



**Composición química y coeficientes de extinción de luz reconstruidos a partir del material particulado-
PM10 en un valle altamente urbanizado, Colombia**

Juliana Mejía Sepúlveda

Seleccione tipo de documento para optar al título de Magíster en Ingeniería Ambiental

Asesores

Mauricio Andrés Correa Ochoa, Magíster (MSc) en Ingeniería

Julio César Saldarriaga Molina, Doctor (PhD) en Ingeniería

Universidad de Antioquia

Facultad de Ingeniería

Maestría en Ingeniería Ambiental

Medellín, Antioquia, Colombia

2022

Cita	(Mejía Sepúlveda, et al., 2022)
Referencia	Mejía Sepúlveda, J., Correa Ochoa, M. A., & Saldarriaga Molina, J.C., (2022). <i>Composición química y coeficientes de extinción de luz reconstruidos a partir del Material Particulado- PM10 en un valle altamente urbanizado, Colombia</i> [Tesis de maestría]. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
Estilo APA 7 (2020)	



Maestría en Ingeniería Ambiental, Cohorte XXII.

Grupo de Investigación GIGA

Centro de Investigación Ambientales y de Ingeniería (CIA).



CENDOJ

Repositorio Institucional: <http://bibliotecadigital.udea.edu.co>

Universidad de Antioquia - www.udea.edu.co

Rector: John Jairo Arboleda Céspedes.

Decano/Director: Jesús Francisco Vargas Bonilla.

Jefe departamento: Diana Catalina Rodríguez Loaiza.

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Antioquia ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.

Agradecimientos

En primer lugar, quiero agradecer a mi mamá, mi papá y mi familia por siempre motivarme y apoyarme en todo mi proceso formativo, y en especial a mi hermano quien ha sido siempre mi mayor inspiración y mi modelo a seguir.

A Santiago Valencia por su amor, acompañamiento y apoyo incondicional en estos años.

Agradezco también a los profesores Mauricio Andrés Correa Ochoa y Julio Cesar Saldarriaga Molina por la orientación, asesoría y discusión crítica que me permitieron culminar este proyecto de la mejor manera. A David Aguiar, Guiller Ayala y Liliana Molano por su apoyo desde el grupo de investigación para la culminación de mi maestría. Y a los profesores Claudia Palacio y Fabio Vargas quienes fueron muy importantes en mi proceso académico e investigativo.

A mis amigas Yeresmin Arias, Kelly Ramírez, Yuliana Zapata, y Tatiana Alvarez que estuvieron incondicionalmente durante este proceso, y en especial a Catalina Vélez por ser mi compañera durante estos años de desarrollo profesional y personal.

Adicionalmente agradezco al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación de Colombia- Minciencias por el apoyo económico mediante la propuesta 12167775759 bajo el contrato 657 de 2018, al Área Metropolitana del Valle de Aburrá- AMVA y al Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá (SIATA).

Finalmente agradezco a la Universidad de Antioquia, lugar que me acogió y me permitió crecer tanto en mi pregrado, como en mi posgrado. ¡Infinitas gracias, Alma Mater!

RESUMEN

El material particulado- PM es la mezcla heterogénea de partículas las cuales al estar suspendidas en el aire durante mucho tiempo y viajar largas distancias, causan impactos sobre la salud humana al generar enfermedades agudas y crónicas especialmente respiratorias, cardiovasculares y relacionadas al sistema nervioso central. Adicionalmente, las partículas que componen el PM como iones, metales pesados y aerosoles carbonáceos, ocasionan efectos negativos en el ambiente pues tienen la capacidad de esparcir y absorber la radiación solar, mecanismos por los cuales se modifica y se altera la microfísica de las nubes, el ciclo hidrológico, el pH del agua lluvia y mediante los cuales se degrada la visibilidad generando la extinción de luz. En días contaminados, la extinción de luz se incrementa generando estrés, aumento de presión sanguínea, conductancia de piel y tensión muscular. Según esta problemática, el objetivo de esta tesis de maestría fue determinar el coeficiente de extinción de luz (β_{ext}) en diferentes escenarios espacio temporales, mediante la caracterización química de PM_{10} . Según el resultado de las primeras cuatro fechas (alborada y año nuevo (2018), y normalidad (2019)) el β_{ext} osciló en las diferentes estaciones desde 116.928 Mm^{-1} hasta 315.972 Mm^{-1} . Mientras que en contingencia ambiental (estado de prevención y alerta (2019)) el β_{ext} osciló entre 138.1 Mm^{-1} y 495.303 Mm^{-1} . Para finalizar, en la última (semana santa en el año 2019) fecha el β_{ext} osciló entre 99.35 Mm^{-1} y 222.307 Mm^{-1} . Los resultados sugieren que en los escenarios de contingencia ambiental se presentan los mayores β_{ext} lo cual coincide con la época en donde se registran las mayores concentraciones de PM en la atmósfera del Valle de Aburrá-VA, y resalta la importancia que presenta la caracterización química del PM pues: i) permite la identificación de las fuentes de contaminación, ii) mejora el entendimiento de los procesos atmosféricos y iii) permite estimar impactos como el β_{ext} asociados a los componentes del PM. Por lo tanto, esta tesis de maestría destaca la importancia de realizar control y monitoreo tanto a los niveles del PM como lo establece la Resolución 2254 del 2017, como a su composición química para un estudio integral y transversal de la contaminación atmosférica en el VA.

Palabras clave: PM_{10} ; especies químicas; coeficiente de extinción de luz; algoritmo IMPROVE.

ABSTRACT

Particulate matter-PM is the heterogeneous mixture of particles which, being suspended in the air for a long time and traveling long distances, cause impacts on human health by generating acute and chronic diseases, especially respiratory, cardiovascular, and related to the central nervous system. In addition, the particles that make up PM such as ions, heavy metals, and carbonaceous aerosols, cause negative effects in the environment since they can spread and absorb solar radiation, mechanisms by which the microphysics of the clouds, the hydrological cycle, the pH of the rainfall are modified and altered; and through which visibility is degraded, generating the extinction of light. On polluted days, the extinction of light increases generating stress, increased blood pressure, skin conductance and muscle tension. According to this problem, the objective of this master's thesis was to determine the light extinction coefficient (β_{ext}) in different space-time scenarios, through the chemical characterization of PM_{10} . According to the result of the first four dates (dawn and new year (2018), and normality (2019)) the β_{ext} ranged in the different seasons from $116,928 \text{ Mm}^{-1}$ to $315,972 \text{ Mm}^{-1}$. While in environmental contingency (state of prevention and alert (2019)) the β_{ext} ranged between 138.1 Mm^{-1} and 495.303 Mm^{-1} . Finally, in the last (Easter in 2019) date the β_{ext} ranged between 99.35 Mm^{-1} and 222.307 Mm^{-1} . The results suggested that in the environmental contingency scenarios the highest β_{ext} are presented, which coincide with the time when the highest concentrations of PM are recorded in the atmosphere of the Aburrá Valley-VA and highlights the importance of the chemical characterization of the PM therefore: i) allows the identification of pollution sources, ii) improves understanding of atmospheric processes and iii) allows estimating impacts such as the β_{ext} associated with PM chemical components. Therefore, this master's thesis highlights the importance of controlling and monitoring both PM levels as established by Resolution 2254 of 2017, as well as its chemical composition for a comprehensive and cross-sectional study of air pollution in the VA.

Keywords: PM_{10} ; $\text{PM}_{2.5}$; chemical species; light extinction coefficient; IMPROVE algorithm.

1. INTRODUCCIÓN

Las propiedades físicas, químicas y ópticas de los aerosoles atmosféricos han tomado una creciente importancia en la investigación enfocada al medio ambiente. Puesto que las partículas presentes en la atmósfera interactúan directamente con la radiación solar y terrestre, e indirectamente influencia el tiempo de vida y la microfísica de las nubes, con relevantes consecuencias en el clima, balance radiativo de la Tierra y visibilidad (Boucher, 2000; Valentini et al., 2018). De hecho, en el año 1977 mediante Clean Air Act se reconoció la visibilidad como un indicador de calidad del aire

(Brimblecombe, 2021; Molnár et al., 2020; Watson, 2002), ya que se define como la mayor distancia a la cual un observador puede diferenciar un objeto en contraste con el horizonte (Sutter et al., 2016). Psicólogos ambientales, han encontrado que el observar un paisaje natural reduce fisiológicamente indicadores de estrés, presión sanguínea, conductancia de la piel y tensión muscular. Mientras que percibir una escena contaminada se correlaciona con estrés, enojo y síntomas de depresión (Gautam & B. Bolia, 2020; Hyslop, 2009; Y. Li et al., 2018). Si bien la visibilidad ha sido objeto de diferentes estudios (Bäumer et al., 2008; Brimblecombe, 2021;

Chang et al., 2009; Deng et al., 2011; Malm, 1999; Pui et al., 2014; Retalis et al., 2010; Watson, 2002) por su potencial indicación de contaminación atmosférica, y por su relación con contaminantes (a mayor contaminación, menor visibilidad) este parámetro no brinda información sobre la composición química de las partículas que producen el esparcimiento y radiación solar, que es el mecanismo por el cual se degrada la visibilidad. Por esto una de las metodologías usadas alrededor del mundo (Boylan & Russell, 2006; Dumka et al., 2017; Lei et al., 2020; Pipal et al., 2016; Prenni et al., 2019; Tao et al., 2012; Valentini et al., 2018), es la del algoritmo de la red Interinstitucional de Monitoreo de Entornos Visuales Protegidos (IMPROVE), creado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) con la que se calcula el coeficiente de extinción de luz (β_{ext}), reconociendo que este parámetro es fundamental para caracterizar como la contaminación atmosférica impacta la visibilidad (Pitchford et al., 2007; Prenni et al., 2019). Este, se basa en la caracterización química del Material Particulado (PM) y el crecimiento higroscópico de las partículas (Liu & Zhao, 2011; Molnár et al., 2020; Shen et al., 2014; Espinosa et al., 2019) y sus principales objetivos son establecer condiciones actuales de visibilidad y aerosoles en áreas obligatorias de Clase I en Estados Unidos; identificar las especies químicas y las fuentes de emisión responsables del deterioro de la visibilidad (Pui et al., 2014).

Aunque la metodología del algoritmo IMPROVE ha sido mundialmente utilizada por su larga y sólida trayectoria en Estados Unidos, los datos de extinción de luz a nivel superficial no siempre están disponibles debido al número limitado de estaciones de monitoreo de calidad del aire (Q. He et al., 2016). Esto ha sido motivo para que en diferentes estudios se busque una alternativa y comparación a las mediciones en superficie (Green et al., 2009; L. Li, 2020; Su et al., 2017; W. Wang et al., 2017), como las propiedades ópticas atmosféricas (POA), las cuales son: profundidad óptica del aerosol, opacidad de la atmósfera y visibilidad (Guzmán & Restrepo, 2013). Las razones por las cuales se ha

implementado el uso de las POA son: i) las POA son indicadores visibles para las personas de la contaminación del aire (Gautam & B. Bolia, 2020; Hyslop, 2009; Y. Li et al., 2018), (ii) estas propiedades hacen referencia a la transparencia de la atmósfera, por lo que aumentos en el PM suspendido incide en los valores de las POA aumentando la profundidad óptica del aerosol y la opacidad, y disminuyendo la visibilidad (Bäumer et al., 2008; Pui et al., 2014; Retalis et al., 2010; Vicente-Retortillo et al., 2017), y (iii) estas propiedades han sido estudiadas mediante el procesamiento digital de imágenes, lo cual hace posible cuantificar los cambios asociados a las POA (Janeiro et al., 2009; Kreuter et al., 2010; Sutter et al., 2016).

Teniendo en cuenta que la profundidad óptica del aerosol- AOD es un parámetro que representa la carga de aerosoles en la columna atmosférica (Wei et al., 2020), investigaciones han encontrado que es posible a partir de este, estimar cantidades superficiales como $PM_{2.5}$ y visibilidad (L. Li, 2020; Ma et al., 2019; Sorek-Hamer et al., 2020). Por ejemplo, en el estudio de (Q. He et al., 2016) se propuso un método de corrección vertical para estimar visibilidad a nivel de superficie a partir de las mediciones satelitales de AOD, utilizando datos de reanálisis para estimar la altura de la capa de aerosol, que posteriormente fueron utilizados para estimar coeficientes de extinción en superficie, que como resultado presentaron una buena correlación con las mediciones en tierra de sensores de visibilidad. Por otro lado, en el estudio de (Zhang & Kondragunta, 2021) reconocen como problemática, la dificultad que existe en zonas rurales de Estados Unidos Continentales para el monitoreo de $PM_{2.5}$ por lo que propusieron a partir de AOD caracterizar la carga de contaminación atmosférica continua en el espacio.

De manera regional el Valle de Aburrá- VA, ha sido objeto de diversos estudios asociados a la contaminación atmosférica. Por ejemplo, (Gómez et al., 2011) realizó una caracterización química del $PM_{2.5}$ en especies carbonáceas (carbón negro y carbón orgánico), especies iónicas y metales, encontrando que la principal fuente de emisión al $PM_{2.5}$ son los vehículos. Otros estudios han

abordado el tema de los aerosoles en el VA desde el uso de imágenes satelitales de AOD como (Luna et al., 2018) en donde utilizaron registros de AOD y PM_{10} para estudiar la evolución temporal del PM en diferentes ciudades y regiones del país, entre las que se encuentra Medellín, con el fin de identificar aquellas con los niveles más altos de AOD en Colombia. En este trabajo se observó que según el ciclo anual de AOD para la región Andina (donde se encuentra ubicada la ciudad de Medellín y el VA) presenta los mayores valores en los meses de marzo.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En los últimos años, el valle de Aburrá ha sido objeto de monitoreo y seguimiento a la calidad del aire y específicamente al Material Particulado- $PM_{2.5}$, principalmente en los meses de febrero-marzo y septiembre-octubre, que de acuerdo con estudios locales es el resultado de la combinación entre altas emisiones (locales y externas), topografía compleja y condiciones climáticas desfavorables para la dispersión vertical de los contaminantes (Herrera-Mejía and Hoyos 2019; Roldán-Henao et al. 2020).

Teniendo en cuenta lo anterior, la tesis de maestría aquí presentada se planteó la pregunta de investigación: ¿cuáles son los efectos que tiene la composición química de la atmósfera baja del Valle de Aburrá sobre el fenómeno de extinción de luz?, para la cual el objetivo de este estudio es evaluar el efecto de la caracterización química del PM_{10} en la extinción de luz en diez estaciones de calidad del aire en ocho diferentes fechas, en el valle de Aburrá (VA) - Antioquia, Colombia, las cuales son de interés para la ciudad debido a las dinámicas específicas que se presentan. Estas fechas incluyen: La Alborada, Año Nuevo, normalidad en la ciudad, época de contingencia ambiental y semana santa. Para tal fin se realizó la caracterización química del PM_{10} con lo cual se aplicó el algoritmo IMPROVE para reconstruir los coeficientes de extinción de luz. Los resultados de este trabajo se encuentran dentro del marco de un proyecto entre el Sistema de Alerta Temprana- SIATA y la Universidad de Antioquia en

donde se realizó la caracterización química y morfológica del PM_{10} en diferentes escenarios desde diciembre del 2018 hasta abril del 2019.

3. MARCO TEÓRICO

3.1. Visibilidad

Este parámetro ha sido definido históricamente como la mayor distancia a la cual un observador puede diferenciar un objeto en contraste con el horizonte (Brimblecombe, 2021; Malm, 1999; Molnár et al., 2020). El PM afecta la visibilidad de diferentes maneras: esparce la luz que proviene de un objeto lo cual disminuye su contraste, absorbe la luz dando un tinte grisáceo al paisaje observado, y esparce la radiación solar atenuando los colores observados en determinada escena. De esta manera se causa la extinción de luz, fenómeno por el cual la cantidad de luz (o radiación) desde su trayectoria original es modificada por efecto de la contaminación presente en la atmósfera (Hyslop, 2009). Sus impactos siguen siendo objeto de estudio alrededor del mundo, los cuales sugieren que la contaminación atmosférica puede ser considerado como un estresante para las personas, y su influencia, incluidos los cambios emocionales, conductuales y físicos, pueden ser medidos mediante una evaluación cognitiva (Y. Li et al., 2018).

3.2. Composición química del PM

El Material Particulado-PM no se define como un contaminante como tal, pues es una combinación compleja y dinámica de partículas compuestas con orígenes biológicos y químicos diferentes (Ramli et al., 2020). Dentro de los principales componentes químicos del PM se encuentran:

3.2.1. Compuestos orgánicos

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's) y los PAH's oxigenados (OPAH's) contribuyen en una proporción relativamente alta al $PM_{2.5}$. Estos, son ubicuos en la atmósfera en donde se produce principalmente combustión incompleta y pirólisis de combustibles fósiles; y sus efectos de carcinogenicidad, teratogenicidad (anomalías en embrión y feto) y alteración endocrina, han

aumentado su vigilancia y control (K. He et al., 2021).

3.2.2. Compuestos inorgánicos

- **Metales traza:** Se originan a partir de la formación de polvo del suelo, la combustión de combustibles fósiles, la cremación y el procesamiento de metales a altas temperaturas. En el PM se han encontrado fracciones de cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), cobre (Cu), cobalto (Co), hierro (Fe), níquel (Ni), plomo (Pb), manganeso (Mn), estroncio (Sr), titanio (Ti), zinc (Zn) y vanadio (V) (Ramli et al., 2020). Sin embargo, algunos de los mencionados metales (Mn, Cu o Fe) desempeñan un papel metabólico fundamental como componentes estructurales de varias enzimas clave para el cuerpo humano, pero pueden producir severas consecuencias adversas para la salud en condiciones de exposiciones agudas o repetidas (Rovelli et al., 2020).
- **Especies iónicas solubles en agua:** Estas especies constituyen aproximadamente el 60% del PM_{2.5} y su aporte aumenta en días nublados. De hecho, balances iónicos presentan que muestras de PM_{2.5} son altamente ácidas durante días nublados y tienden a la neutralidad en días sin neblina (Ji et al., 2020). Entre los principales iones encontrados en el PM están SO₄²⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, entre otros, los cuales también han sido encontrados como constituyentes del agua precipitada, dando como resultado otra problemática como la lluvia ácida al generarse ácido sulfúrico y nítrico (Xu et al., 2020).

3.2.3. Especies carbonáceas: Este tipo de aerosoles, son uno de los principales componentes del PM_{2.5} e incluyen el carbón orgánico (OC) y carbón elemental (EC). OC es una compleja mezcla de compuestos orgánicos generados por reacciones fotoquímicas incluyendo gases precursores como el ozono (O₃) y los compuestos orgánicos volátiles

(VOC's). Mientras que EC es emitido principalmente por la combustión incompleta de combustibles fósiles y quema de biomasa. Estudios han encontrado que la presencia de OC en la atmósfera tiene un efecto de esparcimiento de radiación solar, mientras que el EC absorbe la radiación y tiene la capacidad de disminuir la visibilidad entre 30%-40% de la extinción total (Feng et al., 2021).

