

# Uso de Modelos Lineales Generalizados (MLG) para la interpolación espacial de PM10 utilizando imágenes satelitales Landsat para la ciudad de Bogotá, Colombia



**GENERALIZED LINEAR MODELS (GLM) FOR SPATIAL INTERPOLATION OF PM10 USING LANDSAT SATELLITE IMAGES FOR THE CITY OF BOGOTÁ, COLOMBIA**

**USO DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (MLG) PARA A INTERPOLAÇÃO ESPACIAL DE PM10 USANDO IMAGENS SATELITAIS LANDSAT PARA A CIDADE DE BOGOTÁ, COLÔMBIA**

MIGUEL ÁNGEL Ramírez Gutiérrez<sup>1</sup>

Para citar este artículo: Ramírez Gutiérrez, M. A. (2017). Uso de Modelos Lineales Generalizados (MLG) para la interpolación espacial de PM10 utilizando imágenes satelitales Landsat para la ciudad de Bogotá, Colombia. *Perspectiva Geográfica*, 22(2), 105-121. doi: 10.19053/01233769.5600

**Recepción:**  
21 de noviembre de 2016

**Evaluación:**  
13 de junio de 2017

**Aprobación:**  
26 de octubre de 2017

## Resumen

El propósito de este artículo es emplear métodos alternativos para la interpolación espacial del PM10 en la ciudad de Bogotá D.C., evaluando para ello estadísticamente el ajuste los modelos lineales generalizados (MLG) tipo Normal y Gamma en Bogotá, además de analizar su eficacia espacial a partir de la dinámica de la ciudad. Se tomó como insumos imágenes satelitales de la misión Landsat y las mediciones reportadas

<sup>1</sup> Ingeniero catastral y geodesta de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas. miaramirezg@correo.udistrital.edu.co

por las estaciones de monitoreo del 2010, 2013 y 2015. El resultado muestra que el uso del modelo Gamma es óptimo, sin desconocer que es necesario robustecer estadísticamente y espacialmente más la aplicación de este tipo de metodologías.

**Palabras clave:** *contaminación del aire, GLM, imágenes satelitales, interpolación espacial PM10.*

## Abstract

The purpose of this article was to use alternative methods for the spatial interpolation of PM10 in the city of Bogotá DC in order to evaluate the statistic adjustment of the generalized linear models (GLM), type Normal and Gamma, in Bogota. In addition, the article sought to analyze their spatial efficiency with regard to city dynamics. Satellite images from the Landsat mission and measurements reported by the monitoring stations in 2010, 2013, and 2015 were used as inputs. The results show that the use of the Gamma model is optimal, without disregarding the need to statistically and spatially strengthen the application of this type of methodology.

**Keywords:** *Air Pollutants, GLM, Satellite image, Spatial Interpolation, PM10.*

## Resumo

O propósito de este artigo foi usar métodos alternativos para a interpolação espacial do PM10 na cidade de Bogotá D.C., avaliando estatisticamente o ajuste dos modelos lineares generalizados (MLG) tipo Normal e Gamma em Bogotá, além disso analisar sua eficácia espacial a partir da dinâmica da cidade. Se tomou como insumo imagens satelitais da missão Landsat e das medições reportadas pelas estações de monitoração do 2010, 2013 y 2015. O resultado mostra que o uso do modelo Gamma é ótimo, sem desconhecer que é preciso robustecer mais estatisticamente e espacialmente a aplicação de este tipo de metodologias.

**Palavras chave:** *Contaminação do ar, GLM, imagens satelitais, interpolação espacial, PM10.*

## 1. Introducción

En las últimas décadas, la contaminación del aire ha sido un tema esencial en distintas investigaciones ambientales tanto de alcance regional como global (Londoño, Correa y Palacio, 2011), debido a que la presencia de contaminantes en el aire está estrechamente relacionada con el aumento de problemas de salud, principalmente los de carácter respiratorio y cardiaco (Aldunate, Paz y Halvorsen, 2006; Franco et al., 2013; De La Pava, Salguero y Fernández, 2008). Esta situación es alarmante ya que los contaminantes han alcanzado niveles preocupantes para la salud de la población, muestra de ello es la mortalidad en promedio de 2,5 millones de personas en el mundo por problemas relacionados con la contaminación del aire (WHO, 2011). De la misma manera, Cortes (2013) ha tomado como objeto de estudio la relación entre la contaminación del aire y un conjunto de variables meteorológicas tanto de tipo regional como local, además de demostrarse la eficacia de empleo de métodos predictivos, como fue el caso del Kriging Funcional (Montero y Fernández-Avilés, 2015).

El aire es afectado por todo tipo de contaminantes, uno de los más peligrosos es el PM10, debido a que abarca al material particulado menor a diez micrones. Por consiguiente, es lo suficientemente pequeño para ser inhalado y acumulado en el sistema respiratorio causando serios problemas de salud (Othman, Jafri y San, 2010).

Bogotá es una ciudad dinámica en todos los sentidos debido a su constante crecimiento y densificación espacial, lo que ha desencadenado que posea todo tipo de actividades entre ellas industriales, mineras y de construcción, que han provocado en los últimos años un incremento en los niveles de concentración de PM10 (Arciniegas, Rodríguez, Pachón, Sarmiento y

Hernández Flórez, 2006). Por tanto, se han realizado distintas investigaciones relacionadas con el estudio del comportamiento de este contaminante, desde análisis descriptivos de la distribución del PM10 en la ciudad, identificación del tipo de relación entre este contaminante y otros factores ambientales (Gaitán, Cancino y Behrentz, 2007). Por otro lado, se evidencia el uso de técnicas estadísticas con el propósito de estimar la presencia de este contaminante en el área urbana de la ciudad, como fue el empleo de una función de covarianza no separable para la estimación de un modelo espacio-temporal del PM10 (Bohórquez, 2010). Llegando al empleo de técnicas gravimétricas en relación con las concentraciones de PM10, como caso de estudio en cinco escuelas de la ciudad, donde el resultado de la concentración de este contaminante es crítico en los establecimientos educativos (Franco et al, 2013). Además para toda Bogotá fue realizada una simulación matemática empleando el modelo CCATT-BRAMS en distintas fechas, obteniendo una modelación adecuada del contaminante, debido a que fueron consideradas distintas variables meteorológicas como los patrones de viento (Rincón, 2015).

