



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Potencial Incidencia de los Aerosoles Generados por Quemadas de Vegetación Sobre la Calidad del Aire en la Región del Valle de Aburrá.

Juliana Uribe Castrillón

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Minas
Departamento de Geociencias y Medio Ambiente
Medellín, Colombia

2021

Potencial incidencia de los aerosoles generados por quemas de vegetación sobre la calidad del aire en la región del Valle de Aburrá.

Juliana Uribe Castrillón

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Medio Ambiente y Desarrollo

Director:

Ph.D, Luis Jairo Toro Restrepo

Codirector:

Ph.D, Alejandro Cáceres Eusse

Línea de Investigación:

Incendios forestales y contaminación del aire

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Minas

Departamento de Geociencias y Medio Ambiente

Medellín, Colombia

2021

Declaración de obra original

Yo declaro lo siguiente:

He leído el Acuerdo 035 de 2003 del Consejo Académico de la Universidad Nacional. «Reglamento sobre propiedad intelectual» y la Normatividad Nacional relacionada al respeto de los derechos de autor. Esta disertación representa mi trabajo original, excepto donde he reconocido las ideas, las palabras, o materiales de otros autores.

Cuando se han presentado ideas o palabras de otros autores en esta disertación, he realizado su respectivo reconocimiento aplicando correctamente los esquemas de citas y referencias bibliográficas en el estilo requerido.

He obtenido el permiso del autor o editor para incluir cualquier material con derechos de autor (por ejemplo, tablas, figuras, instrumentos de encuesta o grandes porciones de texto).

Por último, he sometido esta disertación a la herramienta de integridad académica, definida por la universidad.

Nombre

Fecha

Agradecimientos

Gracias a mi Mamá que desde el cielo me acompañada en cada uno de mis logros.

Gracias a mi Papá que siempre nos ha infundido que la educación es la base de todo y que cada día con su ejemplo me enseña que la dedicación, la responsabilidad y la familia son pilares para lograr nuestras metas.

Gracias a mis hermanas y sobrinos por su paciencia, apoyo y confianza.

Gracias a mis amigos, sin ustedes esto hubiera sido imposible. Gracias Carolina Mesa por tu paciencia y estar ahí para ayudarme a pesar del agotamiento. Gracias María Adelaida Torres por interiorizar esta tesis como si fuera tuya y escucharme siempre. Gracias Cristian Ramírez por los domingos de descanso que dedicabas a ayudarme. Gracias Luz Adriana Acosta, Alejandra Romero y July Suarez por su compañía y ayuda incondicional. Gracias a todos aquellos que de alguna manera hicieron este logro posible.

Gracias a mis directores, Luis Jairo Toro y Alejandro Cáceres, su acompañamiento, compromiso y guía fueron fundamentales para lograr los objetivos e intereses planteados en este estudio. Gracias por no solo ser unos académicos excelentes, sino también unas personas muy humanas, empáticas y comprensivas.

Gracias a la vida que me trajo de nuevo por los rumbos de esta maestría y a mí por tener la confianza, la dedicación y el compromiso para sacarla adelante.

Resumen

La calidad del aire en el Valle de Aburrá está influenciada por fuentes de emisiones de material particulado que se dan al interior y al exterior del territorio. Este estudio analiza las fuentes externas de contaminación, como las quemas de vegetación regionales y aporta elementos que permiten entender la incidencia de las emisiones producidas sobre la calidad del aire de un territorio. Se empleó la teledetección mediante MODIS para hallar puntos de calor e identificar aerosoles generados por dichas quemas, mediante el uso del producto espesor óptico de aerosoles (AOD) con el algoritmo de corrección atmosférica multi-ángulo (MAIAC) y los valores de PM detectados mediante estaciones de monitoreo In situ. Igualmente se realizó un análisis de retrotrayectorias empleando el modelo HYSPLIT para verificar la procedencia de las masas de aire contaminadas que arribaron al Valle entre 2016-2020 y un análisis específico para el tiempo de aislamiento obligatorio generado por el COVID19 en 2020.

Los resultados muestran que, entre febrero y abril del periodo de estudio, se presenta el mayor número de quemas en el nordeste Antioqueño y por ende las mayores concentraciones de AOD alcanzando valores por encima de 0.6, lo que denota áreas muy contaminadas y concentraciones de PM_{2.5} que oscilan entre 24 y 45 µg/m³ para PM_{2.5}. De acuerdo con el estudio de las retrotrayectorias y el análisis de correlación el AOD, las quemas y el PM_{2.5} se encuentran estadísticamente relacionados y permite concluir que efectivamente las emisiones generadas por las quemas de vegetación inciden en la calidad del aire del Valle.

Palabras clave: calidad del aire, teledetección, AOD, PM₁₀, quemas de vegetación, Covid19.

Potential Incidence of Aerosols Generated by Vegetation Burns on Air Quality in the Aburrá Valley Region.

Abstract

Air quality in the Aburra Valley is influenced by sources of particulate matter (PM) emissions that occur inside and outside the territory. This study analyzes external sources of pollution, such as regional vegetation burns. It provides elements that allow to understand the incidence of emissions produced on the air quality of the territory. Remote sensing using MODIS was applied to find hot spots and identify aerosols generated by those burns, by using the aerosol optical depth (AOD) with the multi-angle atmospheric correction algorithm (MAIAC) and the PM values detected by monitoring stations In situ.

Likewise, a back-trajectory analysis was performed using the HYSPLIT model to verify the origin of the contaminated air masses that arrived in the Aburra Valley between 2016-2020, also and a specific analysis was carried out for the curfew imposed by COVID19 in 2020.

The results show that between February and April of the time period analyzed there was the highest number of burns in northeastern of Antioquia and therefore the highest concentrations of AOD, reaching values above 0.6, which indicates highly polluted areas and concentrations of PM_{2.5} that oscillate between 24 and 45 $\mu\text{g} / \text{m}^3$. According to the study of the back-trajectories and the correlation analysis, the AOD, the burns and the PM_{2.5} are statistically related, and it allows to conclude that the emissions generated by the vegetation burns influence the air quality of the Valley.

Keywords: air quality, remote sensing, AOD, PM₁₀, vegetation burning, Covid19.

Contenido

Resumen	V
Lista de Figuras	VIII
Lista de Tablas	X
Introducción	1
Capítulo 1: Justificación y Objetivos	7
1.1 Justificación	7
1.2 Objetivos	9
1.2.1 General	9
1.2.2 Específicos	9
Capítulo 2: Identificación de la Contribución de los Aerosoles Generados por Quemadas de Vegetación Sobre la Calidad del Aire Mediante un Análisis Espacio-Temporal.	10
2.1 Detección de zonas de quemadas de vegetación	10
2.1.1 Metodología.....	12
2.1.2 Resultados.....	13
2.2 Determinación del Espesor óptico del aerosol AOD en la región de estudio.....	20
2.2.1 Metodología.....	23
2.2.2 Resultados.....	24
Capítulo 3: Caracterización de la Trayectoria de los Aerosoles Producidos por Quemadas de Vegetación en Territorios Vecinos al Área Metropolitana del Valle de Aburrá.	29
3.1 Metodología	32
3.2 Resultados.....	35
Capítulo 4: Análisis de la calidad del aire del Valle de Aburrá en Función de las Fuentes Externas e Internas de Contaminación.	41
4.1 Metodología.....	45
4.2 Resultados.....	47
Conclusiones y Trabajos futuros	59
5.1 Conclusiones	59
5.2 Trabajos futuros	63

Lista de Figuras

Figura 2-1. Polígono para la determinación de las coordenadas de la zona de estudio...	13
Figura 2-2. Distribución mensual e interanual de las quemas obtenidas por MODIS.....	17
Figura 2-3. Mapas de distribución de quemas (puntos de calor) en Antioquia entre 2016-2020.....	18
Figura 2-4. Distribución del número de quemas (puntos de calor) por municipio en Antioquia a partir de MODIS	19
Figura 2-5. Valores mínimos, máximos y la media del AOD _{470nm} _MAIAC entre 2016-2020 para la región de Antioquia.	25
Figura 2-6. Media aritmética semestral de AOD-MAIAC para los años 2016-2020 en el departamento de Antioquia	26
Figura 2-7. Distribución de los niveles máximos de AOD_MAIAC por municipio en Antioquia.....	28
Figura 3-1. Trayectoria hacia delante simple para marzo de 2020.	34
Figura 3-2. Retro trayectorias trazadas en Hysplit para el mes de febrero de 2017, 2018, 2019 y 2020.	36
Figura 3-3. Retrotrayectorias trazadas en Hysplit para el mes de marzo de 2017, 2018,2019,2020.....	37
Figura 3-4. Retrotrayectorias trazadas en Hysplit para el mes de abril de 2017, 2018, 2019 y 2020.	38
Figura 3-5. Retrotrayectorias trazadas en Hysplit para el mes de agosto de 2017, 2018 y 2019.....	39
Figura 4-1. Ubicación de las estaciones de monitoreo del Valle de Aburrá para PM _{2.5} y PM ₁₀	43
Figura 4-2 . Concentración mensual promedio de PM ₁₀ para el Valle de Aburra entre 2016-2020.....	47
Figura 4-3. Concentración mensual promedio de PM _{2.5} para el Valle de Aburra entre 2016-2020.....	48
Figura 4-4. Gráficos de correlación (regresión lineal) de los valores medios mensuales de (a) AOD, y las concentraciones medias mensuales de (b) PM ₁₀ y (c) PM _{2.5} con la cantidad de quemas (puntos de calor) detectadas entre el 2016-2 y 2020-1 para la región de Antioquia.....	50

Figura 4-5. Gráficos de correlación (regresión lineal) de las concentraciones medias mensuales (a) PM10 y (b) PM2.5 con AOD entre el 2016-2 y 2020-1 para la región de Antioquia	51
Figura 4-6. Correlograma para las variables de PM2.5, PM10, AOD y quemas.....	51
Figura 4-7. Serie temporal de las concentraciones promedio diarias de PM2.5 en el Valle de Aburrá y la cantidad de quemas producidas en la región de Antioquia entre el 20 de febrero y el 30 de mayo de 2020.	55

Lista de Tablas

Tabla 2-1. Muestra de datos de focos de calor descargados de MODIS.....	13
Tabla 2-2. Descripción de los atributos de los focos de calor (MODIS).....	14
Tabla 2-3. Distribución mensual e interanual de las quemas obtenidas por MODIS	16
Tabla 2-4. Clasificación de aerosoles, elaboración propia basada en AMVA & Politecnico Colombiano Jaime Isaza, 2019; Morales, 2019 y NASA's applied Remote Sensing Training Program.....	21
Tabla 3-1. Parámetros para modelar trayectorias en HYSPLIT	34
Tabla 4-1. Contaminantes criterios medidos en la red de monitoreo del AMVA.....	42
Tabla 4-2. Categorización del Índice de calidad del aire-ICA para los contaminantes de PM10 y PM 2.5 declarado por la resolución 2254 de 2017 de MADS.	44
Tabla 4-3. Comparación de las concentraciones promedio de PM2.5 y quemas para el tiempo equivalente al aislamiento obligatorio, con el año 2020 como línea base.	57

Lista de Símbolos y abreviaturas

Símbolos con letras latinas

Símbolo	Término	Unidad SI
<i>AOD</i>	Profundidad Optica del aerosol	-
CO	Monóxido de Carbono	PPM
COV	Compuestos Orgánicos Volátiles	PPB
NO	Monóxido de Nitrógeno	PPB
NOx	Óxidos de nitrógeno	PPB
O2	Ozono	PPB
<i>PM1</i>	Material Particulado menor a 1 micra	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
<i>PM10</i>	Material Particulado menor a 10 micras	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
<i>PM2.5</i>	Material Particulado menor a 2.5 micras	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
SO2	Dióxido De Azufre	PPB

Abreviaturas

Abreviatura	Término
AERONET	Aerosol Robotic Network
AMVA	Área Metropolitana del Valle de Aburrá
ARCAL	Acuerdo Regional de Cooperación para la Promoción de la Ciencia y la Tecnología Nucleares en América Latina y el Caribe
ArcGIS	Software de Sistemas de Información Geográfica
BRDF	Distribución de reflectancia superficial bidireccional
CALIPSO	Cloud-Aerosol Lidar and Infrared Pathfinder Satellite Observations
CAQMS	Calidad del Aire de Chitwan
CDAS	Climate Data Assimilation System
COVID-19	Coronavirus- enfermedad infecciosa causada por el SARS-CoV-2
DAPARD	Unidad de Manejo de Desastres de Antioquia
EOS	Sistema de Observación de la Tierra
EPOC	Enfermedad respiratoria crónica
FIRMS	Fire Information for Resource Management System
GEI	Gases de Efecto Invernadero

HYSPLIT	Modelo Híbrido Lagrangiano de Trayectoria Integrada de Partícula Única
ICA	Índice de Calidad Ambiental
IDEAM	Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales
LAADS-DAAC	Centro de archivo y distribución de datos atmosféricos de la NASA
MAIAC	Implementación de corrección atmosférica multi-ángulo
MODIS	Espectrómetro de Imágenes de Resolución Moderada
NASA	Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio
NCAR	Centro Nacional de Investigación Atmosférica de Estados Unidos
NCEP	Centros Nacionales de Predicción Ambiental
NMC	Centro Nacional de Meteorología
NOAA	Administración Nacional de Océanos y Atmósfera
NRT	Near Real Time
ODS	Objetos de Desarrollo Sostenible
OMS	Organización Mundial de la Salud
PIGECA	Plan Integrado de Gestión de Calidad del aire

PNUD	Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
POECA	Plan Operacional para Enfrentar Episodios de Contaminación Atmosférica
REDMCA	Red de Monitoreo de Calidad del Aire del Valle de Aburrá
SIATA	Sistema de Alerta Temprana del valle de Aburrá

Introducción

En los últimos años la calidad del aire en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá-AMVA presenta altos niveles de contaminación según los límites permisibles establecidos por la resolución 2254 de 2017 del Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia. Dicha situación es una problemática ambiental y de salud pública dada su incidencia en el número de pacientes en los centros de salud por afecciones respiratoria, debido al riesgo que supone la composición química del aire alterada usualmente por actividades que ocurren dentro del Valle de Aburrá y potencialmente por fuentes externas; entre ellos, los agentes exógenos como quemas de vegetación en regiones cercanas. Esto se ha discutido en un estudio previo realizado por el AMVA y la Universidad de Antioquia (2018), el cual indica que cuando el índice de calidad del aire (ICA) presentó niveles dañinos (naranja y rojo) se incrementaron las visitas a urgencias en niños menores de 5 años por infecciones respiratorias.

En este escenario es importante comprender que las condiciones de calidad del aire dependen de diferentes fuentes de emisión, de condiciones topográficas no favorables y de procesos meteorológicos adversos (Agudelo, Cataño, & Flórez, 2017) . Dado el carácter inmodificable de las dos últimas condiciones, el análisis se debe centrar en las fuentes de emisión dado que podrían ser gestionadas para evitar contribuciones mayores al deterioro del estado actual de la calidad del aire. Por tanto, pueden existir factores externos que agravan la problemática y la dinámica local de composición química de calidad del aire; como lo ocurrido en los meses de marzo y abril de 2020 durante los cuales se evidenció un deterioro de la calidad del aire, pese a que se habían disminuido sustancialmente las emisiones de fuentes móviles y fijas usuales en la región. Hecho que se presentó por la condición de restricción de aislamiento obligatorio generada por la

Emergencia Social, Económica y Ecológica del COVID 19 (Decreto 457 del 22 de marzo de 2020). Por esta situación, se evidenció claramente una relación entre las emisiones generadas por los incendios forestales o de cobertura vegetal en regiones cercanas al Área Metropolitana, y las concentraciones nocivas registrados por las estaciones de monitoreo de calidad del aire del SIATA (SIATA, 2020a).

La quema de vegetación ha sido considerada una fuente de contribución que debe ser incluida dentro de la gestión de calidad del aire en diversas regiones del mundo (Thanh et al, 2014). Regiones tropicales como el sudeste asiático, el norte de Australia, América del sur y el sur de África representa el 80% del total de quemas mundiales de biomasa (Shaik et al, 2019), por tanto, son los principales contribuyentes de contaminantes por este tipo de Fuente. La cual se considera exógena dado que se genera por fuera del territorio de análisis, tal como ocurre con otros fenómenos ambientales La quema de vegetación puede tener carácter local, regional o continental, afectando las condiciones ambientales a cientos o miles de kilómetros de la fuente (Chacón, 2015). Las quemas de biomasa vegetal emiten grandes cantidades de monóxido de carbono (CO), material particulado (PM), aerosoles y compuestos orgánicos volátiles (VOC) y semivolátiles (Mendez-Espinosa, Belalcazar, & Morales-Betancourt, 2019) que contribuyen de manera significativa al deterioro de la calidad del aire en centros poblados.

Los contaminantes más reportados son el PM y el CO y en muchas ocasiones son analizados mediante sensores remotos donde se evalúa la carga de aerosoles emitida mediante la profundidad óptica del aerosol (AOD), la herramienta más empleada para detectar los puntos de calor y el AOD en MODIS con sus diferentes colecciones y productos asociados. Tal es el caso de los estudios realizados por Kim, et al., (2019); Le et al., (2014); Lin, et al., (2020) donde se emplearon los productos MYD14 y MOD14 de los satélites Aqua y Terra respectivamente, para obtener los puntos de calor y los productos MOD04/Terra y MYD04/Aqua para calcular los aerosoles emitidos por los puntos de quema identificados.

Aunque la mayoría de las investigaciones emplean resoluciones de 10 y 3 km que son las dadas por los productos MOD04/Terra y MYD04/Aqua para el estudio del AOD, investigadores como Lyapustin, et al., (2012) desarrollaron el algoritmo MAIAC que permite tener resoluciones de hasta 1 km, siendo más efectivo para análisis de aerosoles en zonas urbanas. Estudios en Suramérica como los desarrollados por Martins, et al., (2017); Della Ceca et al, (2018), han validado los datos obtenidos con MAIAC exhibiendo una alta efectividad del algoritmo, presentando correlaciones con los datos de aerosol medidos en tierra mediante AERONET, con $r=0.95$ indicando una buena correlación del algoritmo.

Cuando se analiza el potencial de incidencia de las quemas de vegetación en la calidad del aire de centros urbanos, no solo es necesario conocer las emisiones, sino también la procedencia de dichas masas de aire contaminadas, tal como los estudios realizados en ciudades del mundo como (Vijayakumar & Devara, 2014) en India, Donnelly, et al (2015) en Irlanda y Della Ceca, et al., (2018) en Argentina. A una escala mayor, como la regional se tienen estudios como el de (Yin, et al, 2019) en el sudeste Asiático y Ribeiro et al., (2020) en la Amazonia. Para dichas investigaciones suelen emplearse modelos de simulación de trayectorias como el HYSPLIT (Modelo Híbrido Lagrangiano de Trayectoria Integrada de Partícula Única) que ha sido ampliamente aplicado en estudios que buscan, mediante retrotrayectorias, la asociación entre los AOD emitidos en las zonas de quemas y los contaminantes registrados en las ciudades.

En Colombia se han realizado estudios encaminados a determinar los impactos que generan los incendios forestales regionales o subregionales en la calidad del aire de dichas ciudades. Tal es el caso de la investigación realizada por Méndez, et al., (2020) donde se analizaron las concentraciones de PM_{2.5} y PM₁₀ detectadas por las redes de monitoreo de las ciudades de Bogotá, Bucaramanga y Medellín para el periodo entre 2006-2016, correlacionando valores de AOD obtenidos mediante MOD04/Terra y los análisis de retrotrayectorias mediante HYSPLIT. Se encontró que la correlación entre el número de incendios y la concentración de PM₁₀ disminuyó con el aumento de la distancia de las fuentes; además, los altos valores de PM se dieron cuando las plumas de contaminantes se originaron en los incendios producidos en los pastizales del Orinoco.

Por su parte el Valle de Aburrá cuenta con el Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá -SIATA, el cual es un proyecto estratégico para la gestión ambiental y de riesgos del Área Metropolitana del Valle de Aburrá y la Alcaldía de Medellín. Actualmente SIATA cuenta con un radar hidrometeorológico, que permite hacer seguimiento en tiempo real de los sistemas de lluvia que se presentan en el 90% del territorio antioqueño. El sistema opera también la red de monitoreo de calidad del aire del Valle de Aburrá, que cuenta con 38 estaciones para monitorear distintos contaminantes en la atmósfera; tales como PM10, PM2.5, Ozono, CO, NOx y SO2 (AMVA, 2019).

De igual manera existe el proyecto RedAire, el cual está conformado, en gran parte, por universidades del territorio (la Universidad CES, el Instituto Tecnológico Metropolitano, la Universidad Católica de Oriente, la Universidad EAFIT, la Universidad EIA, Universidad Nacional, Universidad Pontificia Bolivariana, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, la Universidad de Antioquia y la Universidad de Medellín) y que han tenido grandes avances en el monitoreo de los contaminantes criterio. Uno de ellos es el estudio desarrollado por el Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, donde se evaluaron los componentes claves de aerosoles atmosféricos en la contaminación atmosférica en el Valle de Aburrá fase II, como parte del Proyecto Macro para la cuenca atmosférica Latinoamericana desde Argentina hasta México “evaluación de componentes de aerosoles atmosféricos en áreas urbanas, para mejorar la gestión de la contaminación del aire y de cambio climático -ARCAL 273, 2018-2022”, liderado por Naciones Unidas. En esta fase del proyecto, llevada a cabo en el Valle de Aburrá, se estudió principalmente la composición química de los aerosoles. En el componente satelital de dicho estudio, se emplean imágenes MODIS, CALIPSO, SENTINEL y el análisis de estas mediante QUICK LOOK; así mismo, se emplea el modelo de simulación HYSPLIT con el objetivo de identificar aerosoles y eventos de transporte de masas de aire al Valle de Aburrá (AMVA, & Politécnico Colombiano Jaime Isaza, 2019).