3.3. Extinción de luz

La degradación de la visibilidad es el resultado del esparcimiento y absorción de la luz por partículas y gases presentes en la atmósfera, y que su tamaño es similar al de la longitud de onda de la luz. Algunos de los factores que afectan esta interacción entre las partículas, gases y la luz; es la meteorología y la composición química de las partículas (Malm, 1999). La extinción de luz se define como la pérdida fraccional de la intensidad de un rayo de luz por unidad de distancia, causada por el esparcimiento y absorción de la radiación a causa de las partículas presentes en la atmósfera (Lei et al., 2020). Tradicionalmente, la determinación de este parámetro correspondía a la suma de cuatro componentes (la absorción de radiación por las partículas, absorción de radiación por gases, esparcimiento de radiación por partículas y esparcimiento de radiación por gases), pero la investigación de la extinción de luz dirigida por IMPROVE en Estados Unidos ha permitido el desarrollo de nuevas metodologías más precisas como el algoritmo IMPROVE la cual se basa en estimar la concentración de las especies químicas que específicamente extinguen la luz (Pitchford et al., 2007).

3.4. Profundidad óptica del aerosol

La profundidad óptica del aerosol- AOD (τ) se define como la integración vertical de la extinción de luz para toda la columna atmosférica y teóricamente puede ser calculado según la Ec. 1 (Su et al., 2017; Tian & Chen, 2010).

$$\tau = \int_0^{\infty} \sigma_{ext} (dh)$$

Ecuación 1. Determinación de AOD a partir de extinción de luz

Donde $\sigma_{ext}(h)$ es el coeficiente de extinción de los aerosoles en la elevación vertical h sobre el suelo. A partir de esta relación el estudio de la extinción de luz se ha complementado con el estudio y caracterización del AOD en la atmósfera, además de que ha permitido la parametrización continua espacialmente del $PM_{2.5}$ complementando datos de estaciones en superficie (L. Li, 2020; Su et al., 2017; Zeng et al., 2018).

Tabla 1. Valores de AOD y sus equivalencias a contaminación atmosférica (Meskhidze et al., 2009)

AOD	CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA
AOD < 0.1	Atmósfera “limpia”
0.1 < AOD < 0.25	Atmósfera moderadamente contaminada
AOD > 0.8	Atmósfera muy contaminada

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo General

Evaluar el efecto de la caracterización química del PM_{10} en la extinción de luz en diez estaciones de calidad del aire para ocho diferentes fechas en el Valle de Aburrá- Antioquia, Colombia.

4.2. Objetivos específicos

- Analizar la composición química del material particulado PM_{10} a partir de las especies iónicas, carbonáceas y de metales

- Evaluar las condiciones meteorológicas de los escenarios espacio temporales del Valle de Aburrá
- Determinar los coeficientes de extinción de luz a partir de la composición química del PM_{10} utilizando el algoritmo IMPROVE de la EPA
- Comparar los resultados obtenidos de la determinación de los coeficientes de extinción de luz, con observaciones satelitales de AOD según la relación que tienen estos dos parámetros

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Área de estudio

El VA (Fig. 1) se encuentra ubicado al sur del departamento de Antioquia, Colombia, y está conformado por los municipios de Barbosa, Girardota, Copacabana, Bello, Medellín, Itagüí, Envigado, Sabaneta, La Estrella y Caldas. De estos, es Medellín, capital del departamento de Antioquia el centro geométrico del VA, un valle estrecho y empinado, con terreno complejo ubicado en los Andes tropicales (6.0° - 6.5° N y 75.5° - 75.7° W), y cuya altura oscila entre 1130 m.s.n.m y 3120 m.s.n.m (Aguiar-Gil et al., 2020; Henao et al., 2020; Herrera-Mejía & Hoyos, 2019). Con respecto al clima, el VA se caracteriza por tener un régimen de precipitación bimodal que alcanza los 1500 mm/año y una temperatura promedio de 22°C (Poveda Jaramillo, 2006).

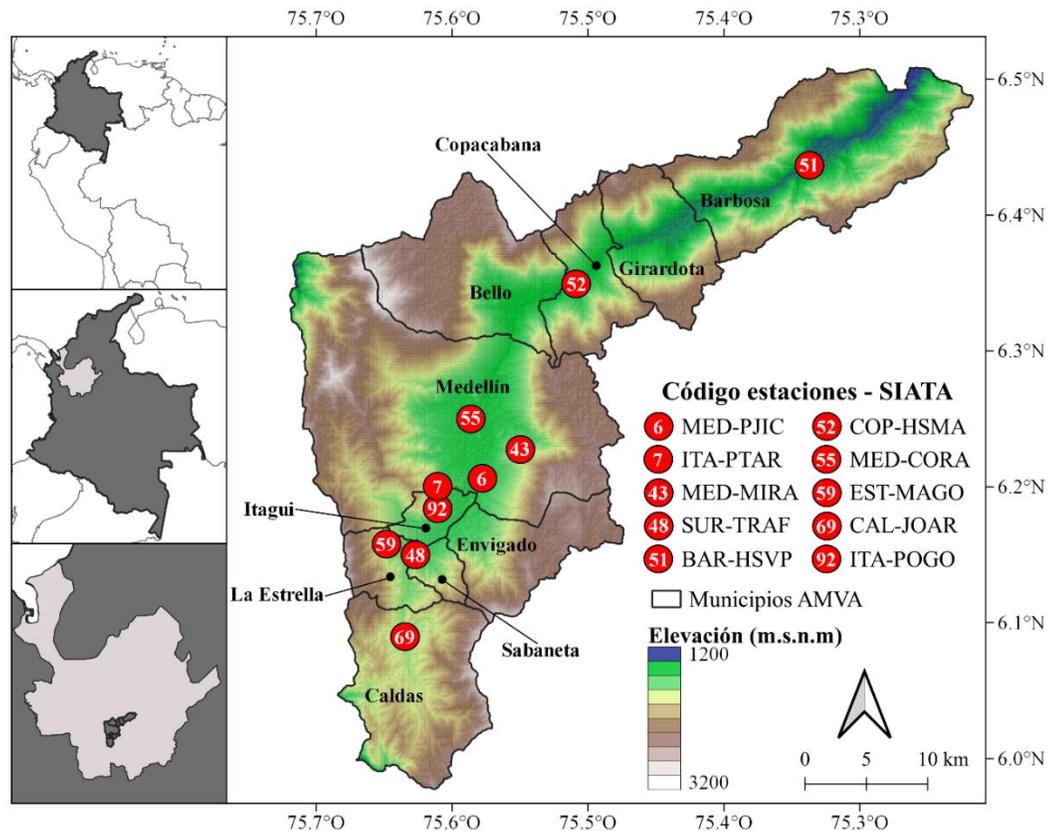


Figura 1. Localización general del área de estudio. Los puntos rojos representan las estaciones de calidad del aire del SIATA empleadas en este estudio. Fuente: Elaboración propia.

5.2. Descripción de escenarios espacio temporales

Los escenarios corresponden ocho fechas que representan diferentes características meteorológicas

y dinámicas urbanas. En la tabla 2, se realiza una descripción de las dinámicas que corresponden a cada escenario

Tabla 2. Descripción de los escenarios espacio temporales

Fecha	Descripción del escenario
01/12/2018	La Alborada: Esta fecha ha sido objeto de investigaciones por entidades locales (e.g., SIATA), como un evento controversial en el VA pues a partir de medianoche, se celebra el inicio del mes de diciembre con el uso desmedido de fuegos pirotécnicos (Hoyos et al., 2020)
31/12/2018	Noche de año nuevo: El 31 de diciembre en el VA, es un día con alta dinámica pues se realizan las celebraciones de la noche de año nuevo, en donde las familias se reúnen además de presentarse actividad de fuegos pirotécnicos previos a media noche (Hoyos et al., 2020)
12/01/2019	Normalidad: Todos los sectores en el VA se encuentran operando con normalidad y sin restricciones.
27/01/2019	Normalidad: Último domingo de enero, todos los sectores en el VA se encuentran operando con normalidad y sin restricciones.
26/02/2019	Contingencia (Estado de prevención): El AMVA declara estado de prevención en el VA y decreta la medida de Pico y Placa Ambiental para reducir la cantidad de vehículos circulantes en el territorio
07/03/2019	Contingencia (Estado de Alerta): El AMVA declara estado de alerta en el VA y decreta la medida de Pico y Placa Ambiental para reducir la cantidad de vehículos circulantes en el territorio
19/03/2019	Contingencia (Estado de Alerta): El AMVA declara estado de alerta en el VA y decreta la medida de Pico y Placa Ambiental para reducir la cantidad de vehículos circulantes en el territorio
20/04/2019	Sábado Santo: Fecha en la cual los feligreses del territorio conmemoran la Soledad de María, por lo que se realizan procesiones fomentando aglomeraciones en las calles reduciendo la cantidad de vehículos en el VA
8	Total de escenarios

5.3. Estaciones de PM₁₀

Las muestras de PM₁₀ pertenecen a las estaciones de calidad del aire reportadas a continuación. Cada una de las muestras, fue recolectada en filtros de fibra de cuarzo a través de equipos manuales de alto volumen (Hi-Vol) (periodos de monitoreo de 24 h para cada

punto). El total de muestras analizadas fue de 79 (10 estaciones de calidad del aire para cada uno de los 8 escenarios espacio temporales). Cabe resaltar, que no se contó con la muestra de PM₁₀ de EST-MAGO del 31/12/2018 debido a fallas en el equipo.

Tabla 3. Estaciones de monitoreo empleadas en este estudio

Municipio	Número de estaciones	Código estación de monitoreo	Latitud (N)	Longitud (W)	Altitud (m.s.n.m)
Barbosa	1	BAR-HSVP	6°26'21.0	75°20'10.8	1294
Copacabana	1	COP-HSMA	6°21'09.8	75°30'29.6	1406
		MED-CORA	6°15'09.0	75°35'09.9	1514
Medellín	3	MED-MIRA	6°13'47.9	75°32'57.1	1618
		MED-PJIC	6°12'32.3	75°34'40.0	1546
		ITA-PTAR	6°11'37.1	75°35'29.7	1542
Itagiú	2	ITA-POGO	6°11'23.6	75°36'38.2	1702
La Estrella	2	EST-MAGO	6°09'39.3	75°38'42.0	1775
		SUR-TRAF	6°09'08.3	75°37'39.0	1502
Caldas	1	CAL-JOAR	6°05'30.9	75°38'04.7	1772
	10	Total de estaciones analizadas			

5.4. Corte de filtros de PM₁₀ y posterior análisis

El corte del filtro de fibra de cuarzo se realizó según los procedimientos establecidos por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) en el método EPA- IO 3.1. “Selección, preparación y extracción de material filtrado”, que proviene del Capítulo IO-3: “Análisis de especies químicas en partículas suspendidas colectadas en filtros”. (Environmental Protection Agency (EPA), 1999b). De esta manera, se obtuvieron fracciones del filtro que fueron

destinadas a diferentes análisis de laboratorio para obtener la concentración de iones, metales y de carbono. Adicionalmente, para asegurar la aleatoriedad de la elección de las fracciones de los filtros, se desarrolló un código en el lenguaje de programación R, el cual arrojaba números al azar entre uno y nueve, que corresponden al número de fracciones en las que el filtro fue cortado. En la Imagen 1 se muestra uno de los filtros analizados, posicionado en la base del corta filtros antes de ser fraccionado y enviado a los laboratorios para la caracterización química.



Imagen 1. Filtro de PM₁₀ de la estación MED-PJIC en la fecha del 1/12/2018

Para la determinación del PM_{2.5} en las coordenadas geográficas donde se realizó el monitoreo de PM₁₀, se descargaron las concentraciones de PM_{2.5} para todas las estaciones del VA que reportan PM_{2.5} en las fechas analizadas en esta tesis de maestría. Y mediante el software ArcGIS se realizó una interpolación espacial en la que se evaluaron las diferentes metodologías de interpolación, y se eligió el modelo Inverso Multicuadrático para la determinación del PM_{2.5}, ya que fue el que presentó menor error cuadrático medio (ECM) (La tabla con las concentraciones obtenidas para el PM_{2.5} y su ECM se presenta en la tabla suplementaria S1).

5.5. Caracterización química de PM₁₀

La recolección, manejo, transporte y custodia de las muestras estuvo a cargo del SIATA y se entregaron en el laboratorio GIGA para su posterior análisis químico. Después de fraccionados los filtros, estos fueron destinados a los laboratorios para su posterior caracterización, así: carbono orgánico y elemental (OC, EC), cationes, aniones y metales, mediante sus diferentes técnicas (La determinación de iones y metales se realizó por triplicado para garantizar exactitud y precisión de resultados, y adicionalmente se realizó el análisis del filtro en blanco para control de calidad de los datos).

- 5.5.1. Cromatografía iónica:** Mediante esta técnica se determinaron los aniones (NO_3^- , SO_4^{2-}) y cationes (Na^+ , NH_4^+ , Ca^{2+}) en el Laboratorio de Estudios Ambientales-LEA de la Universidad de Antioquia (Cromatógrafo Iónico Dionex, Modelo ICS-1100, con columna aniónica AS22, columna Catiónica Dionex Ion Pac TM CS14RFIC y columna Dionex Ion Pac TM CG14 RFIC) (Dahmardeh Behrooz et al., 2017; Zhamsuev et al., 2015).
- 5.5.2. Absorción atómica:** Los metales hierro y aluminio (Fe y Al, entre otros), fueron determinados a través de absorción atómica en un equipo Thermo Electron Corporation modelo A.A serie GE712311 del Laboratorio de Estudios Ambientales-LEA de la Universidad de Antioquia (Awan et al., 2011; Pastuszka et al., 2010).
- 5.5.3. Espectroscopía fotoelectrónica de rayos-x:** Las concentraciones de las especies carbonáceas fueron determinadas a partir de espectroscopía Fotoelectrónica de Rayos X, en un equipo Espectrómetro Fotoeléctrico de Rayos X (XPS-UHV-NAP), marca Specs

en el laboratorio NAP-XPS de la Universidad de Antioquia (Elmes & Gasparon, 2017; González et al., 2017). Este método,

Debido al alto costo que implicaría analizar los 79 filtros, se realizó un análisis que contempló técnicas estadísticas y matemáticas tales como el análisis de clúster y análisis de componentes principales (PCA) con el fin de seleccionar los filtros que serían llevados para su caracterización carbonácea. En principio, se realizó un análisis de clúster del cual fue posible obtener los conglomerados en los cuales los filtros se agrupaban. De este análisis se obtuvieron cuatro conglomerados que se observan en la figura S1. Posteriormente, estos conglomerados fueron llevados a un análisis de PCA (figuras S2 a S5). Adicionalmente, como criterio de decisión para la selección de los filtros que serían llevados a XPS, se realizó un conteo de las especies químicas encontradas en cada filtro, de manera que se seleccionaron aquellos filtros donde el conteo de especies químicas fue superior al resto de los filtros. Por otra parte, se eligieron aquellos filtros que no se agruparon en ningún grupo para garantizar la inclusión de estos dentro de los análisis. Los filtros más representativos en su respectivo conglomerado sumado a aquellos filtros que no se agruparon, dio un total de 23 filtros, los cuales fueron los llevados a la caracterización carbonácea. Finalmente, los filtros que no fueron analizados mediante esta técnica, se les asignó la concentración determinada por el filtro elegido que se encontraba dentro de su conglomerado.

5.6. Determinación del β_{ext}

El algoritmo IMPROVE fue desarrollado originalmente por (Malm, 1999) el cual se basa en los supuestos de que la absorción por gases ($b_{a,g}$) es cero, que el coeficiente de Rayleigh ($b_{s,g}$) es 10 Mm^{-1} , y que la absorción y esparcimiento de las partículas en la atmósfera, se puede estimar multiplicando las concentraciones de cada uno de los componentes principales por las eficiencias típicas de extinción específicas de cada componente. Los términos de eficiencia de extinción masiva de sulfatos y nitratos incluyen un factor de crecimiento higroscópico que es una función de la humedad relativa ($f(\text{RH})$) el cual es multiplicado por una eficiencia de extinción seca constante. Lo anterior se resume en la Ecuación 2 en donde se presenta el algoritmo IMPROVE para la determinación del β_{ext}

$$\beta_{ext} = 3f(\text{RH})x[\text{Sulfatos de Amonio}] + 3f(\text{RH})x[\text{Nitratos de Amonio}] + 4[\text{Masa Orgánica}] + 10[\text{Carbono Elemental}] + 1[\text{Suelo Fino}] + 0.6 [\text{Masa gruesa}] + \text{Coeficiente de Rayleigh}$$

Ecuación 2. Algoritmo IMPROVE para la determinación del coeficiente de extinción de luz (β_{ext})

Donde: β_{ext} es el coeficiente de extinción de luz en Mm^{-1} , los sulfatos de amonio se determinan como $0.944*[\text{NH}_4^+] + 1.02*[\text{SO}_4^{2-}]$ en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, nitratos de amonio se determina como $1.29*[\text{NO}_3^-]$ en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, masa orgánica se determina como $1.4*[\text{OC}]$ en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, carbono elemental se determina como $10*[\text{EC}]$ en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, suelo fino se determina como $(2.49*[\text{Si}] + 2.2*[\text{Al}] + 2.42*[\text{Fe}] + 1.63*[\text{Ca}] + 1.94*[\text{Ti}])$ en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (sin embargo tanto el Si como el Ti no fueron cuantificables en este estudio), la masa gruesa se determina como $[\text{PM}_{10}] - [\text{PM}_{2.5}]$ en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y el coeficiente de Rayleigh es igual a 10 Mm^{-1} , y $f(\text{RH})$ el cual se refiere al factor de crecimiento higroscópico (función de la humedad relativa) el cual es adimensional, se puede obtener directamente de la página oficial de IMPROVE (<http://vista.cira.colostate.edu/Improve/the-improve-algorithm/>).