La percepción remota ha sido utilizada alrededor del mundo en investigaciones relacionadas con el estudio de los aerosoles de la atmósfera. En el desierto de Chihuahua fueron caracterizados sus *dustout breaks* con el uso de datos de teledetección, demostrando que este método ha permitido identificar sus fuentes, sin importar la plataforma satelital que sea empleada (Rivera, Gill, Gebhart, Hand, Bleiweiss y Fitzgerald, 2009). Mientras que en la región delta del Nilo fue realizada la estimación de la variación temporal de la temperatura superficial terrestre (LTS) a partir de los contaminantes del aire mediante imágenes satelitales de la misión Landsat 7 y datos recolectados de la calidad del aire proporcionados por los entes responsables de su control (Incecik y

Im, 2012). Adicionalmente, fue realizado un estudio sobre la mejora de algoritmos para la recuperación de datos de aerosol utilizando imágenes Landsat y ASTER (Hadjimitsis y Clayton, 2009), así como la implementación de una aplicación para monitorear PM10 en distintas zonas urbanas (Lu, Wong, Zhao, Yan y Xiao, 2015). Para la estimación de PM10 en zonas no muestreadas, ha sido utilizado el carácter físico de la reflectancia capturada por las bandas del visible de las imágenes satelitales empleando para ello regresiones realizadas por mínimos cuadrados ordinarios (Othman et. al., 2010).

## 2. Metodología

### 2.1. Área de estudio

El ente competente de la vigilancia y el control ambiental en Bogotá es la Secretaría Distrital de Medio Ambiente (SDA), que controla la red de monitoreo del aire dispuesta por toda la ciudad (Gaitán et.

al., 2007), conformada por quince estaciones que reportan los principales indicadores de calidad del aire de la ciudad. Para el caso de esta investigación, fue utilizado solamente la concentración de PM10, debido a que solo diez de las quince reportaron (Figura 1) periódicamente la concentración del contaminante en las fechas analizadas.

### 2.2. Materiales y métodos

El principal insumo para el estudio fueron imágenes satelitales y en este caso las de la misión Landsat 5 y 8, ya que han sido empleadas en diferentes investigaciones para el modelamiento del contaminante a partir de las variables físicas que ofrecen las imágenes satelitales (Othman et al., 2010; Álvarez, 2014). Las imágenes fueron descargadas de la plataforma del United States Geological Survey (USGS) utilizando los siguientes parámetros: Path: 8, Row: 57 (debido a la ubicación de Bogotá) y porcentaje de nubosidad menor al 50%. En la Tabla 1 se observa un resumen de las imágenes que cumplieron dichos criterios.

**FIGURA 1.**

Área de Estudio y Estaciones de monitoreo: Correspondiente al área urbana de la ciudad de Bogotá

Fuente: *Elaboración propia.*

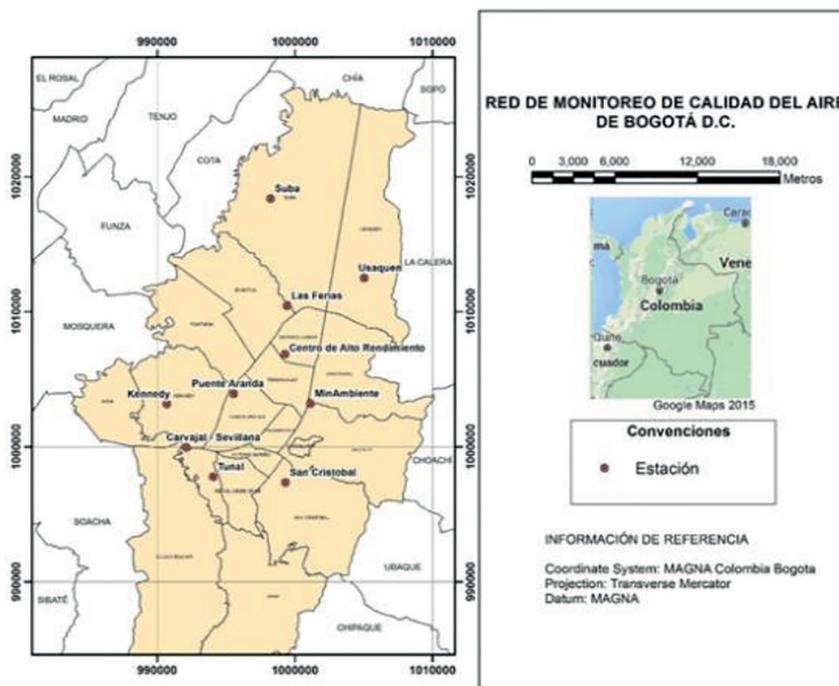


TABLA 1. DESCRIPCIÓN DE LAS IMÁGENES SATELITALES UTILIZADAS EN EL ESTUDIO

IMAGEN	MISIÓN	SENSOR	FECHA Y HORA DE CAPTURA
2010	Landsat 5	TM	Enero 22 de 2010, 3:00 p.m. GMT: -5
2014	Landsat 8	OLI	Febrero 21 de 2014, 3:00 p.m. GMT: -5
2015	Landsat 8	OLI	Enero 1 de 2015, 3:00 p.m. GMT: -5

Fuente: *Elaboración propia.*

Así mismo, para esas mismas fechas y horas (Tabla 1) se consultaron los datos de PM10 en el aplicativo web de la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), con el propósito de obtener los insumos necesarios para establecer los modelos y las estimaciones para las fechas de estudio.

Para el procesamiento digital de las imágenes, el tratamiento estadístico de los datos y la definición de los modelos lineales generalizados resultantes fue utilizado el *software* de dominio libre R 3.2.0 (R Core Team, 2015), y para los procesos relacionados con análisis y visualización espacial fue empleado el *software* de dominio libre QGIS 2.8.3 (QGIS Development Team, 2015).

Como primera instancia, se realizó la calibración radiométrica de las imágenes satelitales (Othman et al., 2010; Álvarez, 2014), puesto que el objetivo es trabajar con los valores de reflectancia por el carácter físico de la estimación (Guzmán y Restrepo, 2015). Para la calibración radiométrica, se utilizaron los parámetros disponibles en los metadatos de las imágenes satelitales para cada banda espectral, el procedimiento fue diferente para la imagen Landsat 8 en comparación a las de Landsat 5, debido a que fue posible transformarlo directamente a reflectancia (Czapla-Myers, Anderson, Thome y Biggar, 2014), mientras que para las imágenes de la misión Landsat 5 fue necesario el paso intermedio de conversión a radiancia (Chander, Markham y Helder, 2009).

Por último, se realizó la unión de las tres primeras bandas calibradas y el recorte de la imagen satelital correspondiente al área de estudio, es decir, la zona urbana de Bogotá.

Con las concentraciones de PM10 fue construida una base de datos espacial, paralelamente, fue realizado un análisis exploratorio con el objetivo de evaluar las características estadísticas (media, desviación estándar, máximo, mínimo y asimetría) de cada conjunto de datos.