Las evidencias muestran que es necesario estudiar diferentes fuentes de emisión presentadas en un territorio y que el uso de tecnologías como sistemas de teledetección y

sensoramiento remoto permiten su análisis. Adicionalmente, la estimación de efectos de fuentes externas sobre la dinámica local en el territorio del Valle de Aburrá permite integrar los hallazgos en cuanto al estado y composición actual de la calidad del aire; así como las complejidades del sistema interconectado urbano-rural, donde las emisiones producidas en una región determinada pueden representar implicaciones negativas en zonas lejanas.

Lo anterior permite tener un panorama completo de las fuentes y así generar conocimiento científico que permita tomar decisiones para mejorar la gestión de la calidad del aire en la metrópoli y considerar que no es posible tratar esta problemática de manera aislada cuando los efectos de las altas concentraciones de los contaminantes tienen consecuencias graves en la salud de los seres vivos y en la calidad de otros recursos naturales (Chacón Rivera, 2015).

Capítulo 1: Justificación y Objetivos

1.1 Justificación

La contaminación atmosférica, es uno de los mayores problemas que enfrenta la humanidad, principalmente en centros urbanos a nivel mundial, con fuertes consecuencias (efectos directos e indirectos) tanto en ecosistemas como en la salud y bienestar de las personas (OMS, 2019). Por ello, como parte de la definición de las metas planteadas en los objetivos de desarrollo sostenible (ODS), específicamente la meta 3.9, del ODS 3 de salud y bienestar, donde se hace referencia a la reducción de la morbilidad y mortalidad causadas por productos químicos peligrosos y la contaminación del aire, el agua y el suelo. Asimismo, en la meta 11.6 del ODS 11 de ciudades y comunidades sostenibles, se pretende la reducción del impacto negativo de las ciudades en términos de calidad del aire y gestión de residuos (PNUD, 2018).

Estas metas a nivel mundial y la adopción por parte de Estados Miembros de las Naciones Unidas, que aprobaron 17 Objetivos como parte de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, permite abordar dicha problemática mediante procesos de monitoreo de determinados contaminantes, asumiendo criterios que están regulados por normativas que buscan controlar las emisiones dentro de límites permisibles establecidos por la Organización Mundial de la Salud. Pese a que, en ciudades colombianas como Medellín y regiones como el Área Metropolitana, usualmente estas variables sobrepasan los límites y se convierten en una amenaza constante para la calidad de vida de sus habitantes y ejercen riesgos altos en la salud pública (AMVA, & Universidad de Antioquia, 2018).

Las condiciones meteorológicas, que se presentan en el territorio, son un determinante para que el Valle de Aburrá presente valores de contaminantes que sobrepasen los límites permisibles. Dichas condiciones son variables esenciales para el pronóstico, entendimiento y planificación de la calidad del aire dentro del territorio.

La atmósfera es el medio donde se encuentran, transportan y dispersan los contaminantes en forma de aerosol, los cuales ejercen un rol fundamental en la fisicoquímica atmosférica, la biósfera, el clima y la salud pública (De Sá, et al, 2019). Las partículas sólidas y líquidas suspendidas en el aire, en especial aquellas en un rango de tamaño de nanómetro a micrómetro, influyen en el balance energético de la Tierra, el ciclo hidrológico, la circulación atmosférica y la concentración de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) (Della Ceca, 2018).

Entre los componentes que son transportados por la dinámica atmosférica, están los que provienen de fuentes externas como las quemas de biomasa vegetal asociadas a actividades agrícolas e incendios forestales. Eventos que pueden ser de origen natural o antropogénico y según la ubicación y época del año en la que se genera, influye la calidad del aire, deteriorando sus condiciones en una mayor o menor proporción que las emisiones generadas por las fuentes móviles y fijas locales. Se realiza un análisis profundo y complementario a estudios existentes sobre dichas fuentes, dónde sean localizadas las quemas, el origen de las mismas, la trayectoria de la pluma y la proporción real del aporte al Índice de Calidad ambiental (ICA), lo que puede ser útil como un instrumento efectivo para poner en alerta a los gobernantes y a la ciudadanía, contribuyendo a definir en las acciones que se deben tomar de acuerdo con el Plan Integral de Gestión de la Calidad del Aire -PIGECA formulado para el Área Metropolitana del Valle de Aburra (AMVA, & Universidad de Antioquia, 2018).

1.2 Objetivos

1.2.1 General

Aportar elementos que permitan entender la incidencia de los contaminantes generados por las quemas de vegetación sobre la calidad del aire de un territorio.

1.2.2 Específicos

1. Identificar la contribución de los aerosoles generados por quemas de vegetación sobre la calidad del aire del Valle de Aburrá mediante un análisis espacio-temporal.
2. Caracterizar la trayectoria de los aerosoles producidos por quemas de vegetación en territorios vecinos al Área Metropolitana del Valle de Aburrá.
3. Analizar la calidad del aire del Valle de Aburrá en función de las fuentes externas e internas de contaminación.

Capítulo 2: Identificación de la Contribución de los Aerosoles Generados por Quemas de Vegetación Sobre la Calidad del Aire Mediante un Análisis Espacio-Temporal.

En este capítulo, se muestra la contribución de aerosoles generados por las quemas de vegetación detectados mediante MODIS. Se realiza un contexto teórico sobre las quemas de vegetación y los aerosoles emitidos por estos. Posteriormente se explica la metodología de obtención y análisis de datos y se efectúa un análisis a partir del tratamiento de los datos obtenidos.

Es preciso aclarar que cuando en el documento se habla de quemas se hace referencia a los puntos de calor detectados mediante teledetección y que se tiene presente que un incendio forestal o una quema de vegetación puede contener muchos puntos de calor asociados.

2.1 Detección de zonas de quemas de vegetación

Las quemas de material vegetal son una de las principales fuentes de contaminación atmosférica y pueden presentarse por procesos de combustión natural como incendios forestales, cuando un ecosistema o bosque tropical pierde parte de su contenido de humedad superficial o interior, predisponiéndose a la combustión de la biomasa vegetal que lo compone. Igualmente, pueden ocurrir por causas antropogénicas cuando se provoca la quema de biomasa, para tala de bosques y matorrales, para cambiar el uso del suelo por agrícola, para control de plagas, para producción de carbón vegetal y otras

actividades de uso del suelo relacionadas con la cultura de los habitantes de los lugares donde se efectúan quemas (Gómez, 2013). En ambos procesos se emiten contaminantes a la atmósfera como material particulado, monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, hidrocarburos y una cantidad despreciable de dióxido de azufre (Prieto, 2017). El grado de afectación de las emisiones generadas por la quema depende de factores como la composición y la cantidad de biomasa, el tipo de combustible, nivel de la quema, la ubicación del evento y las condiciones climáticas (Cuchiara, et al, 2017).

Para detectar los puntos de calor producidos por quemas de vegetación, se emplea la teledetección la cual puede ser de manera activa o pasiva, la diferencia entre ellas radica en que la activa emite radiación hacia el objeto, mientras que para la pasiva la fuente de emisión primaria es la radiación solar (Obregón, 2012). Para las técnicas pasivas se suele utilizar algunos de los sensores como el Espectrómetro de Imágenes de Resolución Moderada (MODIS por sus siglas en inglés). MODIS es un instrumento que hace parte del Sistema de Observación de la Tierra (EOS) a bordo de los satélites que se encuentran en órbita polar: a) Terra o EOS-AM (lanzado en diciembre de 1999) es una órbita descendente (hacia el sur) sobre el ecuador alrededor de las 10:30 hora local solar y b) Aqua o EOS-PM (lanzado en mayo de 2002) es una órbita ascendente (hacia el norte) sobre el ecuador a las 13:30 hora local solar. Observando con ello casi todo el mundo sobre una base diaria, y las órbitas de repetición cada 16 días. La órbita de ambas plataformas es helio-sincrónica y cuasi-polar con una inclinación de 98.2° para Terra y 98° para Aqua, y una altitud media de 708 y 705 km respectivamente (Mas, 2011).

MODIS cuenta con una alta sensibilidad radiométrica (12 bit) en 36 bandas espectrales, en un rango de longitud de onda que va de los $0.4 \mu\text{m}$ a los $14.4 \mu\text{m}$. Las primeras 19 bandas están posicionadas en la región del espectro electromagnético situado entre 0.405 nm y 2.155 nm . Las bandas de la 1 a la 7 son útiles para las aplicaciones terrestres, las bandas 8 a la 16 para las observaciones oceánicas y las bandas 17 a 19 para las mediciones atmosféricas. Las bandas 20 a la 36, cubren la porción del infrarrojo térmico del espectro de ($3,660\text{-}14,385 \text{ nm}$) (Mas, 2011) Es decir, de este rango de bandas,

aquellas que pueden usarse para la detección de incendios pueden ser detectados por las bandas de la 1 a la 7.

2.1.1 Metodología

La detección de las posibles quemas se realiza a partir de la identificación de los puntos de calor mediante los productos MOD14 y MYD14 del sensor MODIS abordo de las plataformas satelitales Terra y Aqua respectivamente, cuyo acceso se realiza a través sitio de *Fire Information for Resource Management System (FIRMS)*¹, un sistema que distribuye datos de incendios activos en tiempo casi real (*Near Real Time (NRT)*) dentro de las tres (3) horas de observación del satélite.

Se realiza solicitud de los puntos de calor mediante la herramienta *Archive download tool*, se ingresan las coordenadas de la zona de estudio, en este caso abarca el Departamento de Antioquia (W: -77.16°, N: 8.92°, E: -73.79°, S: 5.34°), en la Figura 2-1 se muestra el polígono sobre el cual se obtuvieron dichas coordenadas. Así mismo, se ingresan las fechas en las que se requieren los datos, que para este estudio cubre el segundo semestre del año 2016 hasta el primer semestre del 2020 (2016/06/01-2020/06/30). El intervalo de tiempo definido en este trabajo es determinado, teniendo en cuenta los últimos estudios realizados en la región y algunas fechas de interés especial. Por último, se elige el tipo de formato en el que se desea obtener la información (Shapefile.shp) para procesarla en ArcGIS. Con esta información se realizaron los conteos diarios para cada año dentro del periodo de estudio. Estos valores se graficaron para poder analizar el comportamiento de las quemas, así como visualizar los picos presentados en cada periodo.



Figura 2-1. Polígono para la determinación de las coordenadas de la zona de estudio.

Dado que se obtiene gran cantidad de datos de puntos de calor, se realiza una primera depuración teniendo en cuenta solo aquellos que tienen un valor de confianza mayor al 80%, puesto que presentan una mejor calidad de los píxeles de fuego individuales, obteniendo así una clase de fuego de alta confianza (Giglio, Schroeder, Hall, & Justice, 2018).

Un segundo filtro sobre los datos se utiliza extrayendo aquellos puntos de calor que realmente se encuentran en Antioquia, ya que el dominio elegido (rectángulo en Figura 1) incluyen zonas externas al departamento de Antioquia. Por tanto, los datos son procesados y se obtienen solo aquellos puntos de calor que realmente están en la zona de interés.

2.1.2 Resultados

Los datos de quemaduras de vegetación obtenidas de MODIS en las coordenadas establecidas arrojaron 12.609 puntos de calor y tras este proceso de depuración se obtuvieron 1393 puntos de calor, los cuales serán el punto de partida para el resto de los análisis. En la Tabla 2-1 se muestra un ejemplo de los datos descargados y en la Tabla 2-2 la descripción de los atributos que traen los mismos.

Tabla 2-1. Muestra de datos de focos de calor descargados de MODIS

FID	LATITUDE	LONGITUDE	BRIGHTNESS	SCAN	TRACK	ACQ_DATE	ACQ_TIME	SATELLITE	INSTRUMENT	CONFIDENCE	VERSION	BRIGHT_T3	FRP	DAYNIGHT	Año
0	6,8441	-74,6597	315,8	1,6	1,3	2/06/2016 0:00	1811	Aqua	MODIS	75	603	294,2	19,2	D	2016
1	6,8435	-74,6691	313,8	1,6	1,3	2/06/2016 0:00	1811	Aqua	MODIS	72	603	293,8	15,2	D	2016
2	7,6542	-74,0717	314,8	1,2	1,1	5/06/2016 0:00	1542	Terra	MODIS	66	603	297,4	8,6	D	2016
3	7,6525	-74,0604	315,5	1,2	1,1	5/06/2016 0:00	1542	Terra	MODIS	67	603	298,4	9	D	2016
4	7,3584	-74,8527	317,7	1,2	1,1	5/06/2016 0:00	1842	Aqua	MODIS	68	603	296,3	10,7	D	2016
5	6,3705	-74,8375	316,2	1,3	1,1	9/06/2016 0:00	1817	Aqua	MODIS	72	603	293,9	15,2	D	2016
12601	7,0033	-74,7549	316	1,2	1,1	16/06/2020 0:00	1842	Aqua	MODIS	70	603	294,1	10	D	2020
12602	7,8171	-75,8706	315,7	1	1	18/06/2020 0:00	1830	Aqua	MODIS	48	603	298,9	6,7	D	2020
12603	7,1626	-74,4456	310,8	1,2	1,1	20/06/2020 0:00	1817	Aqua	MODIS	41	603	288,3	8,6	D	2020
12604	7,5373	-73,8486	316,1	1,2	1,1	25/06/2020 0:00	1836	Aqua	MODIS	0	603	289,8	10,8	D	2020
12605	8,783	-74,3716	312,5	1	1	27/06/2020 0:00	1824	Aqua	MODIS	53	603	282	9,8	D	2020
12606	8,4201	-74,1425	317,4	1	1	27/06/2020 0:00	1824	Aqua	MODIS	72	603	292,8	11	D	2020
12607	6,2187	-75,9711	311,7	2,2	1,4	29/06/2020 0:00	1811	Aqua	MODIS	69	603	283,8	27,2	D	2020
12608	5,6883	-76,6509	312,4	1,4	1,2	30/06/2020 0:00	1554	Terra	MODIS	26	603	293,7	9,7	D	2020

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 2-2.

Descripción de los atributos de los focos de calor (MODIS)

Atributo	Breve descripción	Descripción larga
Latitud	Latitud	Centro de 1 km de píxel de fuego, pero no necesariamente la ubicación real del fuego, ya que uno o más incendios se pueden detectar dentro del píxel de 1 km.
Longitud	Longitud	Centro de 1 km de píxel de fuego, pero no necesariamente la ubicación real del fuego, ya que uno o más incendios se pueden detectar dentro del píxel de 1 km.
Brillo	Temperatura de brillo 21 (Kelvin)	Temperatura de brillo del canal 21/22 del píxel de fuego medido en Kelvin.
Escáner	largo del tamaño de píxel de Escaneo	El algoritmo produce píxeles de fuego de 1 km, pero los píxeles MODIS se vuelven más grandes hacia el borde del escaneo. El escaneo y el seguimiento reflejan el tamaño real del píxel.
Pista	A lo largo del tamaño de píxel de pista	El algoritmo produce píxeles de fuego de 1 km, pero los píxeles MODIS se vuelven más grandes hacia el borde del escaneo. El escaneo y el seguimiento reflejan el tamaño real del píxel.
Acq_Date	Fecha de adquisición	Fecha de adquisición de los datos en MODIS.
Acq_Time	Tiempo de adquisición	Hora de adquisición/paso superior del satélite (en UTC).

Atributo	Breve descripción	Descripción larga
Satélite	Satélite	A - Aqua y T - Terra.
Confianza	Confianza (0-100%)	Este valor se basa en una colección de cantidades de algoritmos intermedios utilizadas en el proceso de detección. Está destinado a ayudar a los usuarios a medir la calidad de los píxeles de punto de acceso/fuegos individuales. Las estimaciones de confianza oscilan entre el 0 y el 100% y se les asigna una de las tres clases de fuego (fuego de baja confianza, fuego de confianza nominal o fuego de alta confianza).
Versión	Versión (colección y fuente)	La versión identifica la colección (por ejemplo, La Colección MODIS 6) y la fuente de procesamiento de datos: Casi en tiempo real (sufijo NRT agregado a la colección) o Procesamiento estándar (solo colección). "6.0NRT" - Procesamiento de la colección 6 NRT. "6.0" - Colección 6 Procesamiento estándar.
Brillo_T31	Temperatura de brillo 31 (Kelvin)	Temperatura de brillo del canal 31 del píxel de fuego medido en Kelvin.
Frp	Potencia radiativa de fuego	Representa la potencia radiativa de fuego integrada en píxeles en MW (megavatios).
Día / Noche	Día / Noche	D -día, N – Noche

NASA. (2020). Fire Information for Resource Management System (FIRMS). [Tabla 2]. Recuperado de <https://earthdata.nasa.gov/learn/articles/what-is-new-collection-6-modis-active-fire-data>.

En la Figura 2-2. Distribución mensual e interanual de las quemadas obtenidas por MODIS y en la Tabla 2-3 se muestra la distribución mensual y anual de la cantidad acumulada de las quemadas. Se evidencia un incremento de los puntos de calor en los años analizados, es de aclarar que para el año 2020 sólo se analizó el primer semestre del año y sin embargo mostró la mayor ocurrencia de quemadas con 531 puntos de calor que corresponde 38.1%, seguido del 2019 y 2018 con 318 y 295 respectivamente. Los años con menor ocurrencia fueron 2017 y 2016 (segundo semestre) con 202 y 47 puntos de calor respectivamente. Tal como puede evidenciarse el primer semestre de todos los años muestra una significativa existencia de puntos de calor comparado con el segundo semestre del año.

Es común para todos los años un comportamiento con patrones bimodales característicos de dos épocas de baja pluviosidad en el periodo comprendido típicamente

entre diciembre y marzo y un pequeño pico alrededor de julio y agosto (Armenteras, González, & Aguilera, 2009). Por tanto, es coherente que en el mes de marzo se presente un pico más alto de ocurrencia de quemas que representa el 55.2%, seguido de febrero con 14.4% y abril con un 9.3% de las quemas totales. Para el segundo semestre, aunque los puntos de calor detectados son menos, agosto es el mes en el que más quemas se identifican y corresponde al 8.3% de las anomalías térmicas.

Tabla 2-3. Distribución mensual e interanual de las quemas (puntos de calor) obtenidas por MODIS

NÚMERO DE QUEMAS (puntos de calor)							
Mes/Año	2016	2017	2018	2019	2020	Total, general	Porcentaje de quemas mensual
Enero		6	5	10	14	35	2,5%
Febrero		37	47	49	68	201	14,4%
Marzo		57	165	160	387	769	55,2%
Abril		33	11	35	50	129	9,3%
Mayo		4		4	12	20	1,4%
Junio	2	1	1	2		6	0,4%
Julio	14	30	19	12		75	5,4%
Agosto	17	22	41	36		116	8,3%
Septiembre	9	2	3	7		21	1,5%
Octubre		6		2		8	0,6%
Noviembre	4		1	1		6	0,4%
Diciembre	1	4	2			7	0,5%
Total, general	47	202	295	318	531	1393	100,0%
Porcentaje de quemas anual	3,4%	14,5%	21,2%	22,8%	38,1%	100,0%	

Fuente: Elaboración propia

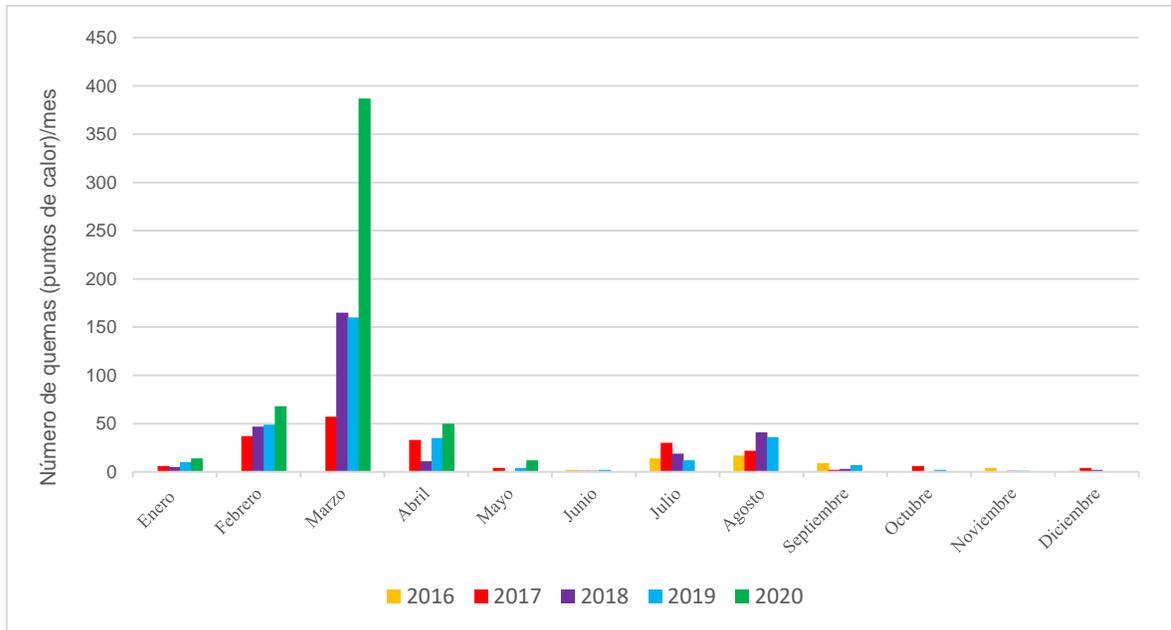


Figura 2-2. Distribución mensual e interanual de las quemas obtenidas por MODIS

En la Figura 2-3. Mapas de distribución de quemas (puntos de calor) en Antioquia entre 2016-2020. se muestra la distribución de las quemas por cada uno de los años estudiados. Como ya se ha mencionado el 2016 muestra menos puntos de calor y en 2020 se muestra mayor área afectada. Es de precisar que 2019 y 2020 se generan anomalías de temperatura en municipios más cercanos al Área Metropolitana, lo que posiblemente se verá reflejado con mayor incidencia en la calidad del aire.