5.7. Profundidad Óptica del Aerosol (AOD)

5.7.1. Propiedades ópticas atmosféricas

Con el fin de realizar la comparación del coeficiente de extinción de luz que se obtiene según lo explicado en la sección 2.6, y basados en la revisión de literatura en donde se reconoce la posibilidad de comparar variables en superficie (extinción de luz) con variables que integran la carga de aerosoles en la columna atmosférica (AOD) se realizó una búsqueda de modelos matemáticos que permitieran integrar ambas variables, de manera que se pudiera dar cumplimiento al último objetivo específico de la tesis de maestría. Dentro de esta revisión, la investigación de (Guzmán & Restrepo, 2013) fue fundamental, pues allí se consolidaron los principales modelos utilizados en ciencias atmosféricas para la estimación de las POA. Dentro de estos modelos, se encontró que el más aplicado según la información que de esta tesis se obtiene, es el expresado en la Ecuación 3 a continuación:

$$AOD_MM = \frac{3.9449}{V} + 0.08498$$

Ecuación 3. Modelo matemático para determinar el AOD a partir de visibilidad

Donde AOD_MM es la profundidad óptica del aerosol en la longitud de onda de 550nm calculada mediante el modelo matemático, y V es la visibilidad en km.

$$V = \frac{3.912}{\beta_{ext}(IMPROVE)}$$

Ecuación 4. Fórmula de Koschmieder para determinar visibilidad a partir de extinción de luz

5.7.2. MODIS

Los datos para realizar la caracterización de la carga de aerosoles en la atmósfera se obtuvieron del sensor se determinaron las anomalías porcentuales con respecto al periodo histórico.

$$\text{Anomalías (\%)} = \frac{X - \bar{X}}{\bar{X}} * 100$$

Ecuación 5. Determinación de las anomalías porcentuales de AOD (Ranjan et al., 2020)

Donde X es el valor de AOD del mes i, y \bar{X} es el promedio histórico de AOD desde el 2003 hasta el 2017 del mes i.

6. RESULTADOS Y ANÁLISIS

6.1. Meteorología de los escenarios espacio temporales

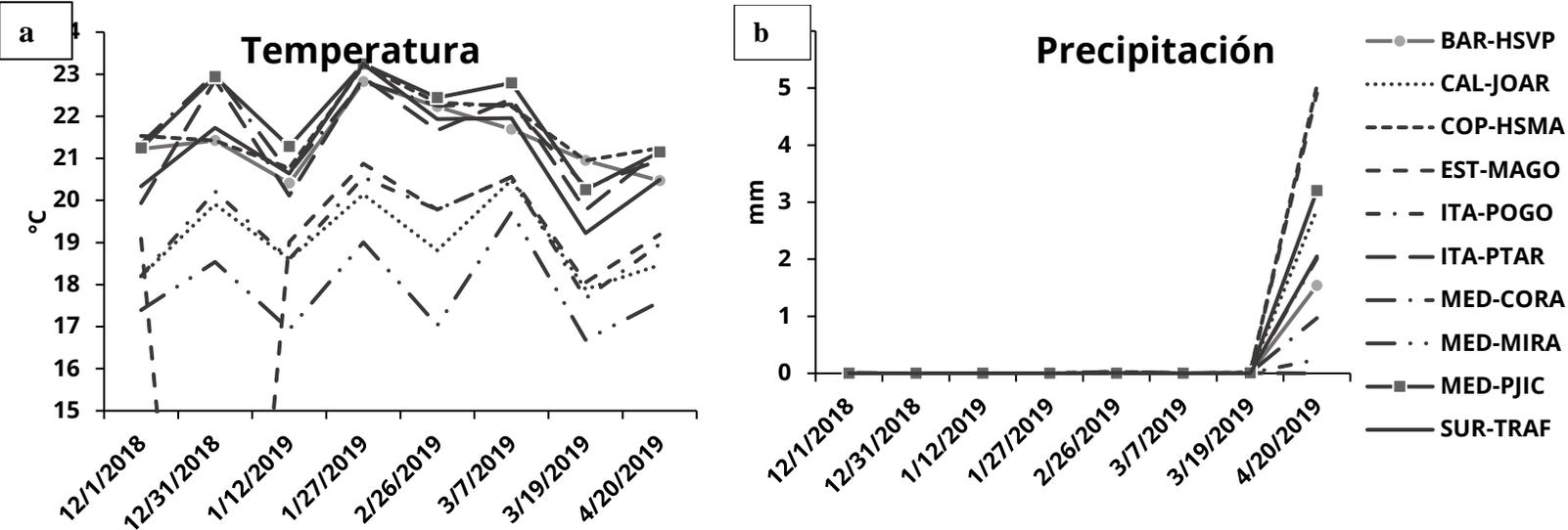
MODIS en el satélite Aqua mediante el producto MYD09GA, en la banda cuatro que corresponde a una longitud de onda de 550 nm y una resolución espacial de 500 m. Los datos fueron descargados a partir de la plataforma AppEEARS de la NASA (<https://lpdaac.usgs.gov/tools/appeears/>), de los cuales se extrajo el valor puntual de AOD para cada estación en las diferentes fechas y con el fin de realizar una comparación de AOD y β_{ext} , para determinar la existencia o no de una relación entre las observaciones de MODIS y el cálculo del β_{ext} a partir de la metodología IMPROVE. Posteriormente, el AOD obtenido a partir del sensor MODIS fue comparado con el AOD obtenido mediante el modelo matemático descrito en el numeral 4.7.1 que es calculado a partir del algoritmo IMPROVE, mediante el coeficiente de correlación no paramétrico de Spearman.

Por otra parte, teniendo en cuenta la emergencia sanitaria mundial generada por la presencia de la pandemia COVID-19, y que como consecuencia, restringió actividades económicas en el territorio nacional (Henao et al., 2021), se añadió un apartado en la tesis donde para analizar dicho evento en la atmósfera del VA, por lo que se determinó un periodo histórico de AOD entre los años 2003 y 2017, con el fin de analizar las anomalías de AOD en la región de estudio, en los meses de diciembre del 2018, y enero, febrero, marzo y abril del 2019. Estas anomalías, fueron también comparadas con los meses de diciembre del 2019, y enero, febrero, marzo y abril del 2020, Para esto, se utilizó la Ecuación 4 y

La climatología del VA se caracteriza por un régimen de precipitación anual bimodal debido al paso de la Zona de Convergencia Intertropical- ZCIT que genera dos temporadas secas (DEF y JJA), y dos temporadas húmedas (MAM y SON). Cuando la ZCIT se ubica en su posición más al norte de Suramérica, el VA se caracteriza por la subsidencia de masas de aire disminuyendo la altura de la capa límite atmosférica. Esta posición concuerda con la temporada de transición de MAM, y esta es la razón por la cual se intensifican los episodios críticos de

calidad del aire y el Área Metropolitana del Valle de Aburrá, declara la contingencia ambiental (Mendez-Espinosa et al., 2019). Como podemos observar en la Fig. 2a se muestra la gráfica de temperatura de la cual es posible observar un patrón en el que este parámetro aumentó y disminuyó entre fechas, sin embargo, se logran identificar dos grupos los cuales tienen diferencias en la temperatura media lo cual puede estar asociado a la altura en la que se encuentran las estaciones. Las estaciones en donde la temperatura, incluso en los picos más altos no supera los 21°C es porque se encuentran por encima de los 1600 m.s.n.m y estas son MED-MIRA (1618 m.s.n.m), ITA-POGO (1702 m.s.n.m), EST-MAGO (1775 m.s.n.m) y CAL-JOAR (1772 m.s.n.m). Con respecto a la Fig. 2b en donde se presenta la precipitación, es posible observar que, de las 8 fechas analizadas, solo se presentó un evento de precipitación leve (Zambrano-Bigiarini et al., 2017)

registrado en la última fecha, el cual es consistente con el inicio de la temporada húmeda en MAM. Con respecto a la Fig. 2c la fecha en donde se observó menos humedad en la atmósfera corresponde al escenario de año nuevo, además la estación ITA-PTAR se caracterizó por tener los menores porcentajes en todas las fechas. Para el escenario de la alborada, la humedad relativa estuvo por encima el 70% y disminuyó para año nuevo como se mencionó anteriormente. Para el resto de los escenarios, se observaron humedades relativas superiores al 60% y hasta 93%. Este parámetro tiene un rol fundamental dentro de la determinación de β_{ext} ya que con la humedad relativa el algoritmo IMPROVE puede acoplar el crecimiento higroscópico de las partículas (Zhao et al., 2021), es decir, cuanto más soluble la especie química sea, más puede crecer el tamaño de la partícula y eventualmente extinguir más luz (Titos et al., 2016).



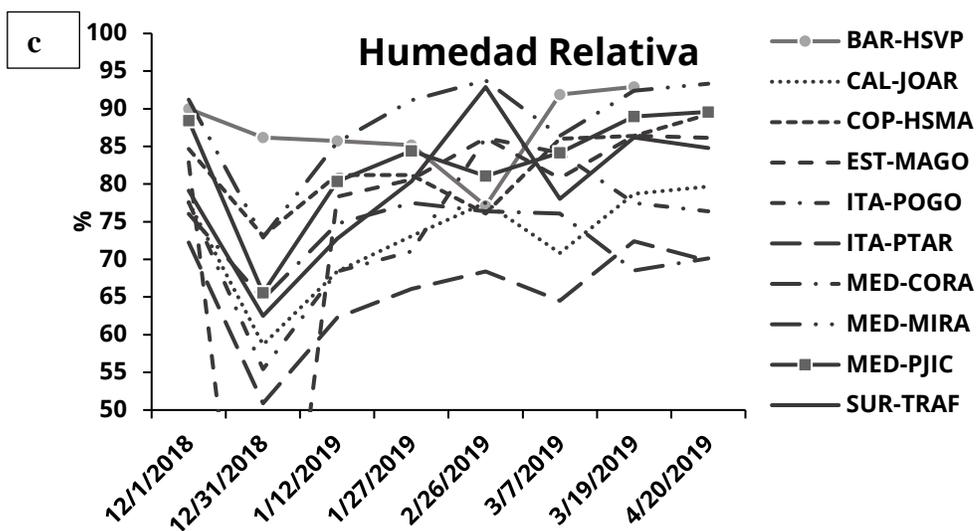


Figura 2. Variables meteorológicas en los escenarios espaciotemporales.

6.2. Caracterización química y coeficientes de extinción de luz

En la Fig. 3 presenta los resultados obtenidos de la caracterización química con sus respectivas concentraciones estandarizadas (eje primario) y extinción de luz (eje secundario) reconstruido a partir del algoritmo IMPROVE para cada escenario analizado (Para ver las concentraciones en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ diríjase a la tabla S2 en el material suplementario). De esta, es posible observar que para el 1/12/2018 el mayor β_{ext} se determinó en la estación MED-CORA (315.97 Mm^{-1}) y el menor β_{ext} se determinó en la estación CAL-JOAR (148.80 Mm^{-1}), mientras que para el 31/01/2018 el β_{ext} presentó baja variabilidad pues osciló entre 147.00 Mm^{-1} (MED-MIRA) y 237.73 Mm^{-1} (COP-HSMA). El β_{ext} del 12/01/2019 osciló entre 142.60 Mm^{-1} (ITA-PTAR) y 253.40 Mm^{-1} (EST-MAGO) y para el 27/01/2019 el β_{ext} osciló entre 116.92 Mm^{-1} (BAR-HSVP) y 299.29 Mm^{-1} (EST-MAGO). Con respecto al inicio de la contingencia ambiental, el 26/02/2019 el β_{ext} osciló entre 257.07 Mm^{-1} (BAR-HSVP) y 495.30 Mm^{-1} (SUR-TRAF), el 7/03/2019 el β_{ext} osciló entre 231.64 Mm^{-1} (MED-CORA) y 432.21 Mm^{-1} (SUR-TRAF) y para el 19/03/2019 el β_{ext} osciló entre 138.07 Mm^{-1} (CAL-JOAR) y 378.08 Mm^{-1} (ITA-POGO). Finalmente, para el 20/04/2019 el β_{ext} osciló entre 84.52 Mm^{-1} (MED-CORA) y 222.30 Mm^{-1} (ITA-

POGO). Es de resaltar que los valores mínimos de β_{ext} registrados en las fechas de contingencia, son comparables con los valores máximos de β_{ext} en otras fechas como las festividades de diciembre y las fechas de enero, lo cual destaca la importancia de hacer seguimiento a la calidad del aire en la contingencia ambiental que se decreta cada año en los meses de febrero y marzo.

6.2.1. Escenario La Alborada (Fig. 3a):

Con respecto a la caracterización química de este escenario (eje primario), es posible observar que el escenario de la alborada se observaron niveles de nitratos de amonio en la estación MED-CORA mayores a los registrados en el resto de las estaciones, al igual que en la estación ITA-POGO se observaron niveles de sulfatos de amonio mayores que en el resto de las estaciones. De esto, es posible inferir que los β_{ext} más altos calculados para este escenario pueden estar asociados a los aumentos de iones presentes en la atmósfera. Por otra parte, se observó que en las estaciones MED-MIRA, MED-PJIC, ITA-PTAR y CAL-JOAR se presentaron los mayores niveles de Fe y Al en la fecha, sin embargo, su β_{ext} fue de los menores en el escenario (el β_{ext} osciló alrededor de 200 Mm^{-1}). Con respecto al Ca su aporte fue similar en las estaciones, a excepción de las estaciones BAR-HSVP, MED-MIRA y EST-MAGO en donde se presentaron niveles mayores. El

OC se presentó en mayor proporción para las estaciones BAR-HSVP, MED-CORA y EST-MAGO y el EC en la estación BAR-HSVP.

6.2.2. Escenario Año Nuevo (Fig. 3b):

En este escenario se observó que el β_{ext} fue mayor para las estaciones ubicadas al norte (BAR-HSVP y COP-HSMA) y al sur (SUR-TRAF y CAL-JOAR). En la estación BAR-HSVP se observa una mayor contribución de masa gruesa y Al. Mientras que en la estación COP-HSMA se observa además de masa gruesa y Al, se presenta contribución de Fe, OC y sulfatos de amonio. Con respecto a MED-CORA (estación en que el β_{ext} disminuyó) se observó un intenso aporte de Al, cuando en MED-MIRA además de Al se observó gran aporte de Fe. En la estación MED-PJIC se observó aporte de Al y de masa gruesa. Y en la estación ITA-PTAR se observaron contribuciones principalmente de Fe y masa gruesa, pero al igual que en MED-CORA, MED-MIRA y MED-PJIC esta estación tuvo un β_{ext} aproximadamente de 150Mm^{-1} . En ITA-POGO el β_{ext} aumentó lo cual podría estar asociado al aporte de sulfatos de amonio combinado con el aumento en el aporte de EC. Para SUR-TRAF se observó que la masa gruesa y los nitratos de amonio fueron los mayores aportantes y finalmente en la estación CAL-JOAR el OC contribuyó en gran parte al β_{ext} como la masa gruesa y el Al.

6.2.3. Escenario Normalidad (Fig. 3c y 3d)

En comparación con el resto de los escenarios analizados, en las fechas de normalidad se presentaron grandes aportes de los iones en comparación con el resto de las especies químicas en la fecha de 12/01/2019 (Fig. 3c) predominaron los nitratos de amonio mientras que el 27/01/2019 (Fig. 3d) predominaron los sulfatos de amonio. El 12/1/2019 en la estación BAR-HSVP se presentaron bajos β_{ext} (151Mm^{-1}), con mayor aporte de nitratos de amonio, Al y masa gruesa, y ausencia de Ca. En la estación COP-HSMA el aporte de Ca, Al y masa gruesa predominó y aumentó la contribución de sulfatos de amonio. En MED-CORA fue mayor la contribución de nitratos de amonio, Ca, Al y masa gruesa. Mientras que en MED-MIRA se observó una

intensa contribución de masa gruesa (la mayor para todo el escenario de normalidad). En cuanto a MED-PJIC se observa un mayor aporte de nitratos de amonio y el aporte de Fe aumentó en comparación con las estaciones anteriormente mencionadas. Con respecto a ITA-PTAR e ITA-POGO (en donde el β_{ext} fue menor) se observaron aumentos en nitratos de amonio y Fe en ITA-PTAR; y Ca y Al en ITA-POGO. En EST-MAGO (estación donde se presentó el mayor β_{ext}) se observan aportes de nitratos de amonio, OC, EC y Al por lo que se puede inferir que en esta estación predominaron las especies carbonáceas responsables de la extinción de luz. En SUR-TRAF se observaron aportes principalmente de nitratos de amonio, masa gruesa, Al y Fe; y en CAL-JOAR los aportes se observan principalmente de nitratos de amonio. El 27/12/2019 se observan β_{ext} menores agrupados en las estaciones ubicadas hacia el norte del VA (BAR-HSVP, COP-HSMA, MED-CORA y MED-MIRA). En BAR-HSVP se observa que el aporte predominante a la extinción está asociado a los sulfatos de amonio. En la estación COP-HSMA los principales contribuyentes al β_{ext} fueron los sulfatos de amonio y el Al, tal como se observa en MED-MIRA. En cuanto a MED-CORA se observa un alto aporte de sulfatos de amonio y mínimo aporte de nitratos de amonio al β_{ext} como en COP-HSMA. En las estaciones donde el β_{ext} aumenta (MED-PJIC, ITA-PTAR, ITA-POGO, EST-MAGO y CAL-JOAR) el aporte de las especies químicas es similar donde los iones (sulfatos y nitratos de amonio), especies carbonáceas, Al y Fe fueron los principales aportes. En SUR-TRAF por otra parte, se observa un mayor aporte de masa gruesa, Al y sulfatos de amonio. Es de resaltar que en esta fecha la concentración de Ca fue de cero.

