolece de datos durante varios meses.
 - c. En muchos casos los niveles de PM₁₀ en 2021 registran reducción substancial, respecto al resto de años.





Figura 5b. Evolución mensual de las concentraciones de PM₁₀ en la Región Caribe colombiana (2010-2021).

La Figura 6 presenta los siguientes rangos para las tendencias de niveles mensuales de **NO₂** entre 2010 y 2021 para la **Región Andina** (seis estaciones), y de ella se evidencia lo siguiente:

- i) La mayoría de las estaciones registran defectos en las mediciones que no permiten evaluar tendencias interanuales. Por lo que no pueden tenerse en cuenta en el estudio de estas tendencias. Las estaciones en cuestión son KEN, SBR, SUB y TOT, con muchos años sin mediciones o bien con años con tendencias mensuales y niveles anómalos.
- ii) Las estaciones GUA, KEN y TUN (Bogotá) presentan una tendencia normal de niveles de NO₂ sin anomalías a simple vista, y en todas ellas se aprecia:
 - a. Un incremento interanual en 2020 y 2021 (ver siguientes apartados).
 - b. Niveles de NO₂ elevados de noviembre a marzo e inferiores en mayo a septiembre; aunque con un ciclo estacional mucho menos marcado y regular que el de PM₁₀ lo que resulta consistente con el régimen estacional bimodal (IDEAM, 2014).
 - c. No se aprecia un efecto marcado del confinamiento por COVID-19, pues el descenso entre abril y junio se evidencia en otros años diferentes al 2020.

No hay mediciones de NO₂ en la Región Caribe.

La Figura 7 muestra los siguientes rangos para las tendencias de niveles mensuales de O₃ entre 2010 y 2021 para la **Región Andina** (tres estaciones), y de ella se evidencia lo siguiente:

- i) Las tres estaciones válidas (SUB, TUN, USQ) son de Bogotá y presentan tendencias aparentemente normales, sin problemas instrumentales.
- ii) Las tres estaciones presentan una tendencia interanual caracterizada por mayores niveles de O₃ en 2020 y 2021 (ver apartados siguientes) similar a la descrita para NO₂.
- iii) Niveles de O₃ suelen presentar dos picos anuales, uno en marzo y otro en septiembre, cuya intensidad varia a lo largo de los años, pero la del primero muy marcada en 2020 y 2021, elevados en noviembre a marzo (coincidiendo con la época seca del régimen bimodal), e inferiores en mayo a septiembre; aunque con un ciclo estacional mucho menos marcado y regular que el de PM10.
- iv) No se aprecia un efecto marcado del confinamiento por COVID-19, pues el descenso en abril a junio se evidencia en otros años diferentes al 2020.

No hay mediciones de O₃ en la Región Caribe.



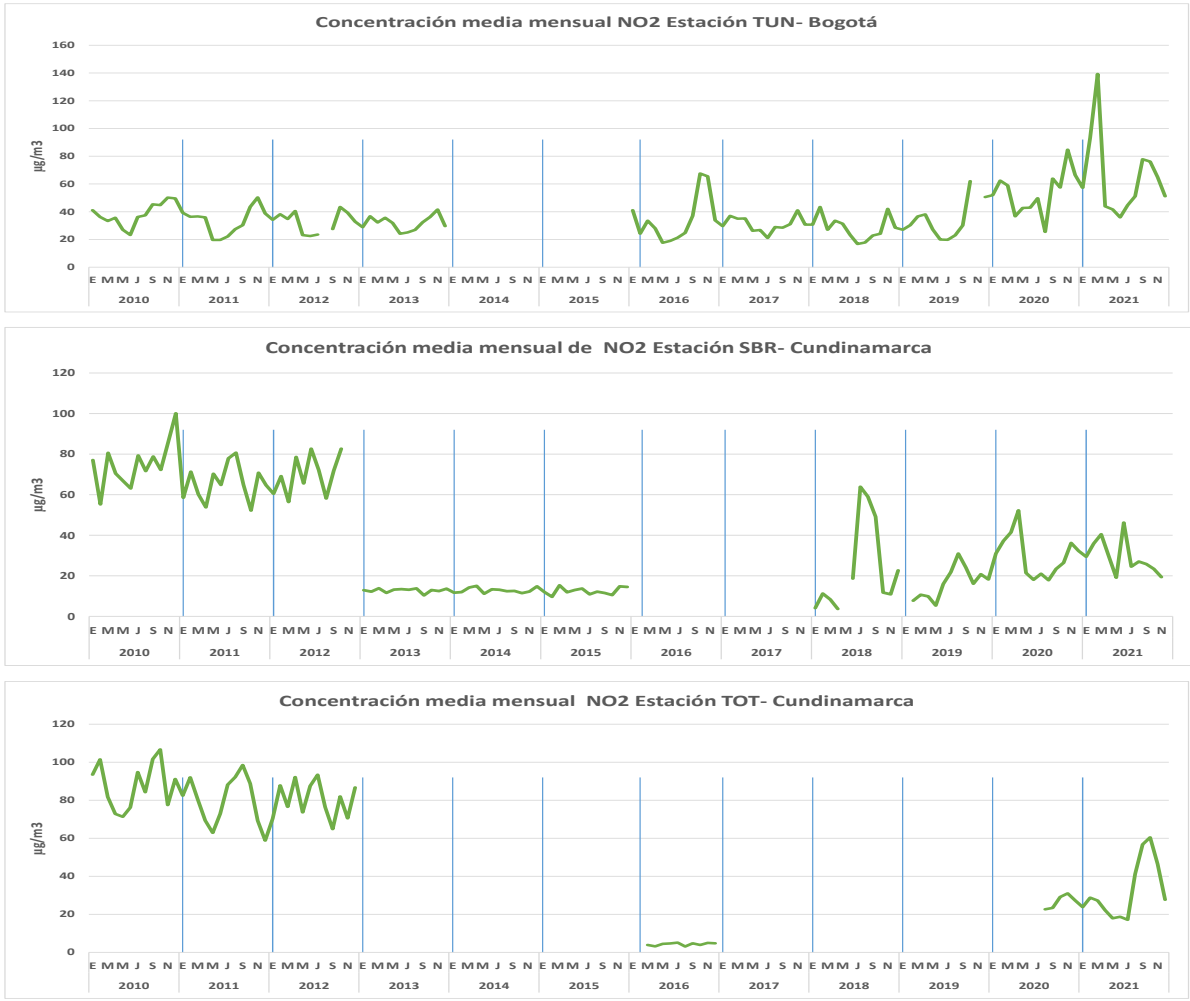
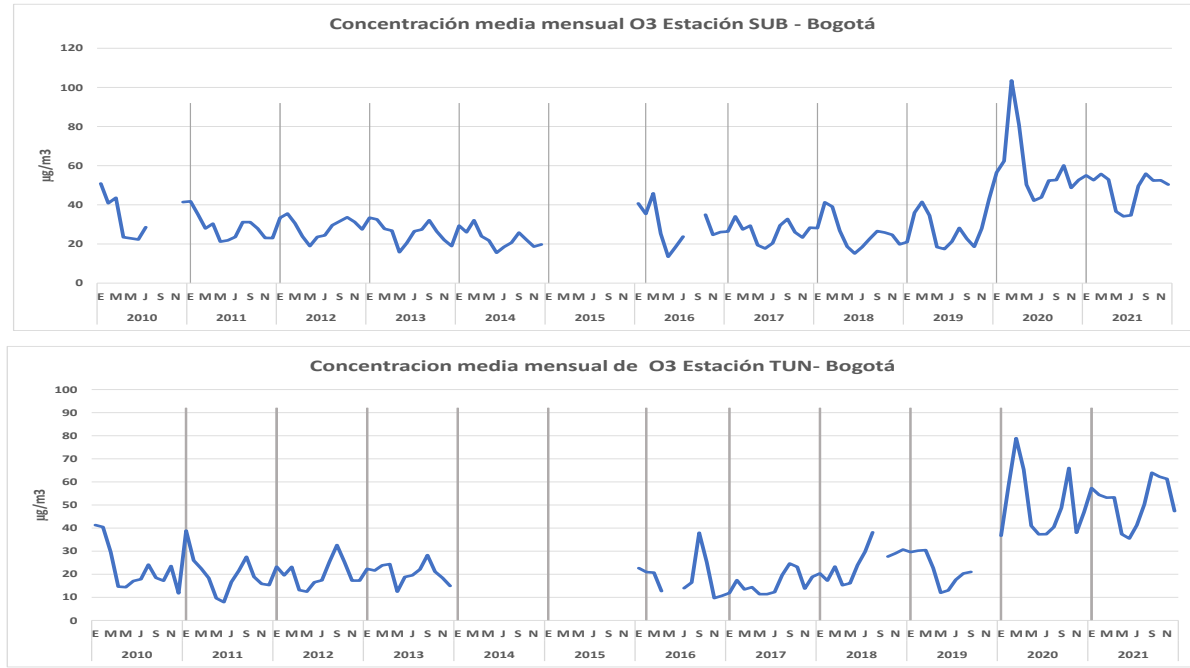


