

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA
ESCUELA DE POSGRADO
DOCTORADO EN INGENIERÍA Y CIENCIAS
AMBIENTALES**



**“ESTIMACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE MATERIAL
PARTICULADO PM10 y PM2.5 EN EL ÁREA METROPOLITANA
DE LIMA UTILIZANDO UN MODELO EULERIANO”**

Presentada por:

WARREN REÁTEGUI ROMERO

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE DOCTOR
DOCTORIS PHILOSOPHIAE EN INGENIERÍA Y CIENCIAS
AMBIENTALES**

Lima - Perú

2018

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

ESCUELA DE POSGRADO

**DOCTORADO EN INGENIERÍA Y CIENCIAS
AMBIENTALES**

**“ESTIMACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE MATERIAL
PARTICULADO PM10 y PM2.5 EN EL ÁREA METROPOLITANA
DE LIMA UTILIZANDO UN MODELO EULERIANO”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
Doctoris Philosophiae (Ph.D.)**

Presentada por:

WARREN REÁTEGUI ROMERO

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Ph.D. Lisveth Flores del Pino
PRESIDENTE

Ph.D. Odón Sánchez Ccoyllo
PATROCINADOR

Dr. Sergio Pacsi Valdivia
MIEMBRO

Dr. Victor Meza Contreras
MIEMBRO

Dr. Alberto Enrique García Rivero
MIEMBRO EXTERNO

DEDICATORIA

Este trabajo está dedicado a los estudiantes de ayer, de hoy y a los del futuro (Romina Victoria Reátegui King), que con sus esfuerzos, dedicación y perseverancia permiten que la vida sea más llevadera y placentera.

A mis padres que ya no pueden disfrutar de este logro y a todos mis demás seres queridos.

AGRADECIMIENTO

Deseo agradecer a todos mis profesores del doctorado, que gracias a sus enseñanzas y exigencias me permitieron alcanzar este nivel.

De manera especial al Prof. Odón R Sánchez, quién confió en mi persona y me asignó el tema, así como por su orientación acertada y el aliento permanente para continuar y alcanzar la meta propuesta.

A SENAMHI por el apoyo brindado al proporcionarme la información de las concentraciones de material particulado $PM_{2.5}$ y PM_{10} registrada en las 10 estaciones de calidad de calidad del aire.

A la Prof. María de Fatima Andrade, por su valioso apoyo al haberme permitido hacer una estancia de tres meses en el Departamento de Ciências Atmosféricas do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas en la Universidade São Paulo.

Al Prof. Aldo Moya A, quien me permitió viajar a Cuba-Estación Meteorológica de Villa Clara, y resivir sus enseñanzas en modelamiento atmosférico, agradezco sus sugerencias para mejorar mi trabajo de tesis.

ÍNDICE GENERAL

I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISION DE LITERATURA	7
2.1 Trabajos relacionados con el modelo numérico WRF-chem.....	7
2.2 Calidad del aire y su relación con el tráfico.....	26
2.3 Estructura vertical de la atmósfera: Tropósfera.....	29
2.4 Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire (Perú)	32
2.5 Aspectos generales de meteorología.....	34
2.6 Procesos que controlan las concentraciones de las especies en la atmósfera ..	39
2.7 Química troposférica del ozono	39
2.8 Oxidación de metano	46
2.9 Oxidación de monóxido de carbono	47
2.10 Química del dióxido de azufre.....	47
2.11 Material particulado.....	50
2.12 Escalas de movimiento atmosférico y modelos de mesoescala	55
2.13 Espaciado de malla y resolución.....	57
2.14 Coordenada vertical sigma.....	58
2.15 Importancia de la parametrización.....	61
2.16 Condiciones de frontera en los modelos de mesoescala	63
2.17 Ventajas y desventajas de los modelos de malla	64
2.18 Modelo hidrostático y no hidrostático	66
2.19 Ecuación de predicción numérica del tiempo (PNT).....	68
2.20 Modelos globales	69
2.21 Modelo de mesoescala WRF	71
2.22 Inventario de emisiones	79
2.23 Fuentes de contaminación.....	80

III. METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN	81
3.1 Área de estudio.	81
3.2 Descripción del equipo utilizado para la toma de datos observados.	84
3.3. Caracterizar los datos de meteorología del Sistema Global de Pronóstico (GFS por sus siglas en inglés) para los meses de Febrero y Julio de 2016 para condiciones de frontera e inicial del modelo euleriano WRF-Chem en Lima Metropolitana.....	86
3.4 Emisiones en el modelo WRF-Chem.....	95
3.5 Datos de concentraciones observadas por Senamhi de PM _{2.5} y PM ₁₀ en febrero y julio de 2016.	100
3.6 Uso del WRF-Chem.....	100
3.7 Análisis estadístico	103
3.7.1. Sesgo medio (MB)	103
3.7.2 Sesgo medio normalizado (NMB).....	103
3.7.3 Error absoluto medio (MAE)	104
3.7.4 Error cuadrático medio (MSE).....	104
3.7.5 Raíz del error cuadrático medio (RMSE).....	104
3.7.6 Índice de concordancia (IOA)	104
3.7.7 Coeficiente de correlación de Pearson (r)	104
3.7.8 Mejora de la capacidad de pronóstico (MOS).....	104
IV. RESULTADOS DE LA INVESTIGACIÓN Y DISCUSIÓN	106
4.1 Distribución espacial y temporal de las concentraciones horarias y diarias observadas y del modelo: Mes de Febrero de 2016.....	106
4.1.1 Estación Jesús María-Campo de Marte (CDM): PM ₁₀ y PM _{2.5}	106
4.1.2 Estación Ate(ATE): PM ₁₀ y PM _{2.5}	112
4.1.3 Estación San Borja (SBJ): PM ₁₀ y PM _{2.5}	123
4.1.4 Estación San Anita (STA): PM ₁₀ y PM _{2.5}	132
4.1.5 Estación Carabayllo (CRB): PM ₁₀ y PM _{2.5}	142
4.1.6 Estación Huachipa (HCH): PM ₁₀ y PM _{2.5}	151

4.1.7 Puente Piedra (PPD): PM ₁₀ y PM _{2.5}	160
4.1.8 Estación San Martín de Porres (SMP): PM ₁₀ y PM _{2.5}	168
4.1.9 Estación Villa María del Triunfo (VMT): PM ₁₀ y PM _{2.5}	177
4.1.10 Estación San Juan de Lurigancho (SJM): PM ₁₀ y PM _{2.5}	181
4.2. Evaluación de parámetros estadísticos de datos observados y pronosticados del mes de febrero 2016.....	195
4.2.1. Estación CDM: PM ₁₀	195
4.2.2. Estación ATE: PM ₁₀ y PM _{2.5}	197
4.2.3. Estación SBJ: PM ₁₀ y PM _{2.5}	200
4.2.4. Estación STA: PM ₁₀ y PM _{2.5}	202
4.2.5. Estación CRB: P10 y PM _{2.5}	204
4.2.6 Estación HCH: PM ₁₀ y PM _{2.5}	206
4.2.7. Estación PPD: PM ₁₀ y PM _{2.5}	209
4.2.8. Estación SMP: PM ₁₀ y PM _{2.5}	211
4.2.9. Estación VMT: PM ₁₀	214
4.2.10. Estación SJM:PM ₁₀ y PM _{2.5}	215
4.3 Pronóstico mejorado para el mes de febrero MOS	218
4.4 Error promedio global por estación en el mes de febrero	221
4.5. Distribución espacial y temporal de las concentraciones horarias y diarias observadas y del modelo: Mes de julio de 2016.....	221
4.5.1 Estación Jesús María-Campo de Marte (CDM): PM ₁₀ y PM _{2.5}	222
4.5.2 Estación Ate (ATE): PM ₁₀ y PM _{2.5}	230
4.5.3 Estación San Borja (SBJ): PM ₁₀ y PM _{2.5}	230
4.5.4 Estación San Anita (STA): PM ₁₀ y PM _{2.5}	237
4.5.5 Estación Carabaylo (CRB): PM ₁₀ y PM _{2.5}	243
4.5.6 Estación Huachipa (HCH): PM ₁₀ y PM _{2.5}	251
4.5.7 Estación Puente Piedra (PPD): PM ₁₀ y PM _{2.5}	256
4.5.8 Estación San Martín de Porres (SMP): PM ₁₀ y PM _{2.5}	262