6.2.4. Escenario Contingencia (Fig. 3e, 3f y 3g)

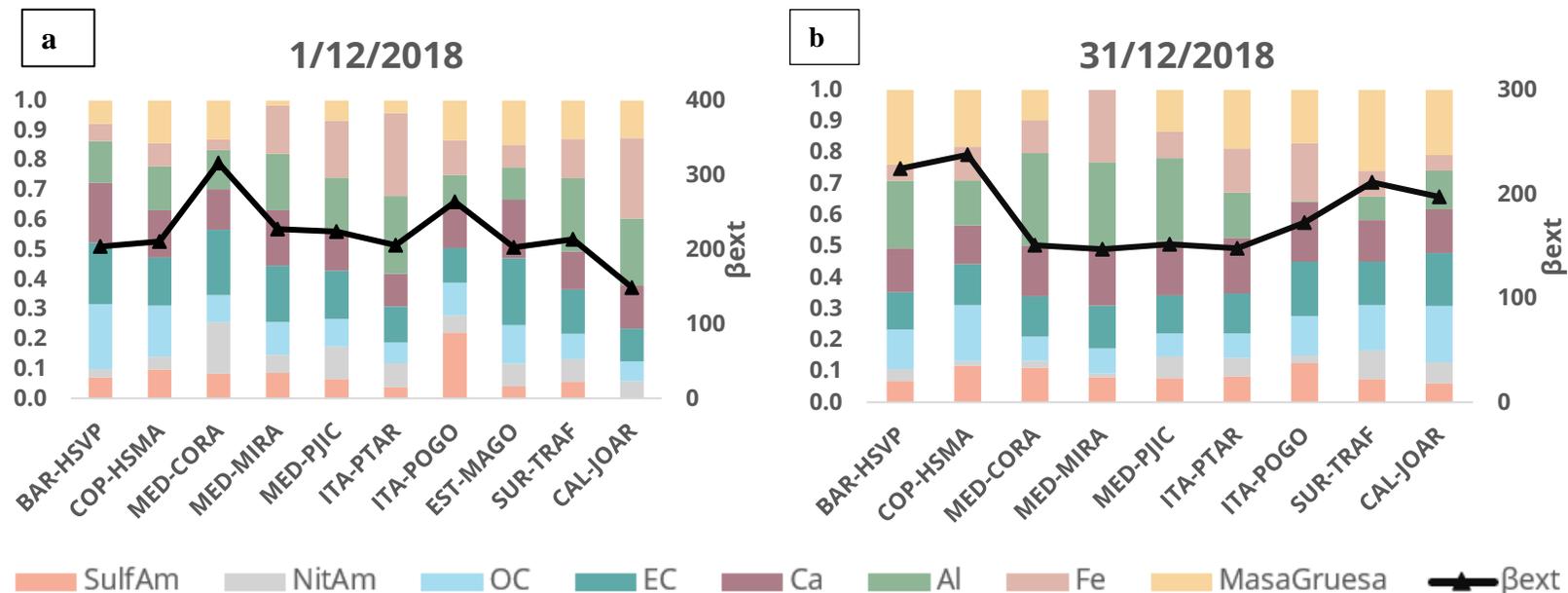
Estado de prevención: En este escenario se presentan los mayores β_{ext} de todo el periodo de estudio. Estos oscilan desde los 300Mm^{-1} (lo equivalente a 12 km de visibilidad) hasta 500Mm^{-1} (lo equivalente a 8 km de visibilidad) (Malm, 1999). Se observa un aporte generalizado de sulfatos y

nitratos de amonio, EC, OC y Ca. Sin embargo, en las estaciones en donde el β_{ext} fue mayor (MED-MIRA, ITA-POGO y SUR-TRAF) también se observaron aportes de Al y Fe. De la estación BAR-HSVP se observa un aporte aproximado a cero de masa gruesa y Al. En las estaciones COP-HSMA y MED-CORA el aporte de nitratos de amonio es menor con respecto a BAR-HSVP y se observa el aporte de Al y Fe, y el aporte de masa gruesa también es aproximado a cero. Con respecto a MED-MIRA y MED-PJIC, además de registrarse un aporte de Al y Fe, también se observa el aporte de masa gruesa. Aunque en estas dos estaciones los aportes de las especies químicas son muy similares el β_{ext} en la estación MED-MIRA fue mayor, lo cual está asociado con la humedad relativa registrada en esta estación y por lo tanto por el crecimiento higroscópico de las partículas favoreció la extinción de luz. Con respecto a la estación ITA-PTAR, aunque tiene similitud con los aportes de MED-MIRA y MED-PJIC, el aporte de OC fue mayor por lo que el β_{ext} aumenta. En ITA-POGO y EST-MAGO el aporte de Fe es más bajo y el aporte de masa gruesa es mayor. En SUR-TRAF los aportes al β_{ext} de iones y de EC fueron altos, y se observaron aportes de Fe, Al y Ca y un bajo aporte de masa gruesa. Finalmente, en la estación CAL-JOAR se observó un gran aporte de EC al β_{ext} y el aporte de Fe y Ca fue menor en comparación con las otras estaciones.

Estado de alerta: En comparación con el escenario de estado de prevención, el 7/03/2019 se observa que en esta fecha hubo aportes de masa gruesa en todas las estaciones. De manera generalizada se observan aportes de todas las especies químicas caracterizadas para el algoritmo IMPROVE (iones, OC, EC, Ca, Al, Fe) y las estaciones con los menores β_{ext} fueron aquellas con menor aporte de OC y EC. Por otra parte, el 19/03/2019 se observó de manera generalizada el aporte de iones, OC, EC, Ca, Al, Fe y masa gruesa. A excepción de la estación ITA-POGO en donde el aporte de sulfatos de amonio y Al fueron altos, con lo que se calculó el β_{ext} más alto en esta fecha. Mientras que en la estación CAL-JOAR en donde el β_{ext} fue menor puede estar asociado con un menor aporte de OC.

6.2.5. Escenario Sábado Santo (Fig. 3h)

Los aportes de Ca en este escenario son mayores en comparación con el resto de los escenarios, mientras que los aportes de OC y EC fueron próximos a cero excepto en la estación ITA-POGO en donde se observó el mayor β_{ext} de este escenario. En las estaciones BAR-HSVP, COP-HSMA, MED-CORA, MED-PJIC, ITA-PTAR, EST-MAGO y SUR-TRAF se encontraron aportes de iones, Ca, Al, Fe y masa gruesa. En las estaciones MED-MIRA y CAL-JOAR el aporte de Fe fue próximo a cero. En este escenario, se observa además el impacto que pueden tener las especies carbonáceas en la extinción de luz.



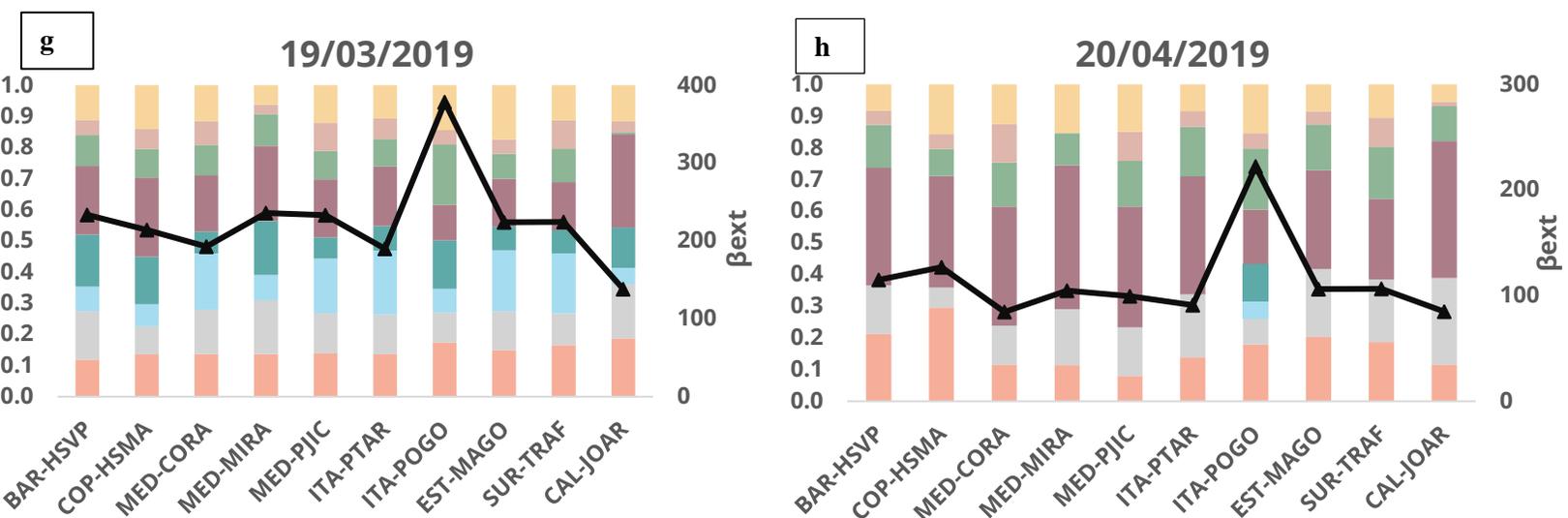
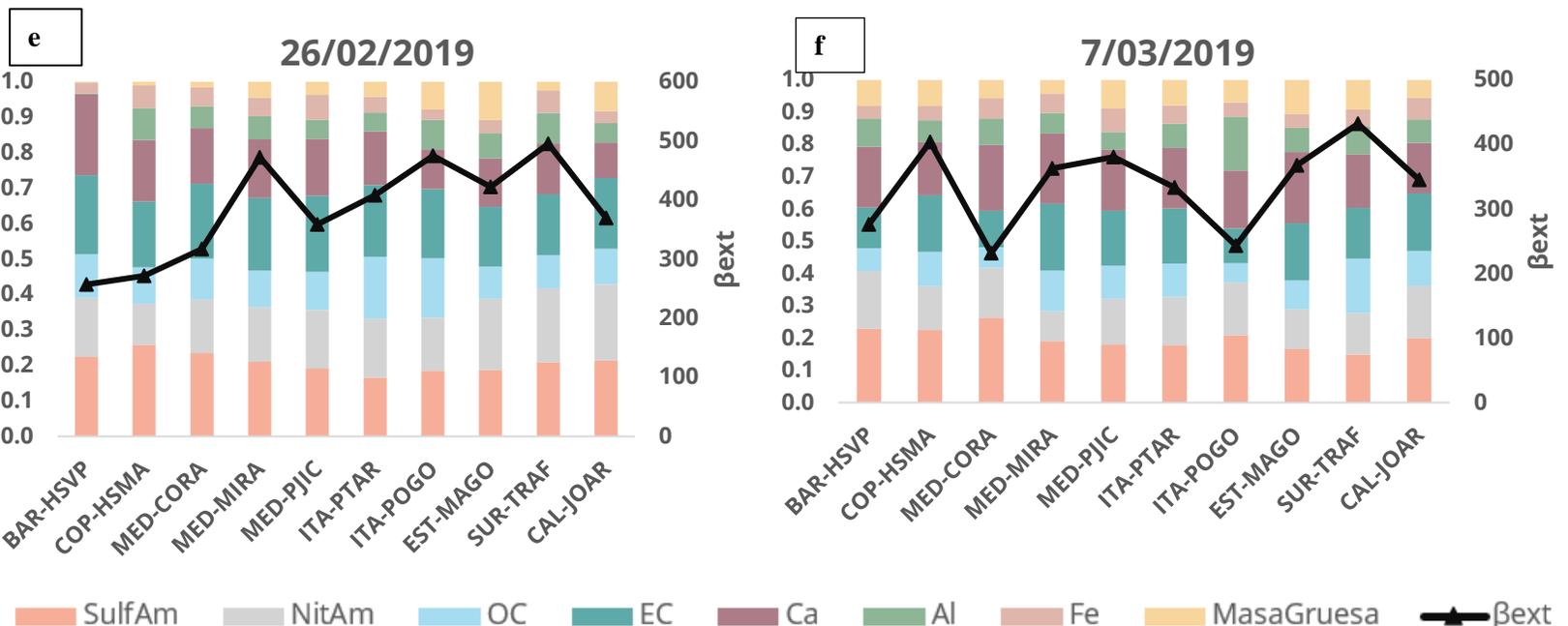
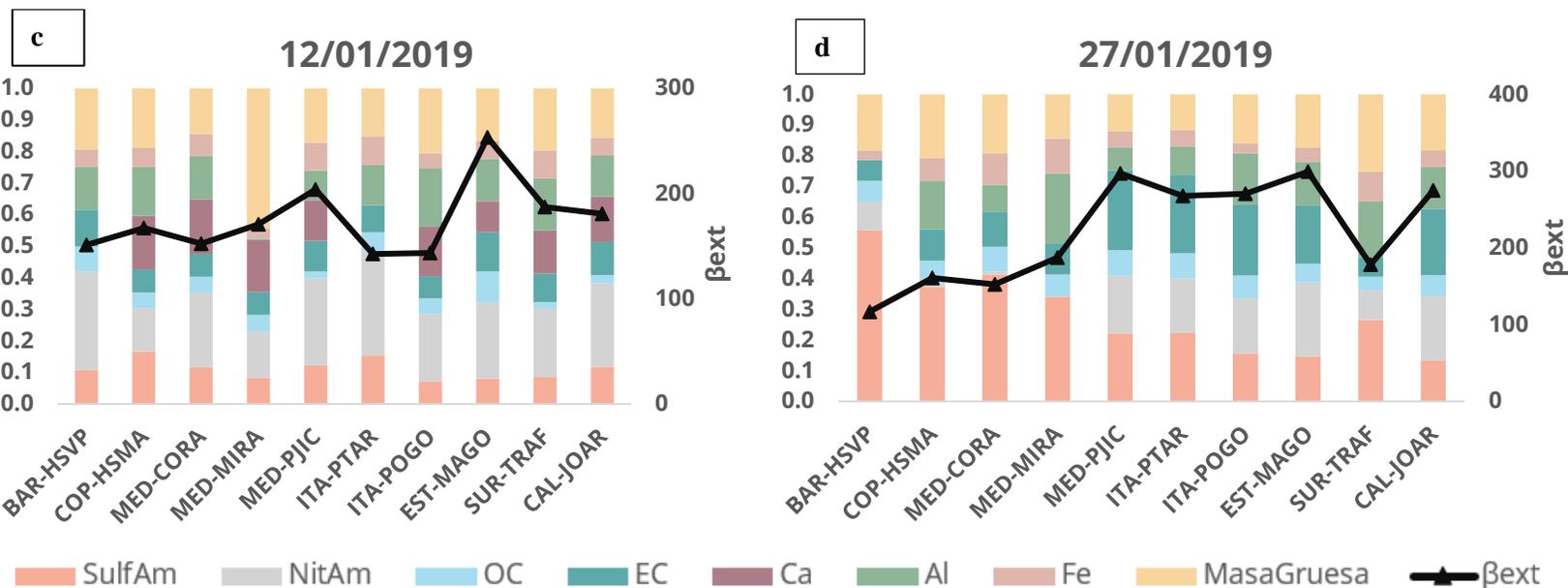


Figura 3. Composición química y coeficiente de extinción de luz para los escenarios espaciotemporales.

6.3. Comparación del AOD proveniente de MODIS con el AOD calculado a partir de β_{ext}

En la fig. 4 se observa la comparación gráfica de AOD_MODIS, AOD_MM y PM_{2.5}. De esta, es posible observar que el comportamiento de ambas series de tiempo es diferente. De AOD-MODIS y AOD-MM se observa que para el 1/12/2018 el mayor AOD se presentó en la estación MED-MIRA y MED-CORA respectivamente. Mientras que para el 31/12/2019 el AOD-MODIS a lo largo de las estaciones fue cercano a 0.1, contrario el AOD-MM en donde este varió entre 0.2 y 0.4. El 12/01/2019, la estación SUR-TRAF en AOD-MM ascendió a 0.77, seguido de la estación ITA-POGO con un valor de 0.36, y el resto de las estaciones no superaron un valor de 0.2. Para AOD-MM, las estaciones si superaron el umbral de 0.2 y llegaron a un máximo de 0.34 con la estación EST-MAGO. El día 27/01/2019 hubo un aumento en las estaciones ubicadas principalmente hacia el sur del VA: CAL-JOAR (0.69), EST-MAGO (0.711), ITA-POGO (0.723), ITA-PTAR (0.768), MED-CORA (0.7561), MED-MIRA (0.62) y MED-PJIC (0.728). Mientras que para AOD-MM las estaciones que presentaron un aumento en su valor de AOD fueron ITA-PTAR (0.354), ITA-POGO (0.357), EST-MAGO (0.386) y MED-PJIC (0.384). Con respecto al inicio de la contingencia, el AOD-MODIS tuvo un aumento, en

donde a excepción de BAR-HSVP (0.361) el resto de las estaciones tuvieron un valor de AOD mayor a 0.5. Mientras que para el AOD-MM, las estaciones oscilaron entre 0.344 en la estación BAR-HSVP y 0.584 en la estación SUR-TRAF. Para las siguientes fechas de contingencia, los menores valores de AOD-MODIS se presentaron en la estación BAR-HSVP el 19/03/2019 (0.1547), SUR-TRAF el 7/03/2019 (0.239), ITA-POGO el 7/03/2019 (0.358) y MED-CORA el 7/03/2019 (0.398), mientras que para el AOD-MM las estaciones oscilaron entre 0.224 y 0.521. Finalmente, el 20/04/2019 según el AOD-MM la carga de aerosoles fue baja, registrando el mayor valor de AOD en la estación ITA-POGO (0.309) y para AOD-MODIS por el contrario captó una mayor carga de aerosoles en las estaciones, encontrando el valor mayor registrado en la estación MED-PJIC (0.868). Con respecto al PM_{2.5} se observa que las mayores concentraciones registradas son de las fechas asociadas a la época de contingencia ambiental en el VA, principalmente el día 26/02/2019. En comparación con las gráficas de AOD se puede notar una mejor relación con el AOD_MM pues ambas series capturan el inicio de la época de contingencia, consistente con la alta carga de aerosoles en la atmósfera del VA. Con el fin de conocer su relación se determinó el coeficiente de correlación de Spearman el cual fue de 0.85 por lo cual es una relación positiva y fuerte.