Figura 6. Evolución mensual de las concentraciones de NO₂ en la Región Andina colombiana (2010-2021).



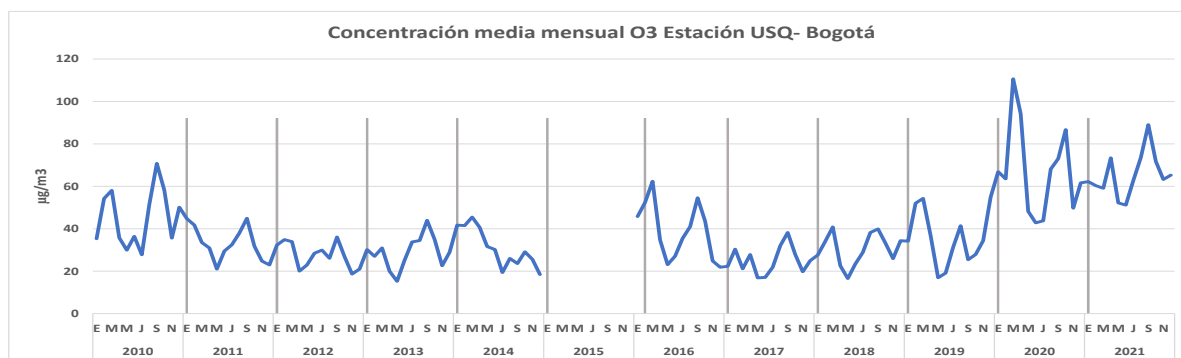


Figura 7. Evolución mensual de las concentraciones de O₃ en la Región Andina colombiana (2010-2021).

3.1.2. Tendencias interanuales 2010-2021

La Tabla 2 presenta las medias anuales de PM₁₀ para cada estación estudiada, y de las que en el apartado anterior no se han detectado problemas instrumentales.

En la Figura 8 se representan las tendencias inter-anales de las concentraciones de PM₁₀, NO₂ y O₃. Se han tenido en cuenta para ello solamente las estaciones que no presentan los problemas de mediciones que se han indicado en la descripción de las tendencias mensuales. Además, se han indicado para cada una los niveles límite de la normativa ambiental colombiana y los valores guía de las Guías de Calidad del Aire de la OMS (WHO, 2021).

Se observa en la Región Andina, las concentraciones medias de PM₁₀ que superan la norma anual colombiana (50 µg/m³), como es el caso de la estación KEN entre el 2010 y 2018, con un valor máximo de 89 µg/m³, y también en CMA con una media máxima de 65 µg/m³. A partir de 2019 esta norma no se incumple en ninguna estación. Todas las estaciones superan por mucho el valor guía anual de la OMS (WHO, 2021) de 15 µg/m³. En la Región del Caribe, se registraron concentraciones superiores a la norma anual de PM₁₀ en las estaciones ZM02 y ZM13, con el mayor valor medio de 71 µg/m³ en la primera de estas estaciones, además se reportó al igual que en la Región Andina, la excedencia de la totalidad de las medias anuales en relación con lo establecido en por las Guías de la OMS (WHO, 2021).

En la Región Andina, las seis estaciones con series de datos validados presentan una tendencia significativa a decrecer ($R^2=0.95, 0.78, 0.73, 0.71, 0.68$ y 0.52 ; para KEN, TUN, HSV, SUB, HSM y USQ), con pendientes de decrecimiento 2010-2021 de -1.2 a -2.0 µg/m³/año en todas las estaciones, excepto KEN, con -4.1 µg/m³/año. Por tanto, se evidencia una mejora en la calidad del aire en lo referente a PM₁₀, de manera que entre 2010 y 2021, se han reducido $>50\%$ los niveles en algunas estaciones.

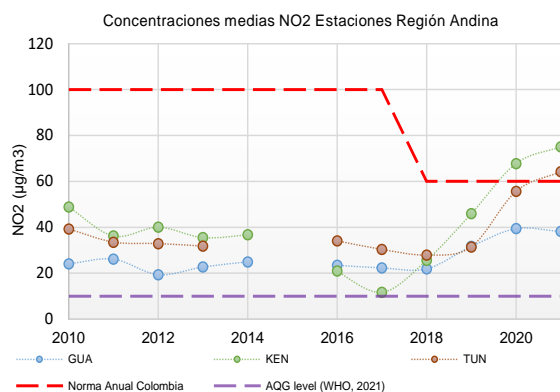
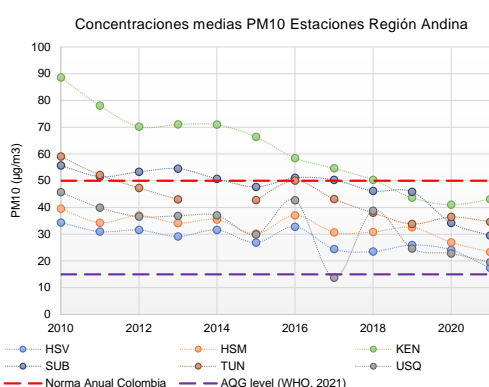
En la Región Caribe, la situación es diferente, debido a que sólo ZM09 y ZM06 siguen una tendencia significativa a decrecer ($R^2=0.71$ y 0.62), con pendientes de

decrecimiento 2010-2021 de -2.9 y $-1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{año}$. El resto de las estaciones presentan tendencias poco significativas ($R^2= 0.00$ a 0.12 , con pendientes bajas), o incluso incrementan como es el caso de CVE ($R^2=0.38$, pendiente $+1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{año}$). Por tanto, aunque en algunos casos se evidencia una mejora en la calidad del aire, hasta la reducción de niveles de $\text{PM}_{10} >50\%$ entre 2010 y 2021, en otros incluso se registran incrementos de $>50\%$.

Tabla 2. Medias anuales de PM_{10} para cada estación sin problemas instrumentales detectados en el análisis de series mensuales.