4.5.9 Estación Villa María del Triunfo (VMT): PM ₁₀ y PM _{2.5}	269
4.5.10 Estación San Juan de Lurigancho (S JL):PM ₁₀ y PM _{2.5}	274
4.6 Evaluación de parámetros estadísticos horarios de datos observados y pronosticados del mes de Julio 2016.....	280
4.6.1. Estación CDM: PM ₁₀ y PM _{2.5}	280
4.6.2. Estación ATE: PM ₁₀ y PM _{2.5}	283
4.6.3. Estación SBJ: PM ₁₀ y PM _{2.5}	283
4.6.4. Estación STA: PM ₁₀	286
4.6.5. Estación CRB: PM ₁₀ y PM _{2.5}	287
4.6.6. Estación HCH: PM ₁₀	290
4.6.7. Estación PPD: PM ₁₀ y PM _{2.5}	291
4.6.8. Estación SMP: PM ₁₀ y PM _{2.5}	294
4.6.9. Estación VMT: PM ₁₀ y PM _{2.5}	296
4.6.10. Estación S JL: PM ₁₀ y PM _{2.5}	299
V. CONCLUSIONES	302
VI. RECOMENDACIONES	305
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	306
VIII. ANEXOS	339

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire (Perú) de interés para el presente estudio (RENCA 2001).....	33
Cuadro 2. Cambios de entalpía y constantes de velocidad para reacciones potencialmente importantes de moléculas de SO ₂ y SO ₃ en el estado fundamental en la atmósfera más baja (Austin et al., 2002).....	48
Cuadro 3. Escalas de movimiento atmosférico (Jacobson, 2002, 2005; Mölders y Kramm, 2014).....	55
Cuadro 4. Ubicación de las estaciones de monitoreo de calidad del aire Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú, Senamhi-Lima.....	82
Cuadro 5. Distritos de Lima Metropolitana en relación a la figura 21.....	83
Cuadro 6. Características del analizador de partículas TEOM 1405.....	85
Cuadro 7. Factores de emisión (g/km) de acuerdo a cada tipo de vehículo.....	99
Cuadro 8. Categorías y fracción vehicular utilizados.....	99
Cuadro 9. Principales características del dominio y datos iniciales y de frontera.....	101
Cuadro 10. Configuración del WRF-chem para las simulaciones en Lima.....	101
Cuadro 11. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ Estación CDM, Febrero 2016.....	196
Cuadro 12. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ Estación CDM, Febrero 2016.....	197
Cuadro 13. Parámetros estadísticos de PM _{2.5} : Estación ATE, Febrero 2016.....	199
Cuadro 14. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación SBJ, Febrero 2016.....	200
Cuadro 15. Parámetros estadísticos de PM _{2.5} : Estación SBJ, Febrero 2016.....	201
Cuadro 16. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación STA, Febrero 2016.....	202
Cuadro 17. Parámetros estadísticos de PM _{2.5} : Estación STA, Febrero 2016.....	203
Cuadro 18. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación CRB, Febrero 2016.....	204
Cuadro 19. Parámetros estadísticos de PM _{2.5} : Estación CRB, Febrero 2016.....	205
Cuadro 20. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación HCH, Febrero 2016.....	207
Cuadro 21. Parámetros estadísticos de PM _{2.5} : Estación HCH, Febrero 2016.....	208
Cuadro 22. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación PPD, Febrero 2016.....	209
Cuadro 23. Parámetros estadísticos de PM _{2.5} : Estación PPD, Febrero 2016.....	210
Cuadro 24. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación SMP, Febrero 2016.....	212
Cuadro 25. Parámetros estadísticos de PM _{2.5} : Estación SMP, Febrero 2016.....	213
Cuadro 26. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación VMT, Febrero 2016.....	214
Cuadro 27. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación SJL, Febrero 2016.....	216