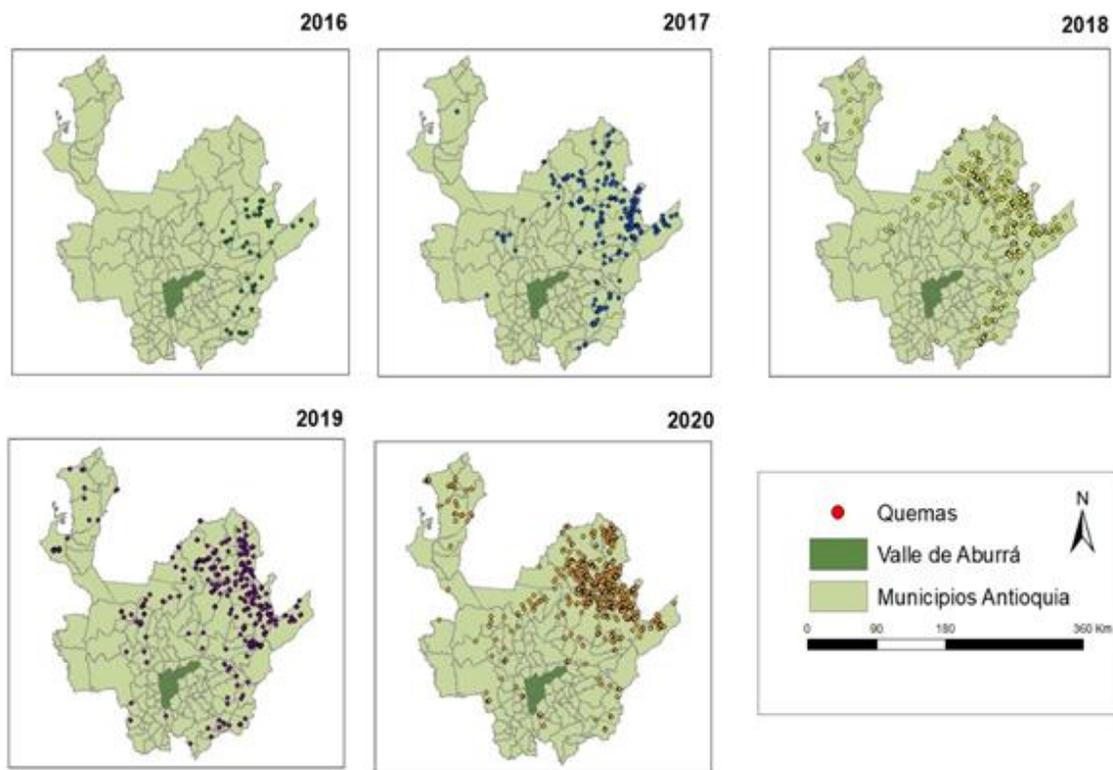


Figura 2-3. Mapas de distribución de quemas (puntos de calor) en Antioquia entre 2016-2020.

El primer semestre de 2020 definitivamente presentó un incremento significativo en los incendios, información que ha sido ampliamente mencionada por medios de comunicación, especialmente en los meses de enero a marzo, donde la Unidad de Manejo de Desastres de Antioquia (Dapard) expresa que la mayoría de las emergencias fueron generadas por intervenciones irresponsables del ser humano y que para el segundo mes del año se tenían reportes de más de 300 incendios que pusieron el departamento en alerta con 30 de los municipios en probabilidad alta (alerta roja) de ocurrencia de incendios en su cobertura vegetal; Lo otros 45 presentan probabilidad moderada (alerta naranja), y 22, probabilidad baja (alerta amarilla) (Agredo, 2020). La temporada seca hace que también se presenten quemas al interior del Valle de Aburrá, donde Medellín y Barbosa son los municipios del Valle de Aburrá con la más alta probabilidad de incendios forestales les siguen Bello, Itagüí, Caldas, Girardota y Copacabana y con menos probabilidad están Envigado y La Estrella Hernández (2018), Matta (2020).

La distribución de los puntos de calor en Antioquia para todos los años se muestra en la Figura 2-4, donde hay una mayor presencia de quemas hacía las regiones del

Noreste, especialmente en los municipios de Remedios, Segovia y Anorí; Bajo Cauca en los municipios de Zaragoza y El Bagre; Magdalena Medio en el municipio de Yondó. Este resultado concuerda con lo dicho por Vásquez Peinado, Toro, & González-Caro, (2018) en el estudio de las dinámicas de incendios en Antioquia con énfasis en bosques Andinos, que señala que alrededor de estas regiones es donde se presenta con mayor frecuencia incendios forestales detectables por el satélite. Según Vásquez Peinado, Toro, & González-Caro, (2018) estas regiones tienen alta influencia por las condiciones climáticas del valle del río Magdalena, con periodos extensos de precipitaciones menores a 1.500 mm, adicionalmente, sobre esta región se desarrollan actividades intensivas de minería, relacionadas con tasas de deforestación aceleradas y de degradación del bosque a través de la generación de incendios.

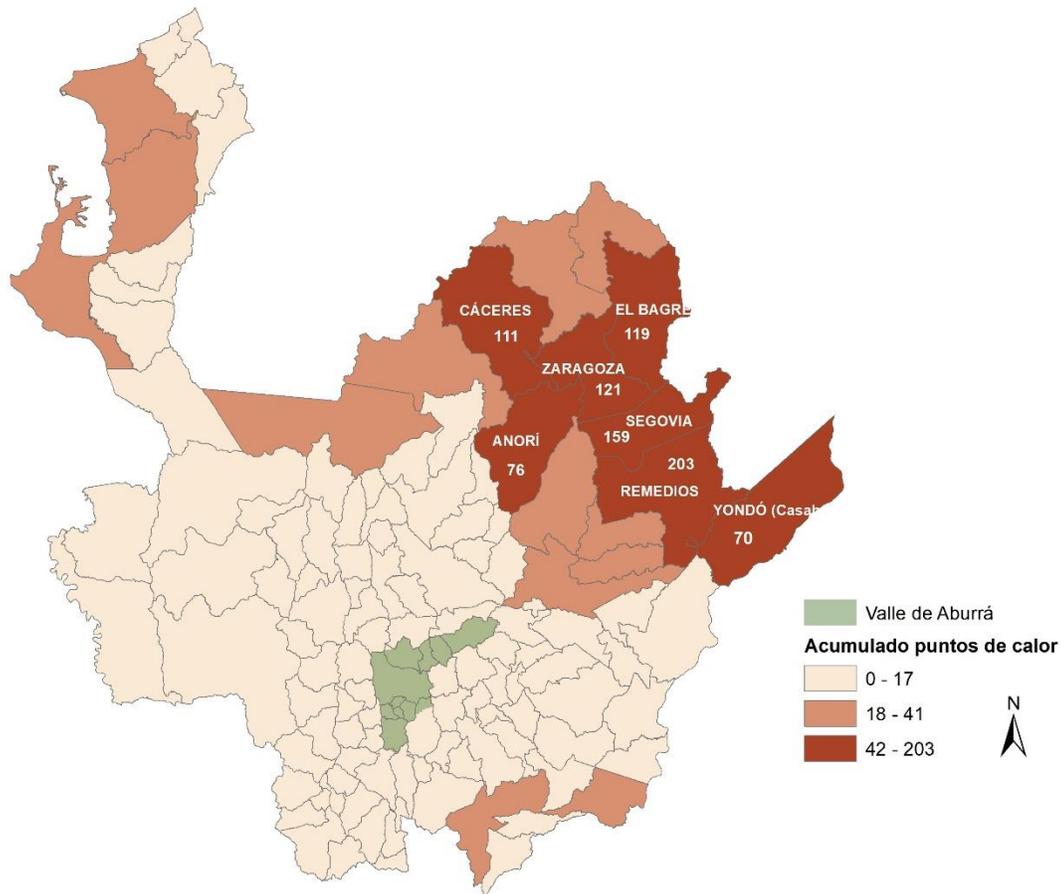


Figura 2-4. Distribución del número de quemas (puntos de calor) por municipio en Antioquia a partir de MODIS

2.2 Determinación del Espesor óptico del aerosol AOD en la región de estudio.

Los efectos de quemas de vegetación y otras fuentes de contaminación a nivel local determinan el estado de calidad del aire de un lugar, la cual podría conocerse en detalle a partir del estudio de los aerosoles atmosféricos. Éstos se definen como suspensiones relativamente estables de partículas sólidas o líquidas en un gas que presentan un diámetro menor a 10 μm . La carga de aerosol o su cantidad en la atmósfera se identifica generalmente por la concentración de masa o por una medida óptica denominada profundidad óptica de aerosoles (Aerosol Optical Depth- AOD por sus siglas en inglés).

El AOD es un parámetro adimensional que mide la extinción de la luz debida a su dispersión y absorción por la presencia de partículas (neblina urbana, humo, polvo desértico, sal marina) distribuidas en la columna de aire desde la superficie terrestre a la parte superior de la atmósfera (Yin, et al, 2019). El AOD es inferido a partir de la radiación detectada por el sensor satelital y la consideración de algunas suposiciones sobre las propiedades ópticas de los aerosoles (distribución de tamaño, forma, albedo de dispersión, y el índice de refracción) (Della Ceca, 2018). La mayoría de los métodos de teledetección registran AOD, a diferencia de los modelos numéricos y las observaciones *in situ*, que emplean la concentración de masas como la principal medida de la carga de aerosoles (Valbuena, 2017).

Para clasificar los aerosoles existen diferentes metodologías, unas de ellas son basadas en parámetros radiactivos o microfísicas de los aerosoles, tales como el espesor óptico, el parámetro α de $^{\circ}$ Angstrom, el albedo por dispersión simple, entre otros (AMVA, & Politecnico Colombiano Jaime Isaza, 2019). También hay clasificaciones basadas en su composición donde se emplean mediciones con fotómetro, desde los estudios realizados por Campo (2015), Ling & Singh (2020), Martins et al (2017) y se clasifican según su procedencia, para lo cual se emplean retrorayectorias de las masas de aire que llegan a las estaciones de medida, ya que su origen y recorrido condiciona el tipo de aerosol que

estas transportan según Rozwadowska, Zieliński, Petelski, & Sobolewski (2010), Shaik et al (2019), Targino et al (2019), Vijayakumar & Devara (2014).

En este estudio se toma como referencia, las metodologías que se han empleado en el departamento de Antioquia por diferentes autores (AMVA, & Politecnico Colombiano Jaime Isaza, 2019) tal como se muestran en la Tabla 2-4.

Tabla 2-4. Clasificación de aerosoles, elaboración propia basada en AMVA & Politecnico Colombiano Jaime Isaza, 2019; Morales, 2019 y NASA's applied Remote Sensing Training Program

AOD	CLASIFICACIÓN
0,02	Área aislada muy limpias
0,3	Aerosol mezclado muy contaminado
0,6	Área muy contaminada
>1	Quema de biomasa o polvo

Fuente: Elaboración propia.

En el mundo y en Colombia existe normativa que busca controlar aquellos niveles de aerosoles que son nocivos para la salud y que han sido estudiados desde hace varios años con evidencias como las que mencionan AMVA & Universidad de Antioquia (2018), de varios autores como Katsouyani et al., (1997); Kan, & Qian (2008); Romieu, Stafoggia et al., (2014), Cohen et al. (2017), entre otros. Según estas evidencias, contaminantes atmosféricos como material particulado (PM) y diferentes gases, entre ellos, dióxido de nitrógeno (NO₂) y ozono (O₃) tienen afectaciones importantes en los sistemas respiratorio y cardiovascular, que se asocian a exposiciones de corta y larga duración, y que incluyen desde impacto a nivel fisiológico como alteraciones en la función pulmonar y cardiaco; biológico como genotoxicidad y mutagenicidad asociada a la exposición a contaminantes críticos; y enfermedades crónicas como cáncer pulmonar o enfermedad respiratoria crónica (EPOC), así como muerte prematura especialmente en poblaciones vulnerables como niños y ancianos.

De manera similar los ecosistemas terrestres se ven afectados por los aerosoles atmosféricos, tanto por deposición seca a través de la acción del viento, la difusión y la acción de la gravedad; o por deposición húmeda por precipitación de agua o nieve, lo cual puede suponer la acidificación y eutroficación de suelos y aguas superficiales y subterráneas. Asimismo, existe una contribución de los aerosoles al cambio climático que puede ser de manera directa mediante la absorción, dispersión y emisión de la radiación, o de manera indirecta al actuar como núcleos de condensación y participar en la formación y modificación de las nubes (Gimeno, Demetrio, & López, 2002).

Existen diferentes metodologías para medir las propiedades y concentraciones de los aerosoles, tanto espacial como temporalmente. Éstas pueden ser medidas desde superficie a través de redes de fotómetros solares terrestres como AERONET, o desde satélites mediante sensores remotos. Estos últimos permiten obtener una gran homogeneidad en las medidas y una cobertura global (AMVA, & Politecnico Colombiano Jaime Isaza, 2019) proporcionando información de los aerosoles mediante el efecto sobre la radiación electromagnética incidente, sin necesidad de estar en contacto físico con los aerosoles. La radiación utilizada en esta metodología está compuesta por longitudes de onda en las que el resto de los componentes atmosféricos interactúan lo menos posible (Obregón Muñoz, 2012).

Estudios alrededor del mundo reportan en amplio uso del producto estándar de AOD de 10 y 3 km de resolución espacial de MODIS (MOD04/Terra y MYD04/Aqua; García, et al (2016); Mehra et al., (2019); Sorek, et al., (2015). Aunque, estas resoluciones espaciales no se consideran suficientes para el estudio de la variabilidad espacial de aerosoles en áreas urbanas o para evaluar el impacto de los aerosoles en estudios de tipo epidemiológico, donde una resolución más detallada es esencial para detectar variabilidad espacial en los niveles de PM y en cargas de aerosoles a escala regional/local (Chudnovsky et al., 2014).

Para tener una mejor resolución y lograr un análisis más eficiente, se emplea el algoritmo denominado implementación de corrección atmosférica multi-ángulo (MAIAC, por sus siglas en inglés), que debido a la calibración cruzada, procesa MODIS Terra y Aqua conjuntamente como un solo sensor y cuenta con productos obtenidos que incluyen la AOD a 470 nm de longitud de onda a resolución espacial de 1 km (Lyapustin, et al., 2012). Para el análisis de serie temporal, MAIAC implementa la técnica de ventana deslizante almacenando de 4 (en los polos) a 16 (en el ecuador) días de observaciones pasadas en la memoria operativa y la función de distribución de reflectancia superficial bidireccional (BRDF, siglas en inglés) (Lyapustin & Wang, 2018).

MAIAC ofrece un conjunto de productos atmosféricos y de superficie en formato HDF4, que incluyen: MCD19A1 diario (BRF espectral o reflectancia de superficie), MCD19A2 diario (propiedades atmosféricas), y MCD19A3 de 8 días (BRDF espectral / albedo) (Lyapustin & Wang, 2018). Estos productos en especial el MCD19A2 han sido empleado en varias publicaciones y se considera apropiada para el estudio de la calidad del aire en áreas urbanas expuesto por (Hoogh, et al, (2018); Della, et al., (2018); Kloog et al., (2015); Vitor, et al., (2018). A partir de MAIAC es posible obtener información sobre aerosoles tanto sobre superficies oscuras con vegetación o sobre desiertos brillantes, mediante el procesamiento basado en imágenes y el análisis de series de tiempo.

2.2.1 Metodología

Los valores de AOD fueron descargados directamente de la página del centro de archivo y distribución de datos atmosféricos de la NASA, LAADS DAAC2 (Por sus siglas en Ingles) donde se selecciona el producto deseado, que en este caso corresponde al MCD19A2 de la colección 6 (MODIS/Terra+Aqua Land Aerosol Optical Depth Daily L2G Global 1km SIN Grid) a una longitud de onda de 470nm. Al igual que para los datos de

incendios se ingresan las coordenadas (W: -77.16°, N: 8.92°, E: -73.79°, S: 5.34°) que abarcan el departamento de Antioquia y el rango de tiempo (2016/06/01-2020/06/309) en el que se desean los datos. De esta manera se obtienen el conjunto de datos por órbita que corresponden a los días en los que se detectaron los incendios analizados en el ítem 2.1 del presente estudio. Los datos se descargan en formato. hdf con el estándar: MCD19A1.DayOfObservation.TileNumber.Collection.TimeOfCreation.hdf. (Lyapustin & Wang, 2018).

La variación espacio-temporal de la concentración de aerosoles se analizó calculando el promedio semestral y mensual del producto AOD, obtenido con el algoritmo MAIAC, píxel a píxel. Se calculó la media aritmética mensual a partir de los valores diarios de AOD_{MAIAC} correspondientes a cada pixel en las mismas fechas en las que se detectaron las quemas para así dar correspondencia a dichos sucesos. Para poder realizar el análisis espacio-temporal de los datos en la región de estudio y debido a la gran cantidad de información que se debía procesar, se emplearon softwares específicos, matemáticos y de procesamiento de mapas, tales como Matlab y ArcGIS respectivamente.

2.2.2 Resultados

En total se emplearon 657 imágenes de AOD tomando los datos arrojados por la órbita. En la Figura 2-5 se muestran los valores mínimos, máximos y la media del AOD_{470nm_MAIAC} para todos los meses de los años estudiados. Los resultados indican que, para todos los años, el primer semestre del año presenta valores más altos, especialmente entre los meses de febrero y mayo, lo cual a su vez muestra un incremento anual significativo. Para el año 2017 en los valores más altos se tiene un promedio de 0.7 siendo el máximo 1.1 en el mes de abril. El 2018 muestra un comportamiento similar con un promedio de 0.8 para los valores más altos y un máximo de 1.6 en el mismo mes. El año 2019 presenta valores más altos con una media de 1.02 y un valor extremo para el mes de marzo con 3.06. Para el 2020 se da el mayor incremento de AOD con un promedio de valores altos de 1.6 y valor máximo para el mes de marzo con 3.3. Como es de notar

para todos los semestres se indican valores por encima de 0.6 que según la clasificación presentada en la Tabla 2-4, se categoriza como áreas muy contaminadas y que para los casos en que el $AOD > 1$ denota eventos de quema de biomasa o polvos, lo cual está relacionado con los episodios de incendios mostrados en la sección anterior.

En la Figura 2-6 se presentan los valores de las medias mensuales de los valores de AOD obtenidos a partir de MAIAC para el tiempo comprendido entre 2016 y 2020. Se observa que se tiene valores entre los 0.02 y 0.6 para el segundo semestre de 2016 y todo el año del 2017, igualmente se evidencia un incremento en los siguientes años, alcanzando valores de AOD mayores a 1.