PM₁₀ Región Andina						
$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Bogotá			Antioquia		
Año	KEN	SUB	USQ	TUN	HSV	HSM
2010	89	56	46	59	34	39
2011	78	52	40	52	31	34
2012	70	53	37	47	32	37
2013	71	55	37	43	29	34
2014	71	51	37	--	32	35
2015	66	48	30	43	27	30
2016	58	51	43	50	33	37
2017	55	50	14	43	24	31
2018	50	46	39	38	23	31
2019	44	46	25	34	26	33
2020	41	34	23	36	24	27
2021	43	29	19	35	17	23

PM₁₀ Región Caribe					
$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Magdalena		Cesar		
Año	CVE	V4B	ZM06	ZM09	ZM13
2010	30	33	43	71	40
2011	29	28	41	66	41
2012	33	32	38	62	50
2013	41	45	35	58	48
2014	48	46	43	65	43
2015	44	48	39	67	58
2016	35	41	41	50	54
2017	35	34	33	39	49
2018	35	24	32	52	66
2019	46	30	37	54	43
2020	45	26	28	42	42
2021	48	29	25	32	37



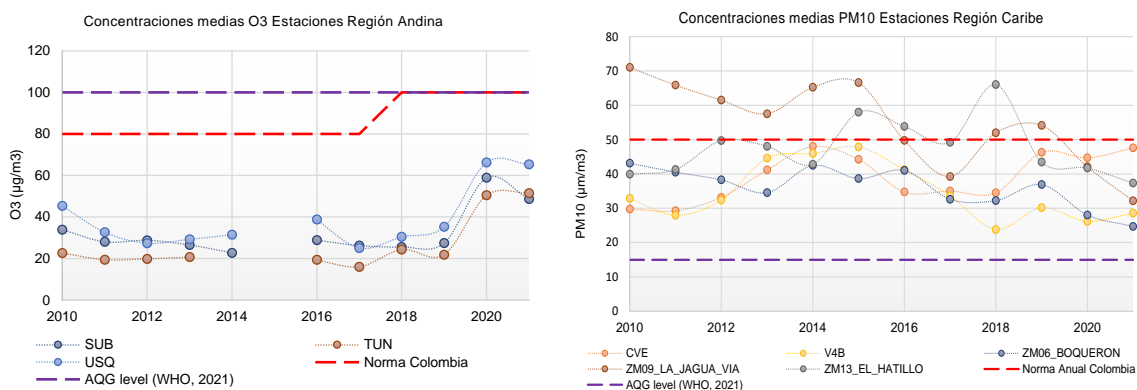


Figura 8. Tendencias inter-anales de las concentraciones de PM₁₀, NO₂ y O₃ en la Región Andina y Región Caribe colombiana (2010-2021).

Por otro lado, los datos medios anuales de NO₂ (Figura 8 y Tabla 3) en general se encuentran por debajo de los valores límite establecidos por la norma colombiana, que entre 2010 y 2017 era de 100 µg/m³, y desde el 2018 es de 60 µg/m³, con una tendencia a aumento en las estaciones KEN y TUN, para el 2020 y 2021, que incluso superan la norma colombiana en KEN. No obstante, el nivel guía anual de la OMS (WHO, 2021) para NO₂ es de 10 µg/m³, el cual es superado en la totalidad de las estaciones en el periodo de estudio, con algunas excepciones, y especialmente en 2020-2021, cuando se registra un incremento muy marcado de las medias anuales.

La Figura 8 presenta la tendencia inter-anual 2010-2021 de niveles de NO₂ que es muy diferente a las descritas para PM₁₀. Para NO₂ los niveles en las estaciones de Bogotá registran un claro incremento entre 2019, 2020 y 2021, por factores de x 1.4 a x2.1. Los motivos son desconocidos.

Como se ha comentado, se adolece de medidas de NO₂ en la Región Caribe.

Tabla 3. Medias anuales de NO₂ y O₃ para cada estación sin problemas instrumentales detectados en el análisis de series mensuales.

NO ₂ µg/m ³	Región Andina			O ₃ µg/m ³	Región Andina		
	Bogotá				Bogotá		
Año	GUA	KEN	TUN	Año	SUB	TUN	USQ
2010	24	48	40	2010	34	22	46
2011	26	36	34	2011	28	20	32
2012	20	40	32	2012	28	20	28
2013	22	36	32	2013	26	20	30
2014	24	36		2014	22		32
2015				2015			
2016	24	20	34	2016	28	20	38
2017	22	12	30	2017	26	16	26
2018	22	26	28	2018	26	24	30
2019	32	46	32	2019	28	22	36
2020	40	68	56	2020	58	50	66
2021	38	76	64	2021	48	52	66

En lo referente a los niveles de O₃ (Figura 8 y Tabla 3), se encuentran por debajo de los valores límites establecidos en la norma colombiana, que entre 2010 y 2017 era

de 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y desde el 2018 equivale a 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ coincidiendo con el nivel guía anual de la OMS (WHO, 2021), con una tendencia a aumento en todas las estaciones a partir del 2020. Los niveles son relativamente bajos en todas las estaciones, y se registró la concentración máxima media de O_3 en USQ con un valor de 66 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el año 2020 y 2021, siendo este último el año con las medias más altas de este contaminante en la serie temporal. En las tres estaciones donde se dispone de mediciones (todas en Bogotá), los niveles de O_3 fueron constantemente bajos entre 2010 y 2019, e incrementaron por un factor de x2 en 2020-2021. Esta tendencia temporal es muy similar a la de NO_2 .

Como ocurre para NO_2 , no hay mediciones de O_3 en la Región del Caribe.

3.2. Contribución de los episodios de polvo africano a las concentraciones de PM

La Tabla 4 muestra los niveles de concentración medios 2010-2021 de PM_{10} , la media de la carga neta de polvo en PM_{10} obtenida a partir del cálculo del percentil 40 móvil detallado en el apartado metodológico, y el porcentaje de contribución de polvo africano a la media 2010-2021 de PM_{10} de cada estación seleccionada. Se han excluido aquellas series de datos que presentan problemas en las mediciones (véanse apartados anteriores). Los resultados muestran que para la Región Andina se observan dos grupos en cuanto al impacto del polvo africano en PM_{10} . A saber, Antioquia (HSM y HSV) con una contribución anual media de polvo africano a PM_{10} de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, que representa un 3% de la media anual de PM_{10} . En las estaciones de Bogotá este aporte varía entre 3 y 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, lo cual representa entre un 6-10% de la media anual de PM_{10} . Como se ha descrito anteriormente el polvo africano viaja en altura y las regiones con mayor altitud sobre el nivel del mar reciben un mayor impacto de este aporte de PM_{10} natural (Querol et al., 2019b). Ello podría explicar la diferencia entre las dos zonas de la región Andina, con mayor altura en Bogotá.

En la Región Caribe la contribución anual es también próxima a 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, que representa un 3% de la media anual de PM_{10} (Tabla 4). Aunque la variabilidad anual de concentraciones de PM en el norte de Colombia está también determinada por el polvo africano como lo afirman Arregocés et al., 2023, en este caso, la contribución de polvo africano no es la principal fuente de aerosoles, lo que es consistente con los resultados del estudio efectuado por Guevara Luna et al., 2018.

Tabla 4. Concentraciones medias 2010-2021 de PM_{10} , la media de la carga neta de polvo en PM_{10} obtenida a partir del cálculo del percentil 40 móvil detallado en el apartado metodológico, y el porcentaje de contribución de polvo africano a la media 2010-2021 de PM_{10} de cada estación seleccionada.