Teniendo las imágenes satelitales calibradas, fueron extraídos los valores de reflectancia de las estaciones que reportaron PM10 para la fecha de captura, donde se utilizaron distintas herramientas de análisis espacial relacionadas con el manejo de datos tipo raster. Partiendo de que estos valores en los modelos corresponden a las variables independientes (Othman et al., 2010), para esta investigación se asumió que los datos de PM10 pueden ser modelados a partir de las bandas espectrales del visible de las imágenes satelitales de la misión Landsat, aceptando que existe independencia entre las mediciones reportadas por cada estación de monitoreo de la Secretaría Distrital de Medio Ambiente (SDA).

Luego de haber elaborado el análisis exploratorio, fue realizado el test de Shapiro-Wilk a cada muestra, con el propósito de establecer si el conjunto de datos sigue una distribución normal (Razali y Wah, 2011), donde se evaluó si es del todo apropiado emplear

un modelo por mínimos cuadrados ordinarios o MLG tipo Normal (Othman et al., 2010), debido a que esta es una de las restricciones estadísticas más fuerte de este (Morales y Flórez, 2015). Paralelamente se realizó el modelo lineal generalizado tipo Gamma, ya que los valores de concentración de PM10 son mayores a cero y están concentrados por debajo de la media, como lo señala Gaitán et al. (2007). Por consiguiente, es necesario tener en cuenta que para definir el PM10, en ambos casos, se utilizan las adopciones de los MLG (Dobson y Barnett, 2008), como se visualiza en la Ecuación 1.

$$g(PM10) = x_i^T \beta \quad (1)$$

Donde  $\beta$  es el vector de parámetros, es decir, los coeficientes del modelo,  $x_i$  es el vector compuesto por el intercepto (representado por un uno) y las tres bandas espectrales del visible (azul, verde y rojo), mientras que  $g(PM10)$  es la función de enlace de la variable respuesta. En el caso del modelo por mínimos cuadrados ordinarios (el cual es un caso particular), la función de enlace es la identidad, mientras que el caso de la Gamma esta se estableció con el uso del Criterio de Información Bayesiano (BIC) (Watanabe, 2013), es decir, que como resultado para cada año hay un modelo de cada tipo, de igual forma se utilizó esta misma medida (Ecuación 2) para establecer qué modelo posee mejor ajuste respecto al otro (Escolano y Espín, 2016). Para valorar el ajuste de los modelos, se utilizó para el GLM normal el coeficiente de determinación y la prueba F de Fisher, que contempla como hipótesis nula que ninguna variable independiente ejerce efecto sobre la variable dependiente; mientras que para el GLM Gamma fue realizada la prueba Chi Cuadrado a partir de su desviación nula (Ecuación 3), la cual tiene la misma hipótesis nula de la prueba F de Fisher (Pope, Alexander y Robinson, 2016).

$$BIC = -2 \ln L(\hat{\beta}) + k \ln n \quad (2)$$

$$\lambda(\beta) = 2[L(\text{Modelo Saturado}) - L(\hat{\beta})] \quad (3)$$

La ecuación 2 representa el cálculo del BIC mientras que la ecuación 3 representa el de la desviación nula  $\lambda(\beta)$  (Montgomery, Peck y Vining, 2015). Donde  $L(\hat{\beta})$  corresponde al valor de máxima verosimilitud del modelo estimado,  $n$  representa al número de observaciones,  $k$  el número de regresores y  $L(\text{Modelo Saturado})$  hace referencia al valor de máxima verosimilitud del modelo saturado, el cual asume que  $k$  es igual a  $n$ .

Adicionalmente, se elaboró la interpolación espacial, aplicando los modelos escogidos a partir de los valores de reflectancia que posee cada pixel de las imágenes satelitales utilizadas, con el propósito de comparar la potencia espacial de cada uno a la hora de describir la dinámica de la ciudad de Bogotá en las fechas estudiadas. La metodología descrita se encuentra explicada en la Figura 2.