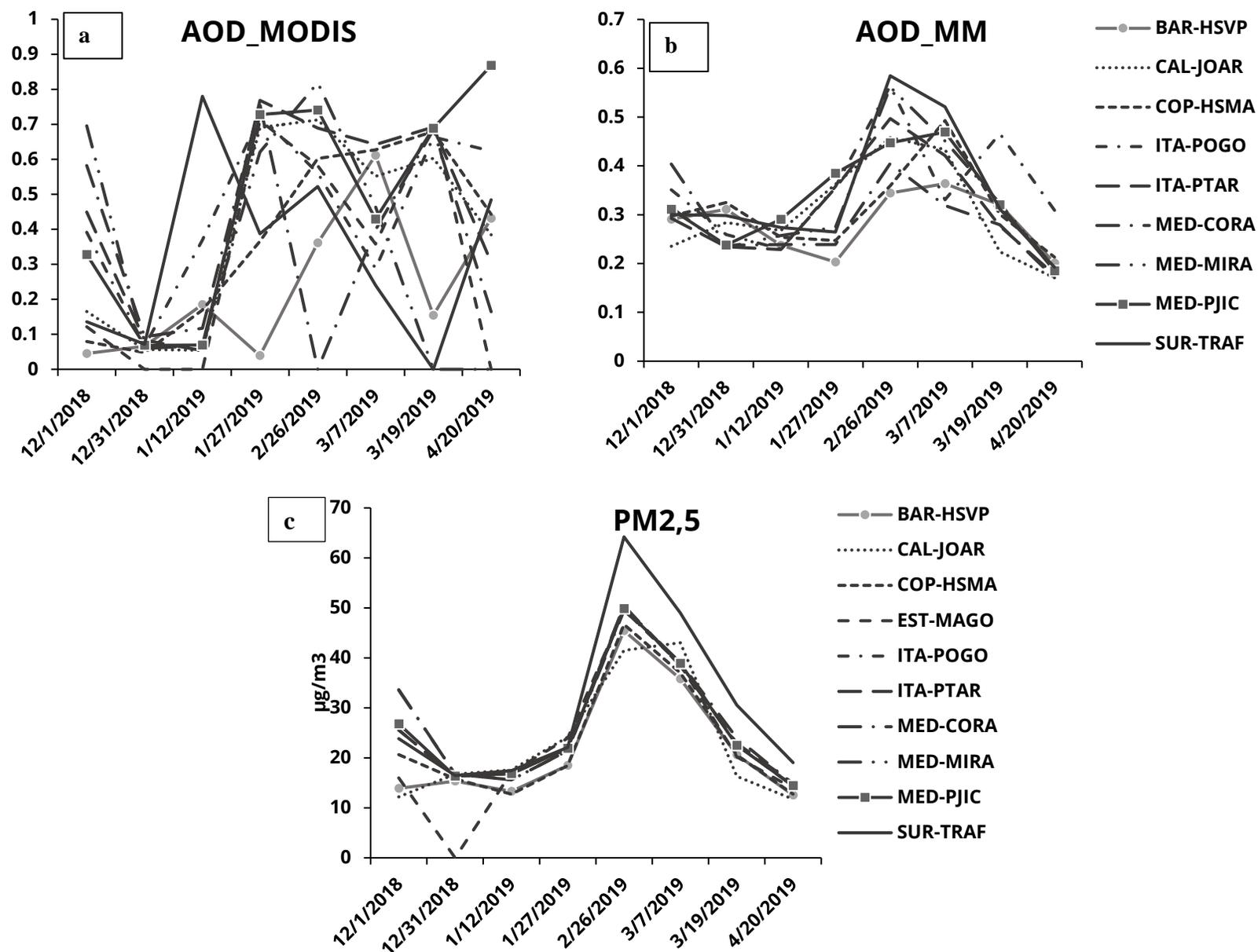


Fig 4. a) AOD proveniente de los datos satelitales de MODIS, b) AOD proveniente del modelo matemático de propiedades ópticas atmosféricas y c) concentración de PM_{2,5}

Por otra parte, las series de tiempo de AOD-MODIS y AOD-MM no muestran relación de manera visual, por lo cual también se calculó el coeficiente de correlación de Spearman el cual fue de 0.442 el cual indica que su relación, si bien es positiva es débil, por lo que se infiere que mediante estas metodologías no son afines. Sin embargo, es de resaltar que, aunque el AOD a partir del modelo matemático se basa directamente del β_{ext} , los valores AOD registrados son consistentes con los registrados en la literatura en donde se registra que valores altos de AOD corresponden a una atmósfera urbana contaminada, como se muestra en la Imagen 2 tomada de ARSET-

NASA. Teniendo en cuenta que la comparación realizada con el sensor MODIS no fue concluyente, se abre la posibilidad de seguir utilizando más fuentes de información provenientes de observaciones de sensores como VIIRS (Ma et al., 2019; Y. Wang et al., 2020; Yao et al., 2019), y también de reanálisis los cuales son una combinación entre observaciones y modelación tal como CAMS-COPERNICUS(Guevara et al., 2021) o MERRA-2 (Randles et al., n.d.) los cuales son proyectos que no sólo tienen como producto AOD, también integran la composición química de la atmósfera de manera que es posible obtener el AOD asociado a cierta especie

química como AOD_blackcarbon. En un territorio como el VA en donde se ha observado que las quemadas de biomasa (principal fuente de EC en la atmósfera) asociadas a otras regiones como las sabanas de los llanos cuyo régimen de incendios coincide con la época de contingencia ambiental en el VA (Armenteras et al., 2005) estas herramientas se vuelven fundamentales para un análisis integral de la calidad del aire pues resalta la posible influencia que tienen las diferentes fuentes de contaminación (internas o externas) en el β_{ext} . Por otra parte, aunque en esta tesis de maestría los objetivos no plantean los

impactos en el forzamiento radiativo de la atmósfera, este es un trabajo a futuro que se deriva a partir de los resultados obtenidos. Mediante investigaciones derivadas a partir de estos resultados sería de interés para la ciudadanía en general como la composición química de la atmósfera en donde vivimos puede estar influenciando el calentamiento o enfriamiento de la atmósfera mediante los mecanismos de esparramiento y radiación solar que son los mismos mecanismos que ocasionan la extinción de luz (Boucher, 2000; Jung et al., 2009).

$PM_{2.5} = 45 \mu g m^{-3}$

$PM_{2.5} = 4 \mu g m^{-3}$



Pictures are taken from the same location, at the same time of day, on two different days

AOD = ~0.8

AOD = ~0.1

Imagen 2. Valores de AOD y su aproximada equivalencia a $\mu g/m^3$ de $PM_{2.5}$.
 Tomado de: https://appliedsciences.nasa.gov/sites/default/files/D1_AERO_fina_4.pdf

6.3.1. AOD y COVID-19

Los promedios mensuales de AOD para diciembre del 2018 y 2019; y enero-abril del 2019 y 2020 se presentan a continuación (Fig. 5). Se observa que en diciembre del 2018 el AOD correspondió a valores de una atmósfera limpia ($AOD < 0.1$) en los municipios de Barbosa, Girardota, Copacabana y Bello; moderadamente contaminada ($0.1 < AOD < 0.25$) en los municipios de Medellín centro y Medellín Oriente, Envigado, Itagüí y Sabaneta, y una atmósfera contaminada ($AOD > 0.25$) en los municipios de La Estrella y Caldas. En enero del 2019 se observan valores de una atmósfera contaminada ($AOD > 0.25$) para todo el VA, mientras que en febrero se observa el aumento de valores de AOD por encima de 0.5 en el municipio de Caldas principalmente, mientras que en la línea base del VA se observan valores de AOD entre 0.2 y 0.3

asociados a una atmósfera moderadamente contaminada. Cabe resaltar que, en la última semana del mes, el AMVA declaró estado de prevención por lo que se implementaron medidas preventivas como el pico y placa en los sábados. En los meses de marzo y abril se observa una alta carga de aerosoles en la atmósfera acumulados principalmente hacia el sur del VA y en los límites del VA con el resto del departamento, y adicionalmente se observa al igual que en febrero, valores de AOD entre 0.2 y 0.3 en la línea base del VA. Adicionalmente, en el mes de marzo se declaran estados de alerta donde las medidas pasan de ser preventivas a restrictivas y se implementa el pico y placa ambiental con el objetivo de contrarrestar la acumulación de contaminantes en la atmósfera. Con respecto a diciembre del 2019, se observa una carga de aerosoles alta hacia el suroccidente del VA principalmente, y valores asociados a una atmósfera moderadamente

contaminada en la línea base del VA. En enero y febrero del 2020 se observan valores promedios mensuales de AOD en gran parte del territorio del VA muy similares y asociados a una atmósfera moderadamente contaminada.

Por otra parte, el 6 de marzo se registró el primer caso de COVID-19 en el territorio colombiano y el 18 de marzo se decretó la cuarentena estricta por lo que a comparación de marzo del 2018, se observa que la línea base del VA registra valores de AOD asociados a una atmósfera moderadamente contaminada, mientras que hacia el oriente del VA se observan valores asociados a una atmósfera contaminada, aún

cuando ya se había decretado la cuarentena estricta. Mientras que para el mes de abril del 2019 se observa que el AOD registrado es comparable con el año anterior, donde la principal carga de aerosoles se observa hacia el sur del VA y menores valores en la línea base. De esta Fig, es posible notar que si bien desde marzo empezó un nuevo estilo de vida para los habitantes del VA en donde se migró de la presencialidad hacia el teletrabajo, y la cuarentena supuso una menor actividad de diferentes sectores, los valores de AOD registrados con respecto a febrero son mayores al igual que en abril.

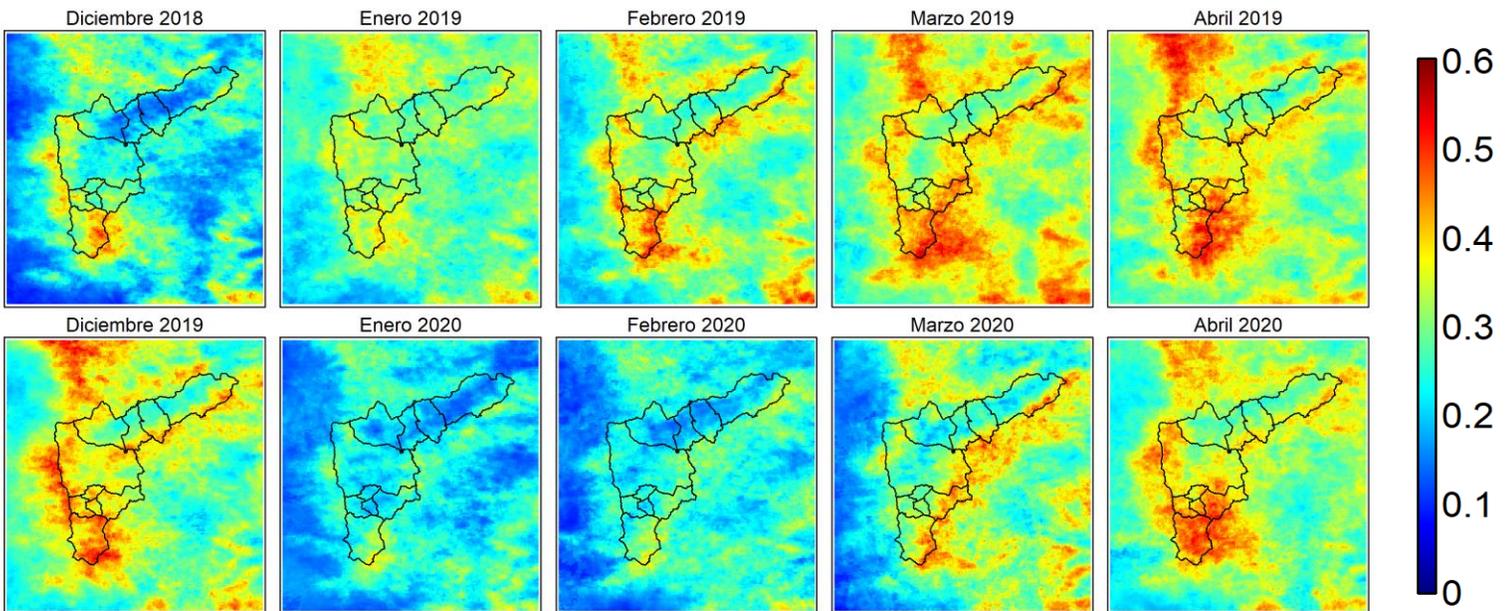


Fig 5. Promedio mensual de AOD para diciembre del 2018 y 2019; y enero-abril del 2019 y 2020

Aplicando la ecuación 5 en la Fig. 6 se presentan las anomalías mensuales de AOD para los meses de diciembre del 2018 y 2019; y enero hasta abril del 2020. De esta, es posible observar que, en diciembre del 2018, las anomalías son negativas para la mayoría del VA, principalmente hacia el norte del VA. Lo que significa que la carga de aerosoles en la atmósfera fue menor con respecto al periodo histórico. Caso contrario a lo observado en enero del 2019, en donde se presentan anomalías positivas de AOD principalmente en la línea base del VA y que atraviesa el centro del VA, mientras que en el sur las anomalías registradas fueron negativas. En este mes, se observan las mayores anomalías en el periodo de estudio que corresponden a un porcentaje por encima

del 40%. En febrero del 2018 se observan anomalías generalizadas en todo el VA entre el 0 y 20%, mientras que en marzo del 2019 se observan anomalías negativas en el centro del VA, y cercanas a 0% en el resto del territorio. En abril del 2019 las anomalías registradas fueron ligeramente negativas. Con respecto a diciembre del 2019 se observan anomalías positivas no mayores al 20%. En enero y en febrero del 2020 las anomalías fueron negativas en todo el VA y estuvieron por encima del 20%. En marzo del 2020 por aparte, se observan anomalías negativas en la mayor parte del territorio del VA principalmente hacia el norte y positivas hacia el oriente. Finalmente, en abril del 2020 se observan anomalías muy similares a las calculadas en el 2019.

Del análisis correspondiente al AOD y el COVID-19 es posible inferir que la cuarentena estricta pudo tener influencia en la carga de aerosoles atmosféricos pues las anomalías observadas en los meses de marzo

y abril del 2020, fueron negativas en comparación a los promedios mensuales de estos mismos meses en el periodo histórico.

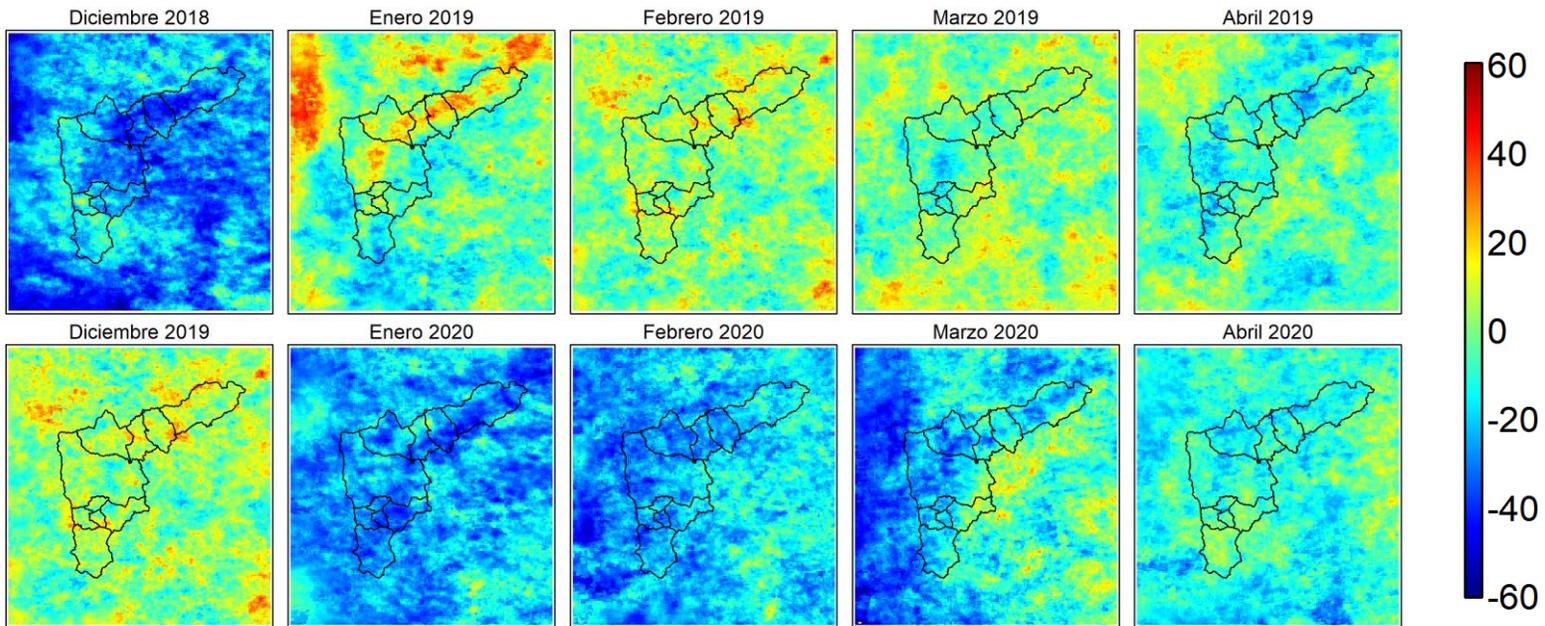


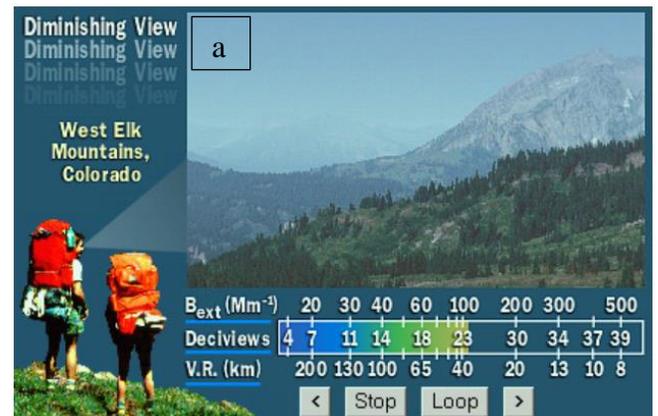
Fig 6. Anomalías de AOD en porcentaje para diciembre del 2018 y 2019; y enero-abril del 2019 y 2020

7. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos asociados a los valores de β_{ext} reconstruidos son comparables no sólo con investigaciones a nivel internacional (Pitchford et al., 2007; Prenni et al., 2019, Liu & Zhao, 2011; Molnár et al., 2020; Shen et al., 2014; Espinosa et al., 2019), sino también lo que ha sido reportado en el programa IMPROVE de la EPA, donde los días con mayor extinción de luz han sido relacionados con días de baja visibilidad (<10 km) y alta contaminación (Brimblecombe, 2021; Malm, 1999; Molnár et al., 2020). Adicionalmente, se encontró una relación con el estudio regional: “Evaluar los componentes claves de los aerosoles, en la contaminación atmosférica del Valle de Aburrá, a partir de la caracterización química especializada de fracciones de material particulado (PM_{10} , $PM_{2.5}$) e implementación de un modelo de receptores” no sólo con las especies químicas reportadas en este estudio, sino también

con las metodologías utilizadas para realizar dicha caracterización, como la cromatografía iónica.

En este sentido, según el convertidor de unidades interactivo del programa IMPROVE (Fig 7) es posible observar como pueden cambiar las condiciones visuales del paisaje si pasáramos de 100 Mm^{-1} a 500 Mm^{-1} . Se pasa de un paisaje claro con más de 40 Km de rango visual, a un paisaje grisáceo, opaco y nublado con menos de 10 Km de rango visual.



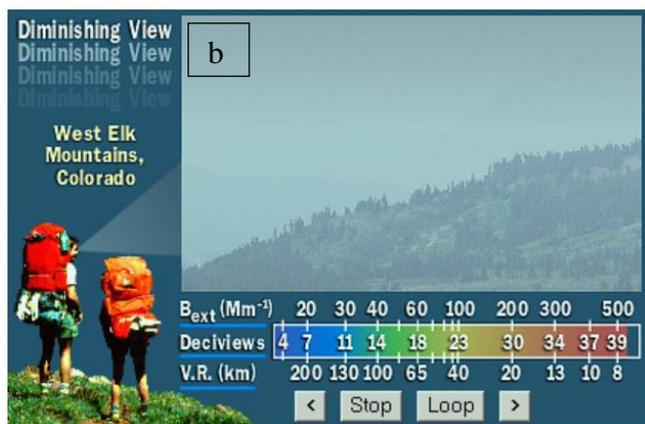


Fig 7. Comparación visual entre un β_{ext} de: a) 100 Mm^{-1} y b) 500 Mm^{-1} . Fuente: IMPROVE

En el valle de Aburrá, aunque es de conocimiento los dos episodios de contaminación atmosférica que se dan en los meses de febrero-marzo y septiembre-octubre, el estudio de la extinción de luz debido a los altos niveles de contaminación, aún es poco. Sin embargo, debido a que la visibilidad es un parámetro subjetivo a la vista, es posible reconocer episodios de extinción de luz como el que se observa en la Fig. 8. Esta foto, fue tomada el 20 de marzo del 2019 a las 6:38 am, que coincide con la contingencia ambiental declarada en ese año. En la foto, es posible observar de manera regional como los niveles altos de contaminación atmosférica impactan de manera negativa el paisaje de la ciudad.