Región Andina			
Estación	PM_{10} , $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Polvo africano	%
HSV	32.4	0.9	3

HSM	28.8	0.9	3
GUA	32.0	2.8	9
KEN	61.2	4.8	8
SUB	47.4	3.0	6
TUN	42.7	4.1	10
USQ	33.0	2.4	7
Región Caribe			
Estación	PM₁₀, µg/m³	Polvo africano	%
V4B	34.6	1.0	3
ZM06	35.9	1.1	3
ZM09	54.4	1.4	3
ZM13	47.4	1.3	3
CVE	38.7	1.1	3

En la Tabla 5 y Figura 9 se presenta la contribución media 2010-2021 de polvo africano a PM₁₀ para los días que hay transporte africano.

En la Región Andina, los niveles medios 2020-2021 de PM₁₀ durante los días africanos (Tabla 5) alcanzan 69 µg/m³ en KEN (con una media anual de 61 µg/m³); 53 y 51 µg/m³ en SUB y TUN (con unas medias anuales de 47 y 43 µg/m³); y 34-37 µg/m³ en HSV, HSM and USQ (con una media anual de 29-33 µg/m³). Por tanto, en todos los casos la media de PM₁₀ durante días de aporte africano es superior a la media anual. La Tabla 5 muestra que el aporte de polvo africano a PM₁₀ en los días de intrusión africana alcanza 10-15 µg/m³, lo cual supone entre 20 y 37% del PM₁₀. Es decir, que como media 2010-2021, el 63-80% del PM₁₀ durante los días con polvo africano, no es polvo mineral africano.

En la Región Caribe, los resultados son similares con 11-17 µg/m³ de aporte de polvo africano a PM₁₀ los días de intrusión africana, lo cual supone entre 26 y 37% del PM₁₀. Es decir, que como media 2010-2021, el 63-80% del PM₁₀ durante los días con polvo africano, no es polvo mineral africano.

Tabla 5. Concentraciones medias 2010-2021 de PM₁₀ para los días con transporte de polvo africano a la media de la carga neta de polvo en PM₁₀ obtenida a partir del cálculo del percentil 40 móvil para esos días con polvo africano, y el porcentaje de contribución de polvo africano a la media 2010-2021 de PM₁₀ de cada estación seleccionada.

Región Andina

	PM₁₀	Polvo africano	%	PM₁₀	Polvo africano	%	PM₁₀	Polvo africano	%
Estación	HSV			HSM			KEN		
2010-2021	35	10	37	34	10	28	69	16	23

	PM ₁₀	Polvo africano	%	PM ₁₀	Polvo africano	%	PM ₁₀	Polvo africano	%
Estación	SUB			TUN			USQ		
2010-2021	53	10	20	51	15	30	37	11	29

Región Caribe

	PM ₁₀	Polvo africano	%	PM ₁₀	Polvo africano	%	PM ₁₀	Polvo africano	%
Estación	V4B			ZM06			ZM09		
2010-2021	41	11	27	44	13	31	63	16	26
	PM ₁₀	Polvo africano	%	PM ₁₀	Polvo africano	%			
Estación	ZM13			ZVE					
2010-2021	56	17	30	47	16	33			

Estos resultados son consistentes con lo afirmado por Pandolfi et al., (2014) sobre la contribución natural de polvo africano a los niveles de PM por el transporte de aerosoles que alcanzaron la superficie aumentando las concentraciones en días africanos.

3.3. Impacto de las masas de aire africanas en la concentración de NO₂ y O₃

En el estudio realizado por Pandolfi et al., (2014) en el que se evaluó la relación entre la concentración de contaminantes y diferentes episodios africanos se reportó un incremento de NO y NO₂ de 15% y 21%, respectivamente durante los días africanos en comparación con los no africanos, y en el caso de los niveles de O₃, éste se reduce aproximadamente 12%, como resultado de la reacción con NO, debido al incremento de los niveles de este contaminante.

Se evalúan los niveles de NO₂ en las estaciones GUA, KEN y TUN frente a la carga neta de polvo africano para el periodo de estudio a partir de los valores de p25, p50, p75, p90 y p>90. En las tres estaciones con datos válidos de NO₂ se observa que los niveles medios de NO₂ durante los días con episodios africanos no son superiores a los días sin aporte africano (Tabla 6). El incremento de los días no africanos puede ir del 5 al 22%, dependiendo de las emisiones locales. Así pues, al contrario de lo que se ha descrito en Europa por Pandolfi et al., (2014), que cuando se producen los episodios de aporte africano, éstos ocurren con el transporte de masas de aire de mucho espesor que reducen la radiación solar incidente sobre la superficie, lo cual reduce la circulación convectiva y por tanto la altura de la capa de mezcla. Ello acumula los contaminantes emitidos en la región receptora. Al reducirse la altura de mezcla se concentran contaminantes locales. Este fenómeno no se produce en Colombia.

Tabla 6. Concentración media 2010-2021 de NO₂ en µg/m³ para los días con y sin aporte africano y porcentaje de cambio entre ambas

	Días africanos	Días no africanos	% Incremento
GUA	32	48	50
TUN	63	66	5
KEN	69	84	22

La Tabla 7 muestra que no existe tampoco, una relación de la intensidad del episodio con la concentración de NO₂.

Así pues, los episodios africanos parecen incrementar la contaminación por el incremento de polvo mineral, y no por favorecer la acumulación de contaminantes locales, como se ha descrito en otras regiones. Los estudios realizados por Cárdenas et al., 2017 indican que las ondas secas procedentes del este africano se encuentran más relacionadas con el transporte de polvo mineral desde el norte de África hacia el Océano Atlántico y el Mar Caribe influyendo en las condiciones locales.

Tabla 7. Niveles de aporte de PM₁₀ de aporte de polvo africano correspondiente a diferentes percentiles y medias de NO₂ para los mismos días de cada percentil.

		GUA	TUN	KEN
µg/m³	PM₁₀	NO₂	NO₂	NO₂
p25	32	35	65	72
p50	41	36	107	76
p75	53	47	47	47
p90	64	33	40	66
p>90	82	36	43	62

De igual manera, en las tres estaciones (SUB, TUN y USQ) con datos válidos de O₃ se observa que los niveles medios de O₃ durante los días con episodios africanos no son superiores a los días sin aporte africano (Tabla 8). El incremento de los días no africanos puede ir del 14 al 22%, dependiendo de las emisiones locales. Así pues, tampoco este contaminante se acumula local o regionalmente los días africanos en Colombia. Pandolfi et al., (2014) encontró resultados similares en Europa para O₃ en episodios africanos, debidos probablemente a la interacción de O₃ con el material particulado, lo cual puede consumir O₃.

Tabla 8. Concentración media 2010-2021 de O₃ en µg/m³ para los días con y sin aporte africano y porcentaje de cambio entre ambas

	Días africanos	Días no africanos	% Incremento
SUB	46	53	14

TUN	48	58	22
USQ	61	72	19

La Tabla 9 muestra que no existe tampoco, una relación de la intensidad del episodio con la concentración de O₃. Así pues, los episodios africanos parecen incrementar la contaminación por el incremento de polvo mineral, y no por favorecer la acumulación de contaminantes locales, como se ha descrito en otras regiones.

Tabla 9. Niveles de aporte de PM₁₀ de aporte de polvo africano correspondiente a diferentes percentiles y medias de O₃ para los mismos días de cada percentil.