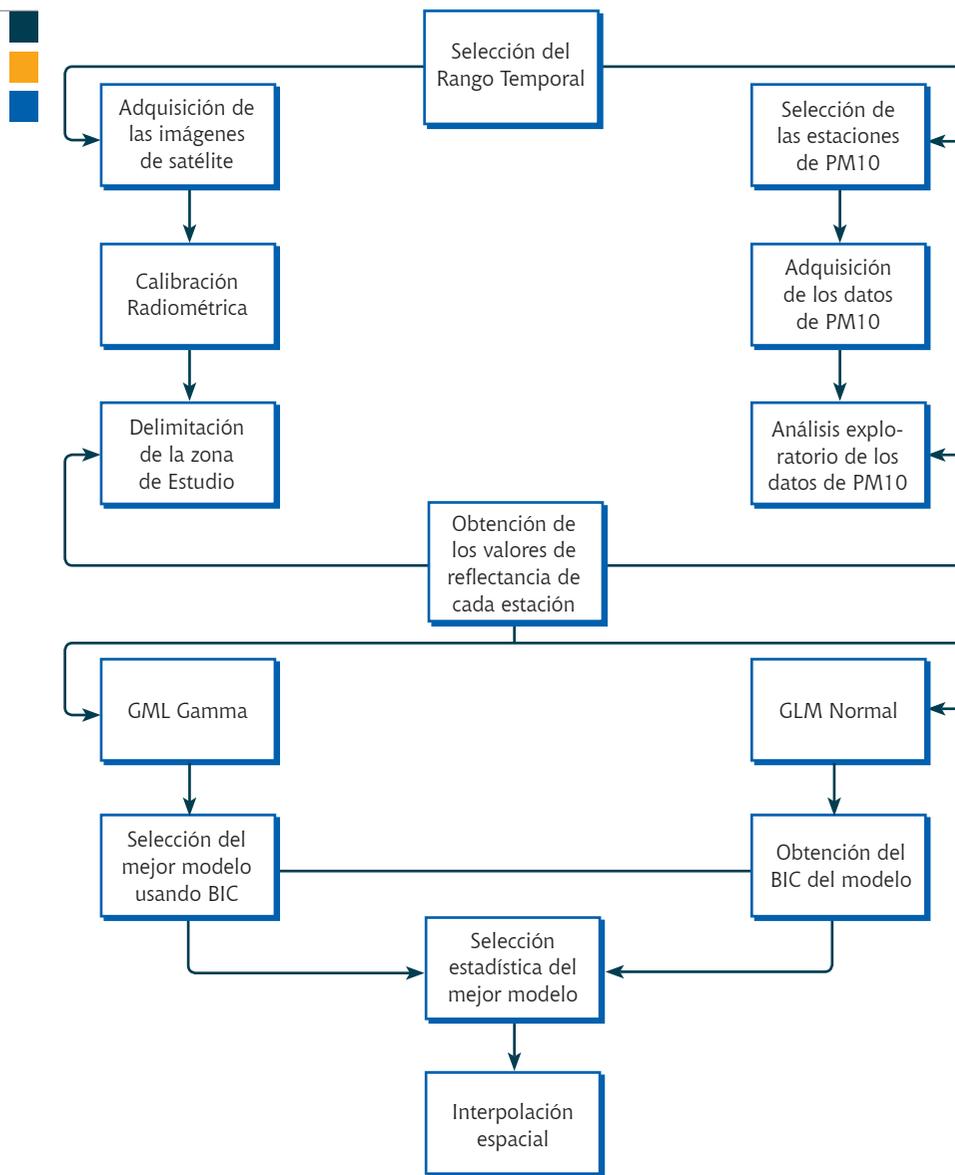
### 3. Resultados y discusión

El primer resultado corresponde al análisis exploratorio de los datos para cada muestra, en el cual se estableció con claridad que los datos poseen gran variabilidad, debido a que la desviación estándar es alta en todos los casos, no obstante esta característica es buena porque asegura que los datos oscilan en un espacio amplio, es decir, que está descrita la mayor parte del rango de fluctuación del contaminante, lo que se puede verificar con el máximo y el mínimo de cada muestra, además de considerar que las estaciones están dispuestas por toda Bogotá. Otro aspecto para resaltar es la asimetría, debido a que siempre fue positiva, esto quiere decir que los datos se concentran en valores menores a la media, por

**FIGURA 2.**

Metodología aplicada en el estudio

Fuente: *Elaboración propia.*



consiguiente, si se tiene en cuenta también que los valores de polución siempre son positivos, se puede asumir con estas características que la distribución de los datos se asemeja a una gamma (Doncel y Sánchez, 2010), es decir, es apropiado adoptar un MLG de este tipo. Lo anterior se visualiza en la Tabla 2.

El siguiente procedimiento fue emplear el test de Shapiro-Wilk (Tabla 3) a cada conjunto de datos,

arrojando como resultado que no hay suficiente evidencia estadística para rechazar su hipótesis nula, es decir, que se puede aceptar que su distribución de probabilidad se asemeja a una normal, dado que se trabajó con una confianza del 95%. Por lo tanto, no es errado emplear un modelo por mínimos cuadrados ordinarios o MLG tipo Normal, para este tipo de datos.

TABLA 2. ANÁLISIS EXPLORATORIO DE LOS DATOS PARA CADA MUESTRA SELECCIONADA

AÑO	MEDIA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	MÍNIMO	MÁXIMO	ASIMETRÍA
2010	103.57	39.05	32	150	0.51
2014	25.89	10.50	10	61	0.95
2015	101.89	62.90	27	222	0.50

Fuente: *Elaboración propia.*

TABLA 3. PRUEBA DE SHAPIRO-WILK PARA CADA MUESTRA SELECCIONADA

Año	W	P-Valor
2010	0.93108	0.5601
2014	0.86388	0.1056
2015	0.9356	0.5364

Fuente: *elaboración propia.*

Con las condiciones estadísticas apropiadas, se procedió a la estimación de los modelos. En primera instancia, se estimaron por mínimos cuadrados ordinarios (Tabla 4) o MLG tipo Normal, donde se obtuvo que los coeficientes de determinación ( $R^2$ ) ajustados de los modelos tipo normal no son significativos, es decir, no se explica completamente la variabilidad del contaminante, sin embargo, la prueba F, bajo un 95% de confianza, asegura que los modelos son apropiados. No obstante, las consideraciones estadísticas anteriores no fueron profundizadas en los estudios consultados (Othman et al., 2010; Álvarez, 2014), por lo que es preocupante,

puesto que dadas estas condiciones los modelos no son adecuados para el fenómeno estudiado, si se tienen en cuenta sus indicadores estadísticos. Otro aspecto para destacar son los coeficientes estimados, debido que para los tres casos la banda espectral más influyente es la azul, es decir, que un aumento en ella afecta en promedio significativamente al contaminante, en comparación a las otras, el valor estimado de PM10.

TABLA 4. MODELOS MLG NORMAL PARA CADA FECHA DE ESTUDIO CON SUS INDICADORES RESPECTIVOS

MODELO	VARIABLE INDEPENDIENTE	ESTIMACIÓN	F	R2 AJUSTADO	BIC
2010	Intercepto	157.3	0.0837 p-valor=0.0356	0.1756	75.0192
	Banda Azul	-3171			
	Banda Verde	972			
	Banda Rojo	1877.66			
2014	Intercepto	34.57	0.1246 p-valor=0.0234	0.1966	83.3079
	Banda Azul	806.74			
	Banda Verde	-701.17			
	Banda Rojo	-163.07			
2015	Intercepto	-53.97	0.1517 p-valor=0.0345	0.1612	104.2024
	Banda Azul	4789.22			
	Banda Verde	-2632.11			
	Banda Rojo	-1185.93			

Fuente: *Elaboración propia.*

Como se indicó en la metodología para los MLG tipo Gamma, es necesario establecer cuál es la mejor función de enlace, por tanto se utilizó el criterio BIC, los resultados se encuentran en la Tabla 5 y en la Tabla 6 los MLG tipo Gamma seleccionados con detalle. Para evaluar la bondad del ajuste de los modelos elegidos se utilizó la desviación nula, a la cual se le aplicó la prueba chi-cuadrado con una confianza del 95%, como se indica en la metodología, obteniendo que todos los modelos son

adecuados, por lo tanto, es válido emplearlos para explicar este fenómeno. Referente a los coeficientes estimados, persiste la relevancia sobre la banda azul en comparación con los demás modelos, lo cual se explica por fenómenos de dispersión de la luz como el de Rayleigh y su incidencia en esta banda espectral (Luchsinger, Redfield, Cauley, Barman y Jensen, 2017). Por consiguiente, existen las condiciones óptimas para realizar interpolaciones espaciales con los modelos estimados.

TABLA 5. EVALUACIÓN DEL CRITERIO BIC DE LOS MODELOS MLG GAMMA ESTIMADOS

MODELO	FUNCIÓN DE ENLACE	BIC
2010	Identidad	72.5998
	Inversa	77.7455
	Logarítmica	75.7211
2014	Identidad	78.8629
	Inversa	78.7831
	Logarítmica	78.8621
2015	Identidad	103.6263
	Inversa	103.8832
	Logarítmica	103.6647

Fuente: *Elaboración propia.*

TABLA 6. MODELOS MLG GAMMA SELECCIONADOS PARA CADA FECHA DE ESTUDIO CON SUS INDICADORES RESPECTIVOS

MODELO	VARIABLE INDEPENDIENTE	ESTIMACIÓN	FUNCIÓN DE ENLACE	NULA	BIC
2010	Intercepto	121.9	Identidad	14.273 p-valor=0.0267	72.5998
	Banda Azul	-3490.2			
	Banda Verde	931.3			
	Banda Rojo	2664.5			
2014	Intercepto	0.04098	Inversa	18.878 p-valor=0.0155	78.7831
	Banda Azul	-1.56262			
	Banda Verde	0.96243			
	Banda Rojo	0.62189			
2015	Intercepto	-112.7	Identidad	21.421 p-valor=0.0061	103.6263
	Banda Azul	4998.7			
	Banda Verde	-2175.7			
	Banda Rojo	-1555.9			

Fuente: *Elaboración propia.*

El siguiente procedimiento fue la realización de la interpolación (estimación) para cada muestra de acuerdo con los modelos seleccionados, utilizando los valores de reflectancia de los píxeles pertenecientes a las imágenes satelitales empleadas.