Fig 8. Caso puntual de extinción de luz en el valle de Aburrá. Fecha: 20 marzo 2019 6:38 am. Fuente: Propia

8. CONCLUSIONES

Se encontró que los mayores β_{ext} se obtuvieron para la época de contingencia ambiental, la cual se caracteriza por altas concentraciones de PM en la atmósfera. Esto quiere decir que las especies químicas encontradas en el PM_{10} del VA coinciden con las especies químicas definidas por IMPROVE para el cálculo de β_{ext} . Adicionalmente, que las condiciones meteorológicas como altas humedades relativas propician el crecimiento de los iones lo cual favorece la extinción de luz. A partir de esto, se hace necesario no solo el control y monitoreo de los niveles de PM sino también de su composición química, pues fue posible observar que, aunque dos escenarios pudieran tener una concentración similar de PM_{10} los aportes de las especies químicas dentro de ese PM pueden ser diferente, por lo que se hace necesaria también, la identificación de las principales fuentes de contaminación tanto locales como externas con el fin de poder identificar qué tipo de fuentes están afectando la calidad del aire en el VA. Aunque con los resultados obtenidos se podrían realizar comparaciones de β_{ext} aquí obtenidos con lo reportado en estudio mundiales se identifica también que los resultados pueden tener incertidumbres asociadas por la determinación de OC y EC, especies claves en el mecanismo de absorción de radiación solar. Estas incertidumbres además de estar asociadas al limitado número de filtros medidos también están asociadas fuertemente al tipo de técnica analítica utilizado en el presente trabajo. A nivel mundial las principales técnicas aceptadas para la medición de EC y OC son los métodos Termo Ópticos NIOSH 5040 e IMPROVE de la EPA. Sin embargo, en el caso específico del VA, al momento en que se realizó este trabajo no existían equipos acreditados midiendo tales contaminantes. Adicional a la incertidumbre asociada a las especies carbonáceas, también existe incertidumbre asociada a la concentración de $PM_{2.5}$ la cual fue determinada mediante interpolación espacial, y finalmente a la porción de suelo fino en donde el Ti no fue cuantificable mediante absorción atómica y el Si no fue cuantificable debido a la señal de Si adicional que los filtros de cuarzo proporcionan en donde se recolecta el PM_{10} . Esto destaca la importancia de

poder regular las especies químicas del PM mediante la normativa colombiana, con el fin de estandarizar métodos para su medición.

Finalmente, teniendo en cuenta el análisis de información satelital es posible concluir que la calidad del aire es la suma de diferentes factores locales como las emisiones (fuentes móviles y fijas), meteorología y topografía de la región. La implementación de la cuarentena debida al COVID-19 permitió el estudio de los aerosoles atmosféricos en el Valle de Aburrá restando uno de los mayores contribuyentes a los niveles de contaminantes en la atmósfera (emisiones internas). Sin embargo, otros estudios reportaron que otros factores tal como quema de biomasa por incendios, son capaces de

afectar la calidad del aire en regiones lejanas al lugar donde se produce el incendio. Los resultados permitieron observar disminuciones de AOD para cuando comenzó la cuarentena en marzo del 2020 y aumentos de AOD en abril del mismo año, los cuales pudieron estar asociados a que el inicio de la cuarentena coincide con la época seca en la ecorregión de los llanos, donde la quema de biomasa es uno de los principales aportantes a la carga de aerosoles atmosféricos que por efecto del viento pueden llegar hasta el VA. Por lo que este tipo de análisis permite cuantificar el efecto de la población y factores regionales sobre los aerosoles atmosféricos, en aras mejorar la toma de decisiones y las políticas públicas sobre calidad del aire local.

9. REFERENCIAS

- Aguiar-Gil, D., Gómez-Peláez, L. M., Álvarez-Jaramillo, T., Correa-Ochoa, M. A., & Saldarriaga-Molina, J. C. (2020). Evaluating the impact of PM_{2.5} atmospheric pollution on population mortality in an urbanized valley in the American tropics. *Atmospheric Environment*, 224, 117343. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117343>
- Armenteras, D., Romero, M., & Galindo, G. (2005). VEGETATION FIRE IN THE SAVANNAS OF THE LLANOS ORIENTALES OF COLOMBIA. In *World Resource Review* (Vol. 17, Issue 4).
- Awan, M. A., Ahmed, H., Aslam, M. R., & Qazi, I. A. (2011). Determination of Total Suspended Particulate Matter and Heavy Metals in Ambient Air of Four Cities of Pakistan. In *Official Peer Reviewed Journal of Babol Noshirvani University of Technology BUT* (Vol. 2, Issue 2).
- Bäumer, D., Vogel, B., Versick, S., Rinke, R., Möhler, O., & Schnaiter, M. (2008). Relationship of visibility, aerosol optical thickness and aerosol size distribution in an ageing air mass over South-West Germany. *Atmospheric Environment*, 42(5), 989–998. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.10.017>
- Boucher, O. (2000). *Estimates of the direct and indirect radiative forcing due to tropospheric aerosols: A review. 1999*, 513–543.
- Boylan, J. W., & Russell, A. G. (2006). PM and light extinction model performance metrics, goals, and criteria for three-dimensional air quality models. *Atmospheric Environment*, 40(26), 4946–4959. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.09.087>
- Brimblecombe, P. (2021). Visibility driven perception and regulation of air pollution in hong kong, 1968–2020. *Environments - MDPI*, 8(6). <https://doi.org/10.3390/environments8060051>
- Chang, D., Song, Y., & Liu, B. (2009). Visibility trends in six megacities in China 1973 – 2007. *Atmospheric Research*, 94(2), 161–167. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2009.05.006>
- Dahmardeh Behrooz, R., Esmaili-Sari, A., Bahramifar, N., & Kaskaoutis, D. G. (2017). Analysis of the TSP, PM₁₀ concentrations and water-soluble ionic species in airborne samples over Sistan, Iran during the summer dusty period. *Atmospheric Pollution Research*, 8(3), 403–417. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2016.11.001>
- Deng, J., Wang, T., Jiang, Z., Xie, M., Zhang, R., Huang, X., & Zhu, J. (2011). Characterization of visibility and its affecting factors over Nanjing, China. *Atmospheric Research*, 101(3), 681–691. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.04.016>

- Dumka, U. C., Tiwari, S., Kaskaoutis, D. G., Hopke, P. K., Singh, J., Srivastava, A. K., Bisht, D. S., Attri, S. D., Tyagi, S., Misra, A., & Pasha, G. S. M. (2017). Assessment of PM_{2.5} chemical compositions in Delhi: primary vs secondary emissions and contribution to light extinction coefficient and visibility degradation. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 74(4), 423–450. <https://doi.org/10.1007/s10874-016-9350-8>
- Elmes, M., & Gasparon, M. (2017). Sampling and single particle analysis for the chemical characterisation of fine atmospheric particulates: A review. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 202, pp. 137–150). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.067>
- Feng, T., Wang, F., Yang, F., Li, Z., Lu, P., & Guo, Z. (2021). Carbonaceous aerosols in urban Chongqing, China: Seasonal variation, source apportionment, and long-range transport. *Chemosphere*, 285. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131462>
- Gautam, D., & B. Bolia, N. (2020). Air pollution: impact and interventions. In *Air Quality, Atmosphere and Health* (Vol. 13, Issue 2, pp. 209–223). Springer. <https://doi.org/10.1007/s11869-019-00784-8>
- Gómez, M., Dawidowski, L., Posada, E., Correa, M., & Saldarriaga, J. C. (2011). Chemical composition of PM_{2.5} in three zones of the. *Proceedings of the Air and Waste Management Association's Annual Conference and Exhibition, AWMA, May 2014*, 2534–2545.
- González, L. T., Longoria Rodríguez, F. E., Sánchez-Domínguez, M., Cavazos, A., Leyva-Porras, C., Silva-Vidaurri, L. G., Askar, K. A., Kharissov, B. I., Villarreal Chiu, J. F., & Alfaro Barbosa, J. M. (2017). Determination of trace metals in TSP and PM_{2.5} materials collected in the Metropolitan Area of Monterrey, Mexico: A characterization study by XPS, ICP-AES and SEM-EDS. *Atmospheric Research*, 196, 8–22. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.05.009>
- Green, M., Kondragunta, S., Ciren, P., & Xu, C. (2009). Comparison of GOES and MODIS Aerosol Optical Depth (AOD) to Aerosol Robotic Network (AERONET) AOD and IMPROVE PM_{2.5} mass at Bondville, Illinois. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 59(9), 1082–1091. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.59.9.1082>
- Guevara, M., Jorba, O., Tena, C., Denier Van Der Gon, H., Kuenen, J., Elguindi, N., Darras, S., Granier, C., & Pérez García-Pando, C. (2021). Copernicus Atmosphere Monitoring Service TEMPORal profiles (CAMs-TEMPO): Global and European emission temporal profile maps for atmospheric chemistry modelling. *Earth System Science Data*, 13(2), 367–404. <https://doi.org/10.5194/essd-13-367-2021>
- Guzmán, M., & Restrepo, A. (2013). *MODELS FOR CALCULATING ATMOSPHERIC OPTICAL PROPERTIES FROM DIGITAL IMAGES: A STATE OF THE ART REVIEW*. 85–103.
- He, K., Xu, H., Feng, R., Shen, Z., Li, Y., Zhang, Y., Sun, J., Zhang, Q., Zhang, T., Yang, L., Liu, P., Ho, K. F., & Cao, J. (2021). Characteristics of indoor and personal exposure to particulate organic compounds emitted from domestic solid fuel combustion in rural areas of northwest China. *Atmospheric Research*, 248. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105181>
- He, Q., Li, C., Geng, F., Zhou, G., Gao, W., Yu, W., Li, Z., & Du, M. (2016). A parameterization scheme of aerosol vertical distribution for surface-level visibility retrieval from satellite remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 181, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.03.016>
- Henao, J. J., Mejía, J. F., Rendón, A. M., & Salazar, J. F. (2020). Sub-kilometer dispersion simulation of a CO tracer for an inter-Andean urban valley. *Atmospheric Pollution Research*, 11(5), 928–945. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.02.005>
- Herrera-Mejía, L., & Hoyos, C. D. (2019). Characterization of the atmospheric boundary layer in a narrow tropical valley using remote-sensing and radiosonde observations and the WRF model: the Aburrá Valley case-study. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 145(723), 2641–2665. <https://doi.org/10.1002/qj.3583>

- Hoyos, C. D., Herrera-Mejía, L., Roldán-Henao, N., & Isaza, A. (2020). Effects of fireworks on particulate matter concentration in a narrow valley: the case of the Medellín metropolitan area. *Environmental Monitoring and Assessment*, *192*(1). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7838-9>
- Hyslop, N. P. (2009). Impaired visibility: the air pollution people see. *Atmospheric Environment*, *43*(1), 182–195. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.067>
- Janeiro, F. M., Wagner, F., Ramos, P. M., & Silva, A. M. (2009). Cloud base height estimation using a low-cost digital camera. *19th IMEKO World Congress 2009*, *3*, 1605–1608.
- Ji, Y., Li, Q., Ye, R., Tian, K., & Tian, X. (2020). The Impact of water-soluble inorganic ions in particulate matter (PM_{2.5}) on litter decomposition in Chinese subtropical forests. *Forests*, *11*(2). <https://doi.org/10.3390/f11020238>
- Jung, J., Lee, H., Kim, Y. J., Liu, X., Zhang, Y., Gu, J., & Fan, S. (2009). Aerosol chemistry and the effect of aerosol water content on visibility impairment and radiative forcing in Guangzhou during the 2006 Pearl River Delta campaign. *Journal of Environmental Management*, *90*(11), 3231–3244. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.04.021>
- Kreuter, A., Emde, C., & Blumthaler, M. (2010). Measuring the influence of aerosols and albedo on sky polarization. *Atmospheric Research*, *98*(2–4), 363–367. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2010.07.010>
- Lei, Y., Shen, Z., Tang, Z., Zhang, Q., Sun, J., Ma, Y., Wu, X., Qin, Y., Xu, H., & Zhang, R. (2020). Aerosols chemical composition, light extinction, and source apportionment near a desert margin city, Yulin, China. *PeerJ*, *2020*(2). <https://doi.org/10.7717/peerj.8447>
- Li, L. (2020). Optimal inversion of conversion parameters from satellite AOD to ground aerosol extinction coefficient using automatic differentiation. *Remote Sensing*, *12*(3). <https://doi.org/10.3390/rs12030492>
- Li, Y., Guan, D., Tao, S., Wang, X., & He, K. (2018). A review of air pollution impact on subjective well-being: Survey versus visual psychophysics. *Journal of Cleaner Production*, *184*, 959–968. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.296>
- Liu, P. F., & Zhao, C. S. (2011). *Hygroscopic properties of aerosol particles at high relative humidity and their diurnal variations in the North China Plain*. 3479–3494. <https://doi.org/10.5194/acp-11-3479-2011>
- Luna, M. A. G., Luna, F. A. G., Espinosa, J. F. M., & Cerón, L. C. B. (2018). Spatial and temporal assessment of particulate matter using AOD data from MODIS and surface measurements in the ambient air of Colombia. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, *12*(2), 165–177. <https://doi.org/10.5572/ajae.2018.12.2.165>
- Ma, Y., Liu, B., Gong, W., Shi, Y., & Jin, S. (2019). Impact of environmental pollution on the retrieval of AOD products from Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) over wuhan. *Atmospheric Pollution Research*, *10*(6), 2063–2071. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.09.014>
- Malm, W. C. (1999). Introduction to Visibility. *Colorado State University*, 70.
- Mendez-Espinosa, J. F., Belalcazar, L. C., & Morales Betancourt, R. (2019). Regional air quality impact of northern South America biomass burning emissions. *Atmospheric Environment*, *203*, 131–140. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.01.042>
- Meskhidze, N., Remer, L. A., Platnick, S., Negrón Juárez, R., Lichtenberger, A. M., & Aiyyer, A. R. (2009). Atmospheric Chemistry and Physics Exploring the differences in cloud properties observed by the Terra and Aqua MODIS Sensors. In *Atmos. Chem. Phys* (Vol. 9). www.atmos-chem-phys.net/9/3461/2009/
- Molnár, A., Imre, K., Ferenczi, Z., Kiss, G., & Gelencsér, A. (2020). Aerosol hygroscopicity: Hygroscopic growth proxy based on visibility for low-cost PM monitoring. *Atmospheric Research*, *236*. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104815>
- Pastuszka, J. S., Rogula-Kozłowska, W., & Zajusz-Zubek, E. (2010). Characterization of PM₁₀ and PM_{2.5} and associated heavy metals at the crossroads and urban background site in Zabrze, Upper Silesia, Poland, during the smog episodes. *Environmental Monitoring and Assessment*, *168*(1–4), 613–627. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1138-8>

- Pipal, A. S., Tiwari, S., & Satsangi, P. G. (2016). Seasonal chemical characteristics of atmospheric aerosol particles and its light extinction coefficients over Pune, India. *Aerosol and Air Quality Research*, 16(8), 1805–1819. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2015.08.0529>
- Pitchford, M., Malm, W., Schichtel, B., Kumar, N., Lowenthal, D., & Hand, J. (2007). Revised algorithm for estimating light extinction from IMPROVE particle speciation data. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 57(11), 1326–1336. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.57.11.1326>
- Poveda Jaramillo, G. (2006). *El Clima de Antioquia*. May, 117–128.
- Prenni, A. J., Hand, J. L., Malm, W. C., Copeland, S., Luo, G., Yu, F., Taylor, N., Russell, L. M., & Schichtel, B. A. (2019). An examination of the algorithm for estimating light extinction from IMPROVE particle speciation data. *Atmospheric Environment*, 214(May). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116880>
- Pui, D. Y. H., Chen, S., & Zuo, Z. (2014). PM_{2.5} in China: Measurements, sources, visibility and health effects, and mitigation. *Particuology*, 13, 1–26. <https://doi.org/10.1016/j.partic.2013.11.001>
- Ramli, N. A., Md Yusof, N. F. F., Shith, S., & Suroto, A. (2020). Chemical and Biological Compositions Associated with Ambient Respirable Particulate Matter: a Review. In *Water, Air, and Soil Pollution* (Vol. 231, Issue 3). Springer. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04490-5>
- Randles, C. A., da Silva, A. M., Buchard, V., Colarco, P. R., Darmenov, A., Govindaraju, R., Smirnov, A., Holben, B., Ferrare, R., Hair, J., Shinozuka, Y., & Flynn, C. J. (n.d.). *The MERRA-2 Aerosol Reanalysis, 1980 Onward. Part I: System Description and Data Assimilation Evaluation*. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-16-0609.s1>
- Ranjan, A. K., Patra, A. K., & Gorai, A. K. (2020). Effect of lockdown due to SARS COVID-19 on aerosol optical depth (AOD) over urban and mining regions in India. *Science of the Total Environment*, 745. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141024>
- Retalis, A., Hadjimitsis, D. G., Michaelides, S., Tymvios, F., Chrysoulakis, N., Clayton, C. R. I., & Themistocleous, K. (2010). Comparison of aerosol optical thickness with in situ visibility data over Cyprus. In *Hazards Earth Syst. Sci* (Vol. 10). www.nat-hazards-earth-syst-sci.net/10/421/2010/
- Rovelli, S., Cattaneo, A., Nischkauer, W., Borghi, F., Spinazzè, A., Keller, M., Campagnolo, D., Limbeck, A., & Cavallo, D. M. (2020). Toxic trace metals in size-segregated fine particulate matter: Mass concentration, respiratory deposition, and risk assessment. *Environmental Pollution*, 266. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115242>
- Shen, G., Xue, M., Yuan, S., Zhang, J., Zhao, Q., Li, B., Wu, H., & Ding, A. (2014). Chemical compositions and reconstructed light extinction coefficients of particulate matter in a mega-city in the western Yangtze River Delta, China. *Atmospheric Environment*, 83, 14–20. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.10.055>
- Sorek-Hamer, M., Franklin, M., Chau, K., Garay, M., & Kalashnikova, O. (2020). Spatiotemporal characteristics of the association between AOD and PM over the California Central Valley. *Remote Sensing*, 12(4). <https://doi.org/10.3390/rs12040685>
- Su, T., Li, J., Li, C., Lau, A. K. H., Yang, D., & Shen, C. (2017). An intercomparison of AOD-converted PM_{2.5} concentrations using different approaches for estimating aerosol vertical distribution. *Atmospheric Environment*, 166, 531–542. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.07.054>
- Sutter, T., Nater, F., & Sigg, C. (2016). *Camera Based Visibility Estimation*. 1–9.
- Tao, J., Cao, J. J., Zhang, R. J., Zhu, L., Zhang, T., Shi, S., & Chan, C. Y. (2012). Reconstructed light extinction coefficients using chemical compositions of PM 2.5 in winter in Urban Guangzhou, China. *Advances in Atmospheric Sciences*, 29(2), 359–368. <https://doi.org/10.1007/s00376-011-1045-0>
- Tian, J., & Chen, D. (2010). A semi-empirical model for predicting hourly ground-level fine particulate matter (PM_{2.5}) concentration in southern Ontario from satellite remote sensing and ground-based meteorological measurements. *Remote Sensing of Environment*, 114(2), 221–229. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.09.011>