		SUB	TUN	USQ
µg/m³	PM ₁₀	O ₃	O ₃	O ₃
p25	32	54	57	61
p50	41	51	52	62
p75	53	47	47	47
p90	64	36	39	58
p>90	82	37	45	65

Finalmente, se resalta la necesidad de disponer de datos medidos en tierra para los parámetros PM₁₀, PM_{2.5} y contaminantes gaseosos para el establecimiento de los niveles de contaminación a nivel local, regional y nacional, y en especial para evaluar la influencia de los episodios de transporte de masas africanas y su efecto en la salud de los habitantes, que están expuestos adicionalmente a fuentes antropogénicas. Mayormente, si en estudios como el efectuado por Lamancusa & Wagstrom, (2019) se afirma que los eventos meteorológicos a corto plazo, el cambio climático y el cambio en el uso del suelo en el norte y centro de África tendrán un impacto potencial en las concentraciones globales de polvo.

CAPÍTULO 4. CONCLUSIONES

Entre las principales conclusiones obtenidas con el desarrollo de este TFM se destacan:

1. La serie temporal analizada con datos de los sistemas de vigilancia de calidad de aire de la Región Andina y de la Región Caribe colombiana para los propósitos de este estudio, presentan inconvenientes tales como anomalías o ausencia de datos en algunos años, lo que limita el análisis espacio temporal, el establecimiento de tendencias interanuales y estacionales, la evaluación de episodios o eventos (antropogénicos o naturales) y el seguimiento ambiental al cumplimiento normativo para la identificación de actividades que potencialmente afecten la calidad de aire y por ende la salud pública.
2. La evolución mensual de los niveles de PM_{10} y NO_2 reportados en las estaciones de la Región Andina y la Región Caribe, registran incrementos asociados al régimen climático (mono-modal o bimodal, según corresponda), con substanciales aumentos en la temporada o época seca que se describe en el documento *Regionalización de Colombia según la estacionalidad de la precipitación media mensual*.
3. Las estaciones de la Región Caribe colombiana no disponen de datos válidos de NO_2 y O_3 para el periodo de estudio lo que dificulta efectuar análisis interanuales, y/o del impacto de las masas de aire en la concentración de estos contaminantes gaseosos. Más aún, cuando se observa que en la Región Andina se han registrado incrementos importantes en los niveles de NO_2 y O_3 a partir del 2018, lo que sugeriría que este comportamiento podría asemejarse en la Región Caribe.
4. Los episodios de masas de aire cargadas de polvo africano que se registran como resultado de los diversos fenómenos que continuamente se presentan en los desiertos de Sahara y Sahel, generan un efecto en la calidad de aire a partir de la carga neta de polvo en PM_{10} que para la Región Andina oscila entre 20-37%, y en la Región Caribe se registra entre 26-33%.
5. El análisis del efecto de las masas de aire africanas sobre la concentración de contaminantes gaseosos tales como NO_2 y O_3 indica que los episodios parecen incrementar la contaminación por el incremento de polvo mineral.
6. Los resultados de este trabajo constituyen un avance en el estudio de episodios de intrusión de polvo africano con series temporales para la estimación de su contribución en PM_{10} y contaminantes gaseosos, sentando las bases para futuras investigaciones en las que se aborde el efecto en la salud pública y potenciales alianzas para trabajo colaborativo.

REFERENCIAS

- Al-Dousari, A. M., & Al-Awadhi, J. (2012). *Dust fallout in northern Kuwait, major sources and characteristics*.
- Al-Dousari, A. M., Al-Awadhi, J., & Ahmed, M. (2013). Dust fallout characteristics within global dust storm major trajectories. *Arabian Journal of Geosciences*, 6(10), 3877-3884. <https://doi.org/10.1007/s12517-012-0644-0>
- Amato, F., Alastuey, A., Karanasiou, A., Lucarelli, F., Nava, S., Calzolari, G., Severi, M., Becagli, S., Gianelle, V. L., Colombi, C., Alves, C., Custódio, D., Nunes, T., Cerqueira, M., Pio, C., Eleftheriadis, K., Diapouli, E., Reche, C., Minguillón, M. C., ... Querol, X. (2016). AIRUSE-LIFE+: A harmonized PM speciation and source apportionment in five southern European cities. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(5), 3289-3309. <https://doi.org/10.5194/acp-16-3289-2016>
- Arregocés, H. A., Rojano, R., & Restrepo, G. (2021). Impact of lockdown on particulate matter concentrations in Colombia during the COVID-19 pandemic. *Science of The Total Environment*, 764, 142874. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142874>
- Arregocés, H. A., Rojano, R., & Restrepo, G. (2023). Health risk assessment for particulate matter: Application of AirQ+ model in the northern Caribbean region of Colombia. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 16(5), 897-912. <https://doi.org/10.1007/s11869-023-01304-5>
- Baker, M. B., & Peter, T. (2008). Small-scale cloud processes and climate. *Nature*, 451(7176), 299-300. <https://doi.org/10.1038/nature06594>
- Bedoya, A., Nisperuza, D., Alegría, D., Múnera, M., Guerrero-Rascado, J. L., Zapata, C. E., Jiménez, J. F., Landulfo, E., & Bastidas, Á. (2016). Strong Saharan Dust Event Detected at Lalinet LOA-UNAL Station, over Medellín, Colombia by Active and Passive Remote Sensing. *EPJ Web of Conferences*, 119, 08006. <https://doi.org/10.1051/epjconf/201611908006>
- Bolaño-Ortiz, T. R., Constante-Ballestas, J. I., Puliafito, S. E., Vélez-Pereira, A. M., Tovar-Bernal, F. A., & Camargo-Caicedo, Y. (2023). Spread COVID-19 during Godzilla African dust in June 2020 on the Colombian Caribbean region. *Atmospheric Pollution Research*, 14(9), 101860. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2023.101860>
- Bolaño-Ortiz, T. R., Díaz-Gutiérrez, V. L., Vélez-Pereira, A. M., Vergara-Vásquez, E. L., & Camargo-Caicedo, Y. (2023). Snow Albedo Reduction in the Colombian Andes Mountains Due to 2000 to 2020 Saharan Dust Intrusions Events. *Water*, 15(17), 3150. <https://doi.org/10.3390/w15173150>
- Camargo-Caicedo, Y. C. (2010). CARACTERIZACIÓN DE UN EPISODIO DE INTRUSIÓN SAHARIANA EN EL SUROESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA. *Revista de la Facultad de Ingeniería*, 6(6).
- Campbell, J. R., Reid, J. S., Westphal, D. L., Zhang, J., Hyer, E. J., & Welton, E. J. (2010). CALIOP Aerosol Subset Processing for Global Aerosol Transport Model