Para el año 2010, en la Tabla 7 se relacionan las estimaciones para cada una de las estaciones seleccionadas y en la Figura 3 se puede observar las interpolaciones realizadas, las cuales oscilan en un intervalo adecuado, es decir, no están alejadas del rango de la muestra y no hubo valores menores a cero, además de que puntualmente las estimaciones están relativamente cercanas a las reportadas por las estaciones de monitoreo. Es notorio que la predicción con el modelo Gamma da más detalle del comportamiento local del contaminante indicando; en diferencia al normal, se observa que la localidad de Bosa y Kennedy, además de los sectores industriales de Fontibón y Puente Aranda, presentan las mayores concentraciones del contaminante. Otro aspecto relevante son las zonas que no fueron correctamente

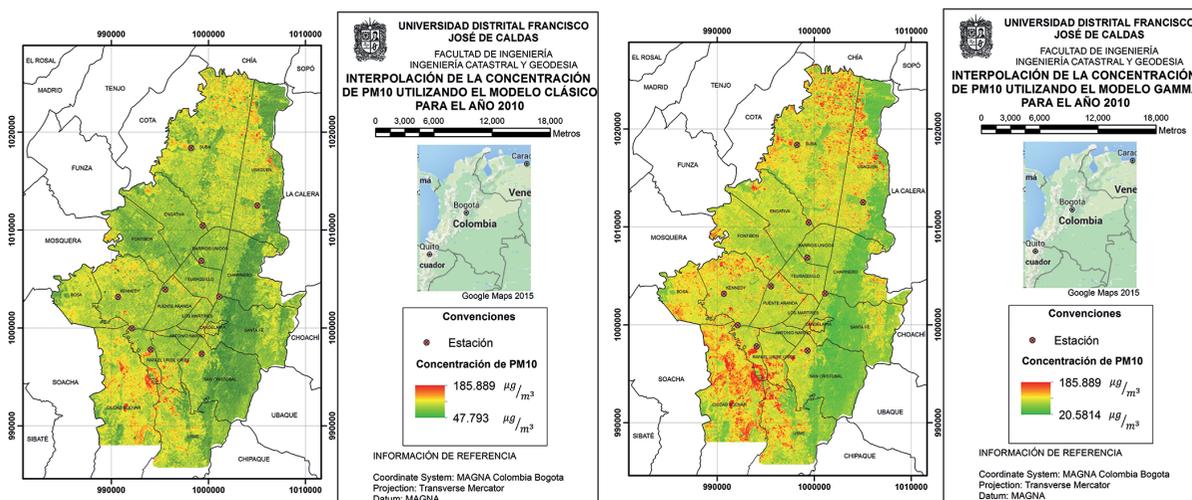
modeladas, como el caso de la zona norte de Suba, precisamente en la reserva Van der Hammen, lo cual corresponde a los invernaderos presentes en la zona, esto sucede porque este tipo de cobertura en las tres primeras bandas posee una alta reflectividad, esto se traduce en valores altos de reflectancia en las tres primeras bandas, de igual forma esto se puede corroborar también con las estimaciones reportadas para las estaciones de las Ferias y Suba (Tabla 7). La situación anterior también ocurre por la presencia de nubes, precisamente en la localidad de Ciudad Bolívar y Usme. Se destaca que el modelo Gamma acentúa más este tipo de inconsistencias.

Para el año de 2014 (Tabla 8 y Figura 4), para los dos modelos ocurre la misma situación del 2010, respecto al intervalo de oscilación de las interpolaciones. No obstante, el modelo Gamma es más cercano al rango de la muestra y permite también observar con detalle el comportamiento espacial del contaminante y las estimaciones para cada estación de monitoreo, teniendo en cuenta que los valores

TABLA 7. ESTIMACIONES DE LAS ESTACIONES SELECCIONADAS APLICANDO LOS MODELOS NORMAL Y GAMMA PARA EL AÑO 2010

ESTACIÓN	CONCENTRACIÓN REPORTADA POR SDA	CONCENTRACIÓN ESTIMADA POR EL MLG NORMAL	CONCENTRACIÓN ESTIMADA POR EL MLG GAMMA
Carvajal – Sevillana	145	131.86	183.16
Centro de Alto Rendimiento	32	51.76	58.02
Kennedy	150	117.88	162.63
Las Ferias	142	108.55	137.43
Puente Aranda	95	80.35	103.10
San Cristobal	150	131.04	169.48
MinAmbiente	106	118.46	107.46
Suba	112	119.03	158.91
Tunal	88	128.58	84.01
Usaquén	140	117.08	151.28
RECM		23.80	22.59

Fuente: Elaboración propia.



**FIGURA 3.** Interpolación espacial para el año 2010, a partir de los modelos seleccionados e imagen satelital tomada como insumo

Fuente: *Elaboración propia.*

máximos no sobrepasaron la concentración de 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2010), por tanto para esa fecha no hubo concentraciones altas sino moderadas. Además, se observa que las localidades de Ciudad Bolívar y Usme son las que presentan la mayor concentración del contaminante, esta situación puede obedecer a que en estas dos localidades se localizan los parques mineros industriales<sup>2</sup>, además se observa con facilidad la polución presente en las zonas construidas. No obstante, persiste el error ocurrido en la predicción por la presencia de nubes, como se visualiza a lo largo de la ciudad. Tabla 8.