Cuadro 28. Parámetros estadísticos de PM _{2.5} : Estación SJL, Febrero 2016.	217
Cuadro 29. Parámetros MOS horarios para todas las estaciones mes de febrero 2016..	218
Cuadro 30. Error promedio horario global por estación en febrero 2016.	221
Cuadro 31. Velocidad zonal (U), meridional (V), dirección y modulo en cada estación estimados.....	223
Cuadro 32. Valores promedios de temperatura, humedad relativa % y relación horaria de PM _{2.5} /PM ₁₀ en cada estación para los meses de febrero y julio año 2016.	226
Cuadro 33. Valores promedios diarios de PM _{2.5} /PM ₁₀ en cada estación para el mes de febrero y julio año 2016. (para Temperatura y HR %, cuadro 32).	233
Cuadro 34. Error promedio horario global por estación en julio 2016.....	250
Cuadro 35. Desviación estándar promedio de PM ₁₀ y PM _{2.5} por estación en febrero y julio 2016	251
Cuadro 36. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación CDM, julio 2016.	281
Cuadro 37. Parámetros estadísticos de PM _{2.5} : Estación CDM, julio 2016.....	282
Cuadro 38. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación SBJ, julio 2016.	284
Cuadro 39. Parámetros estadísticos de PM _{2.5} : Estación SBJ, julio 2016.	285
Cuadro 40. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación STA, julio 2016.....	286
Cuadro 41. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación CRB, julio 2016.	288
Cuadro 42. Parámetros estadísticos de PM _{2.5} : Estación CRB, julio 2016.....	289
Cuadro 43. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación HCH, julio 2016.	290
Cuadro 44. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación PPD, julio 2016.	292
Cuadro 45. Parámetros estadísticos de PM _{2.5} : Estación PPD, julio 2016.	293
Cuadro 46. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación SMP, julio 2016.	294
Cuadro 47. Parámetros estadísticos de PM _{2.5} : Estación SMP, julio 2016.....	295
Cuadro 48. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación VMT, julio 2016.....	297
Cuadro 49. Parámetros estadísticos de PM _{2.5} : Estación VMT, julio 2016.....	298
Cuadro 50. Parámetros estadísticos de PM ₁₀ : Estación SJL, julio 2016.	299
Cuadro 51. Parámetros estadísticos de PM _{2.5} : Estación SJL, julio 2016.....	300