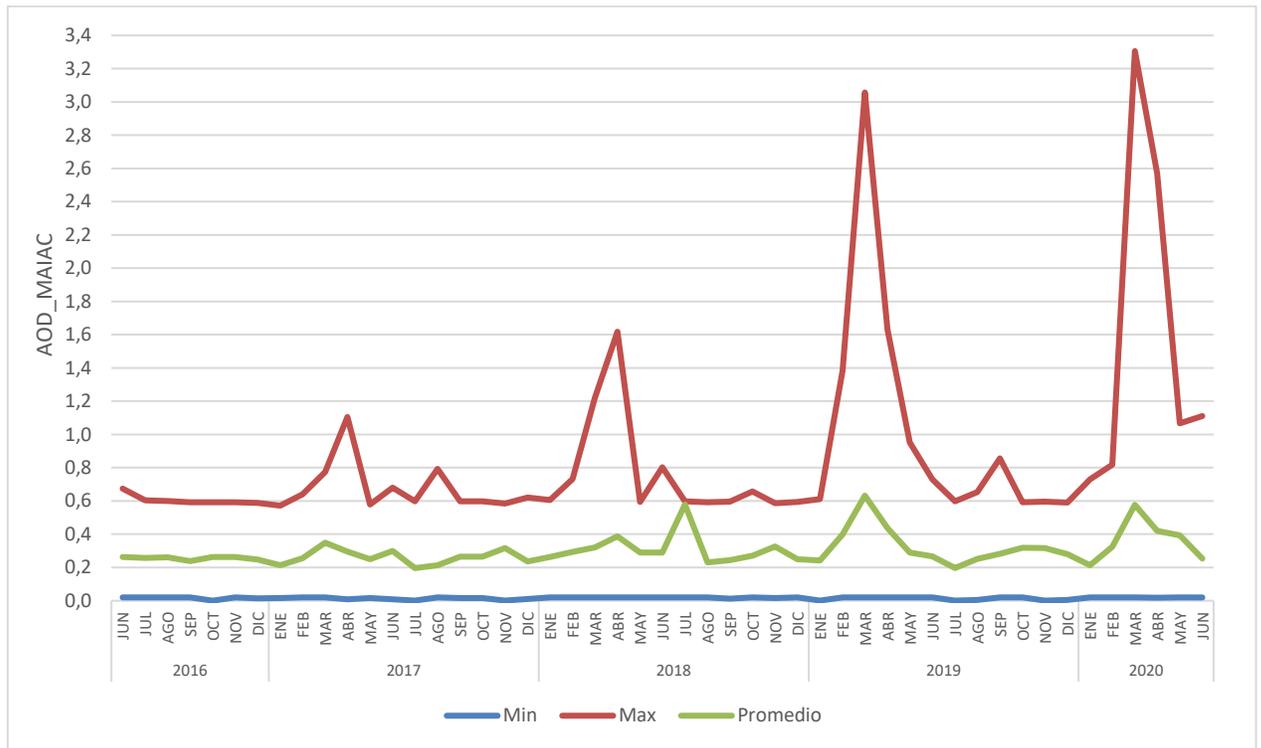


Figura 2-5. Valores mínimos, máximos y la media del AOD470nm_MAIAC entre 2016-2020 para la región de Antioquia.

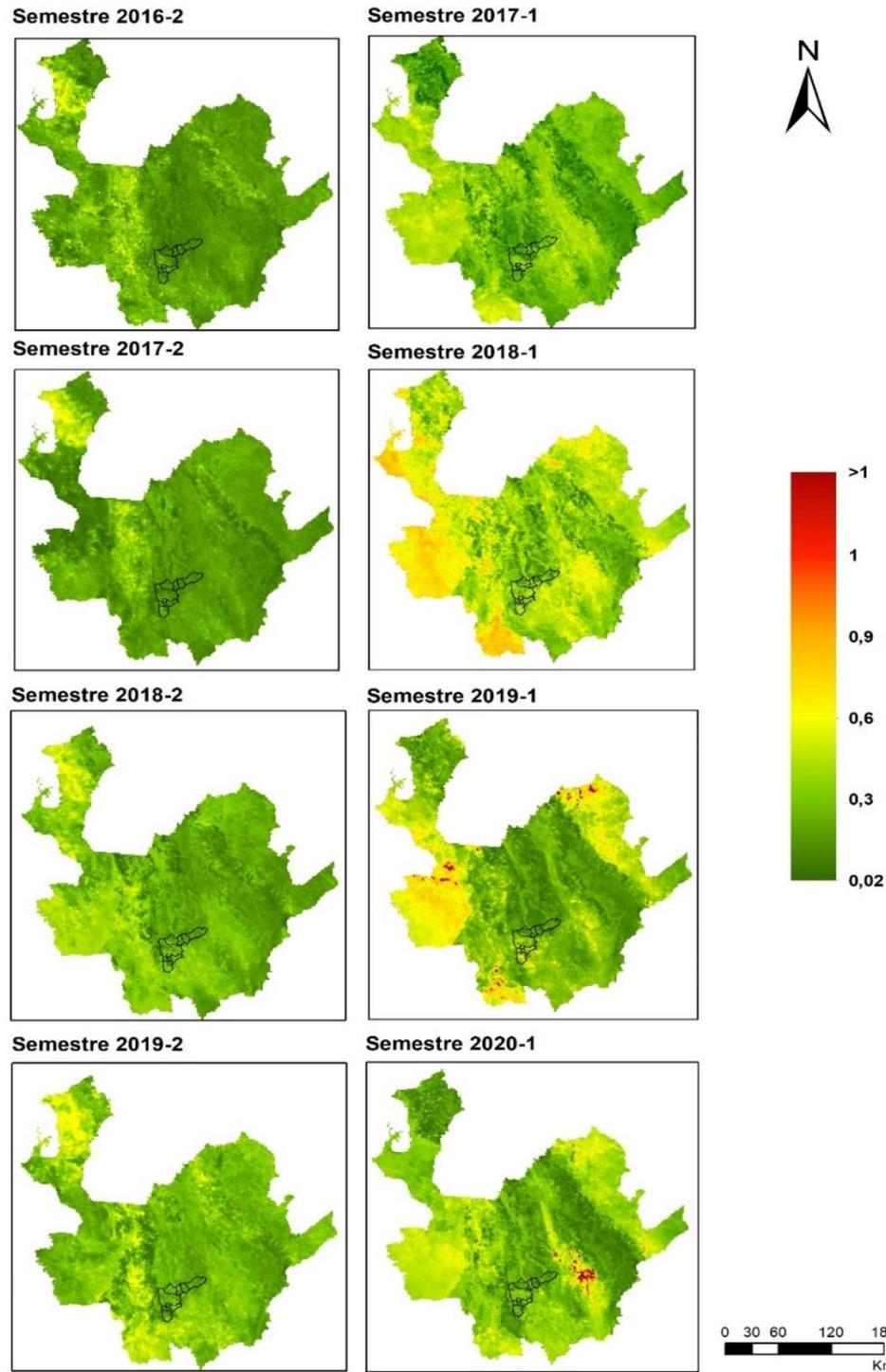


Figura 2-6. Media aritmética semestral de AOD-MAIAC para los años 2016-2020 en el departamento de Antioquia

De igual modo es posible destacar que a lo largo de los años los valores de AOD muestran similitudes en su ubicación espacial, donde los valores más altos suelen estar

hacia el occidente del departamento, esto podría explicarse con las reto-trayectorias de los aerosoles y la dirección de los vientos, tema que se desarrolla en el capítulo 3 del presente estudio.

Con el fin de hacer un análisis más profundo de la distribución espacial de los aerosoles en los municipios del departamento de Antioquia, se tomaron los valores máximos de la media aritmética para el primer semestre de 2020, donde se presentan los valores de AOD más altos. La Figura 2-7 muestra que gran parte de la región presenta AOD por encima de 0.6, que como ya se ha mencionado hace referencia a zonas contaminadas. Sin embargo, también se alcanzan valores iguales y mayores a 1 lo que corresponde a aerosoles que probablemente provengan de quemas de biomasa, esto en municipios como Yolombó, San Roque, Gómez Plata, Amalfi y San Rafael, por mencionar solo algunos. Aunque dichos municipios no tienen una alta presencia de incendios y son en su mayoría zonas rurales con poca presencia de aerosoles de fuentes móviles o fijas, es posible que los valores de AOD allí identificados puedan ser transportados desde aquellos municipios donde si se producen quemas, dicha afirmación será analizada a profundidad en el capítulo 3.

Para los municipios del Área Metropolitana, el que presenta zonas más contaminadas (AOD= 0.6) es la ciudad de Medellín, dichos niveles de AOD pueden ser generados por quemas o por mezclas de aerosoles de fuentes fijas o móviles, en los capítulos siguientes se hará un análisis de dicha situación.

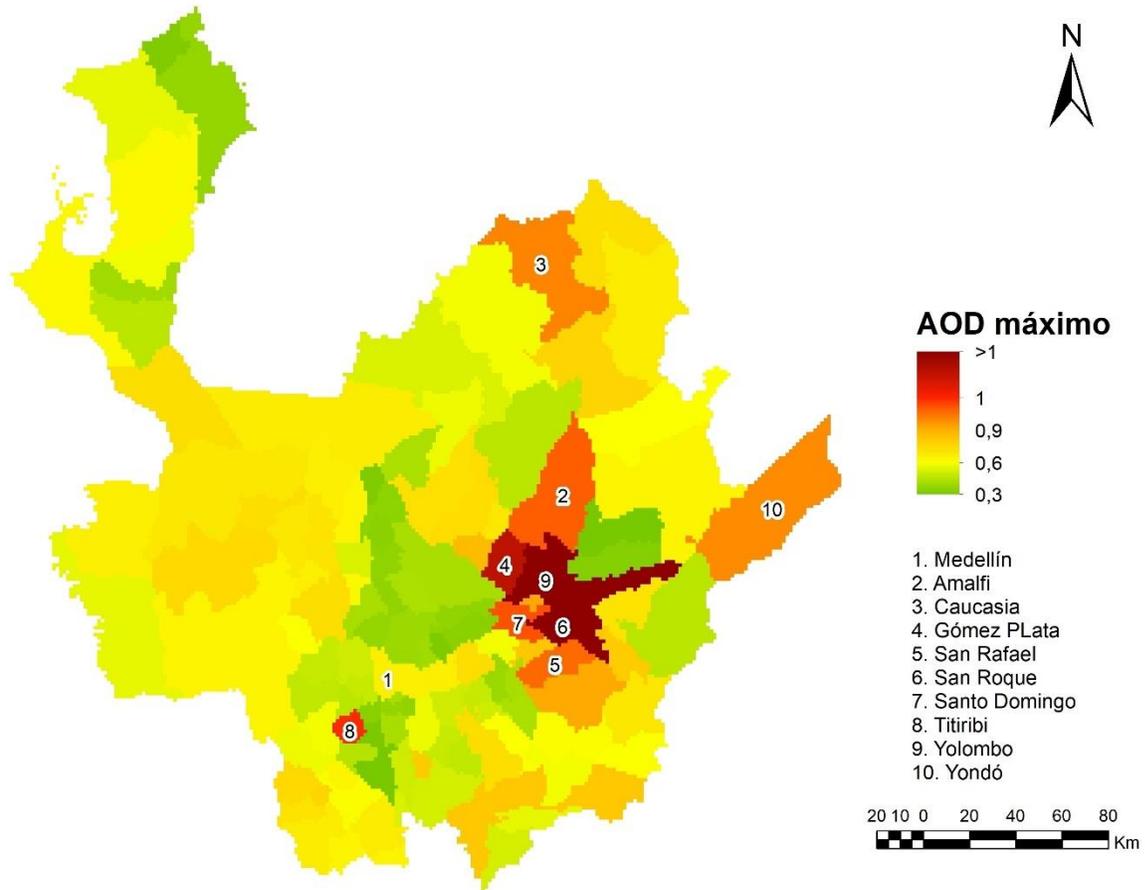


Figura 2-7. Distribución de los niveles máximos de AOD_MAIAC por municipio en Antioquia

Capítulo 3: Caracterización de la Trayectoria de los Aerosoles Producidos por Quemadas de Vegetación en Territorios Vecinos al Área Metropolitana del Valle de Aburrá.

Para el estudio de la calidad del aire, la información que genera MODIS de alguna manera es estática y no permite simular el movimiento que tienen los aerosoles estudiados; a pesar de que, existen modelos de simulación de la dinámica atmosférica que permiten comprender el transporte de parcelas de aire que contienen contaminantes, así como sus procesos de dispersión. Dichos contaminantes, pueden ser transportados cientos de kilómetros partiendo desde la fuente de emisión, este transporte depende de la variabilidad de los campos de viento de la zona en estudio y de las tasas de deposición de los aerosoles y se estudia mediante el análisis de trayectorias o retrotrayectorias simples o complejas (AMVA & Politecnico Colombiano Jaime Isaza, 2019).

Las retrotrayectorias se pueden definir como el recorrido que siguió una partícula, cuerpo o parcela en un tiempo determinado, antes de alcanzar una coordenada y fecha en específico. Estas se estiman a partir de interpolaciones lineales en saltos de tiempo definidos, usando información del presente para calcular la ubicación en el pasado (AMVA & Politecnico Colombiano Jaime Isaza, 2019). Para aplicar dichas estimaciones, se suelen emplear modelos lagrangianos de dispersión de partículas que permiten simular el transporte atmosférico en diferentes escalas y con múltiples aplicaciones, desde dispersión de contaminantes a pequeña escala, hasta obtención de regiones de influencia para las masas de aire que llegan a una región o estación en específico. El algoritmo base de estos modelos parte de cierta base de datos meteorológicos (desde modelos de meso-escala,

hasta reanálisis y modelos globales) donde se extraen los datos de velocidad del viento como variable principal, y de otras variables secundarias que se quieran analizar dependiendo del caso (humedad relativa, temperatura, humedad específica) (AMVA & Politecnico Colombiano Jaime Isaza, 2019).

Uno de ellos es el Modelo Híbrido Lagrangiano de Trayectoria Integrada de Partícula Única (HYSPLIT por sus siglas en inglés), desarrollado por Roland Draxler de la Administración Nacional de Océanos y Atmósfera (NOAA) con el fin de aplicar simulaciones relacionadas al transporte y dispersión de los contaminantes atmosféricos de varias fuentes y diversas escalas: local, meso escala, sinóptica, hemisférica y planetaria (Collazo, 2011). La última versión de HYSPLIT realiza un amplio rango de simulaciones relacionadas con el transporte a gran escala, dispersión y deposición de contaminantes, monitoreo y pronóstico del movimiento y concentración de las partículas de aire o contaminación en incendios, tornados, huracanes y contaminación producida por actividad antrópica (Polania & Sarmiento, 2019).

El Hysplit es un modelo híbrido entre el enfoque lagrangiano y la metodología Euleriana, combinando un marco de referencia móvil para los cálculos de advección y difusión a medida que las trayectorias o parcelas aéreas se mueven desde su ubicación inicial, y la utilización de una cuadrícula tridimensional fija como un marco de referencia para calcular las concentraciones de contaminantes en el aire (Bolaño, 2020). Emplea registros meteorológicos históricos para generar los modelos predictivos, delimitando con ello las áreas de estudio mediante coordenadas de las zonas a simular. Esto con el fin de obtener la trayectoria de los vientos para estudiar la procedencia geográfica de posibles contaminantes que viajan a través de las masas de aire durante largas distancias y que pueden formar parte de las inmisiones de las zonas analizadas (Kim et al., 2019).

La dispersión de los contaminantes se calcula asumiendo un modelo de emisión discontinua de ráfagas (puff) o un modelo de emisión continua de partículas. En el primer caso el modelo asume que esta pluma se expande hasta que excede el tamaño de la celda

meteorológica (ya sea horizontal o verticalmente) y posteriormente se divide en varias plumas nuevas conservando su masa. Para el modelo de partícula, un número fijo de partículas son arrastradas por el viento y dispersadas por el componente de turbulencia. Por defecto el modelo asume una configuración de distribución en tres dimensiones y cada una de ellas es llevada a la componente turbulenta a través del aire (Méndez-Espinosa et al., 2019).

Hysplit ha sido ampliamente usado para determinar las trayectorias de los contaminantes producidos en los incendios forestales sobre distintas zonas a nivel mundial estimando los recorridos de las masas de aire que arriban a la región de interés o detectando las retrotrayectorias cuando se tienen altos niveles de contaminación y así establecer la fuente de origen. Entre esos estudios a nivel mundial se tienen casos como el de Punsompong & Chantara (2018) quienes estudiaron la contribución porcentual de las emisiones locales y transfronterizas en Tailandia sobre las concentraciones de contaminantes atmosféricos, en particular PM10; En Nepal Mehra et al., (2019) realizó estudios sobre el carbono negro, gases y material particulado en la estación de la Calidad del Aire de Chitwan (CAQMS) durante la temporada previa al monzón (febrero-mayo de 2016) que es donde se presentan fuertes incendios en la zona y emplearon el modelos híbrido para verificar dicha procedencia de los contaminantes.

De igual manera en Latinoamérica se tienen estudios sobre las contribuciones relativas de diferentes regiones en Suramérica en la conformación de la carga de aerosol continental por combustión de biomasa, donde emplean hysplit para el análisis de trayectorias hacia adelante (Castro, Barnaba, Angelini, Cremades, & Gobbi, 2013). En Colombia se han realizado varios estudios que incluyen en análisis de trayectorias mediante HYSPLIT como mecanismo para identificar la procedencia de contaminantes en las principales ciudades del país, Méndez, et al (2018); Méndez (2020); Mendez,Espinosa et al.,(2019); Rincón et al (2020).

3.1 Metodología

Para determinar la procedencia y el desplazamiento de los aerosoles generados por las quemas de vegetación se realizó un análisis de retrotrayectorias de las plumas en regiones cercanas al Valle de Aburrá para explicar los efectos en la calidad del aire actual. Se aplica el modelo lagrangiano HYSPLIT³ para rastrear el conjunto de datos de aerosoles que se detectaron previamente y hacer una evaluación de las trayectorias de masas de aire para el período de estudio (segundo semestre de 2016- primer semestre de 2020), que llegaron a la zona urbana del Valle de Aburrá y que podrían haber sido influenciados por los incendios o quemas detectados con MODIS. Este modelo es aplicado dado que se considera un modelo robusto con errores en longitud de la trayectoria no superiores a 20% (Draxler, 1999). Para trabajar el modelo se emplea la versión online que permite realizar simulaciones de ceniza volcánica, modelos de dispersión y modelos de trayectoria, utilizan las bases de datos históricas para hacer las simulaciones determinadas.

El modelo requiere una serie de parámetros que deben ser ajustados según los requerimientos del estudio, para nuestro caso se eligió un tipo de trayectoria “normal” que se da por defecto en el programa. A continuación, se eligen las coordenadas que para el valle de aburra, específicamente en la ciudad de Medellín son latitud 6.2437N y longitud 75.61201 W. Se establece la base de registro meteorológicos que se va a emplear, en este caso es Reanalysis NCEP/NCAR, producto desarrollado por los Centros Nacionales de Predicción Ambiental (NCEP, formalmente conocido como el Centro Nacional de Meteorología-NMC) y el Centro Nacional de Investigación Atmosférica (NCAR) de Estados Unidos (Polania Ayala & Sarmiento Granados, 2019). Este tiene como objetivo producir estudios climatológicos usando datos históricos desde 1948 hasta la actualidad y análisis del estado del tiempo y de la circulación atmosférica del *Climate Data Assimilation System* (CDAS). Poseen una cobertura a nivel mundial y a nivel espacial se maneja una malla global de (144x73) de 90N – 90S, 0E - 357.5E, con una resolución de 2.5 grados de latitud

por 2.5 grados de longitud, constituyendo una herramienta ideal para el estudio del clima a escala local o regional, como es el caso del presente estudio (IDEAM, 2008).

Posteriormente se le indica al programa las fechas en que se realizan las modelaciones, para lo cual se eligieron los meses que presentaron mayores puntos de calor que según la Tabla 2-1 son los meses de febrero, marzo y abril para el primer semestre y agosto para el segundo semestre. Con esto se tendría un análisis teniendo en cuenta el 87% del total de las quemadas detectadas por MODIS para el total de los años. Para cada mes se utilizan dos modelos de retrotrayectorias para lo que se determina la cantidad de horas con el fin de cubrir por lo menos dos semanas por cada simulación. Por ejemplo, para el mes de marzo la primera simulación inicia el 30 y la segunda el 16 de marzo, ambas a las 00:00 UTC.

El tiempo de simulación, se estableció mediante un análisis de trayectoria hacia adelante (forward), con el fin de establecer, cuánto tardan aproximadamente en viajar las partículas desde las zonas más lejanas de generación de puntos de calor en nuestra región de estudio que es Antioquia hasta el Valle de Aburrá. La trayectoria trazada mostró que el tiempo de corrida es aproximadamente 15 horas, tiempo que se emplea en la modelación de todas las retro trayectorias, ver Figura 3-1. Teniendo en cuenta el tiempo de corrida (15h), la frecuencia para el inicio de una nueva trayectoria (10h) y el número máximo de trayectorias (30), se establece que la altura en la que se realiza el trazado es de 500 metros sobre el nivel del suelo, altura que se considera adecuada para comprender el comportamiento de las masas de aire y contaminantes en la capa límite atmosférica y a escala local (Polania Ayala & Sarmiento Granados, 2019) y con el método de movimiento de velocidad vertical.

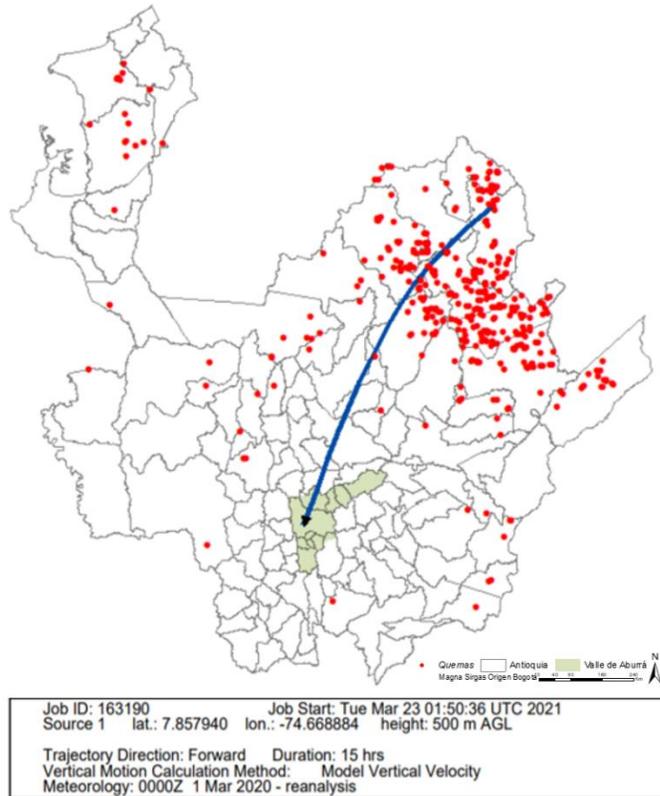


Figura 3-1. Trayectoria hacia delante simple para marzo de 2020.