Referente a la interpolación correspondiente al año 2015 (Tabla 9 y Figura 5), esta proporciona un escenario más claro del comportamiento espacial

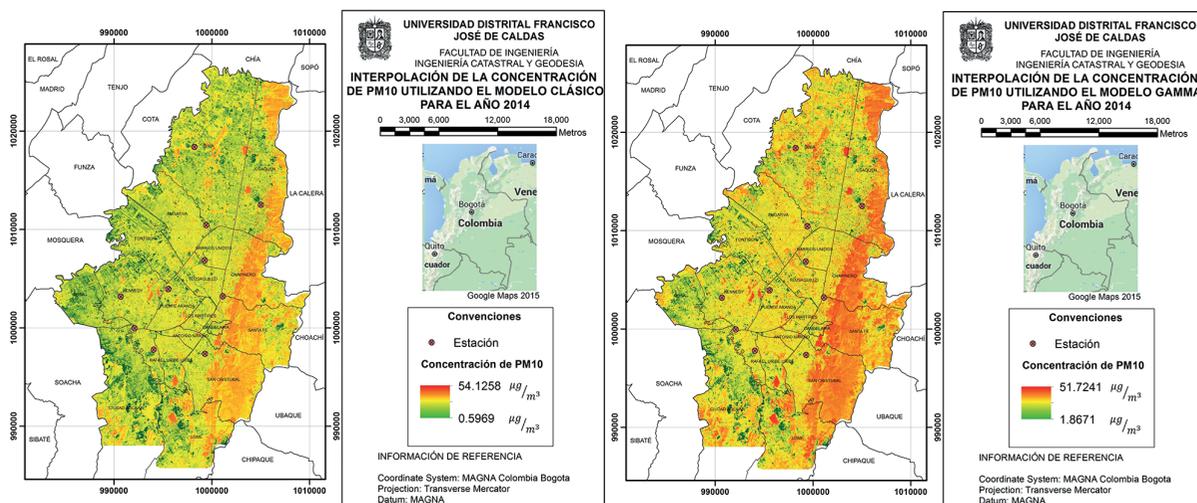
del contaminante dentro de la ciudad, debido a la poca presencia de nubes. Además, el intervalo de la interpolación es cercano a la de la muestra de referencia, no obstante las estimaciones de las concentraciones de las estaciones de Kennedy y Tunal son atenuadas por los dos modelos (Tabla 9), siendo particularmente de las más altas, sin embargo, persiste el hecho de que da más detalle espacial el modelo Gamma, puesto que se visualiza con claridad la concentración de PM10 de acuerdo al uso y tipo del suelo, lo cual se asemeja a la dinámica cotidiana de la ciudad. Por lo tanto, las zonas verdes, de expansión urbana y rural poseen relativamente una concentración baja del contaminante mientras que las zonas construidas tienen una concentración media, por consiguiente las zonas industriales ubicadas en las localidades de Fontibón y Puente Aranda, además de la zona de carga del aeropuerto El Dorado, poseen una concentración alta. Persisten concentraciones

<sup>2</sup> Los parques minero industriales son zonas en donde se permite desarrollar de manera transitoria la actividad minera.

**TABLA 8:** ESTIMACIONES DE LAS ESTACIONES SELECCIONADAS APLICANDO LOS MODELOS NORMAL Y GAMMA PARA EL AÑO 2014

ESTACIÓN	CONCENTRACIÓN REPORTADA POR SDA	CONCENTRACIÓN ESTIMADA POR EL MLG NORMAL	CONCENTRACIÓN ESTIMADA POR EL MLG GAMMA
Carvajal–Sevillana	61	50,86	56,45
Centro de Alto Rendimiento	10	12,57	12,62
Kennedy	33	36,95	38,96
Las Ferias	12	20,35	15,17
Puente Aranda	16	28,51	21,69
San Cristóbal	17	26,68	26,53
MinAmbiente	23	15,77	18,11
Suba	41	21,23	20,64
Tunal	28	30,86	27,30
Usaquén	20	30,13	28,87
RECM		9,99	8,44

Fuente: *Elaboración propia.*



**FIGURA 4.**

Interpolación espacial para el año 2014, a partir de los modelos seleccionados e imagen satelital tomada como insumo

Fuente: *Elaboración propia.*

erróneas por la presencia de nubes e invernaderos, pero es baja en los dos modelos.

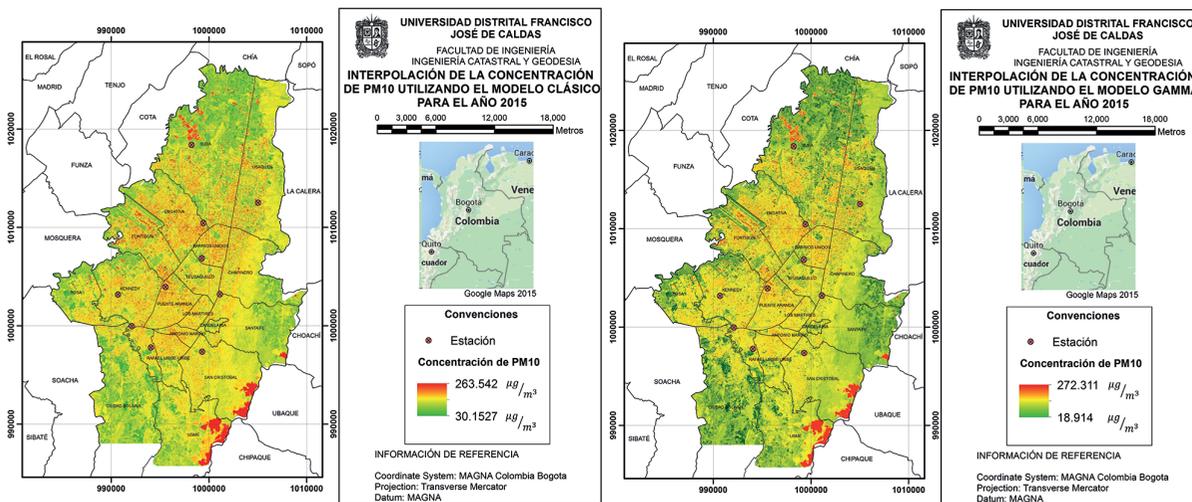
## 5. Conclusiones

Los modelos realizados por mínimos cuadrados ordinarios (MLG tipo Normal) no son muy ade-

TABLA 9. ESTIMACIONES DE LAS ESTACIONES SELECCIONADAS APLICANDO LOS MODELOS NORMAL Y GAMMA PARA EL AÑO 2015

ESTACIÓN	CONCENTRACIÓN REPORTADA POR SDA	CONCENTRACIÓN ESTIMADA POR EL MLG NORMAL	CONCENTRACIÓN ESTIMADA POR EL MLG GAMMA
Carvajal-Sevillana	151	181.17	183.70
Centro de Alto Rendimiento	84	78.16	77.51
Kennedy	222	155.40	149.67
Las Ferias	43	81.58	76.86
Puente Aranda	131	121.21	134.98
San Cristobal	140	150.80	145.08
MinAmbiente	74	53.52	74.77
Suba	50	60.04	57.13
Tunal	135	80.55	81.87
Usaquen	27	40.38	30.38
RECM		32.77	32.27

Fuente: *Elaboración propia.*



**FIGURA 5:** Interpolación espacial para el año 2015, a partir de los modelos seleccionados e imagen satelital tomada como insumo

Fuente: *Elaboración propia.*

cuados para explicar el comportamiento espacial del contaminante, debido a que tiende a generalizar las estimaciones, esto provoca que se incremente la probabilidad de valorar erradamente alguna fuente

de polución, siendo preocupante esta situación porque no se utilizaría correctamente la propiedad física de los valores de reflectancia, suministrados por las imágenes satelitales. Pese a lo anterior, estos

modelos pueden ser empleados para la realización de diagnósticos iniciales de la concentración del contaminante alrededor de la ciudad.