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura vertical de la temperatura (a) (Wright J, 2005), Presión (b) (Jacob, 1999).....	30
Figura 2. Perfil de temperatura en la troposfera y la estratosfera inferior. La figura pequeña muestra un ejemplo de una inversión por encima de la capa límite atmosférica. Los sondeos corresponden a la isla de Santa Elena de la región tropical del Atlántico Sur (Laing y Evans, 2011).....	32
Figura 3. Variaciones latitudinales en la radiación solar entrante anual (insolación), la densidad de energía y la distancia a la superficie (Laing & Evans, 2011) . .	34
Figura 4. Balance de energía media global anual entre marzo de 2000 y mayo de 2004 (W m^{-2}) (Laing y Evans, 2011).....	35
Figura 5. Procesos de humedad críticos para el tiempo y el clima (Laing y Evans, 2011).	35
Figura 6. Distribución del vapor de agua en la superficie expresado como porcentaje según la latitud (Laing y Evans, 2011).....	36
Figura 7. Las fases del agua y el intercambio de calor latente (Laing y Evans, 2011) . .	36
Figura 8. Ozono atmosférico. Procesos fotoquímicos responsables de la producción de ozono en la estratósfera y tropósfera (incluyendo a nivel de suelo): Óxido de nitrógeno ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$), UV=ultravioleta.....	40
Figura 9. Diagrama EKMA Isopletras de 1 hora máxima concentración de O_3 (ppm) calculada como una función de concentraciones inicial de COV y NO_x y las regiones del diagrama que son caracterizados por limitaciones de COV o NO_x (a). Esquema de las vías fotoquímicas que conducen a la producción de O_3 (líneas marrones) y los pasos de terminación que dominan bajo NO_x -limitado (línea azul) y los regímenes de COV limitado (línea verde) (NARSTO, 2000) (b).....	45
Figura 10. Material particulado (The COMET.Program, 2002). http://www.met.ed.ucar.edu/mesoprim/models/print.htm	52
Figura 11. Efectos climáticos locales, regionales y potencialmente global asociado con la habilidad de las partículas de dispersar la luz de regreso al espacio y absorber radiación solar entrante y radiación térmica saliente (The COMET Program., 2012- Satellite Monitoring of Atmospheric Composition).....	53
Figura 12. Espaciado de malla y resolución (The Comet Program, 2002).....	58

Figura 13. Para determinar la resolución vertical óptima del modelo normalmente aprovechamos el hecho de que ciertos procesos atmosféricos suelen estar confinados en determinadas regiones verticales específicas de la atmósfera, y por tanto, tratamos de asignar una resolución vertical más alta a las zonas donde es más necesaria (The Comet Program, 2002).....	59
Figura 14. Distribución de niveles sigma-coordenada vertical (The Comet Program, 2002; The Comet Program, 2011).	60
Figura 15. Una serie de obstáculos puede crear un flujo complejo con remolinos turbulentos (The Comet Program, 2002).	62
Figura 16. Esta imagen representa algunos de los muchos procesos físicos que ocurren cerca de la superficie que suelen parametrizarse (The Comet Program, 2002).....	63
Figura 17. Los modelos hidrostáticos presuponen que el peso de la atmósfera, que ejerce presión hacia abajo, está en equilibrio con la fuerza del gradiente de presión, que empuja hacia arriba (The Comet Program, 2002).....	67
Figura 18. Diagrama de flujo del sistema de modelamiento WRF. ARW version 3 Modeling System User's Guide July 2015.	72
Figura 19. Flujo de datos entre los programas del WPS (http://www2.mmm.ucar.edu/wrf/users/docs/user_guide_V3.7/ARWUsersGuideV3.7.pdf).....	74
Figura 20. Diagrama de flujo del sistema de modelamiento WRF-Chem.WRF- chem version 3.7 user's guide (http://ruc.noaa.gov/wrf/WG11/Users_guide.pdf)..	78
Figura 21. Mapa de los distritos de Lima Metropolitana en la provincia de Lima https://es.wikipedia.org/wiki/Lima_Metropolitana	83
Figura 22. Estaciones de calidad del aire Senamhi-Lima (http://www.senamhi.gob.pe/?p=0400).	84
Figura 23. Altura de geopotencial para toda Sudamérica para el 1 de febrero de 2016. Eje horizontal: longitud. Eje vertical: latitud.....	87
Figura 24. Altura de geopotencial para toda Sudamérica para el 1 de julio de 2016. Eje horizontal: longitud. Eje vertical: latitud.	88
Figura 25. Distribución de la temperatura para el 1 de febrero de 2016. . Eje horizontal: longitud. Eje vertical: latitud.	89