- Data Assimilation. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 3(2), 203-214. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2010.2044868>
- Cárdenas, S. G., Arias, P. A., & Vieira, S. C. (2017). The African Easterly Waves over Northern South America. *Proceedings of the 2nd International Electronic Conference on Atmospheric Sciences*, 165. <https://doi.org/10.3390/ecas2017-04151>
- Carlson, T. N., & Prospero, J. M. (1972). The Large-Scale Movement of Saharan Air Outbreaks over the Northern Equatorial Atlantic. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 11(2), 283-297. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1972\)011<0283:TLSMOS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1972)011<0283:TLSMOS>2.0.CO;2)
- CIOH - Centro de Investigaciones Oceanográficas e, & Hidrográficas. (2021). *Perfil ambiental de la región caribe colombiana*. Climatología del Caribe colombiano. <https://www.cioh.org.co/meteorologia/Climatologia/ClimatologiaCaribe2.php>
- CORPAMAG. (2009). *Plan de Acción Trienal: Convenios de Producción Más Limpia*. https://www.corpamag.gov.co/archivos/planes/PAT20072009/InfoPAT20072009_20070630.pdf
- de Miranda, R. M., Andrade, M., Fornaro, A., Astolfo, R., de Andre, P. A., & Saldiva, P. (2012). Urban air pollution: A representative survey of PM 2.5 mass concentrations in six Brazilian cities. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 5(1), 63-77. <https://doi.org/10.1007/s11869-010-0124-1>
- EC. (2011). *Commission Staff Working Paper Establishing Guidelines for Determination of Contributions From the Re-suspension of Particulates Following Winter Sanding or Salting of Roads Under the Directive 2008/50/EC on Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe*. Vol. 207. European Commission, SEC 2011. http://ec.europa.eu/environment/air/quality/legislation/pdf/sec_2011_0207.pdf
- Escudero, M., Stein, A., Draxler, R. R., Querol, X., Alastuey, A., Castillo, S., & Avila, A. (2006). Determination of the contribution of northern Africa dust source areas to PM10 concentrations over the central Iberian Peninsula using the Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory model (HYSPLIT) model. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 111(6), 1-15. <https://doi.org/10.1029/2005JD006395>
- Euphrasie-Clotilde, L., Molinié, J., Feuillard, T., & Brute, F. (2017). *THE RELATIONSHIP BETWEEN COASTAL WEST AFRICAN DUST LEVEL AND CARIBBEAN ISLAND DUST*. 121-127. <https://doi.org/10.2495/AIR170121>
- Euphrasie-Clotilde, L., Plocoste, T., & Brute, F.-N. (2021). Particle Size Analysis of African Dust Haze over the Last 20 Years: A Focus on the Extreme Event of June 2020. *Atmosphere*, 12(4), 502. <https://doi.org/10.3390/atmos12040502>
- Fang, G. C., Wu, Y. S., Chen, J. C., Rau, J. Y., Huang, S. H., & Lin, C. K. (2006). Concentrations of ambient air particulates (TSP, PM2.5 and PM2.5-10) and

- ionic species at offshore areas near Taiwan Strait. *Journal of Hazardous Materials*, 132(2-3), 269-276. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.09.049>
- Gerasopoulos, E., Kouvarakis, G., Babasakalis, P., Vrekoussis, M., Putaud, J. P., & Mihalopoulos, N. (2006). Origin and variability of particulate matter (PM₁₀) mass concentrations over the Eastern Mediterranean. *Atmospheric Environment*, 40(25), 4679-4690. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.04.020>
- Ginoux, P., Prospero, J. M., Gill, T. E., Hsu, N. C., & Zhao, M. (2012a). Global-scale attribution of anthropogenic and natural dust sources and their emission rates based on MODIS Deep Blue aerosol products. En *Reviews of Geophysics* (Vol. 50, Número 3, p. 36). <https://doi.org/10.1029/2012RG000388>
- Ginoux, P., Prospero, J. M., Gill, T. E., Hsu, N. C., & Zhao, M. (2012b). Global-scale attribution of anthropogenic and natural dust sources and their emission rates based on MODIS Deep Blue aerosol products: ANTHROPOGENIC AND NATURAL DUST SOURCES. *Reviews of Geophysics*, 50(3). <https://doi.org/10.1029/2012RG000388>
- Griffin, D. W. (2007). Atmospheric Movement of Microorganisms in Clouds of Desert Dust and Implications for Human Health. *Clinical Microbiology Reviews*, 20(3), 459-477. <https://doi.org/10.1128/CMR.00039-06>
- Guevara Luna, M. A., Guevara Luna, F. A., Méndez Espinosa, J. F., & Belalcázar Cerón, L. C. (2018). Spatial and Temporal Assessment of Particulate Matter Using AOD Data from MODIS and Surface Measurements in the Ambient Air of Colombia. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 12(2), 165-177. <https://doi.org/10.5572/ajae.2018.12.2.165>
- Held, I. M., Delworth, T. L., Lu, J., Findell, K. L., & Knutson, T. R. (2005). Simulation of Sahel drought in the 20th and 21st centuries. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(50), 17891-17896. <https://doi.org/10.1073/pnas.0509057102>
- Hernández, O. J. R. (2014). *Intrusiones de polvo africano en la región Caribe de Colombia*.
- IDEAM-Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. (2014). *Regionalización de Colombia según la estacionalidad de la precipitación media mensual, a través de Análisis de Componentes Principales (ACP)*.
- IDEAM-Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. (2018). *Boletín Climatológico 2016*.
- Kanakidou, M., Mihalopoulos, N., Kindap, T., Im, U., Vrekoussis, M., Gerasopoulos, E., Dermizaki, E., Unal, A., Koçak, M., Markakis, K., Melas, D., Kouvarakis, G., Youssef, A. F., Richter, A., Hatzianastassiou, N., Hilboll, A., Ebojje, F., Wittrock, F., von Savigny, C., ... Moubasher, H. (2011). Megacities as hot spots of air pollution in the East Mediterranean. *Atmospheric Environment*, 45(6), 1223-1235. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.048>

- Karagulian, F., Belis, C. A., Dora, C. F. C., Prüss-Ustün, A. M., Bonjour, S., Adair-Rohani, H., & Amann, M. (2015). Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. *Atmospheric Environment*, *120*, 475-483. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.087>
- Klose, M., Jorba, O., Gonçalves Ageitos, M., Escribano, J., Dawson, M. L., Obiso, V., Di Tomaso, E., Basart, S., Montané Pinto, G., Macchia, F., Ginoux, P., Guerschman, J., Prigent, C., Huang, Y., Kok, J. F., Miller, R. L., & Pérez García-Pando, C. (2021). *Mineral dust cycle in the Multiscale Online Nonhydrostatic Atmosphere Chemistry model (MONARCH) Version 2.0* [Preprint]. Atmospheric sciences. <https://doi.org/10.5194/gmd-2021-32>
- Kong, S., Ji, Y., Lu, B., Zhao, X., Han, B., & Bai, Z. (2014). Similarities and differences in PM_{2.5}, PM₁₀ and TSP chemical profiles of fugitive dust sources in a coastal oilfield city in China. *Aerosol and Air Quality Research*, *14*(7), 2017-2028. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2013.06.0226>
- Kumar, P., de Fatima Andrade, M., Ynoue, R. Y., Fornaro, A., de Freitas, E. D., Martins, J., Martins, L. D., Albuquerque, T., Zhang, Y., & Morawska, L. (2016). New directions: From biofuels to wood stoves: The modern and ancient air quality challenges in the megacity of São Paulo. *Atmospheric Environment*, *140*, 364-369. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.059>
- Ladstätter-Weissenmayer, A., Kanakidou, M., Meyer-Arneke, J., Dermizaki, E. V., Richter, A., Vrekoussis, M., Wittrock, F., & Burrows, J. P. (2007). Pollution events over the East Mediterranean: Synergistic use of GOME, ground-based and sonde observations and models. *Atmospheric Environment*, *41*(34), 7262-7273. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.05.031>
- Lamancusa, C., & Wagstrom, K. (2019). Global transport of dust emitted from different regions of the Sahara. *Atmospheric Environment*, *214*, 116734. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.05.042>
- Legg, S. (2021). IPCC, 2021: Climate Change 2021 - the Physical Science basis. *Interaction*, *49*(4), 44-45. <https://doi.org/10.3316/informit.315096509383738>
- Leibensperger, E. M., Mickley, L. J., Jacob, D. J., Chen, W. T., Seinfeld, J. H., Nenes, A., Adams, P. J., Streets, D. G., Kumar, N., & Rind, D. (2012). Climatic effects of 1950-2050 changes in US anthropogenic aerosols-Part 1: Aerosol trends and radiative forcing. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *12*(7), 3333-3348. <https://doi.org/10.5194/acp-12-3333-2012>
- Lelieveld, J., Berresheim, H., Borrmann, S., Crutzen, P. J., Dentener, F. J., Fischer, H., Feichter, J., Flatau, P. J., Heland, J., Holzinger, R., Korrman, R., Lawrence, M. G., Levin, Z., Markowicz, K. M., Mihalopoulos, N., Minikin, A., Ramanathan, V., De Reus, M., Roelofs, G. J., ... Ziereis, H. (2002). Global air pollution crossroads over the Mediterranean. *Science*, *298*(5594), 794-799. <https://doi.org/10.1126/science.1075457>