En contraste a la situación anterior, el modelo lineal generalizado tipo Gamma generó mejores diagnósticos del comportamiento espacial de la concentración del contaminante PM10, dado que se pueden realizar descripciones localizadas y estimaciones más cercanas a los valores reportados por cada estación, sin embargo, estas son restringidas por la resolución espacial de la imagen satelital empleada. Por otro lado, el principal obstáculo al utilizar estos modelos está relacionado con los errores por presencia de nubes y coberturas reflectivas (como los invernaderos), debido a que son demasiado pronunciados, lo cual provoca pérdida de información en esas zonas.

Respecto a las imágenes satelitales, se observa que la calidad de las predicciones, de cualquiera de los modelos empleados, va en el mismo camino a las condiciones de estas. Por lo tanto, si la imagen posee alguna distorsión provocada por un fenómeno atmosférico, el sensor o simplemente a la hora de la captura hay presencia de múltiples nubes, siendo más preocupante si esto ocurre en donde se ubican las estaciones, lo anterior provocaría que la predicción no fuera del todo verídica dado que los valores de reflectancia han sido distorsionados por dichos fenómenos. Consecuentemente, esta situación es una limitante, dado que la eficacia de la interpolación dependería de las condiciones de toma y captura de las imágenes satelitales, lo cual son procesos meramente fortuitos.

No obstante, la aplicabilidad de esta metodología es relativamente sencilla para cualquier entidad que lo desee hacer como el SDA en el caso de Bogotá, debido a que los métodos empleados necesitan de pocos recursos tecnológicos (debido a la facilidad de automatizarlo, utilizando *software* libre o privado) y existen todo tipo de imágenes satelitales, que registran las tres bandas del visible, de diferente resolución espacial y además poseen una buena resolución temporal. Por lo tanto, se puede poseer monitoreo ambiental del área de estudio fácilmente, con el propósito de realizar diagnósticos más precisos en comparación a los que las entidades hacen actualmente.

Por las razones anteriores, es necesario que se estudien otros tipos de métodos de interpolación para la concentración de PM10, más en una situación como la presentada en la ciudad de Bogotá en donde pocas estaciones de monitoreo del aire registran periódicamente este fenómeno, debido a que los modelos empleados no fueron del todo adecuados para la descripción del contaminante. Por consiguiente, los futuros estudios deben ir en camino de empleo de métodos alternativos, teniendo el único objetivo de encontrar los que expliquen adecuadamente el comportamiento del PM10 utilizando como insumo las mediciones de reflectancia y se evalúe incluir otras variables independientes, como las bandas espectrales del infrarrojo, además de que consideren los errores que puedan tener las imágenes satelitales y el esquema de autocorrelación espacial que poseen los píxeles por su condición de vecindad.



## Referencias

- Aldunate, P., Paz, O. y Halvorsen, K. (2006). Los efectos de la contaminación atmosférica por PM10 sobre la salud ciudad de La Paz-Bolivia (3650 msnm). *Acta Nova*, 3(2), 422-442. Recuperado de [https://www.academia.edu/7012629/Los\\_efectos\\_de\\_la\\_contaminaci%C3%B3n\\_atmosf%C3%A9rica\\_por\\_PM10\\_sobre\\_la\\_salud\\_ciudad\\_de\\_La\\_Paz\\_-\\_Bolivia\\_3650\\_m.s.n.m](https://www.academia.edu/7012629/Los_efectos_de_la_contaminaci%C3%B3n_atmosf%C3%A9rica_por_PM10_sobre_la_salud_ciudad_de_La_Paz_-_Bolivia_3650_m.s.n.m)
- Álvarez, C. (2014). *Estimación de contaminación del aire por PM10 en Quito determinado por índices ambientales obtenidos con imágenes satelitales Landsat ETM+* (tesis de doctorado). Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE, Sangolguí, Ecuador. Recuperado de <http://repositorio.espe.edu.ec/bitstream/21000/8753/1/AC-SGA-ESPE-047962.pdf>
- Arciniegas, Á., Rodríguez, C., Pachón, J., Sarmiento, H. y Hernández Flórez, L. J. (2006). Relación entre enfermedad respiratoria aguda en niños menores a cinco años y contaminación atmosférica en Bogotá. *Investigaciones en seguridad social y salud*, 8(8), 121-135.
- Bohórquez, M. (2010). *Diferenciabilidad de funciones de covarianza espacio temporal no separables* (tesis de maestría). Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia. Recuperado de <http://www.bdigital.unal.edu.co/2855/>
- Chander, G., Markham, B. y Helder, D. (2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote sensing of environment*, 113(5), 893-903. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425709000169>
- Cortes, J. (2013). *Evaluación de la contaminación atmosférica en el aire ambiente de Manizales por COPs y PM10* (tesis de maestría). Universidad Nacional de Colombia, Manizales, Colombia. Recuperado de <http://www.bdigital.unal.edu.co/12171/>
- Czapla-Myers, J., Anderson, N., Thome, K. y Biggar, S. (2014). The absolute radiometric calibration of the Landsat 8 Operational Land Imager using the reflectance-based approach and the Radiometric Calibration Test Site (RadCaTS). *In SPIE Optical Engineering + Applications* (pp. 921819-921819). International Society for Optics and Photonics.
- De la Pava, E., Salguero, B. y Fernández, O. (2008). Modelación matemática de la relación partículas pm10-enfermedades pulmonares en la ciudad de Cali. *Scientia et Technica*, 1(38), 347-352. Recuperado de <http://revistas.utp.edu.co/index.php/revistaciencia/article/view/3777>
- Dobson, A. y Barnett, A. (2008). *An introduction to generalized linear models*. Boca Ratón, FL: CRC press.
- Doncel D. y Sánchez A. (2010). *Modelo de regresión lineal generalizado para el avalúo de terrenos de uso residencial, aplicado a las localidades de suba y Usaquén, Bogotá D.C* (tesis de pregrado). Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia.
- Escolano, N. y Espín, J. (2016). *Econometría: series temporales y modelos de ecuaciones simultáneas*. España: Editorial Universidad Miguel Hernández.