Figura 26. Distribución de la temperatura para el 1 de julio de 2016. . Eje horizontal: longitud. Eje vertical: latitud.	90
Figura 27. Muestra el mapa de distribución espacial de la humedad relativa en superficie del 1 de febrero de 2016. . Eje horizontal: longitud. Eje vertical: latitud.	91
Figura 28. Muestra el mapa de distribución espacial de la humedad relativa en superficie del 1 de julio de 2016.....	91
Figura 29. Muestra el mapa de distribución espacial de la temperatura en superficie del 1 de febrero de 2016. Eje horizontal: longitud. Eje vertical: latitud.....	92
Figura 30. Muestra el mapa de distribución espacial de la temperatura en superficie del 1 de julio de 2016. Eje horizontal: longitud. Eje vertical: latitud.....	93
Figura 31. Campos medios de presión al nivel medio del mar para los meses de febrero (a) y julio (b).....	94
Figura 32. Campos medios de temperatura en superficie para los meses de febrero (a) y julio (b).	94
Figura 33. Campos medios de humedad relativa en superficie para los meses de febrero (a) y julio (b).....	95
Figura 34. Dominio de simulación para la ciudad metropolitana de Lima con 5 km de resolución.....	96
Figura 35. Emisiones vehiculares distribuidas en una grilla de 5 km de resolución espacial.	97
Figura 36. Muestra el esquema de funcionamiento del WRF-chem: entrada de datos (meteorología, topografía y emisiones), así como los datos de salida (PM_{10} y $PM_{2.5}$).....	102
Figura 37. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CDM.....	107
Figura 38. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CDM.....	109
Figura 39. Perfiles diarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016. Estación CDM.....	110
Figura 40. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM_{10} observado y del modelo :Febrero 2016, Estación CDM.....	111
Figura 41. Flujo Vehicular Normalizado (Sector I): Pueblo Libre, Jesús María, Breña, Lince, La Victoria, Lima (Deuman y Walsh). Informe Final Estudio de	

Línea Base Ambiental COSAC I. En esta zona se aprecia que el día domingo el flujo vehicular disminuye.	112
Figura 42. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.....	113
Figura 43. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.	115
Figura 44. Perfiles diarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.....	116
Figura 45. Flujo Vehicular Normalizado (Sector VI): ATE, Santa Anita (Deuman y Walsh, 2005). Informe Final Estudio de Línea Base Ambiental COSAC I.	117
Figura 46. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.	117
Figura 47. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.....	118
Figura 48. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.	120
Figura 49. Perfiles diarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.....	121
Figura 50. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.	122
Figura 51. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.	123
Figura 52. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.	125
Figura 53. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.	126
Figura 54. Flujo Vehicular Normalizado (Sector II): San Borja (Walsh, 2005). Informe Final Estudio de Línea Base Ambiental COSAC I.....	127
Figura 55. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.	128
Figura 56. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.	129

Figura 57. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.	130
Figura 58. Perfiles diarios de concentraciones de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.....	131
Figura 59. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.	132
Figura 60. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.	133
Figura 61. Distribución horaria de las concentración medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.	135
Figura 62. Perfiles diarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.	136
Figura 63. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.	137
Figura 64. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.	138
Figura 65. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.	139
Figura 66. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.	141
Figura 67. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.	142
Figura 68. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.....	143
Figura 69. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.	145
Figura 70. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.....	146
Figura 71. Distribución diaria de las concentraciones media de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.	147
Figura 72. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.....	148
Figura 73. Distribución horaria de las concentraciones media de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.	149

Figura 74. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.....	150
Figura 75. Distribución diaria de las concentraciones media de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.....	151
Figura 76. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.	152
Figura 77. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.....	154
Figura 78. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.	155
Figura 79. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.....	156
Figura 80. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.	157
Figura 81. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.....	158
Figura 82. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.	159
Figura 83. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.....	160
Figura 84. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.	161
Figura 85. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.....	162
Figura 86. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.	163
Figura 87. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.....	164
Figura 88. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.	165
Figura 89. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.....	166
Figura 90. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.	167