Los parámetros antes descritos se resumen en la Tabla 3-1.

Tabla 3-1. Parámetros para modelar trayectorias en HYSPLIT

Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
Trayectory Model	<i>Compute archive trayectories</i>	Total, run time	15h
Type of trayectory	<i>Normal</i>	Start a new trayectory every	10h
Vertical Motion	<i>model vertical velocity</i>	Level 1 hight	500 meters AGL
Trayectory direction	<i>Backward</i>	Plot resolution	96
Maximum number of trayectories	30	Zomm factor	70
Meteorology	<i>REANALYSIS (global, 1948-pesesnt)</i>		

Mendez, Espinosa et al., 2019 y Prieto (2017). Parámetros para modelar trayectorias en HYSPLIT. Elaboración propia.

3.2 Resultados

Como se ha evidenciado a lo largo de este estudio y en otras investigaciones como la de Hernández D. J., 2018; Mendez, Belalcazar, & Morales Betancourt, 2019; Mendez E. J., y otros, 2020; Montoya, 2018. El primer semestre del año presenta mayores acontecimientos de incendios y por ende mayor generación de gases. Los eventos de quema de material vegetal estudiados en la presente investigación son aquellos que se encuentran en la región de estudio y por tanto las retrotrayectorias trazadas fueron para los meses de febrero, marzo, abril y agosto, partiendo desde el Valle de Aburrá con un análisis que cobije hasta los límites fronterizos del departamento de Antioquia.

Para el periodo de tiempo estudiado el análisis muestra trayectorias con mayor definición y más relacionadas con los eventos de quemas identificados para la primera temporada de lluvias que sucede entre los meses de febrero y marzo, lo cual es conforme con las condiciones climáticas dadas por la transición de la temporada seca a la temporada de lluvias y la intrusión de los vientos alisios que llegan por el noreste y se distribuyen a través del Valle.

Las trayectorias generadas para febrero se muestran en la Figura 3-2 donde para los años de 2018 y 2020 se evidencia una tendencia más marcada hacia las subregiones del Bajo cauca, Nordeste y Magdalena medio en el Antioquia, lo cual concuerda con la presencia de quemas en dicho zonas y con la densidad de estas para los años mencionados. 2017 y 2019 presenta menos trayectorias hacia estas regiones, pero algunas tienen la misma tendencia.

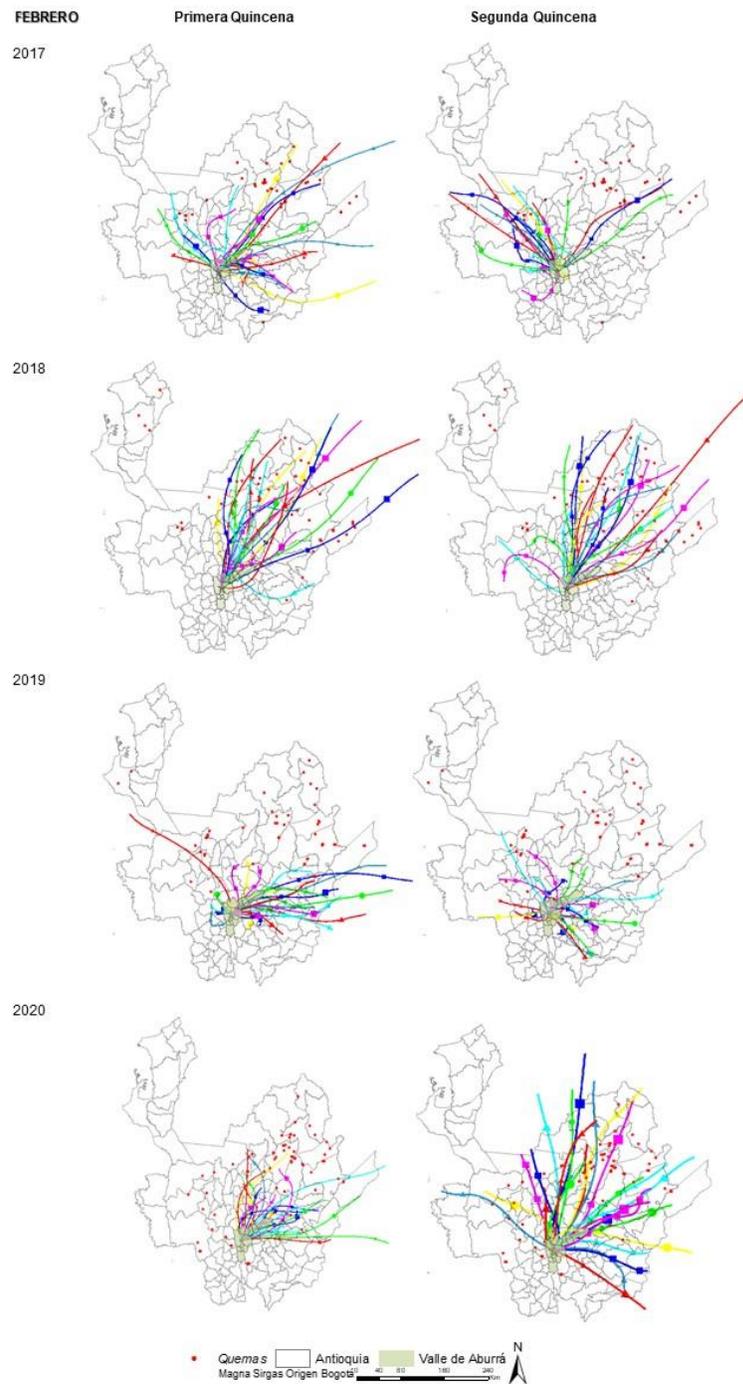


Figura 3-2. Retro trayectorias trazadas en Hysplit para el mes de febrero de 2017, 2018, 2019 y 2020.

Marzo es el mes que exhibe un comportamiento más uniforme en la dirección de las retro trayectorias trazadas, como se muestran en la Figura 3-3 donde hay coincidencia

temporales y espaciales con los las quemas identificadas y por tanto se corrobora que los vientos conducen los contaminantes hacia el área metropolitana desde las subregiones de del Bajo cauca, Nordeste y Magdalena medio para todos los años analizados pero con mayor presencia en el 2018 y en el 2020.

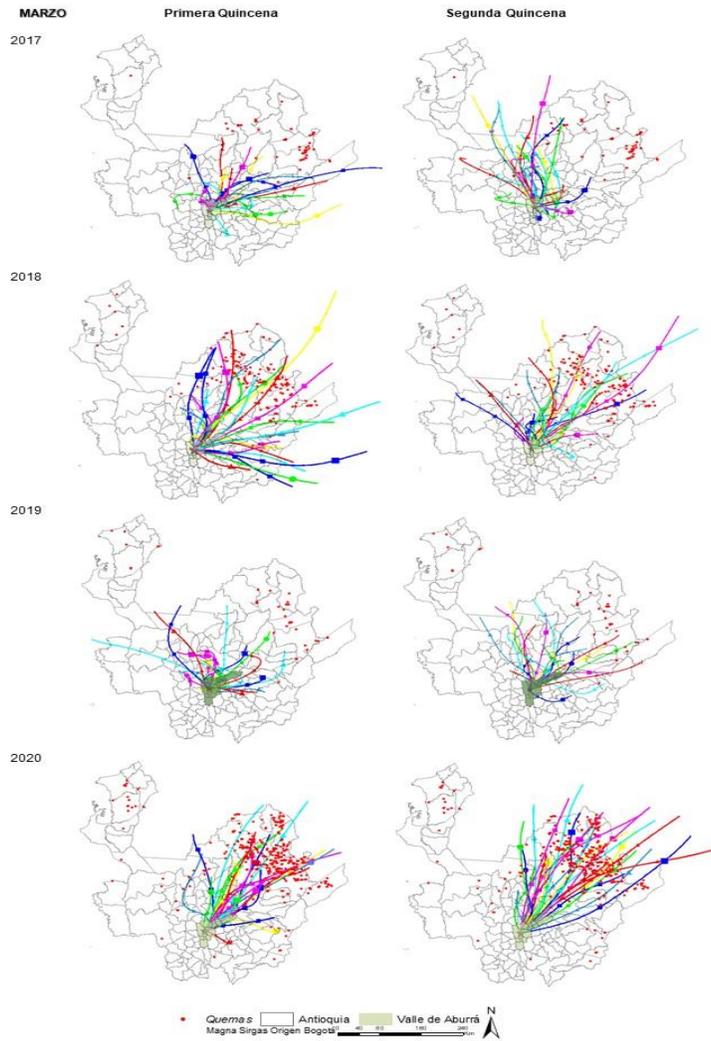


Figura 3-3. Retrotrayectorias trazadas en Hysplit para el mes de marzo de 2017, 2018,2019,2020

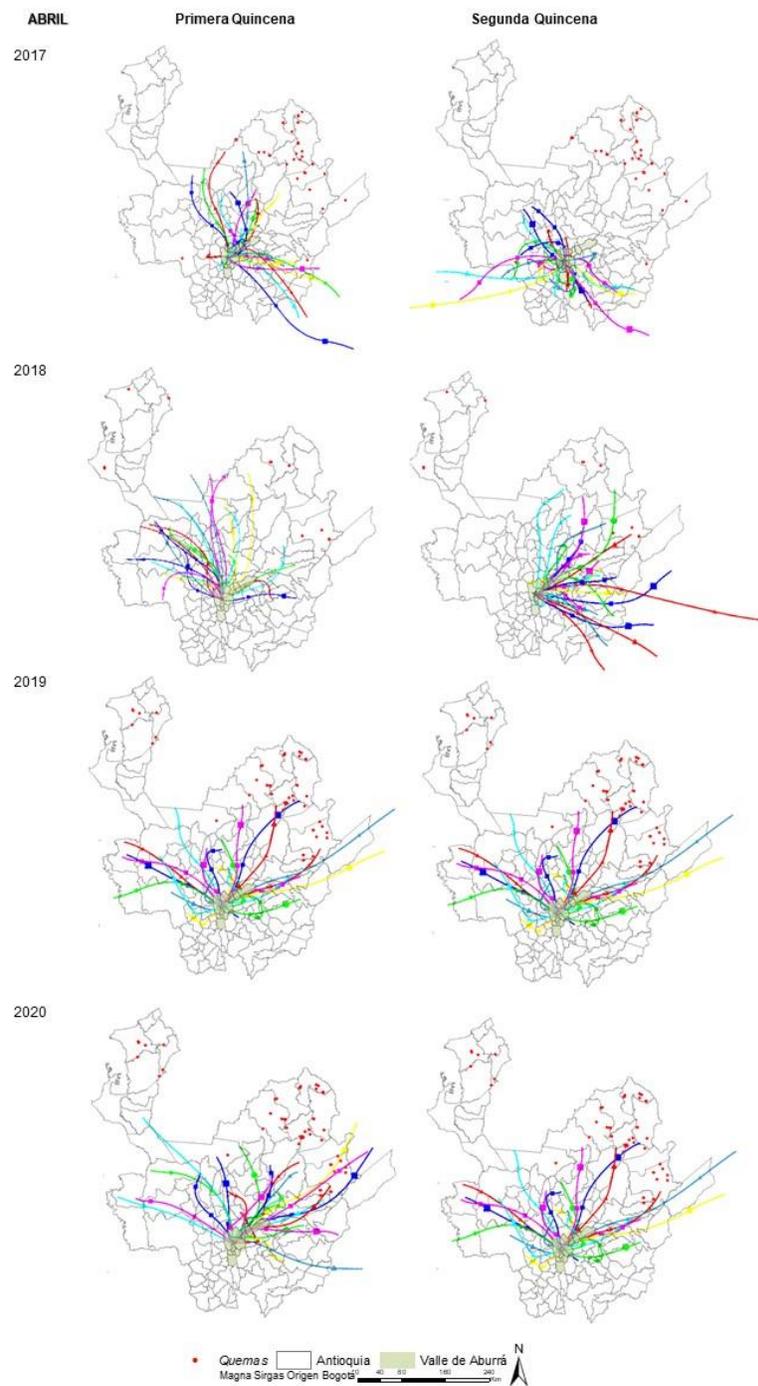


Figura 3-4. Retrotrayectorias trazadas en Hysplit para el mes de abril de 2017, 2018, 2019 y 2020.

Las retrotrayectorias obtenidas para el mes de abril, ver Figura 3-4 difieren un poco de los meses anteriores, aunque, entre ellas tienen una tendencia similar mostrando que

las masas de aire provienen de la zona norte del departamento con mayor énfasis en las subregiones del Magdalena medio, bajo cauca, occidente y Urabá Antioqueño, lo cual coincide con las quemas detectadas para dicha temporalidad.

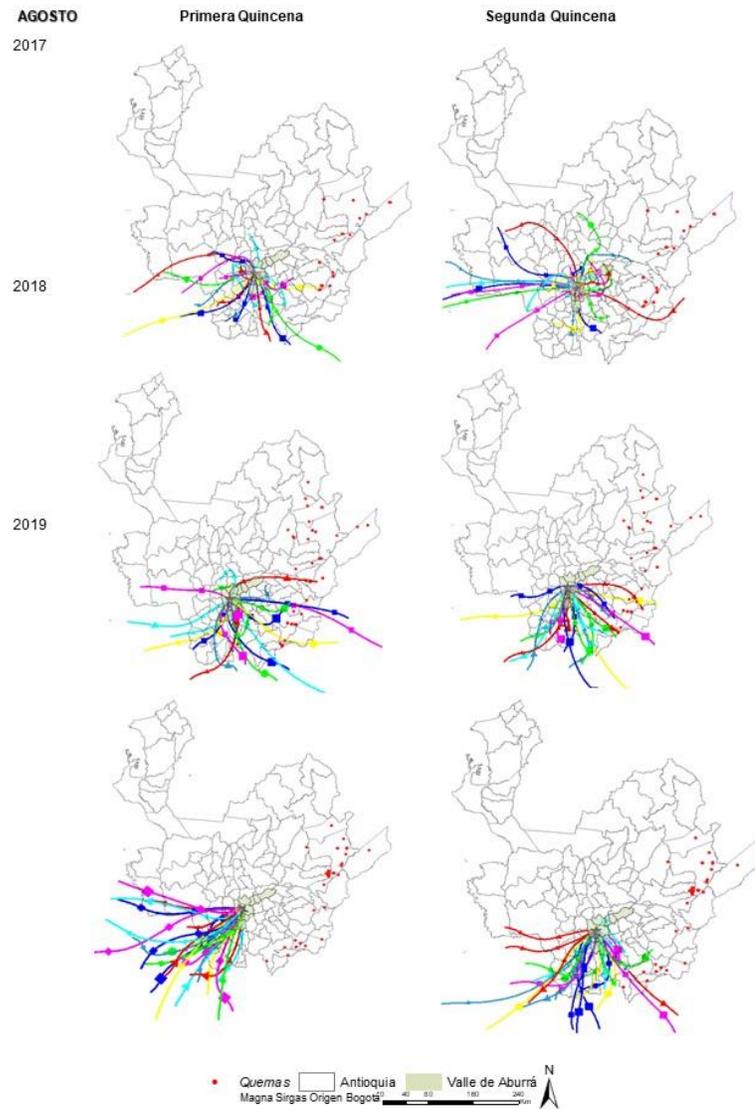


Figura 3-5. Retrotraectorias trazadas en Hysplit para el mes de agosto de 2017, 2018 y 2019

Las direcciones de las masas de aire para el mes de agosto se muestran en la Figura 3-5 y como se observa hay un comportamiento completamente diferente a losmeses del primer semestre del año. Aquí las retrotraectorias exhiben un

comportamiento opuesto a los puntos de calor identificados, aunque son menores que en los meses anteriores también son significativas. Las masas provienen principalmente del suroeste y suroriente del departamento y esto puede explicar porque en el segundo semestre del año se presenta menor presencia de aerosoles generados por quemas de material vegetal sobre el Valle de Aburrá.

Es notorio que algunas retrotrayectorias sobrepasan la región de estudio en algunos de los meses estudiados, especialmente hacia la zona norte, lo cual es congruente con estudios como el de Mendez-Espinosa et al., (2019) donde se explica que los incendios generados en la cuenca del Orinoco, el Valle de Magdalena y Llanuras caribeñas podrían afectar a centros urbanos a más de 1000 km de las áreas de origen, como es el caso de Valle de Aburra. El cual es un valle estrecho altamente influenciado por los vientos regionales, puesto que estos ingresan por el norte, se encauzan y siguen su trayecto por todo el eje del valle, y aunque es un proceso atmosférico que se da durante todo el año, para los meses de febrero y marzo presenta una intensidad mayor (Montoya Duque, 2018)

Como se ha mostrado en este capítulo las trayectorias evidencian que el transporte de las masas de aire contaminadas lleguen al Valle en los meses entre febrero y abril, que a su vez presenta un incremento de concentraciones de contaminantes. Montoya Duque (2018) en su estudio explica que entre las causas para que dichos fenómenos se presenten están los vientos alisios, la temperatura superficial, humedad específica en superficie, estabilidad atmosférica y comportamiento de los vientos tanto en la horizontal como en la vertical. precisamente el mes de marzo, a lo largo de los años, expone mayores temperaturas superficiales, junto con vientos alisios húmedos, que son movilizados a lo largo del valle por acción de los vientos locales, y esto acompañado de procesos de estabilidad atmosférica, favorece el efecto invernadero que hace que los contaminantes no puedan salir a causa del movimiento de las masas de aire y por ende se aumentan los valores de contaminantes y del ICA.

Capítulo 4: Análisis de la calidad del aire del Valle de Aburrá en Función de las Fuentes Externas e Internas de Contaminación.

Los contaminantes del aire se pueden presentar como gases o como partículas, estas últimas son conocidas como material particulado (PM) y son el contaminante que más contribuye y genera mayores efectos adversos en la salud en entornos urbanos. El PM tiene origen en diferentes fuentes, posee diversos tamaños y composición química. Es clasificado según su tamaño, específicamente según el diámetro de la partícula, que suelen ser menores a 50 μm , puesto que partículas más grandes se asientan relativamente rápido y no permanecen en el aire (Kloog et al., 2015).

El PM₁₀, son partículas menores a 10 micras, se forma de procesos mecánicos como las obras de construcción, la resuspensión del polvo de los caminos y el viento; mientras que el PM_{2.5}, partículas menores a 2,5 micras, proceden principalmente de fuentes de combustión, que pueden ser de fuentes vehiculares, chimeneas o quemas de biomasa (Bray, Batty, & Aneja, 2019). En los centros urbanos se producen partículas finas o gruesas, pero su proporción depende principalmente de las fuentes de emisión, la función de la geografía y la meteorología de cada lugar (Bolaño, 2020). Ciudades con alta densidad poblacional, con alto flujo vehicular y que se vean afectadas por el transporte de material particulado a escala local, regional y transnacional, suelen presentar valores de PM por encima de los estándares establecidos por los entes ambientales (Kim et al., 2019).

El PM_{2.5} es considerado el contaminante crítico en el Valle de Aburrá debido a que es el que registra la mayor cantidad de excedencias a la norma y que además a alta exposición a PM_{2.5} se reduce la esperanza de vida a los habitantes (Universidad EAFIT,

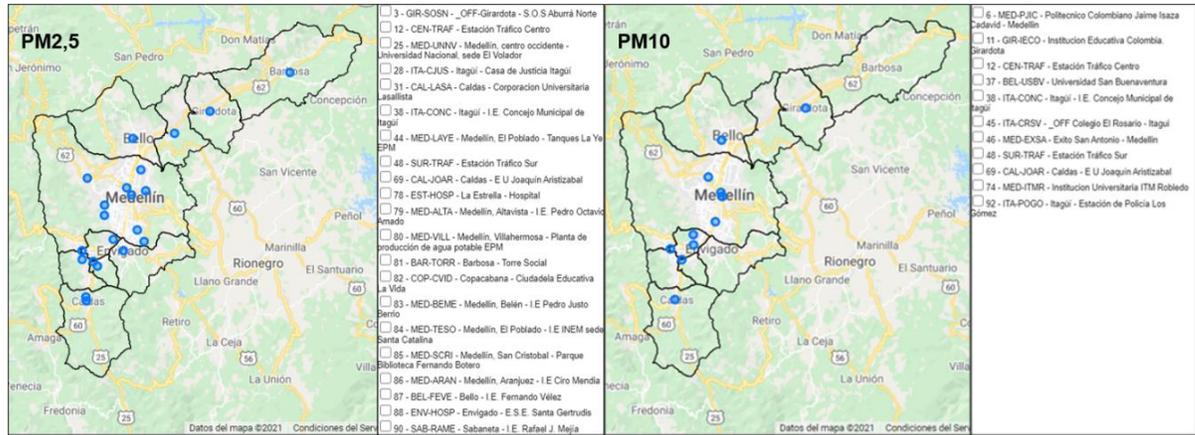
2018). Para el monitoreo del PM y otros contaminantes el Área Metropolitana del Valle de Aburrá cuenta con una red de monitoreo de calidad del aire que es gestionada por el Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá – SIATA, el cual es un proyecto estratégico para la gestión ambiental y de riesgos del Área Metropolitana del Valle de Aburrá y la Alcaldía de Medellín. Dicha red cuenta con 32 estaciones ubicadas a lo largo del territorio donde registra las concentraciones de contaminantes criterio y variables meteorológicas, tal como se describen en la Tabla 4-1.