- Titos, G., Cazorla, A., Zieger, P., Andrews, E., Lyamani, H., Granados-Muñoz, M. J., Olmo, F. J., & Alados-Arboledas, L. (2016). Effect of hygroscopic growth on the aerosol light-scattering coefficient: A review of measurements, techniques and error sources. In *Atmospheric Environment* (Vol. 141, pp. 494–507). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.07.021>
- Valentini, S., Bernardoni, V., Massabò, D., Prati, P., Valli, G., & Vecchi, R. (2018). Tailored coefficients in the algorithm to assess reconstructed light extinction at urban sites: A comparison with the IMPROVE revised approach. *Atmospheric Environment*, *172*, 168–176. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.10.038>
- Vicente-Retortillo, Á., Martínez, G. M., Renno, N. O., Lemmon, M. T., & de la Torre-Juárez, M. (2017). Determination of dust aerosol particle size at Gale Crater using REMS UVS and Mastcam measurements. *Geophysical Research Letters*, *44*(8), 3502–3508. <https://doi.org/10.1002/2017GL072589>
- Wang, W., Mao, F., Pan, Z., Du, L., & Gong, W. (2017). Validation of VIIRS AOD through a comparison with a sun photometer and MODIS AODs over Wuhan. *Remote Sensing*, *9*(5), 1–13. <https://doi.org/10.3390/rs9050403>
- Wang, Y., Chen, L., Xin, J., & Wang, X. (2020). Impact of the dust aerosol model on the VIIRS aerosol optical depth (AOD) product across China. *Remote Sensing*, *12*(6). <https://doi.org/10.3390/rs12060991>
- Watson, J. G. (2002). Visibility: Science and regulation. *Journal of the Air and Waste Management Association*, *52*(6), 628–713. <https://doi.org/10.1080/10473289.2002.10470813>
- Wei, J., Li, Z., Sun, L., Peng, Y., Liu, L., He, L., Qin, W., & Cribb, M. (2020). MODIS Collection 6.1 3 km resolution aerosol optical depth product: global evaluation and uncertainty analysis. *Atmospheric Environment*, *240*. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117768>
- Xu, W., Wen, Z., Shang, B., Dore, A. J., Tang, A., Xia, X., Zheng, A., Han, M., Zhang, L., Zhao, Y., Zhang, G., Feng, Z., Liu, X., & Zhang, F. (2020). Precipitation chemistry and atmospheric nitrogen deposition at a rural site in Beijing, China. *Atmospheric Environment*, *223*. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117253>
- Yao, F., Wu, J., Li, W., & Peng, J. (2019). A spatially structured adaptive two-stage model for retrieving ground-level PM 2.5 concentrations from VIIRS AOD in China. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *151*, 263–276. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2019.03.011>
- Zambrano-Bigiarini, M., Nauditt, A., Birkel, C., Verbist, K., & Ribbe, L. (2017). Temporal and spatial evaluation of satellite-based rainfall estimates across the complex topographical and climatic gradients of Chile. *Hydrology and Earth System Sciences*, *21*(2), 1295–1320. <https://doi.org/10.5194/hess-21-1295-2017>
- Zeng, Q., Chen, L., Zhu, H., Wang, Z., Wang, X., Zhang, L., Gu, T., Zhu, G., & Zhang, Y. (2018). Satellite-based estimation of hourly PM 2.5 concentrations using a vertical-humidity correction method from himawari-AOD in hebei. *Sensors (Switzerland)*, *18*(10). <https://doi.org/10.3390/s18103456>
- Zhamsuev, G., Zayakhanov, A., Starikov, A., Tsydygov, V., Khodzher, T., Golobokova, L., Marinayte, I., Onichyk, N., Azzaya, D., & Oyunchimeg, D. (2015). Water-soluble inorganic ions and pahs of summer PM10 samples in mongolia during 2005–2010. *Atmospheric Pollution Research*, *6*(1), 120–128. <https://doi.org/10.5094/APR.2015.014>
- Zhang, H., & Kondragunta, S. (2021). Daily and Hourly Surface PM2.5 Estimation From Satellite AOD. *Earth and Space Science*, *8*(3). <https://doi.org/10.1029/2020EA001599>
- Zhao, Y., Wang, X., Cai, Y., Pan, J., Yue, W., Xu, H., & Wang, J. (2021). Measurements of atmospheric aerosol hygroscopic growth based on multi-channel Raman-Mie lidar. *Atmospheric Environment*, *246*. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.118076>

**Material Suplementaria para
Composición química y coeficientes de extinción de luz reconstruidos a partir del
material particulado- PM10 en un valle altamente urbanizado, Colombia**

Juliana Mejía Sepúlveda¹, Mauricio Andrés Correa Ochoa² y Julio César Saldarriaga
Molina³

¹ Estudiante de Maestría en Ingeniería Ambiental, Grupo de Ingeniería y Gestión
Ambiental GIGA

² Director de Trabajo de Grado, Grupo de Investigación y Laboratorio de Monitoreo
Ambiental GLIMA

³ Codirector de Trabajo de Grado, Grupo de Investigación y Laboratorio de Monitoreo
Ambiental GLIMA

Contenido del Material Suplementario:

- Figuras S1 a S5
- Tablas S1 y S2

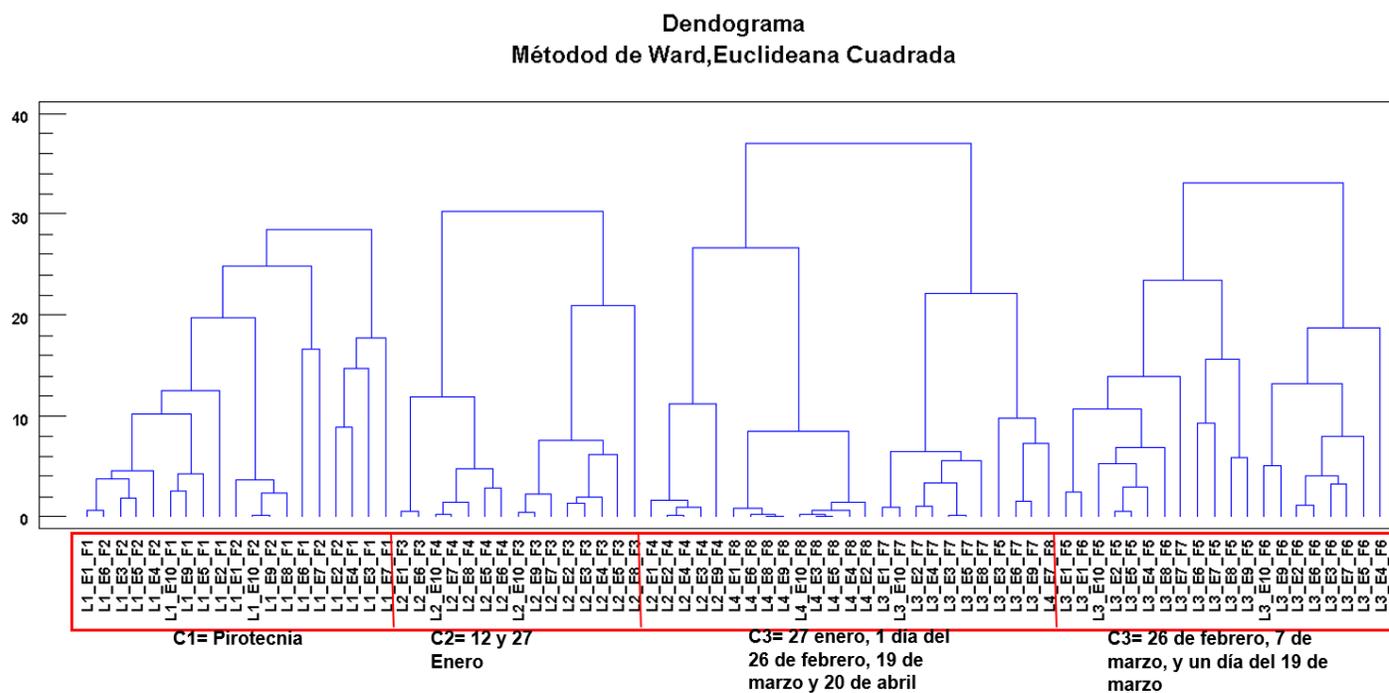


Figura S1. Clúster para la determinación de la agrupación de los escenarios espacio temporales