- Franco, J., Rojas, N., Sarmiento, O., Hernández, L., Zapata, E., Maldonado, A.,... y Behrent, E. (2013). Niveles de material particulado en colegios distritales ubicados en vías con alto tráfico vehicular en la ciudad de Bogotá: estudio piloto. *Revista Facultad de Ingeniería*, (49), 101-111. Recuperado de [http://www.ing.unal.edu.co/grupos/calidad\\_aire/doc/niveles%20de%20material%20particulado%20en%20colegios%20distritales.pdf](http://www.ing.unal.edu.co/grupos/calidad_aire/doc/niveles%20de%20material%20particulado%20en%20colegios%20distritales.pdf)
- Gaitán, M., Cancino, J. y Behrentz, E. (2007). Análisis del estado de la calidad del aire en Bogotá. *Revista de Ingeniería*, (26), 81-92. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/ring/n26/n26a11.pdf>
- García, J., Teodoro, F., Cerdeira, R., Coelho, L. y Carvalho, M. (2014). Developing a methodology to predict PM10 urban concentrations using GLM. *Air Pollution XXII*, 183, 49-60. Recuperado de <https://www.witpress.com/Secure/elibrary/papers/AIR14/AIR14005FU1.pdf>
- Guzmán, M. y Restrepo, A. (2015). Revisión del estado del arte sobre modelos para calcular propiedades ópticas atmosféricas a partir de imágenes digitales. *Revista politécnica*, 9(16), 85-103. Recuperado de <http://132.248.9.34/hevila/Revistapolitecnica/2013/no16/8.pdf>
- Hadjimitsis, D. y Clayton, C. (2009). Determination of aerosol optical thickness through the derivation of an atmospheric correction for short-wavelength Landsat TM and ASTER image data: an application to areas located in the vicinity of airports at UK and Cyprus. *Applied Geomatics*, 1(1-2), 31-40. Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/225160386\\_Determination\\_of\\_Aerosol\\_optical\\_thickness\\_through\\_the\\_derivation\\_of\\_an\\_atmospheric\\_correction\\_for\\_short-wavelength\\_Landsat\\_TM\\_and\\_ASTER\\_image\\_data\\_An\\_application\\_to\\_areas\\_located\\_in\\_the\\_vicinity\\_of\\_a](https://www.researchgate.net/publication/225160386_Determination_of_Aerosol_optical_thickness_through_the_derivation_of_an_atmospheric_correction_for_short-wavelength_Landsat_TM_and_ASTER_image_data_An_application_to_areas_located_in_the_vicinity_of_a)
- Incecik, S. y Im, U. (2012). Air pollution in mega cities: a case study of Istanbul. *Air Pollution—Monitoring, Modelling and Health*. Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/224828859\\_Air\\_Pollution\\_in\\_Mega\\_Cities\\_A\\_Case\\_Study\\_of\\_Istanbul](https://www.researchgate.net/publication/224828859_Air_Pollution_in_Mega_Cities_A_Case_Study_of_Istanbul)
- Londoño, J., Correa, M. y Palacio, C. (2011). Estimación de las emisiones de contaminantes atmosféricos provenientes de fuentes móviles en el área urbana de Envigado, Colombia. *Revista EIA*, (16), 149-162. Recuperado de <https://repository.eia.edu.co/bitstream/11190/149/1/REI00168.pdf>
- Luchsinger, K., Redfield, S., Cauley, P. W., Barman, T. S. y Jensen, A. G. (2017). *Blue Skies through a Blue Sky: an attempt to detect Rayleigh scattering in an exoplanet atmosphere from a ground-based telescope*. Middletown, CN: Wesleyan University. Recuperado de [http://wescholar.wesleyan.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1173&context=etd\\_mas\\_theses](http://wescholar.wesleyan.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1173&context=etd_mas_theses)
- Luo, N., Wong, M., Zhao, W., Yan, X. y Xiao, F. (2015). Improved aerosol retrieval algorithm using Landsat images and its application for PM 10 monitoring over urban areas. *Atmospheric Research*, 153, 264-275.
- Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2010). Resolución N° 610 Realiza ajustes a la Resolución 601 de 2006 sobre la norma de calidad del aire o nivel de emisión. Diario Oficial de la República de Colombia.

- Montero, J. y Fernández-Avilés, G. (2015). Functional Kriging Prediction of Pollution Series: The Geostatistical Alternative for Spatially-Fixed Data. *Estudios de Economía Aplicada*, 33(1), 145-173. Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/301/30133775008.pdf>
- Montgomery, D., Peck, E. y Vining, G. (2015). *Introduction to linear regression analysis*. John Wiley & Sons.
- Morales, J. y Flórez, G. (2015). Comparación de la regresión GINI con la regresión de mínimos cuadrados ordinarios y otros modelos de regresión lineal robustos. *Comunicaciones en Estadística*, 8(2), 129-161. Recuperado de <http://revistas.usantotomas.edu.co/index.php/estadistica/article/view/1186>
- Othman, N., Jafri, M. y San, L. (2010). Estimating particulate matter concentration over arid region using satellite remote sensing: A case study in Makkah, Saudi Arabia. *Modern Applied Science*, 4(11), 131. Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/47498305\\_Estimating\\_Part particulate\\_Matter\\_Concentration\\_over\\_Arid\\_Region\\_Using\\_Satellite\\_Remote\\_Sensing\\_A\\_Case\\_Study\\_in\\_Makkah\\_Saudi\\_Arabia](https://www.researchgate.net/publication/47498305_Estimating_Part particulate_Matter_Concentration_over_Arid_Region_Using_Satellite_Remote_Sensing_A_Case_Study_in_Makkah_Saudi_Arabia)
- Pope, H., Alexander, M. y Robinson, T. (2016). Filtration, feeding behaviour and their implications for future spread: A comparison of an invasive and native barnacle in South Africa. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 479, 54-59.
- QGIS Development Team, (2015). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Recuperado de <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team. (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Recuperado de <http://www.R-project.org/>
- Razali, N. y Wah, Y. (2011). Power comparisons of shapiro-wilk, kolmogorov-smirnov, lilliefors and anderson-darling tests. *Journal of statistical modeling and analytics*, 2(1), 21-33. Recuperado de [http://www.de.ufpb.br/~ulisses/disciplinas/normality\\_tests\\_comparison.pdf](http://www.de.ufpb.br/~ulisses/disciplinas/normality_tests_comparison.pdf)
- Rincón, M. (2015). *Simulación regional de contaminantes atmosféricos para la ciudad de Bogotá* (tesis doctoral). Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia. Recuperado de <http://www.bdigital.unal.edu.co/51092/>
- Rivera, N., Gill, T., Gebhart, K., Hand, J., Bleiweiss, M. y Fitzgerald, R. (2009). Wind modeling of Chihuahuan Desert dust outbreaks. *Atmospheric Environment*, 43(2), 347-354.
- Watanabe, S. (2013). A widely applicable Bayesian information criterion. *Journal of Machine Learning Research*, 14, 867-897. Recuperado de <http://jmlr.csail.mit.edu/papers/v14/watanabe13a.html>
- WHO (2011). Urban outdoor air pollution database. Department of Public Health and Environment, World Health Organization, Geneva. Recuperado de <http://www.who.int/phe>