Tabla 4-1. Contaminantes criterios medidos en la red de monitoreo del AMVA

Contaminantes	Nomenclatura	Unidades
Material Particulado menor a 1 micra	pm1	µg/m ³
Material Particulado menor a 2.5 micras	pm25	µg/m ³
Material Particulado menor a 10 micras	pm10	µg/m ³
Ozono	ozono	ppb
Monóxido de Carbono	co	Pp m
Monóxido de Nitrógeno	no	ppb
Dióxido de Nitrógeno	no2	ppb
Óxidos de Nitrógeno	nox	ppb
Dióxido de Azufre	so2	ppb

SIATA. (2019) Generalidades de la información Red de Calidad del Aire del Valle de Aburrá [Tabla 6]. Recuperado de www.siata.gov.co

En la Figura 4-1 se muestra la ubicación de las estaciones que miden PM_{2.5} y PM₁₀, es de precisar que el PM₁₀ es medido en 11 estaciones y el PM_{2.5} en 21 estaciones distribuidas a lo largo del Valle.



SIATA. (2020). Calidad del aire [Figura 16]. Recuperado de https://siata.gov.co/descarga_siata/index.php/index2/calidad_aire/

Figura 4-1. Ubicación de las estaciones de monitoreo del Valle de Aburrá para PM_{2.5} y PM₁₀.

Tener una red de monitoreo tan completa permite dar cumplimiento a la Resolución 2254 de 2017 Ministerio del Medio Ambiente de Colombia, en ella se establece la norma de calidad del aire y se adoptan las disposiciones para la gestión del recurso aire en el territorio nacional para garantizar un ambiente sano y minimizar el riesgo sobre la salud humana. En dicha norma se establecen los niveles máximos permisibles de los contaminantes criterio, para PM₁₀ y PM_{2.5} para un tiempo de exposición 24 horas los límites permisibles son de **75 µg/m³** y **37 µg/m³** respectivamente.

La resolución dictamina también que, para verificar el cumplimiento de los niveles máximos permisibles establecidos, la concentración de los contaminantes del aire deberá evaluarse por cada punto de monitoreo y que para esto debe seguirse el Protocolo para el Monitoreo y Seguimiento de la Calidad del Aire. Del mismo modo la norma hace la declaratoria de los niveles de prevención, alerta o emergencia con las cuales se toman decisiones a nivel del territorio con respecto a la gestión de la calidad del aire.

Como instrumento de alerta, el AMVA emplea el ICA, índice que permite interpretar los niveles de las concentraciones registradas en la región metropolitana, gracias a una amplia red de monitoreo que permite calcular un valor del índice diario para cada contaminante. El valor del ICA que se reporta cada día es el nivel más alto que se registra y va en una escala de 0 a 500 (para el Valle de Aburrá el ICA va hasta 300). En la Tabla 4-2 se muestra la clasificación según lo establecido por la resolución.

Tabla 4-2. Categorización del Índice de calidad del aire-ICA para los contaminantes de PM10 y PM 2.5 declarado por la resolución 2254 de 2017 de MADS.

ICA	Categoría	PM10 µg/m ³ 24 horas	PM2.5 µg/m ³ 24 horas
0-50	Buena	0-54	0-12
51-100	Aceptable	55-154	13-37
101-50	Dañina para la salud/grupos sensibles	155-254	38-55
151-200	Dañina para la salud	255-354	56-150
201-300	Muy dañina para la salud	355-424	151-250
301-500	Peligrosa	425-604	251-500

Área Metropolitana del Valle de Aburrá (2017). Calidad del aire en el Valle de Aburrá. [Tabla 7]. Recuperado de: <https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Paginas/Generalidades/ICA.aspx>.

4.1 Metodología

Para conocer la concentración de los aerosoles presentes en la zona de estudio, se descargarán los datos de material particulado (PM) de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire del Valle de Aburrá (REDMCA) que cuenta con una red de puntos de monitoreo ubicados a lo largo del Área Metropolitana. Dichas mediciones se encuentran disponibles para su consulta y descarga en la página oficial del SIATA⁴, donde se pueden establecer los requerimientos de la información incluyendo el tipo de contaminante, la o las estaciones de monitoreo y rango de fechas.

Para el presente estudio se analizan los valores de PM_{2.5} y PM₁₀ para el periodo de tiempo comprendido entre junio de 2016 y junio de 2020 en las fechas en las que se detectaron los incendios que se muestran en la Tabla 2-1 y se tienen en cuenta todas las estaciones que miden dichos contaminantes, ver Figura 4-1. Con el fin de trabajar con los mejores datos, se toma como referencia aquellos que indican una adecuada calidad de la medición, es decir que tan confiable es el dato reportado, por tanto el valor bandera igual a 1 es el que representa un dato válido y es el que se emplea (SIATA, 2019). Para cada uno de los meses y años estudiados se calculó el promedio aritmético mensual y el valor máximo detectado. Dichos valores se categorizaron según los parámetros de material particulado mostrado en la Tabla 4-2.

Las estaciones de monitoreo puntuales, como las que emplea la REDMCA, pueden ser de cobertura limitada, ya que solo abarcan el Valle de Aburrá y se encuentran influenciadas por fuentes de contaminantes cercanas al sensor. Cuando se revisan las diferencias entre las mediciones *in situ* (por estaciones de monitoreo) y las estimaciones realizadas a partir de AOD, es posible decir que este último es un parámetro adimensional

que da una idea de la cantidad de aerosoles en la atmósfera, pero no un valor de su concentración, mientras que la medición arrojada por las estaciones si calcula la concentración de partículas. De igual manera el AOD tiene en cuenta toda la columna atmosférica mientras que el monitor de PM realiza mediciones que corresponden a un área limitada cercana a la estación de monitoreo.

Pese a las diferencias, en numerosos estudios se han realizado análisis estadísticos con el fin de establecer una relación cuantitativa entre las concentraciones de PM obtenidas en la superficie terrestre y mediciones de AOD satelitales Della, Ceca et al., (2018); Guevara, et al, (2018); Kong, et al (2016); Pulluquitín, (2019); Yang (2018); Chudnovsky et al, (2014); Jiménez; Torrecilla, Arranz, (2020). El método más empleado para predecir la concentración de PM a partir de datos satelitales es mediante análisis estadístico, donde la medición *in situ* de material particulado se correlaciona linealmente con el valor de AOD satelital.

Por tanto, después de obtenidos todos los datos para el análisis es preciso conocer la correlación que existe potencialmente entre las quemas detectadas, los aerosoles medidos usando imágenes satelitales y los datos de PM medidos en las estaciones de monitoreo de Valle de Aburrá. Así mismo para establecer si los datos se encuentran fuerte o débilmente correlacionados, interpretando los valores de significancia estadística de la prueba y/o regresión específica (*p-value*) durante el período 2016-2020.

Para esto se aplica test estadísticos para evaluar la normalidad de los datos registrados, a través del test de Shapiro-Wilk; luego se usan estadísticos de correlación de datos como el coeficiente de correlación de Spearman (Restrepo & González, 2007) que se ha utilizado en otros estudios (Mendez- Espinosa, Belalcazar, & Morales-Betancourt, 2019) o el coeficiente de correlación de Pearson (*r-pearson*).

4.2 Resultados

La información obtenida de la REDMCA para material particulado permite verificar que dada la naturaleza de ambas variables, es coherente que las mayores concentraciones se obtengan para el contaminante PM10, aun cuando, el PM2.5 es el que muestra valores por encima de los límites permisibles, llegando a valores máximos por encima de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ concentraciones que según la clasificación mostrada en la Tabla 4-2 daña para la salud.

El promedio mensual del PM10 oscila entre 32 y $66 \mu\text{g}/\text{m}^3$, teniendo un comportamiento general por debajo del límite permisible de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y manteniéndose sobre las bandas de calidad del aire en categoría buena. Sin embargo, para los meses de marzo para todos los años se evidencia un alza en los valores cruzando a la banda de calidad del aire aceptable, tal como se muestra en la Figura 4-2.

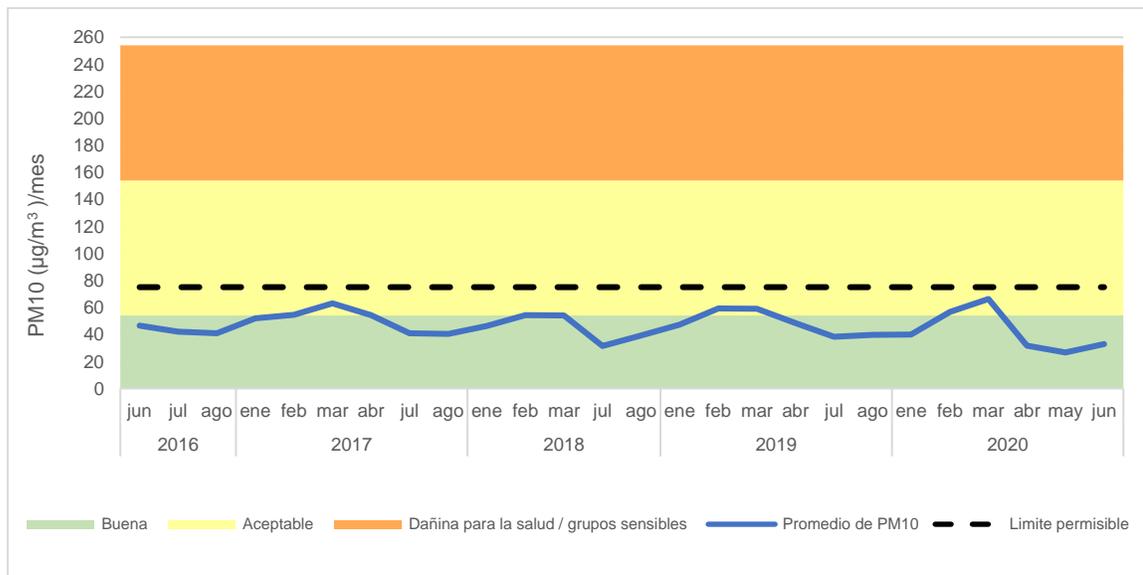


Figura 4-2 . Concentración mensual promedio de PM10 para el Valle de Aburra entre 2016-2020

Es de precisar que, en algunos días y algunas estaciones estudiadas, presentan valores de PM10 en el rango de 155 - $254 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ubicando las concentraciones del

contaminante en una categoría dañina para los grupos sensibles que son niños, ancianos y personas con enfermedades respiratorias de base.

La media mensual obtenida para el PM2.5, mostrado en la Figura 4-3, evidencia un comportamiento esperado dada la procedencia de dicho contaminante. Este oscila entre 24 y 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sobrepasando en algunas temporadas el límite permisible de 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con un comportamiento para la mayoría de los meses en una condición de calidad del aire aceptable. Tal como se vio en el contaminante antes estudiado el mes de marzo presenta un alza significativa para todos los años, con mayor notoriedad para el 2017 y el 2020 que se sitúan en la banda de calidad del aire dañina para grupos sensibles, con el valor promedio más alto de 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en el tercer mes del año 2020.

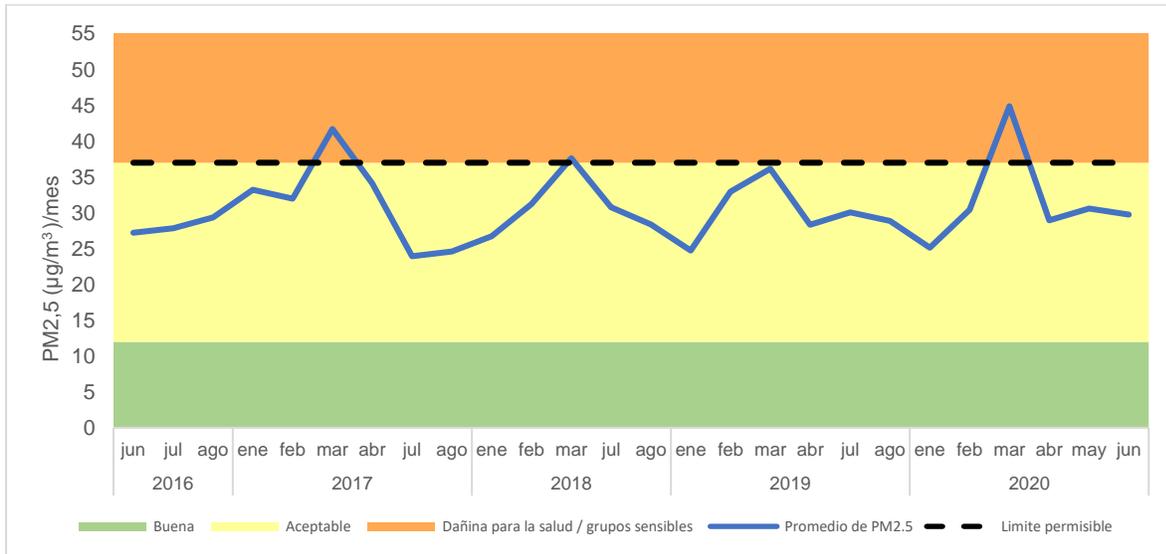


Figura 4-3. Concentración mensual promedio de PM2.5 para el Valle de Aburra entre 2016-2020

Es preciso decir que en algunas estaciones hay numerosos días que presentan concentraciones promedio diarias de PM2.5 en el rango de 56-150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ubicándose en una categoría dañina para la salud de todas las personas, poniendo el territorio en una situación de alerta roja.

La influencia de las quemas de material vegetal en las emisiones detectadas tanto por aerosoles como en forma de material particulado sobre el Valle de Aburrá se analiza mediante la correlación. Como primer paso se verificó la normalidad de los datos con el fin de elegir el tipo de correlación más adecuada, por tanto, se aplicó el test de Shapiro-Wilk, el cual mostro que el PM2.5, el AOD y las quemas no presenta una distribución normal con valores de P igual a 0.01899, 0.000989, 1.722e-07 respectivamente. Por su parte el PM10 si muestra una distribución normal.

De acuerdo con los resultados del test de normalidad aplicado, es conveniente emplear para la correlación lineal una prueba no paramétrica, como la de Spearman que se recomienda cuando se presentan valores muy extremos o ante distribuciones no normales, además no se afecta por los cambios en las unidades de medida, como es nuestro caso (Guevara, Luna, et al., 2018).

Se realiza una correlación para las concentraciones medias mensuales de AOD, PM10 y PM2.5 con la cantidad de quemas detectadas en la región de Antioquia, que es nuestra zona de estudio. Los resultados gráficos con respecto a la dispersión de puntos de datos y parámetros estadísticos según la regresión lineal de Spearman se muestran en la Figura 4-4. El coeficiente de correlación para las tres variables analizada muestra valores entre 0.53 y 0.58 lo que resulta en una correlación moderada con valores P por debajo de 0.05 lo que denota que hay una relación estadísticamente significativa entre las concentraciones de PM y AOD con la cantidad de quemas detectadas en el periodo de estudio.

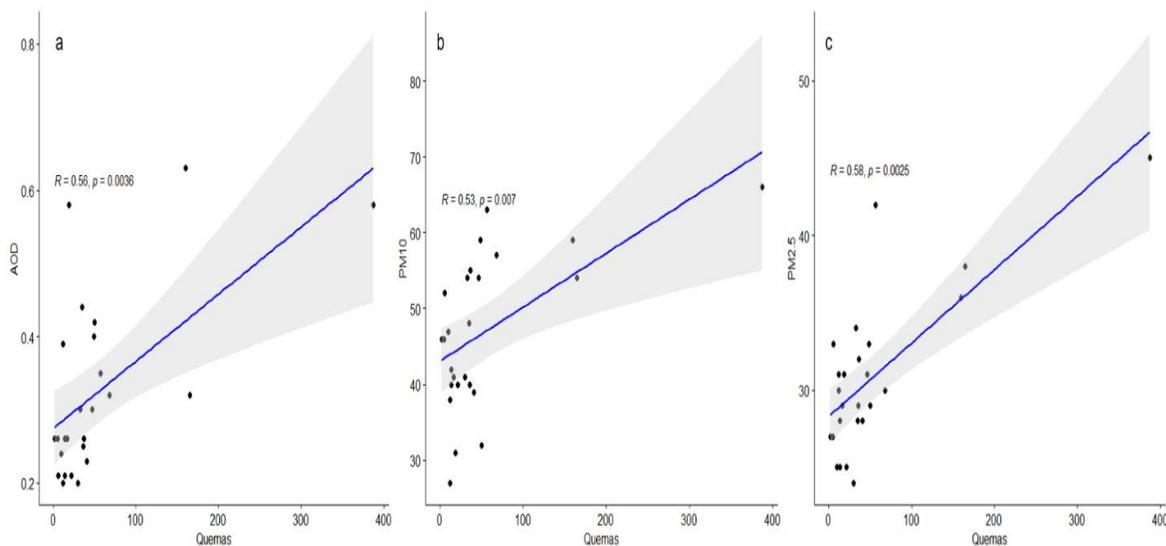


Figura 4-4. Gráficos de correlación (regresión lineal) de los valores medios mensuales de (a) AOD, y las concentraciones medias mensuales de (b) PM10 y (c) PM2.5 con la cantidad de quemas (puntos de calor) detectadas entre el 2016-2 y 2020-1 para la región de Antioquia

De igual manera se realizó una correlación para las concentraciones medias mensuales de PM10 y PM2.5 detectadas por REDMCA con el AOD tomado de MODIS. El coeficiente de correlación para PM10 y AOD es de 0.37 con valor $P > 0.05$ lo que denota una baja correspondencia entre las variables siendo estadísticamente no significativos. Por otra parte, el coeficiente de correlación para PM2.5 y AOD es de 0.6 con valor $P < 0.05$ lo que muestra una buena correspondencia entre las variables con una relación estadísticamente significativa. Los resultados gráficos con respecto a la dispersión de puntos de datos y parámetros estadísticos según la regresión lineal de Spearman se muestran en la Figura 4-5.

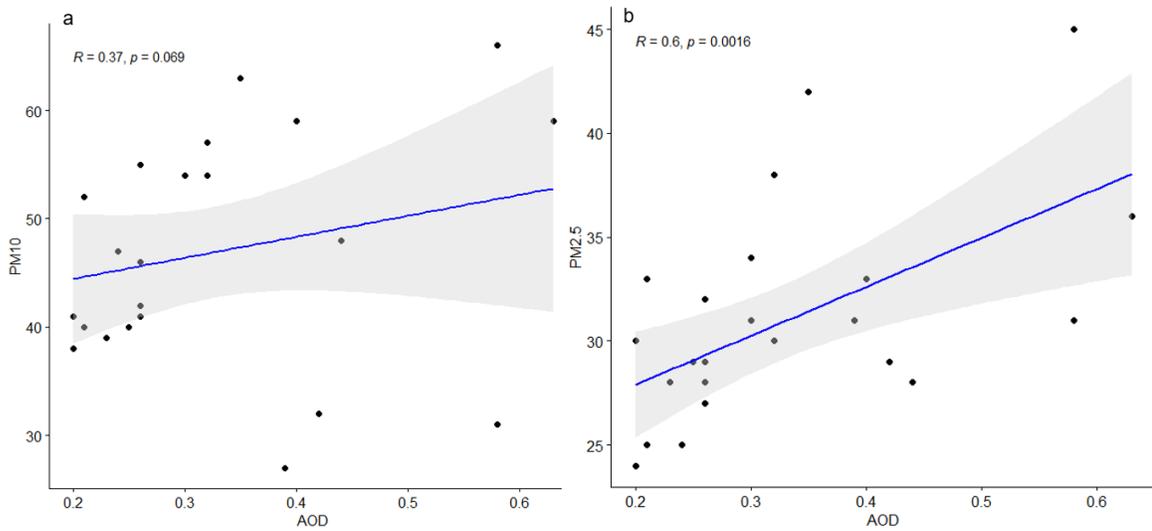


Figura 4-5. Gráficos de correlación (regresión lineal) de las concentraciones medias mensuales (a) PM10 y (b) PM2.5 con AOD entre el 2016-2 y 2020-1 para la región de Antioquia

A modo de compilación y con el objetivo de visualizar los coeficientes de correlación de Serman para las variables analizadas, en la Figura 4-6 en donde las correlaciones positivas se muestran en azul y las negativas en rojo. La intensidad y tamaño de los círculos denota que tan estrecha es la relación, entre más oscuro y grande es el círculo mayor es la correlación entre las variables.