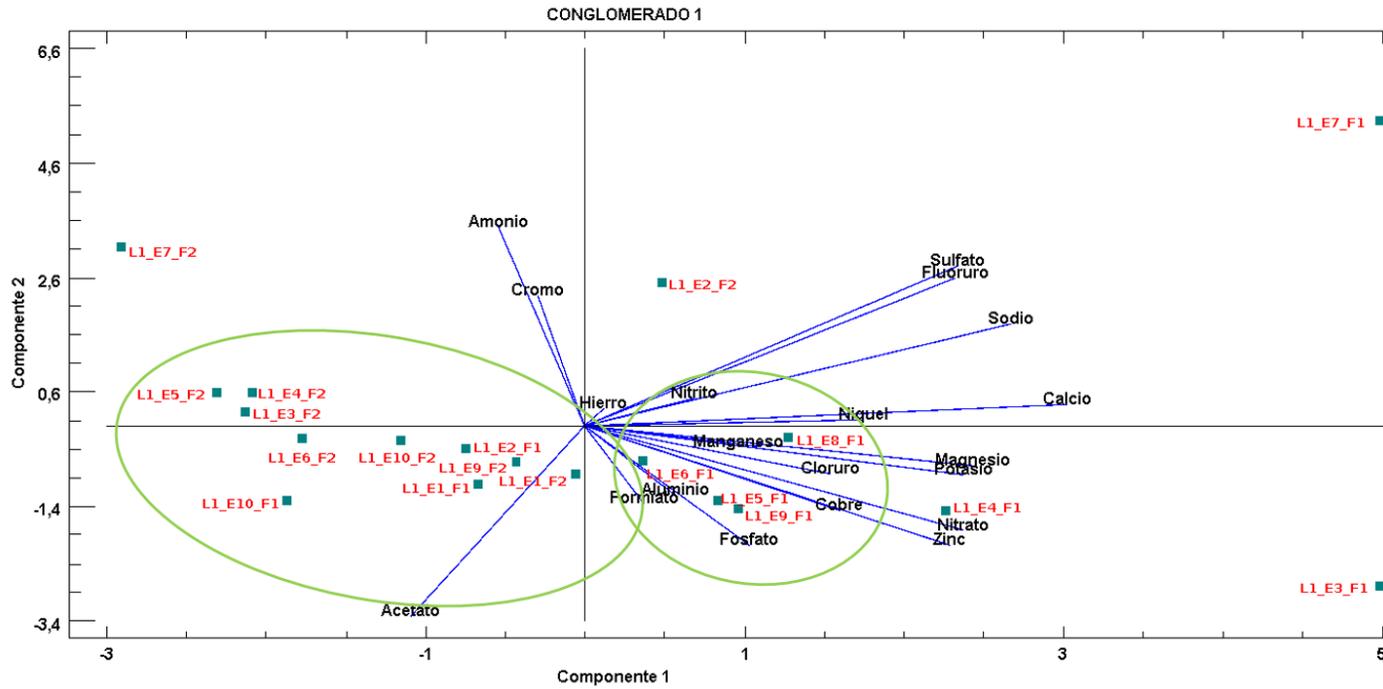


Figura S2. Análisis de PCA en el Conglomerado 1

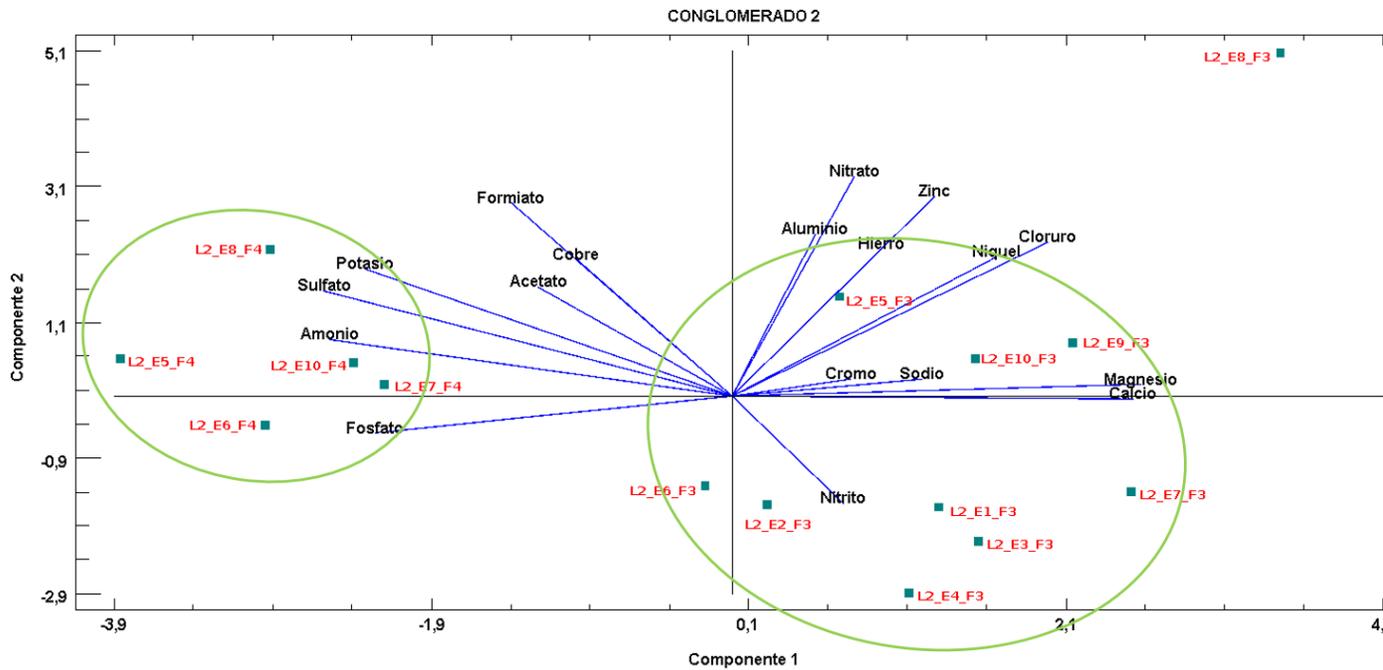


Figura S3. Análisis de PCA en el Conglomerado 2

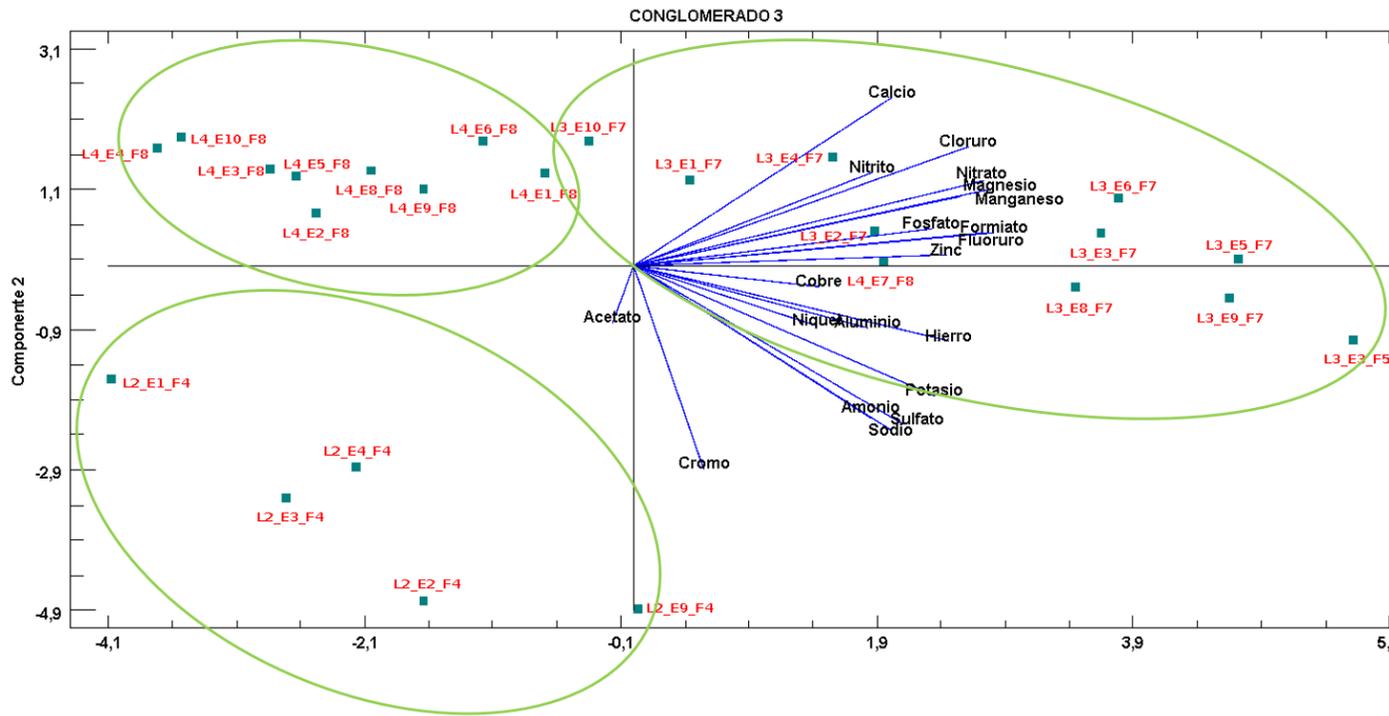


Figura S4. Análisis de PCA en el Conglomerado 3

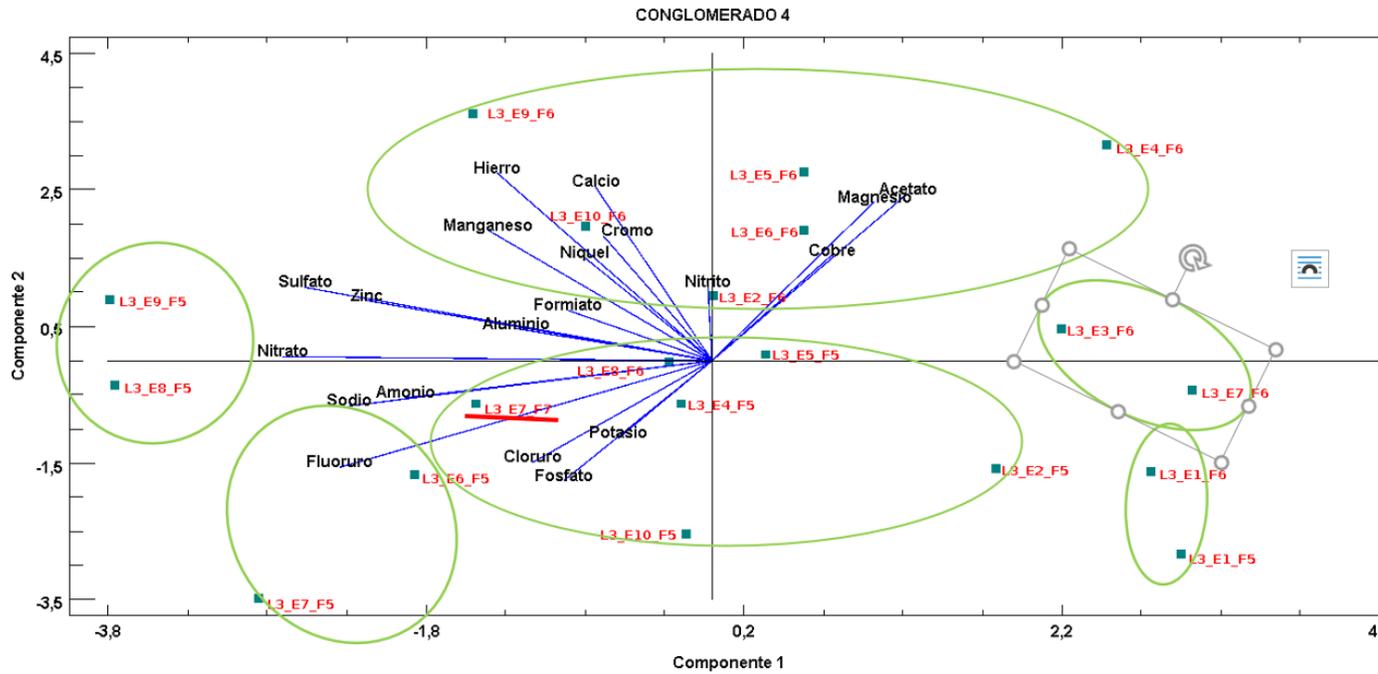


Figura S5. Análisis de PCA en el Conglomerado 4

Tabla S1. PM_{2.5} y su ECM

Fecha	Estación	Código	PM _{2.5}	ECM
			$\mu\text{g}/\text{m}^3$	
1/12/2018	BAR-HSVP	L1_E1_F1	13,9206466	6,01080875
	COP-HSMA	L1_E2_F1	20,629046	6,01080875
	MED-CORA	L1_E3_F1	33,6580379	6,01080875
	MED-MIRA	L1_E4_F1	33,540884	6,01080875
	MED-PJIC	L1_E5_F1	26,81675	6,01080875
	ITA-PTAR	L1_E6_F1	25,530212	6,01080875
	ITA-POGO	L1_E7_F1	25,575057	6,01080875
	EST-MAGO	L1_E8_F1	16,0008	6,01080875
	SUR-TRAF	L1_E9_F1	23,82642	6,01080875
	CAL-JOAR	L1_E10_F1	12,178139	6,01080875
31/12/2018	BAR-HSVP	L1_E1_F2	15,35606	3,52386183
	COP-HSMA	L1_E2_F2	15,7874	3,52386183
	MED-CORA	L1_E3_F2	16,75398	3,52386183
	MED-MIRA	L1_E4_F2	16,7539	3,52386183
	MED-PJIC	L1_E5_F2	16,3234	3,52386183

	ITA-PTAR	L1_E6_F2	16,3234	3,52386183
	ITA-POGO	L1_E7_F2	16,079	3,52386183
	SUR-TRAF	L1_E9_F2	16,4712	3,52386183
	CAL-JOAR	L1_E10_F2	16,7512	3,52386183
12/01/2019	BAR-HSVP	L2_E1_F3	13,31033	4,58968115
	COP-HSMA	L2_E2_F3	12,7378416	4,58968115
	MED-CORA	L2_E3_F3	15,593215	4,58968115
	MED-MIRA	L2_E4_F3	15,5932	4,58968115
	MED-PJIC	L2_E5_F3	16,8626	4,58968115
	ITA-PTAR	L2_E6_F3	16,8626	4,58968115
	ITA-POGO	L2_E7_F3	16,848	4,58968115
	EST-MAGO	L2_E8_F3	17,1007	4,58968115
	SUR-TRAF	L2_E9_F3	17,4616	4,58968115
	CAL-JOAR	L2_E10_F3	17,62	4,58968115
27/01/2019	BAR-HSVP	L2_E1_F4	18,486	5,93801045
	COP-HSMA	L2_E2_F4	18,437	5,93801045
	MED-CORA	L2_E3_F4	21,4707	5,93801045
	MED-MIRA	L2_E4_F4	21,4707	5,93801045
	MED-PJIC	L2_E5_F4	21,8868	5,93801045
	ITA-PTAR	L2_E6_F4	21,8868	5,93801045
	ITA-POGO	L2_E7_F4	21,91405	5,93801045
	EST-MAGO	L2_E8_F4	23,962715	5,93801045
	SUR-TRAF	L2_E9_F4	22,11942	5,93801045
	CAL-JOAR	L2_E10_F4	24,16471	5,93801045
26/02/2019	BAR-HSVP	L3_E1_F5	45,433411	6,17877524
	COP-HSMA	L3_E2_F5	46,68333	6,17877524
	MED-CORA	L3_E3_F5	50,0086	6,17877524
	MED-MIRA	L3_E4_F5	49,48702	6,17877524
	MED-PJIC	L3_E5_F5	49,864659	6,17877524
	ITA-PTAR	L3_E6_F5	50,4462	6,17877524
	ITA-POGO	L3_E7_F5	50,1661	6,17877524
	EST-MAGO	L3_E8_F5	49,59905	6,17877524
	SUR-TRAF	L3_E9_F5	64,203458	6,17877524
	CAL-JOAR	L3_E10_F5	41,51017	6,17877524
7/03/2019	BAR-HSVP	L3_E1_F6	35,79855	4,89960839
	COP-HSMA	L3_E2_F6	37,00269	4,89960839
	MED-CORA	L3_E3_F6	39,05027	4,89960839
	MED-MIRA	L3_E4_F6	39,0425	4,89960839
	MED-PJIC	L3_E5_F6	38,91056	4,89960839
	ITA-PTAR	L3_E6_F6	38,400689	4,89960839

	ITA-POGO	L3_E7_F6	38,83837	4,89960839
	EST-MAGO	L3_E8_F6	38,708357	4,89960839
	SUR-TRAF	L3_E9_F6	49,002736	4,89960839
	CAL-JOAR	L3_E10_F6	43,0365	4,89960839
19/03/2019	BAR-HSVP	L3_E1_F7	20,61613	4,12740816
	COP-HSMA	L3_E2_F7	20,530299	4,12740816
	MED-CORA	L3_E3_F7	23,9555	4,12740816
	MED-MIRA	L3_E4_F7	22,62308	4,12740816
	MED-PJIC	L3_E5_F7	22,51946	4,12740816
	ITA-PTAR	L3_E6_F7	22,893549	4,12740816
	ITA-POGO	L3_E7_F7	22,51676	4,12740816
	EST-MAGO	L3_E8_F7	20,17747	4,12740816
	SUR-TRAF	L3_E9_F7	30,5645	4,12740816
	CAL-JOAR	L3_E10_F7	16,31219	4,12740816
20/04/2019	BAR-HSVP	L4_E1_F8	12,53875	4,74330989
	COP-HSMA	L4_E2_F8	12,7414	4,74330989
	MED-CORA	L4_E3_F8	14,743	4,74330989
	MED-MIRA	L4_E4_F8	14,329	4,74330989
	MED-PJIC	L4_E5_F8	14,445	4,74330989
	ITA-PTAR	L4_E6_F8	14,933	4,74330989
	ITA-POGO	L4_E7_F8	14,521386	4,74330989
	EST-MAGO	L4_E8_F8	13,9063	4,74330989
	SUR-TRAF	L4_E9_F8	19,02891	4,74330989
	CAL-JOAR	L4_E10_F8	11,7409	4,74330989

Tabla S2. Composición química del PM₁₀ en µg/m³

Fecha	Estación	Código	Amonio	Sulfatos	Nitratos	OC	EC	Calcio	Aluminio	Hierro
µg/m ³										
1/12/2018	BAR-HSVP	L1_E1_F1	0,095	2,252	0,334	5,234	12,957	0,424	0,214	0,278
	COP-HSMA	L1_E2_F1	0,087	3,184	0,428	5,234	12,957	0,431	0,282	0,433
	MED-CORA	L1_E3_F1	0,000	3,950	1,443	4,560	22,630	0,572	0,389	0,332
	MED-MIRA	L1_E4_F1	0,000	2,991	0,504	3,740	14,385	0,497	0,358	0,815
	MED-PJIC	L1_E5_F1	0,000	2,805	0,798	3,740	14,385	0,408	0,404	1,104
	ITA-PTAR	L1_E6_F1	0,000	2,434	0,796	3,740	14,385	0,467	0,768	2,096
	ITA-POGO	L1_E7_F1	0,540	8,124	0,629	5,211	13,877	0,551	0,333	0,910
	EST-MAGO	L1_E8_F1	0,000	1,864	0,523	3,740	14,385	0,445	0,176	0,368
	SUR-TRAF	L1_E9_F1	0,000	2,686	0,663	3,740	14,385	0,436	0,588	0,846
	CAL-JOAR	L1_E10_F1	0,000	1,137	0,492	2,705	10,102	0,381	0,423	1,305
31/12/2018	BAR-HSVP	L1_E1_F2	0,000	3,178	0,465	5,234	12,957	0,517	0,554	0,395

	COP-HSMA	L1_E2_F2	0,615	4,168	0,333	7,145	14,184	0,469	0,387	0,773
	MED-CORA	L1_E3_F2	0,313	2,857	0,319	2,705	10,102	0,365	0,468	0,474
	MED-MIRA	L1_E4_F2	0,550	2,031	0,275	2,705	10,102	0,394	0,416	0,923
	MED-PJIC	L1_E5_F2	0,366	2,296	0,510	2,705	10,102	0,416	0,445	0,415
	ITA-PTAR	L1_E6_F2	0,239	2,430	0,462	2,705	10,102	0,404	0,236	0,614
	ITA-POGO	L1_E7_F2	0,394	2,993	0,327	3,586	11,936	0,414	0,014	0,775
	SUR-TRAF	L1_E9_F2	0,000	3,162	0,736	5,447	13,486	0,441	0,183	0,545
	CAL-JOAR	L1_E10_F2	0,000	2,478	0,537	5,447	13,486	0,378	0,241	0,300
12/01/2019	BAR-HSVP	L2_E1_F3	0,000	2,588	1,092	2,351	8,143	0,000	0,166	0,220
	COP-HSMA	L2_E2_F3	0,243	4,458	0,824	2,351	8,143	0,441	0,290	0,336
	MED-CORA	L2_E3_F3	0,035	3,631	1,285	2,351	8,143	0,460	0,263	0,387
	MED-MIRA	L2_E4_F3	0,053	2,872	0,887	2,351	8,143	0,434	0,017	0,217
	MED-PJIC	L2_E5_F3	0,552	4,056	1,795	1,876	10,887	0,442	0,231	0,593
	ITA-PTAR	L2_E6_F3	0,090	3,868	1,457	2,351	8,143	0,000	0,205	0,414
	ITA-POGO	L2_E7_F3	0,215	2,535	1,198	2,351	8,143	0,426	0,356	0,290
	EST-MAGO	L2_E8_F3	0,068	3,912	1,967	4,904	14,983	0,426	0,409	0,493
	SUR-TRAF	L2_E9_F3	0,136	3,581	1,567	1,876	10,887	0,508	0,430	0,637
	CAL-JOAR	L2_E10_F3	0,148	4,040	1,628	1,876	10,887	0,459	0,293	0,373
27/01/2019	BAR-HSVP	L2_E1_F4	0,627	3,359	0,328	1,556	5,159	0,000	0,009	0,099
	COP-HSMA	L2_E2_F4	1,191	4,802	0,274	2,177	7,542	0,000	0,181	0,266
	MED-CORA	L2_E3_F4	1,150	4,796	0,259	2,177	7,542	0,000	0,093	0,313
	MED-MIRA	L2_E4_F4	1,014	4,600	0,234	2,177	7,542	0,000	0,258	0,378
	MED-PJIC	L2_E5_F4	0,821	5,445	1,104	3,235	18,774	0,000	0,156	0,315
	ITA-PTAR	L2_E6_F4	0,775	5,660	1,066	3,235	18,774	0,000	0,193	0,332
	ITA-POGO	L2_E7_F4	0,598	4,572	1,184	3,235	18,774	0,000	0,373	0,247
	EST-MAGO	L2_E8_F4	0,380	5,386	1,774	3,235	18,774	0,000	0,388	0,367
	SUR-TRAF	L2_E9_F4	1,089	5,674	0,644	2,177	7,542	0,000	0,329	0,500
	CAL-JOAR	L2_E10_F4	0,387	4,447	1,405	3,235	18,774	0,000	0,329	0,389
26/02/2019	BAR-HSVP	L3_E1_F5	1,147	5,167	0,998	4,206	16,615	0,637	0,013	0,210
	COP-HSMA	L3_E2_F5	1,741	6,592	0,879	4,206	16,615	0,585	0,219	0,434
	MED-CORA	L3_E3_F5	1,881	6,678	1,183	5,074	20,295	0,599	0,171	0,412
	MED-MIRA	L3_E4_F5	2,025	7,137	1,401	5,324	22,996	0,757	0,215	0,488
	MED-PJIC	L3_E5_F5	1,656	6,443	1,438	5,324	22,996	0,707	0,174	0,606
	ITA-PTAR	L3_E6_F5	1,819	7,275	1,837	9,997	27,548	0,880	0,219	0,510
	ITA-POGO	L3_E7_F5	2,304	8,069	1,729	9,997	27,548	0,676	0,354	0,362
	EST-MAGO	L3_E8_F5	2,017	8,029	2,135	5,782	23,421	0,791	0,290	0,428
	SUR-TRAF	L3_E9_F5	2,201	8,648	2,178	5,782	23,421	0,807	0,342	0,684
	CAL-JOAR	L3_E10_F5	2,349	7,194	1,919	5,324	22,996	0,473	0,185	0,346
7/03/2019	BAR-HSVP	L3_E1_F6	0,869	6,144	1,155	3,126	12,123	0,588	0,198	0,272
	COP-HSMA	L3_E2_F6	2,118	8,615	1,399	5,987	22,255	0,852	0,249	0,470
	MED-CORA	L3_E3_F6	1,733	6,987	1,122	3,126	12,123	0,707	0,206	0,447
	MED-MIRA	L3_E4_F6	1,453	6,510	0,912	5,987	22,255	0,948	0,200	0,520
	MED-PJIC	L3_E5_F6	1,616	7,409	1,476	5,987	22,255	0,993	0,214	0,734
	ITA-PTAR	L3_E6_F6	1,407	7,515	1,559	5,987	22,255	0,993	0,287	0,588
	ITA-POGO	L3_E7_F6	1,219	6,220	1,221	3,126	12,123	0,654	0,432	0,343

	EST-MAGO	L3_E8_F6	1,480	6,957	1,327	5,324	22,996	1,174	0,286	0,460
	SUR-TRAF	L3_E9_F6	1,412	8,214	1,710	11,446	25,838	1,150	0,428	0,683
	CAL-JOAR	L3_E10_F6	1,791	7,756	1,593	5,987	22,255	0,792	0,265	0,651
19/03/2019	BAR-HSVP	L3_E1_F7	0,495	3,105	0,881	2,907	12,639	0,553	0,180	0,277
	COP-HSMA	L3_E2_F7	1,057	3,198	0,646	2,907	12,639	0,701	0,184	0,367
	MED-CORA	L3_E3_F7	0,891	4,536	1,128	7,241	9,622	0,682	0,267	0,566
	MED-MIRA	L3_E4_F7	0,751	3,137	0,924	2,907	12,639	0,582	0,180	0,192
	MED-PJIC	L3_E5_F7	0,719	4,935	1,079	7,241	9,622	0,734	0,259	0,687
	ITA-PTAR	L3_E6_F7	0,851	4,062	0,952	7,241	9,622	0,645	0,213	0,455
	ITA-POGO	L3_E7_F7	1,158	8,695	1,182	5,324	22,996	0,691	0,818	0,562
	EST-MAGO	L3_E8_F7	1,009	4,485	0,960	7,241	9,622	0,538	0,204	0,353
	SUR-TRAF	L3_E9_F7	0,864	5,165	0,839	7,241	9,622	0,555	0,276	0,631
	CAL-JOAR	L3_E10_F7	0,655	2,720	0,650	1,843	8,024	0,430	0,015	0,153
20/04/2019	BAR-HSVP	L4_E1_F8	0,361	3,422	0,621	1,185	4,338	0,563	0,151	0,183
	COP-HSMA	L4_E2_F8	0,719	3,748	0,377	1,185	4,338	0,477	0,090	0,176
	MED-CORA	L4_E3_F8	0,286	2,090	0,496	1,185	4,338	0,488	0,133	0,336
	MED-MIRA	L4_E4_F8	0,091	1,667	0,427	1,185	4,338	0,300	0,055	0,065
	MED-PJIC	L4_E5_F8	0,171	1,840	0,573	1,185	4,338	0,509	0,141	0,278
	ITA-PTAR	L4_E6_F8	0,211	2,872	0,803	1,185	4,338	0,641	0,195	0,214
	ITA-POGO	L4_E7_F8	0,923	5,532	0,725	2,907	12,639	0,620	0,489	0,366
	EST-MAGO	L4_E8_F8	0,539	2,681	0,667	1,185	4,338	0,383	0,131	0,153
	SUR-TRAF	L4_E9_F8	0,428	2,928	0,704	1,185	4,338	0,367	0,172	0,292
	CAL-JOAR	L4_E10_F8	0,255	1,743	0,637	1,185	4,338	0,385	0,077	0,086