- Liu, S., Hu, M., Slanina, S., He, L. Y., Niu, Y. W., Bruegemann, E., Gnauk, T., & Herrmann, H. (2008). Size distribution and source analysis of ionic compositions of aerosols in polluted periods at Xinken in Pearl River Delta (PRD) of China. *Atmospheric Environment*, *42*(25), 6284-6295. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.12.035>
- Lonin, S. A., Hernández, J. L., & Palacios, D. M. (2010). Atmospheric events disrupting coastal upwelling in the southwestern Caribbean. *Journal of Geophysical Research*, *115*(C6), C06030. <https://doi.org/10.1029/2008JC005100>
- MADS, M. de A. y D. S. (2010). *Protocolo para el monitoreo y seguimiento de la calidad del aire*. <https://www.ecolex.org/es/details/legislation/resolucion-no-650-protocolo-para-el-monitoreo-y-seguimiento-de-la-calidad-del-aire-lex-faoc093868/?type=legislation&sortby=oldest>
- Mariani, R. L., & De Mello, W. Z. (2007). PM_{2.5-10}, PM_{2.5} and associated water-soluble inorganic species at a coastal urban site in the metropolitan region of Rio de Janeiro. *Atmospheric Environment*, *41*(13), 2887-2892. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.12.009>
- Méndez, J. F., Pinto-Herrera, L. C., & Belalcázar-Cerón, L. C. (2018). Study of a Saharan Dust Intrusion into the Colombian Atmosphere. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, *17*(32), 17-34. <https://doi.org/10.22395/rium.v17n32a1>
- Middleton, N., Yiallourous, P., Kleanthous, S., Kolokotroni, O., Schwartz, J., Dockery, D. W., Demokritou, P., & Koutrakis, P. (2008). A 10-year time-series analysis of respiratory and cardiovascular morbidity in Nicosia, Cyprus: The effect of short-term changes in air pollution and dust storms. *Environmental Health*, *7*(1), 39. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-7-39>
- Monteiro, A., Basart, S., Kazadzis, S., Votsis, A., Gkikas, A., Vandenbussche, S., Tobias, A., Gama, C., García-Pando, C. P., Terradellas, E., Notas, G., Middleton, N., Kushta, J., Amiridis, V., Lagouvardos, K., Kosmopoulos, P., Kotroni, V., Kanakidou, M., Mihalopoulos, N., ... Nickovic, S. (2022). Multi-sectoral impact assessment of an extreme African dust episode in the Eastern Mediterranean in March 2018. *The Science of the Total Environment*, *843*, 156861. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156861>
- Moulin, C., Lambert, C. E., Dayan, U., Masson, V., Ramonet, M., Bousquet, P., Legrand, M., Balkanski, Y. J., Guelle, W., Marticorena, B., Bergametti, G., & Dulac, F. (1998). Satellite climatology of African dust transport in the Mediterranean atmosphere. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, *103*(D11), 13137-13144. <https://doi.org/10.1029/98JD00171>
- Myhre, G., Samset, B. H., Schulz, M., Balkanski, Y., Bauer, S., Berntsen, T. K., Bian, H., Bellouin, N., Chin, M., Diehl, T., Easter, R. C., Feichter, J., Ghan, S. J., Hauglustaine, D., Iversen, T., Kinne, S., Kirkevåg, A., Lamarque, J. F., Lin, G., ... Zhou, C. (2013). Radiative forcing of the direct aerosol effect from AeroCom

- Phase II simulations. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(4), 1853-1877. <https://doi.org/10.5194/acp-13-1853-2013>
- Pandolfi, M., Tobias, A., Alastuey, A., Sunyer, J., Schwartz, J., Lorente, J., Pey, J., & Querol, X. (2014a). Effect of atmospheric mixing layer depth variations on urban air quality and daily mortality during Saharan dust outbreaks. *Science of the Total Environment*, 494-495, 283-289. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.004>
- Pandolfi, M., Tobias, A., Alastuey, A., Sunyer, J., Schwartz, J., Lorente, J., Pey, J., & Querol, X. (2014b). Effect of atmospheric mixing layer depth variations on urban air quality and daily mortality during Saharan dust outbreaks. *Science of The Total Environment*, 494-495, 283-289. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.004>
- Pey, J., Querol, X., Alastuey, A., Forastiere, F., & Stafoggia, M. (2013). African dust outbreaks over the Mediterranean Basin during 2001–2011: PM₁₀ concentrations, phenomenology and trends, and its relation with synoptic and mesoscale meteorology. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(3), 1395-1410. <https://doi.org/10.5194/acp-13-1395-2013>
- Pikridas, M., Tasoglou, A., Florou, K., & Pandis, S. N. (2013). Characterization of the origin of fine particulate matter in a medium size urban area in the Mediterranean. *Atmospheric Environment*, 80(x), 264-274. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.07.070>
- Poleo, D., Rica, C., & Stolz, W. (2014). *La Oscilación Madden-Julian y las precipitaciones extremas en Costa Rica. December.*
- Prospero, J. M., Blades, E., Naidu, R., Mathison, G., Thani, H., & Lavoie, M. C. (2008). Relationship between African dust carried in the Atlantic trade winds and surges in pediatric asthma attendances in the Caribbean. *International Journal of Biometeorology*, 52(8), 823-832. <https://doi.org/10.1007/s00484-008-0176-1>
- Prospero, J. M., & Carlson, T. N. (1970). Radon-222 in the North Atlantic Trade Winds: Its Relationship to Dust Transport from Africa. *Science*, 167(3920), 974-977. <https://doi.org/10.1126/science.167.3920.974>
- Prospero, J. M., Ginoux, P., Torres, O., Nicholson, S. E., & Gill, T. E. (2002). Environmental characterization of global sources of atmospheric soil dust identified with the Nimbus 7 Total Ozone Mapping Spectrometer (TOMS) absorbing aerosol product. *Reviews of Geophysics*, 40(1), 2-1-2-31. <https://doi.org/10.1029/2000RG000095>
- Prospero, J. M., Glaccum, R. A., & Nees, R. T. (1981). Atmospheric transport of soil dust from Africa to South America. *Nature*, 289(5798), Article 5798. <https://doi.org/10.1038/289570a0>
- Prospero, J. M., & Lamb, P. J. (2003a). African Droughts and Dust Transport to the Caribbean: Climate Change Implications. *Science*, 302(5647), 1024-1027. <https://doi.org/10.1126/science.1089915>