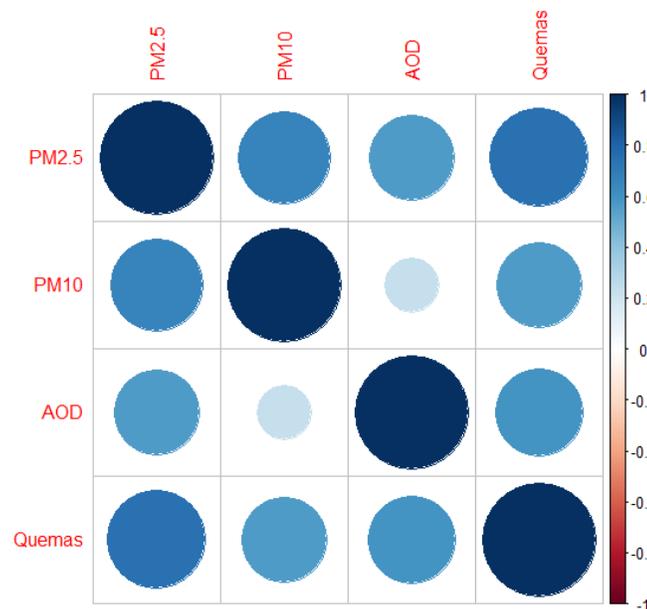


Figura 4-6. Correlograma para las variables de PM2.5, PM10, AOD y quemadas.

Es claro que los valores de PM_{2.5} y AOD representan parte de la materia contaminante suspendida en la atmosfera y que en cierto punto puede reflejar la turbidez de la atmosfera. Por tanto, es coherente que se presenten relaciones directas entre los valores de ambos parámetros ya que están altamente correlacionados y físicamente conectados. Lo cual se revela con mayor fuerza con las partículas finas, que tienen una mayor correlación con los aerosoles detectados por el algoritmo MAIAC (Chudnovsky et al., 2014). De igual manera, tal como lo describe Yang (2018) es posible inferir que una topografía que delimite áreas de cuencas y regiones rodeadas por grandes montañas, el PM 2.5 y AOD tienden a aportar en mayor medida a la contaminación del territorio y por ende tienen una correlación más alta.

Aun así, existen factores que pueden debilitar la correlación entre las variables aquí estudiadas, entre ellas la altura a la que se realizan las mediciones, dado que el AOD toma el valor a partir de toda la columna atmosférica, que se extiende desde la superficie del suelo hasta una altitud de varios cientos de kilómetros y que se ve influenciada por el vapor de agua. Por su parte el PM representa la concentración de masa seca medida cerca de la superficie que es poco influenciada por el vapor de agua (Yang, 2018). Lo anterior descrito podría explicar porque no existe una correlación fuerte entre el AOD y el PM₁₀, que además es un contaminante conformado por partículas más gruesas provenientes de principalmente desintegración mecánica de la materia o la re-suspensión de partículas en el ambiente, que hacen que permanezcan menos tiempo en la atmosfera y por tanto no sean detectadas como aerosoles.

El modelo regresión lineal desarrollados en este estudio y el análisis correspondiente, no es suficiente para explicar la variabilidad de los datos de PM medidos en superficie a partir de los valores satelitales de AOD, en especial para su fracción más gruesa PM₁₀. Existen limitantes como la diferencia horaria entre el dato de altura de capa límite y la hora de pasada del satélite. Además, podría ampliarse el estudio integrando variables como las meteorológicas, tipo de uso del suelo, tipo de aerosol dominante (fino o grueso, polvo, cenizas, etc.) y el desarrollo de modelos químicos de dispersión podrían resultar en una mejor correlación del PM₁₀ a partir del AOD. No obstante, la estrecha

relación que se da entre el AOD y el PM2.5 establece una aproximación para determinar que los aerosoles medidos satelitalmente son una herramienta para determinar el nivel de contaminación de un territorio, especialmente en aquellos que carecen de estaciones de monitoreo *In Situ*.

Con el propósito de profundizar en la comprensión de la incidencia de los contaminantes emitidos por quemas de vegetación en la calidad del aire del Valle de Aburrá, y aprovechando las restricciones de movilidad dadas por el aislamiento obligatorio, como una de las medidas para contener la propagación del COVID-19, en el marco de la emergencia sanitaria mundial ocurrida en el 2020. Se realiza un análisis para un periodo antes del aislamiento (20 de febrero al 19 de marzo), durante el aislamiento obligatorio (20 de marzo al 26 de abril) y durante el aislamiento flexible (27 de abril al 30 de mayo), con el fin de evaluar las concentraciones de PM2.5, que como se ha visto es el que presenta mayores valores, y las quemas producidas en la región, comparando el comportamiento de estas dos variables en los escenarios planteados.

En Colombia se tienen los primeros casos de contagios para la primera semana de marzo de 2020 y como medida preventiva se establece para la región de Antioquia el primer cierre obligatorio para el 20 marzo y que duraría el fin de semana festivo. Pese a lo cual, el Gobierno Nacional decreta aislamiento preventivo obligatorio a partir del 25 de marzo donde se restringen la mayoría de las actividades económicas, sociales y culturales, exceptuando aquellos que proveen servicios y productos básicos. Para el 26 de abril se empieza a flexibilizar el aislamiento para reactivar algunos sectores económicos. Por lo anterior el presente estudio analiza el comportamiento de PM2.5 en los escenarios con el propósito de observar los cambios dados por los diferentes tipos de aislamiento.

La pandemia del Covid-19 generó una situación atípica, donde el mundo entero tuvo que generar bloqueos internos y externos a sus territorios con el fin de tener mayor control sobre la propagación del virus. La restricción a la movilidad ciudadana fue una de

esas decisiones que se tomó y que trago consigo consecuencias en todos los sectores económicos y por ende en la calidad del aire de las ciudades.

Investigaciones alrededor del mundo han evaluado los cambios en la calidad del aire por la disminución de las emisiones generadas por las fuentes móviles (vehículos) y las fuentes fijas (empresas) a la atmosfera. Estudios realizados en Asia Hu et al., (2021); Europa (Redón, Belenguer, & Serrano, 2021) Latinoamérica Toro A., et al (2021) y específicamente en Colombia Mendez, Espinosa et al., (2020), donde se generan disminuciones significativas en las concentraciones de contaminantes criterio, como el material particulado, por las acciones de confinamiento decretadas. Para el Valle de Aburrá efectivamente se da una disminución de las concentraciones de PM como resultado de los cierres decretados. Como se muestra en la Figura 4-3 entre la última semana de febrero y las dos primeras semanas de marzo se presenta uno de los picos de concentración más altos de los últimos años, lo cual corresponde con el escenario antes del aislamiento donde se tiene una concentración promedio de $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que tuvo un declive del 13% para el aislamiento obligatorio llegando a un promedio de $27\mu\text{g}/\text{m}^3$. Para el aislamiento flexible se tiene una concentración promedio de $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ una disminución no tan significativa (5%) respecto escenario anterior.

Si bien el descenso es notorio tras el cierre, en el aislamiento obligatorio, donde hay una reducción significativa de emisiones por parte del parque automotor y las industrias, se alcanzan a tener concentraciones promedio de hasta $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM2.5. Este valor es coherente con los valores estudiados a lo largo de esta investigación, por tanto, en la Figura 4-7 se muestran las quemas ocurridas y las concentraciones de PM2.5 generadas en los escenarios planteados.

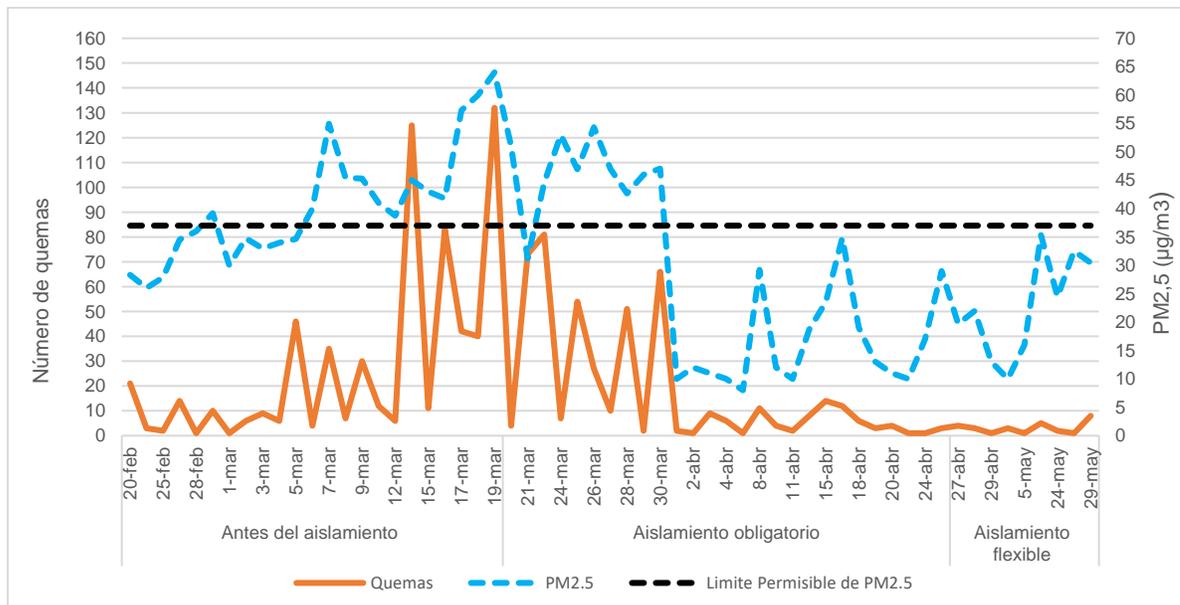


Figura 4-7. Serie temporal de las concentraciones promedio diarias de PM2.5 en el Valle de Aburrá y la cantidad de quemas producidas en la región de Antioquia entre el 20 de febrero y el 30 de mayo de 2020.

En el escenario antes de pandemia se lograron detectar 646 puntos de calor, presentando la mayor cantidad para el 14 y 19 de marzo, días donde también se presentan altas concentraciones de PM2.5 alcanzando valores de hasta 64 µg/m³ para el 19 de marzo. Es preciso decir que estas son las condiciones típicas que se presentan en todos los meses de marzo en el Valle de Aburrá, donde las diferentes fuentes de emisiones y las condiciones meteorológicas de estabilidad atmosférica, hacen de este periodo el más crítico en términos de calidad del aire para el territorio.

Teniendo como premisa que el 100% de las emisiones al interior del Valle de Aburrá, el 81 % viene de fuentes móviles y el 19 % de fuentes fijas, (Área Metropolitana del Valle de Aburrá; Clean Air Institute., 2017) de continuar con la libre circulación de vehículos y una operación normal de la industria seguirían aumentando los niveles de concentración de PM2.5, dado que seguían produciéndose quemas en la región, aunque en menor cantidad para la época del aislamiento obligatorio, donde se detectaron 463 puntos de calor. Dicha situación habría hecho que los entes territoriales se acogieran al POECA (Plan Operacional para Enfrentar Episodios de Contaminación Atmosférica) y

tomaran la decisión de ampliar el periodo de gestión de los episodios de contaminación que para mediados de marzo del 2020 ya estaba en declaratoria de alerta con niveles de PM2.5 que se categorizan en dañinos para la salud, siguiendo lo mostrado en la Tabla 4-2.

Si bien, las restricciones presentadas en el aislamiento obligatorio logran una reducción del 70 % en el tráfico de la ciudad de Medellín (según el informe de *Google COVID-19 Community Mobility*⁵) y por ende un declive en las concentraciones promedio del PM2.5 por la disminución de emisiones por parte de fuentes antropogénicas (vehículos e industria). No obstante se evidencia que en algunos días de este escenario se alcanzan valores que sobrepasan los límites permisibles llegando a valores de hasta 54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para el 24 marzo, lo cual puede explicarse mediante el análisis de retrotrayectorias para el dicho mes, donde arriban masas de aire contaminadas al Valle de Aburrá provenientes de las quemas producidas en el nordeste del departamento de Antioquia y de quemas detectadas en la cuenca del Orinoco como lo muestra Mendez-Espinosa et al., (2020) en su estudio. Así mismo para esta temporada la precipitación nocturna en el Valle estuvo por debajo de los valores históricos de la temporada de transición, proceso que dificulta la dispersión y deposición de los contaminantes atmosféricos (SIATA, 2020).

Para el escenario de aislamiento flexible donde se reactivan algunas actividades económicas y la reducción del tráfico pasa a ser de un 50%, no hay una disminución significativa en la concentración promedio para el PM2.5, pero si se presenta un declive de más del 400% en la ocurrencia de incendios. Lo anterior confirma que la calidad del aire en el Valle de Aburrá, tomada solamente desde las concentraciones de PM2.5, no solo estuvo influenciada por las emisiones internas dadas por vehículos e industria (debido a unas emisiones ligeramente más bajas), sino también por las fuentes externas como la quema de material vegetal que tuvo mayor presencia durante el aislamiento obligatorio.

Tomando los meses en los que se realizó el aislamiento obligatorio (marzo-abril) se realiza un análisis de las concentraciones de PM2.5 y el número de puntos de calor

⁵ <https://www.google.com/covid19/mobility>

detectado entre el 2017 y el 2020 en el tiempo equivalente a dichas restricciones. En la Tabla 4-3 vemos que aumentan cronológicamente la cantidad de quemas detectadas en la región de Antioquia, pasando de 73 en 2017, 170 en 2018, 187 para el 2019 y con un mayor incremento para el 2020 alcanzando 646 puntos de calor detectado, lo cual es un valor bastante alto que requiere hacer un análisis más profundo para identificar la razón del mismo. Por su parte las concentraciones de PM2.5 muestran una disminución dado que para el 2017 se tenía una concentración promedio de 37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y fue disminuyendo a 36, 34 y 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para los siguientes años. Aunque la diferencia no es tan significativa, este resultado permite decir, que, aunque dicha temporada suele presentar episodios críticos para la calidad del aire, las acciones que se han tomado según el POECA para los episodios de contaminación, donde se realiza control sobre las fuentes locales de emisiones, han evidenciado disminución de contaminantes a pesar del incremento en las quemas a través de los años.

Tabla 4-3. Comparación de las concentraciones promedio de PM2.5 y quemas para el tiempo equivalente al aislamiento obligatorio.

Aislamiento obligatorio (mar-abr)	2017	2018	2019	2020
PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	37	36	34	27
Numero de quemas	73	170	187	646

Los resultados de los análisis aquí realizados permiten corroborar lo dicho por el SIATA en el “Informe de cierre de episodio, primera temporada crítica de 2020: evolución de la concentración de PM2.5 durante los meses de febrero-marzo-abril de 2020” con respecto al comportamiento de los niveles de calidad del aire el Valle de Aburrá y la influencia de los incendios generados como fuente externa de carga contaminante al territorio. Así mismo, tal como se ve en la Tabla 8, ellos afirman que este aporte por incendios no hay sido constante, por el contrario han presentado un alza considerable, escenario que se puede repetirse por variaciones asociadas a escenarios de cambio climático, densidad poblacional y la presión por la tierra que aumentan la probabilidad de que lo ocurrido en los meses pasados se repita con frecuencia (SIATA, 2020).

Conclusiones y Trabajos futuros

5.1 Conclusiones

En este trabajo se analizó la incidencia de contaminantes generados por quemas de vegetación regionales sobre la calidad del aire en el Valle de Aburrá. Se emplearon herramientas de teledetección mediante MODIS para hallar puntos de calor o quemas en la región de Antioquia y para identificar los aerosoles generados por dichos procesos de combustión, relacionándolos con las medidas de material particulado tomadas en tierra mediante estaciones de monitoreo. De igual manera se realizó un análisis de retrotrayectorias empleando el modelo HYSPLIT para verificar la procedencia de las masas de aire contaminadas que llegan al Valle en el periodo de estudio. El desarrollo de este trabajo permite extraer las siguientes conclusiones:

- La identificación de puntos de calor para la región de Antioquia mostró que la mayor presencia de quemas se da en el noreste del departamento en los meses entre febrero y abril con algunos puntos en el mes de agosto para todo el periodo de estudio. Dicha zona está altamente influenciada por los procesos de cambio de uso del suelo y las altas tasas de deforestación, que, combinadas con las condiciones climáticas de bajas precipitaciones, se convierten en el escenario perfecto para la alta generación de quemas de material vegetal y por ende plumas de humo contaminadas que son transportadas por los vientos.
- Los aerosoles detectados mediante el algoritmo AOD_{470nm_MAIAC} con una resolución espacial de 1 km y temporal de 1 día, resolución que no se ha empleado en el Valle

de Aburrá y que es propicia para escalas menores como es el caso, muestran que se alcanzan para los meses entre febrero y abril valores por encima de 0.6 que denota áreas muy contaminadas llegando a tener un $AOD > 1$ en especial para los meses de marzo, esto hace referencia a valores que se presentan por eventos de quema de biomasa o polvos, lo cual está relacionado con los episodios de incendios detectados en el territorio para el mismo periodo de estudio.

- Los mayores valores de AOD se presentan hacia el sur de las zonas donde se detectó la mayor presencia de quemas, tomando valores de $AOD > 1$ en municipios como Yolombó, San Roque, Gómez Plata, Amalfi y San Rafael, por mencionar solo algunos. Para el caso específico del Área Metropolitana del Valle de Aburrá el que presenta zonas más contaminadas ($AOD = 0.6$) es la ciudad de Medellín, dichos niveles de AOD son generados por la suma de las fuentes internas (móviles y fijas) y el arribo de masas de aire contaminadas provenientes del nordeste del departamento como los muestra el análisis de retrotrayectorias realizado mediante el modelo lagrangiano HYSPLIT.
- Las trayectorias trazadas mediante HYSPLIT evidencian como emisiones generadas por fuentes externas al Valle de Aburrá, son transportadas por acción del viento hacia la zona de estudio, donde las retrotrayectorias con mayor definición y más relacionadas con los eventos de quemas identificados, son las modeladas para la primera temporada de lluvias que sucede entre los meses de febrero y marzo, lo cual es conforme con las condiciones climáticas dadas por la transición de la temporada seca a la temporada de lluvias y la intrusión de los vientos alisios que llegan por el noreste y se distribuyen a través del Valle.
- El material particulado detectado por REDMCA para el periodo de estudio muestra que los valores promedio para la porción más gruesa (PM_{10}) oscila entre 32 y 66 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, teniendo un comportamiento en general por debajo del límite permisible de 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Sin embargo, para el $PM_{2.5}$ las concentraciones medias se encuentran entre 24 y 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sobrepasando en algunas temporadas el límite permisible de 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,

con un comportamiento para la mayoría de los meses en una condición de calidad del aire aceptable. El mes de marzo presenta un alza significativa para todos los años, con mayor notoriedad para el 2017 y el 2020 que se sitúan en la banda de calidad del aire dañina para grupos sensibles.

- La relación de las quemas de material vegetal y las emisiones detectadas tanto por aerosoles como en forma de material particulado sobre el Valle de Aburrá se analiza mediante la correlación lineal no paramétrica de Spearman. El coeficiente de correlación para los tres contaminantes muestra valores de entre 0.53 y 0.58, lo que resulta en una correlación moderada, con valores P por debajo de 0.05 lo que denota que hay una relación estadísticamente significativa entre las concentraciones de PM y AOD con la cantidad de quemas detectadas en el periodo de estudio.
- La correlación realizada para las concentraciones medias mensuales de PM10 y PM2.5 detectadas por REDMCA con el AOD tomado de MODIS, revela que para PM10 y AOD el valor de $R=0.37$ con valor $P>0.05$, denota una baja correspondencia entre las variables siendo estadísticamente no significativos, ya que existen limitantes como la altura a la que se realizan las mediciones, la diferencia horaria entre el dato de altura de capa límite y la hora de pasada del satélite, el tamaño y tipo de aerosol dominante. Por su parte para PM2.5 y AOD el coeficiente de correlación (R) es de 0.6 con valor $P<0.05$, indicando una buena correspondencia entre las variables con una relación estadísticamente significativa, siendo así una aproximación para determinar que los aerosoles medidos satelitalmente son una herramienta para determinar el nivel de contaminación de un territorio, especialmente en aquellos que carecen de estaciones de monitoreo *In Situ*.
- En Antioquia y el Valle de Aburrá por causa de la pandemia del Covid-19, se decretaron bloqueos internos y externos al territorio con el fin de controlar la propagación del virus. Dicha decisión generó una importante restricción en términos de movilidad y en operación de las industrias que definitivamente repercutió en una

mejora en la calidad del aire de Valle, puesto que se venía de concentraciones promedio de PM_{2.5} de 41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para antes de los cierres y efectuados los cierres en el aislamiento obligatorio, se da un declive del 13% llegando a un promedio de 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Para el aislamiento flexible en donde se inician procesos de reapertura económica, se tiene una concentración promedio de 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ una disminución no tan significativa (5%) respecto escenario anterior.

- De manera inversa a la disminución de material particulado se evidenció que se presenta un importante aumento de quemas de vegetación tanto para los diferentes escenarios presentados por la pandemia, como a través de los años (2017-2019) para la misma temporada entre febrero y abril. Si relacionamos lo anterior con que en algunos días la movilidad se redujo hasta en un 70% y se tuvieron valores de PM_{2.5}, que sobrepasan los límites permisibles llegando a valores de hasta 54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y que efectivamente los vientos transportan las masas de aire contaminado desde el nordeste del departamento hacia el Valle de Aburrá, se puede afirmar que la calidad del aire en el Valle de Aburrá, tomada solamente desde las concentraciones de PM_{2.5}, no solo se ve influenciada por las emisiones internas dadas por vehículos e industria, sino también por las fuentes externas como la quema de material vegetal. Lo cual permite afirmar que es necesario seguir generando políticas que vayan enfocadas en las fuentes que se pueden controlar, como las generadas por vehículos e industrias, ya que las fuentes externas sobre las cuales es más complejo tener un control político, se seguirán presentando y aportando cargas mayores de contaminantes al Valle de Aburrá.
- Aunque se han realizado varias investigaciones para el Valle de Aburrá con respecto a quemas, AOD y PM mediante MODIS y HYSPLIT como herramientas de análisis, se han empleado algoritmos a mayor resolución espacial y a escala nacional y mundial. Por su parte el presente estudio añade nuevos aportes a la comunidad académica, especialmente al emplear el algoritmo MAIAC de MODIS, el cual tienen una resolución espacial de 1km, siendo más detallado y apropiado para medición de AOD en zonas urbanas. Así mismo para el análisis de retrotrayectorias se realizó la modelación a nivel regional pudiendo determinar a menor escala la dirección de los aerosoles detectados.