- Prospero, J. M., & Lamb, P. J. (2003b). African Droughts and Dust Transport to the Caribbean: Climate Change Implications. *Science*, 302(5647), 1024-1027. <https://doi.org/10.1126/science.1089915>
- Prospero, J. M., & Nees, R. T. (1977a). Dust Concentration in the Atmosphere of the Equatorial North Atlantic: Possible Relationship to the Sahelian Drought. *Science*, 196(4295), 1196-1198. <https://doi.org/10.1126/science.196.4295.1196>
- Prospero, J. M., & Nees, R. T. (1977b). Dust concentration in the atmosphere of the equatorial North Atlantic: Possible relationship to the Sahelian drought. *Science*, 196(4295), 1196-1198. <https://doi.org/10.1126/science.196.4295.1196>
- Qin, Y., Chan, C. K., & Chan, L. Y. (1997). Characteristics of chemical compositions of atmospheric aerosols in Hong Kong: Spatial and seasonal distributions. *Science of the Total Environment*, 206(1), 25-37. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)00214-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)00214-3)
- Querol, X., Pérez, N., Reche, C., Ealo, M., Ripoll, A., Tur, J., Pandolfi, M., Pey, J., Salvador, P., Moreno, T., & Alastuey, A. (2019). African dust and air quality over Spain: Is it only dust that matters? *Science of The Total Environment*, 686, 737-752. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.349>
- Querol, X., Pey, J., Pandolfi, M., Alastuey, A., Cusack, M., Pérez, N., Moreno, T., Viana, M., Mihalopoulos, N., Kallos, G., & Kleanthous, S. (2009a). African dust contributions to mean ambient PM10 mass-levels across the Mediterranean Basin. *Atmospheric Environment*, 43(28), 4266-4277. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.06.013>
- Querol, X., Pey, J., Pandolfi, M., Alastuey, A., Cusack, M., Pérez, N., Moreno, T., Viana, M., Mihalopoulos, N., Kallos, G., & Kleanthous, S. (2009b). African dust contributions to mean ambient PM10 mass-levels across the Mediterranean Basin. *Atmospheric Environment*, 43(28), 4266-4277. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.06.013>
- Querol, X., Tobías, A., Pérez, N., Karanasiou, A., Amato, F., Stafoggia, M., Pérez García-Pando, C., Ginoux, P., Forastiere, F., Gumy, S., Mudu, P., & Alastuey, A. (2019). Monitoring the impact of desert dust outbreaks for air quality for health studies. *Environment International*, 130, 104867. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.05.061>
- Ramírez-Hernández, O. J. (2014). Intrusiones de polvo africano en la región Caribe de Colombia. *Gestión y Ambiente*, 17(2), 11-29.
- Riojas-Rodríguez, H., Da Silva, A. S., Texcalac-Sangrador, J. L., & Moreno-Banda, G. L. (2016). Air pollution management and control in Latin America and the Caribbean: Implications for climate change. *Revista Panamericana de Salud Publica/Pan American Journal of Public Health*, 40(3), 150-159.
- Rittmeister, F., Ansmann, A., Engelmann, R., Skupin, A., Baars, H., Kanitz, T., & Kinne, S. (2017). *From the Caribbean to West Africa: Four weeks of continuous dust*

- and marine aerosol profiling with shipborne polarization/Raman lidar – a contribution to SALTRACE* [Preprint]. *Aerosols/Field Measurements/Troposphere/Physics* (physical properties and processes). <https://doi.org/10.5194/acp-2017-130>
- Rojano, R., Arregocés, H., & Gámez Frías, E. (2021). Changes in ambient particulate matter during the COVID-19 and associations with biomass burning and Sahara dust in northern Colombia. *Heliyon*, 7(12), e08595. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08595>
- Savoie, D. L., & Prospero, J. M. (1982). Particle size distribution of nitrate and sulfate in the marine atmosphere. *Geophysical Research Letters*, 9(10), 1207-1210. <https://doi.org/10.1029/GL009i010p01207>
- Savoie, D. L., Prospero, J. M., & Saltzman, E. S. (1989). Non-sea-salt sulfate and nitrate in trade wind aerosols at Barbados: Evidence for long-range transport. *Journal of Geophysical Research*, 94(D4), 5069. <https://doi.org/10.1029/JD094iD04p05069>
- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2016). *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change* (Third edition). John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, New Jersey.
- Silva, L. F. O., Schneider, I. L., Artaxo, P., Núñez-Blanco, Y., Pinto, D., Flores, É. M. M., Gómez-Plata, L., Ramírez, O., & Dotto, G. L. (2022a). Particulate matter geochemistry of a highly industrialized region in the Caribbean: Basis for future toxicological studies. *Geoscience Frontiers*, 13(1), 101115. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2020.11.012>
- Silva, L. F. O., Schneider, I. L., Artaxo, P., Núñez-Blanco, Y., Pinto, D., Flores, É. M. M., Gómez-Plata, L., Ramírez, O., & Dotto, G. L. (2022b). Particulate matter geochemistry of a highly industrialized region in the Caribbean: Basis for future toxicological studies. *Geoscience Frontiers*, 13(1). <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2020.11.012>
- Souza, D. Z., Vasconcellos, P. C., Lee, H., Aurela, M., Saarnio, K., Teinilä, K., & Hillamo, R. (2014). Composition of PM_{2.5} and PM₁₀ collected at Urban Sites in Brazil. *Aerosol and Air Quality Research*, 14(1), 168-176. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2013.03.0071>
- Stein, A. F., Draxler, R. R., Rolph, G. D., Stunder, B. J. B., Cohen, M. D., & Ngan, F. (2015). NOAA's HYSPLIT Atmospheric Transport and Dispersion Modeling System. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 96(12), 2059-2077. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00110.1>
- Swap, R., Garstang, M., Greco, S., Talbot, R., & Kållberg, P. (1992). Saharan dust in the Amazon Basin. *Tellus B*, 44(2), 133-149. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.1992.t01-1-00005.x>
- Urrutia-Pereira, M., Varanda Rizzo, L., Latour Staffeld, P., Chong-Neto, H. J., Viegi, G., & Solé, D. (2021). Dust from the Sahara to the American Continent: Health

- impacts: Dust from Sahara. *Allergologia et Immunopathologia*, 49(4), 187-194.
<https://doi.org/10.15586/aei.v49i4.436>
- Varga, G. (2012). Spatio-temporal distribution of dust storms—A global coverage using NASA TOMS aerosol measurements. *Hungarian Geographical Bulletin*, 61(4), Article 4.
- Viana, M., Kuhlbusch, T. A. J., Querol, X., Alastuey, A., Harrison, R. M., Hopke, P. K., Winiwarter, W., Vallius, M., Szidat, S., Prévôt, A. S. H., Hueglin, C., Bloemen, H., Wählin, P., Vecchi, R., Miranda, A. I., Kasper-Giebl, A., Maenhaut, W., & Hitzenberger, R. (2008). Source apportionment of particulate matter in Europe: A review of methods and results. *Journal of Aerosol Science*, 39(10), 827-849.
<https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2008.05.007>
- WHO. (2021). *WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>

ANEXOS

Anexo 1.

Tabla A1.1. Tendencias de la serie temporal PM₁₀ (µg/m³) para 2010-2021 en las estaciones seleccionadas

Región	Estación	Tendencia	Ajuste
Andina	HSV	$y = -1.1594x + 2364.6$	$R^2 = 0.7262$
	HSM	$y = -1.0471x + 2143.2$	$R^2 = 0.6776$
	KEN	$y = -4.1285x + 8382.3$	$R^2 = 0.9564$
	SUB	$y = -1.8738x + 3824.2$	$R^2 = 0.7140$
	TUN	$y = -1.8638x + 3800.4$	$R^2 = 0.7786$
	USQ	$y = -2.0044x + 4072.3$	$R^2 = 0.5165$
Caribe	CVE	$y = 1.2073x - 2394.2$	$R^2 = 0.3844$
	V4B	$y = -0.7926x + 1632.0$	$R^2 = 0.1201$
	ZM06	$y = -1.2714x + 2598.7$	$R^2 = 0.6227$
	ZM09	$y = -2.8555x + 5810.1$	$R^2 = 0.7109$
	ZM13	$y = 0.1276x - 209.54$	$R^2 = 0.0030$