- Un aporte importante del presente estudio es la posibilidad de replicabilidad en otros centros urbanos que requieran profundizar en el conocimiento y análisis de las fuentes de contaminantes que afectan la calidad del aire, mediante herramientas de libre y fácil acceso que pueden ser utilizadas por la academia, entidades territoriales y autoridades ambientales.

5.2 Trabajos futuros

- El Valle de Aburrá cuenta con estudios que caracterizan y cuantifican las emisiones de contaminantes que se producen al interior del territorio, identificando los sectores relevantes de acuerdo con el aporte de contaminantes por tipo de fuente. Como se demostró en este estudio, es necesario ampliar este análisis, incluyendo el porcentaje de aportes contaminantes que se dan por fuentes externas como las quemas de vegetación. De este modo se tendría un inventario más completo donde se obtenga una proporción más real que incluya las diferentes fuentes de emisiones que pueden afectar las concentraciones de los contaminantes, teniendo así una mejor herramienta para la gestión de la calidad del aire.
- Dado que la correlación que se obtuvo para el PM10 no fue precisa, se recomienda para estudios futuros robustecer este análisis incluyendo variables meteorológicas, tipo de cobertura, tipo de aerosol y una evaluación sobre los procesos que se desarrollan en la vertical. Todo esto con el fin de obtener un resultado más acorde con los procesos que afectan las concentraciones de los contaminantes estudiados.
- El presente estudio mostró una dinámica significativa de las quemas de vegetación en el nordeste Antioqueño, en especial su incremento en los últimos

años. Por tanto, se recomienda ahondar en el origen de las quemas, si es antropogénico o natural y en una explicación al incremento de presencia de quemas y su relación con procesos socio-económicos, cambios en los usos del suelo y pérdida de zonas de protección ambiental. Ampliar el conocimiento sobre estos temas permite a los entes territoriales y autoridades ambientales generar herramientas de control que actúen de manera oportuna y permitan acciones encaminadas a la disminución de dichos fenómenos.

Bibliografía

- Agredo, P. (2020). *Más de 300 incendios forestales han ocurrido en Antioquia en lo que va del año*. Obtenido de <https://www.rcnradio.com/colombia/antioquia/mas-de-300-incendios-forestales-han-ocurrido-en-antioquia-en-lo-que-va-del-ano>
- Agudelo, L., Cataño, P., & Flórez, H. (2017). *Calidad del aire en Medellín y el área metropolitana: un enfoque de política pública*. (Vol. 43). Medellín: Observatorio de Políticas Publicas Del Concejo de Medellín.
- AMVA. (2019). Obtenido de <https://www.metropol.gov.co>
- AMVA, & Politecnico Colombiano Jaime Isaza. (2019). *Aunar esfuerzos técnicos y financieros para evaluar los componentes claves de aerosoles atmosféricos en la contaminación atmosférica en el valle de aburrá fase ii, a partir de la generación de conocimiento obtenido en un estudio de caracterización química*. Obtenido de In Área Metropolitana del Valle de Aburrá. : Retrieved from <https://www.metropol.gov.co/>
- AMVA, & Universidad de Antioquia. (2018). *Contaminación atmosférica y sus efectos sobre la salud de los habitantes del Valle de Aburrá*. Obtenido de https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Biblioteca-aire/Re-analisis/ContaminacionAtmosferica_y_sus_Efectos_en_la_Salud-AMVA_2019.pdf
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá; Clean Air Institute. (2017). *Plan integral de gestión de la calidad del aire para el área metropolitana del Valle de Aburrá 2017-2030*. doi:<https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Documents/PIGECA/PIGECA-Aprobado-Dic-2017.pdf>
- Armenteras, D., & González, A. F. (s.f.).
- Armenteras, D., González, A. F., & Aguilera, C. F. (2009). Distribución geográfica y temporal de incendios en Colombia utilizando datos de anomalías térmicas. *Caldasía*, 31(2), 303–318. Obtenido de <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/36107/37526>
- Bolaño, J. R. (2020). Determinación del aporte de quemas de biomasa en la concentración de PM2.5 en dos municipios del área Metropolitana de Barranquilla

- a través del uso de herramientas de sensoramiento remoto. *Universidad de la Costa*, 53. Obtenido de <https://repositorio.cuc.edu.co/handle/11323/7078>
- Bray, C. D., Battye, W. H., & Aneja, V. P. (2019). The role of biomass burning agricultural emissions in the Indo-Gangetic Plains on the air quality in New Delhi, India. *Atmospheric Environment*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116983>
- Campo, D. L. (2015). Propiedades microfísicas de los aerosoles troposféricos derivadas de medidas de fotómetro solar y Lidar en el Valle de Aburrá. . *Msc*.
- Castro, V. F., Barnaba, F., Angelini, F., Cremades, P., & Gobbi, G. P. (2013). The relative role of amazonian and non-amazonian fires in building up the aerosol optical depth in south america: A five year study (2005-2009). *Atmospheric Research*, 122, 298–309. doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.10.026>
- Chacón, L. (2015). *Efecto de los incendios forestales sobre la calidad del aire en dos ciudades colombianas*. Universidad Nacional de Colombia.
- Chudnovsky, A. A., Koutrakis, P., Kloog, I., Melly, S., Nordio, F., Lyapustin, A., & Schwartz, J. (2014). Fine particulate matter predictions using high resolution Aerosol Optical Depth (AOD) retrievals. *Atmospheric Environment*, 84, 189–198. doi: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.02.019>
- Collazo, A. A. (2011). *Análisis de la contaminación transfronteriza y local de contaminantes gaseosos precursores de la depositación ácida húmeda y formación de ozono en cuba*.
- Cuchiara, G. C., Rappenglück, B., Rubio, M. A., Lissi, E., Gramsch, E., & Garreaud, R. D. (2017). Modeling study of biomass burning plumes and their impact on urban air quality; a case study of Santiago de Chile. *Atmospheric Environment*, 166, 79–91. doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.07.002>
- De Sá, S. S., Rizzo, L. V., Palm, B. B., Campuzano, J. P., Day, D. A., Yee, L. D., & Martin, S. T. (2019). Contributions of biomass-burning, urban, and biogenic emissions to the concentrations and light-absorbing properties of particulate matter in central Amazonia during the dry season. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19(12), 7973–8001. doi: <https://doi.org/10.5194/acp-19-7973-2019>
- Della, C., & Lara, S. (2018). *Análisis espacio-temporal de la distribución de aerosoles atmosféricos en la ciudad de Córdoba (Argentina) y desarrollo de un modelo predictivo de los niveles de material particulado*.
- Della, C., & Lara, S. (2018). *Análisis espacio-temporal de la distribución de aerosoles atmosféricos en la ciudad de Córdoba (Argentina) y desarrollo de un modelo predictivo de los niveles de material particulado*. Cordoba- Argentina.

- Della, C., Lara, S., García, F. M., Lyapustin, A., Chudnovsky, A., Otero, L., . . . Barnaba, F. (2018). Satellite-based view of the aerosol spatial and temporal variability in the Córdoba region (Argentina) using over ten years of high-resolution data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 250–267.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.08.016>
- Della, C., Lara, S., García, F., Lyapustin, M. F., Chudnovsky, A., Otero, L., . . . Barnaba, F. (2018). Satellite-based view of the aerosol spatial and temporal variability in the Córdoba region (Argentina) using over ten years of high-resolution data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 250–267.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.08.016>
- Donnelly, A. A., Broderick, B. M., & Misstear, B. D. (2015). The effect of long-range air mass transport pathways on PM10 and NO2 concentrations at urban and rural background sites in Ireland: Quantification using clustering techniques. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 50(7), 647–658. .
doi:<https://doi.org/10.1080/10934529.2015.1011955>
- Giglio, L., Schroeder, W., Hall, J. V., & Justice, C. O. (2018). MODIS Collection 6 Active Fire Product User's Guide Revision B. *Unpublished Manuscript, Department of Geographical Sciences*, 64. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.053>
- Gómez, G. S. (2013). Incendios Forestales. *Gayana. Botánica*, 70(2), 405–407.
doi:<https://doi.org/10.4067/s0717-66432013000200020>
- Guevara, L. M., Guevara, L. F., Méndez, E. J., & Belalcázar, C. L. (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.
doi:<https://doi.org/10.5572/ajae.2018.12.2.165>
- Hernandez, A. J., Morales, R. L., Wu, D., Mallia, D., Lin, J. C., & Jimenez, R. (2019). Transboundary transport of biomass burning aerosols and photochemical pollution in the Orinoco River Basin. *Atmospheric Environment*, 205(45), 1-8.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.01.051>
- Hernández, D. J. (2018). *Simulación de los campos de viento del Valle de Aburrá con alta resolución espacial*. Obtenido de <https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/57992/1035422588.2015.pdf>
- Hernández, M. P. (19 de febrero de 2020). No paran los incendios forestales en el Valle de Aburrá. *El Colombiano*.

- Hu, M., Chen, Z., Cui, H., Wang, T., Zhang, C., & Yun, K. (2021). Air pollution and critical air pollutant assessment during and after COVID-19 lockdowns: Evidence from pandemic hotspots in China, the Republic of Korea, Japan, and India. *Atmospheric Pollution Research*, 12(2), 316–329. doi:<https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.11.013>
- IDEAM. (2008). *Estudio climático y oceánico las áreas marinas de Colombia ID.* . Obtenido de <http://documentacion.ideam.gov.co/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=18238>
- Jiménez, A. M., Torrecilla, R. C., & Arranz, D. M. (2020). La concentración de partículas en el aire: análisis estadístico de la relación espacial entre medidas de superficie y del sensor MODIS para dos tipos de tiempo en la Comunidad de Madrid. *Investigaciones Geograficas*, 2020(73), 189–209. doi:<https://doi.org/10.14198/INGEO2020.MJCTMA>
- Kaskaoutis, D. G., Kambezidis, H. D., Hatzianastassiou, N., Kosmopoulos, P. G., & Badarinath, K. V. (2017). Aerosol climatology: dependence of the Angstrom exponent on wavelength over four AERONET sites. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*. 7(3), 7347–7397. doi:<https://doi.org/10.5194/acpd-7-7347-2007>
- Kim, I. S., Lee, J. Y., Wee, D., & Kim, Y. P. (2019). Estimation of the contribution of biomass fuel burning activities in North Korea to the air quality in Seoul South Korea: Application of the 3D-PSCF method. *Atmospheric Research*, 230. doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104628>
- Kloog, I., Sorek, H. M., Lyapustin, A., Coull, B., Wang, Y., & Just, A. C. (2015). Estimating daily PM_{2.5} and PM₁₀ across the complex geo-climate region of Israel using MAIAC satellite-based AOD data. *Atmospheric Environment*, 122, 409–416. doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.10.004>
- Kong, L., Xin, J., Zhang, W., & Wang, Y. (2016). The empirical correlations between PM_{2.5}, PM₁₀ and AOD in the Beijing metropolitan region and the PM_{2.5}, PM₁₀ distributions retrieved by MODIS. *Environmental Pollution*, 350–360. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.085>
- Lin, C. C. (2020). Application of a combined standard deviation and mean based approach to MOPITT CO column data, and resulting improved representation of biomass burning and urban air pollution sources. *Remote Sensing of Environment*, 241. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111720>
- Ling, F., & Singh, R. P. (2020). Optical properties of dust and crop burning emissions over India using ground and satellite data. *Science of the Total Environment*, 718. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134476>

- Lyapustin, A., & Wang, Y. (2018). MODIS Multi-Angle Implementation of Atmospheric Correction (MAIAC). *Data User ' s Guide*.
- Lyapustin, A., Wang, Y., Laszlo, I., & Korin, S. (2012). Improved cloud screening in MAIAC aerosol retrievals using spectral and spatial analysis. *Atmospheric Measurement Techniques Discussions*, 5(12), 1575–1595.
doi:<https://doi.org/10.5194/amtd-5-1575-2012>
- Martins, V. S., Lyapustin, A., De Carvalho, L. A., Barbosa, C. C., & Novo, E. M. (2017). Validation of high-resolution MAIAC aerosol product over South America. *Journal of Geophysical Research*, 122(14), 7537–7559.
doi:<https://doi.org/10.1002/2016JD026301>
- Martins, V. S., Lyapustin, A., De Carvalho, L. A., Barbosa, C. C., & Novo, E. M. (2017). Validation of high-resolution MAIAC aerosol product over South America. *Journal of Geophysical Research*, 122(14), 7537–7559.
doi:<https://doi.org/10.1002/2016JD026301>
- Mas, J. (2011). *Aplicaciones del sensor MODIS para el monitoreo del territorio*. Obtenido de <http://repositorio.unan.edu.ni/2986/1/5624.pdf>
- Matta, N. (12 de febrero de 2020). 80 incendios forestales no le han dado respiro a los bomberos de Medellín. *El Colombiano*.
doi:<https://www.elcolombiano.com/antioquia/incendios-forestales-en-medellin-durante-la-temporada-seca-2020-FC12454331>
- Mehra, M., Panday, A. K., Puppala, S. P., Sapkota, V., Adhikary, B., Pokheral, C. P., & Ram, K. (2019). Impact of local and regional emission sources on air quality in foothills of the Himalaya during spring 2016: An observation, satellite and modeling perspective. *Atmospheric Environment*,
doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116897>
- Mendez, E. J., Belalcazar, L. C., & Morales Betancourt, R. (2019). Regional air quality impact of northern South America biomass burning emissions. *Atmospheric Environment*, 203, 131–140. doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.01.042>
- Mendez, E. J., Rojas, N. Y., Vargas, J., Pachón, J. E., Belalcazar, L. C., & Ramírez, O. (2020). Air quality variations in Northern South America during the COVID-19 lockdown. *Science of the Total Environment*, 749(2).
doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141621>
- Mendez, E. J., Rojas, N. Y., Vargas, J., Pachón, J. E., Belalcazar, L. C., & Ramírez, O. (2020). Air quality variations in Northern South America during the COVID-19

- lockdown. *Science of the Total Environment*(749).
doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141621>
- Montoya, D. E. (2018). Caracterización de la Concentración de Contaminantes del Aire a partir del Estudio de la dinámica atmosférica en el Valle de Aburrá. *Universidad Nacional de Colombia*. Obtenido de <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/68926>
- Morales, S. T. (2019). Caracterización del aerosol troposférico en la zona urbana del Valle de Aburrá, a partir de mediciones satelitales e in-situ. . *Tecnológico de Antioquia*.
- NASA. (2020). *Fire Information for Resource Management System (FIRMS)*. Obtenido de <https://earthdata.nasa.gov/learn/articles/what-is-new-collection-6-modis-active-fire-data>
- Obregón, M. M. (2012). *Estudio de los aerosoles en columna sobre Cáceres a partir de medidas radiométricas*. Obtenido de <https://core.ac.uk/download/pdf/72043232.pdf>
- PNUD. (2018). *ODS en Colombia: Los retos para 2030. In Pnud.* . Obtenido de https://www.undp.org/content/dam/colombia/docs/ODS/undp_co_PUBL_julio_ODS_en_Colombia_los_retos_para_2030_ONU.pdf
- Polania, A. M., & Sarmiento, G. S. (2019). Análisis preliminar de las cuencas atmosféricas como herramienta de ordenamiento territorial a partir de Puente Aranda,. *Universidad El Bosque*.
- Prieto, Y. K. (2017). Incidencia de los Incendios Forestales sobre la calidad de aire en la Ciudad de Bogotá. *Universidad de los Andes*. Obtenido de <https://repositorio.uniandes.edu.co/bitstream/handle/1992/18220/u754360.pdf?sequence=1>
- Pulluquitín, T. F. (2019). Metodología para la evaluación del contaminante atmosférico PM10 con sensor MODIS, DMQ. *Universidad central del ecuador facultad de ingeniería en geología. Minas, petróleo y ambiental carrera de ingeniería ambiental*.
- Punsompong, P., & Chantara, S. (2018). Identification of potential sources of PM10 pollution from biomass burning in northern Thailand using statistical analysis of trajectories. *Atmospheric Pollution Research*, 9(6), 1038–1051.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.04.003>
- Redón, Á., Belenguer, S. C., & Serrano, A. Á. (2021). Changes in air pollution during COVID-19 lockdown in Spain: A multi-city study. *Journal of Environmental Sciences*, 16-26. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.07.029>

- Restrepo, L. F., & González, J. (2007). SELECCIONES De Pearson a Spearman. *Revista Col Cienc Pec*, 183–192.
- Ribeiro, I. O., do Santos, E. O., Batista, C. E., Fernandes, K. S., Ye, J., Medeiros, A. S., & Souza, R. A. (2020). Impact of biomass burning on a metropolitan area in the Amazon during the 2015 El Niño: The enhancement of carbon monoxide and levoglucosan concentrations. *Environmental Pollution*, 260. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114029>
- Rincón, R. M., Rincón, C. A., Sullivan, A. P., Mendez, E. F., Belalcazar, L. Q., & Morales, B. R. (2020). Long-term brown carbon and smoke tracer observations in Bogotá, Colombia: Association with medium-range transport of biomass burning plumes. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20 (12), 7459–7472. doi:<https://doi.org/10.5194/acp-20-7459-2020>
- Rozwadowska, A., Zielinski, T., Petelski, T., & Sobolewski, P. (2010). Cluster analysis of the impact of air back-trajectories on aerosol optical properties at Hornsund. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(3), 877–893. Obtenido de <https://doi.org/10.5194/acp-10-877-2010>
- Shaik, D. S., Kant, Y., Mitra, D., Singh, A., Chandola, H. C., Sateesh, M., & Chauhan, P. (2019). Impact of biomass burning on regional aerosol optical properties: A case study over northern India. *Journal of Environmental Management*, 328–343. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.025>
- Shaik, D. S., Kant, Y., Mitra, D., Singh, A., Chandola, H. C., Sateesh, M., & Chauhan, P. (2019). Impact of biomass burning on regional aerosol optical properties: A case study over northern India. *Journal of Environmental Management*, 244, 328–343. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.025>
- SIATA. (2019). *Generalidades de la información Red de Calidad del Aire del Valle de Aburrá*. Obtenido de www.siata.gov.co
- SIATA. (2020a). *Evolución de la concentración de pm2.5 durante los meses de febrero-marzo-abril de 2020*. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.solener.2019.02.027>
- SIATA. (2020b). *INFORME DE CIERRE DE EPISODIO, PRIMERA TEMPORADA CRÍTICA DE 2020*. . Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.solener.2019.02.027>
- Targino, A. C., Harrison, R. M., Krecl, P., Glantz, P. d., & Beddows, D. (2019). Surface ozone climatology of South Eastern Brazil and the impact of biomass burning events. *Journal of Environmental Management*, 1-12. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109645>

- Thanh, H. L., Nguyen, T. N., Lasko, K., Shriram, I., Vadrevu, K. P., & Justice, C. (2014). Vegetation fires and air pollution in Vietnam. *Environmental Pollution*, 195, 267-275. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.07.023>.
- Toro A., R., Catalán, F., Urdanivia, F. R., Rojas, J. P., Manzano, C. A., Seguel, R., & Leiva, G. M. (2021). Air pollution and COVID-19 lockdown in a large South American city: Santiago Metropolitan Area. *Chile. Urban Climate*,. doi:<https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100803>
- Universidad EAFIT. (2018). Analisis estadístico de las fracciones de material particulado y sus diferentes metodos de medicion en el Valle de Aburra.
- Valbuena, L. A. (2017). Evaluación de la variabilidad espaciotemporal de la profundidad óptica de aerosoles en la zona carbonífera del Cesar a partir de observaciones satelitales. *Tesis presentada como requisito para optar al título de: Magíster en Geomática, Facultad de Ciencias Agrarias*. Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Vásquez, P. Á., Toro, L., & González, C. S. (2018). Dinámica de incendios en Antioquia con énfasis en Bosques Andinos. 87–102. Obtenido de https://scienti.minciencias.gov.co/cvlac/visualizador/generarCurriculoCv.do?cod_rh=0000064645
- Vijayakumar, K., & Devara, P. C. (2014). Optical exploration of biomass burning aerosols over a high-altitude station by combining ground-based and satellite data. *Journal of Aerosol Science*, 72, 1-13. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2014.01.008>
- Vijayakumar, K., & Devara, P. C. (2014). Optical exploration of biomass burning aerosols over a high-altitude station by combining ground-based and satellite data. *Journal of Aerosol Science*, 1-13. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2014.01.008>
- Yang, Q. (2018). The relationships between PM 2.5 and AOD in China: About and behind spatiotemporal variations Authors: Qianqian Yang. 1-35.
- Yin, S., Wang, X., Zhang, X., Guo, M., Miura, M., & Xiao, Y. (2019). Influence of biomass burning on local air pollution in mainland Southeast Asia from 2001 to 2016. *Environmental Pollution*, 254. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.117>