Figura 91. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.....	168
Figura 92. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.....	169
Figura 93. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.....	171
Figura 94. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.....	172
Figura 95. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.....	173
Figura 96. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.....	174
Figura 97. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.....	175
Figura 98. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.....	176
Figura 99. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.....	177
Figura 100. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación VMT.	178
Figura 101. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación VMT.....	179
Figura 102. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación VMT.	180
Figura 103. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación VMT.....	181
Figura 104. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.	182
Figura 105. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.	183
Figura 106. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.	184
Figura 107. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.	185

Figura 108. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.	186
Figura 109. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.	188
Figura 110. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.	189
Figura 111. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.	190
Figura 112. Perfiles horarios de concentraciones medias observados (a) y estimados (b) de las diez estaciones analizadas de PM ₁₀ en febrero de 2016.....	191
Figura 113. Perfiles horarios de concentraciones medias observados (a) y estimados (b) de las diez estaciones analizadas de PM _{2.5} en febrero de 2016.....	193
Figura 114. Perfiles horarios de concentraciones medias PM ₁₀ observado, pronosticado con WRF-Chem y pronóstico mejorado con MOS: Febrero 2016, Estación CDM.....	219
Figura 115. Perfiles horarios de concentraciones medias PM 10 observado, pronosticado con WRF-Chem y pronóstico mejorado MOS: Febrero 2016, Estación STA.	220
Figura 116. Perfiles horarios de concentraciones medias PM 2.5 observado, pronosticado con WRF-Chem y pronóstico mejorado con MOS: Febrero 2016, Estación PPD.....	220
Figura 117. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM ₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación CDM.....	222
Figura 118. Perfiles horarios de concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación CDM.....	224
Figura 119. Relación de PM _{2.5} /PM ₁₀ con la humedad para los meses de febrero (estación de verano) y julio (estación de invierno) en la estación CDM año 2016.	225
Figura 120. Relación de humedad relativa con PM _{2.5} /PM ₁₀ para los meses de febrero (estación de verano) y julio (estación de invierno) en la estación SJL, año 2016.....	226
Figura 121. Perfiles diarios de concentraciones medias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación CDM.....	227

Figura 122. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM _{2.5} observado y del modelo: Julio 2016, Estación CDM.	228
Figura 123. Perfiles horarios de concentraciones medias de PM _{2.5} observado y del modelo: Julio 2016, Estación CDM.	229
Figura 124. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM ₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación SBJ.	230
Figura 125. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SBJ.	232
Figura 126. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SBJ.	233
Figura 127. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM _{2.5} observado y del modelo: Julio 2016, Estación SBJ.	234
Figura 128. Perfiles de concentraciones medias horias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SBJ.	235
Figura 129. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SBJ.	236
Figura 130. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM ₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación STA.	237
Figura 131. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación STA.	238
Figura 132. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación STA.	240
Figura 133. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM _{2.5} observado y del modelo: Julio 2016, Estación STA.	241
Figura 134. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación STA.	242
Figura 135. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación STA.	243
Figura 136. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM ₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación CRB.	244
Figura 137. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación CRB.	245
Figura 138. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación CRB.	247

Figura 139. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM _{2.5} observado y del modelo: Julio 2016, Estación CRB.....	248
Figura 140. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación CRB.....	249
Figura 141. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación CRB.....	250
Figura 142. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM ₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación HCH.	252
Figura 143. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación HCH.	253
Figura 144. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación HCH.	254
Figura 145. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación HCH.	255
Figura 146. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM ₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación PPD.....	256
Figura 147. Perfiles de concentraciones medias horario de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación PPD.	257
Figura 148. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación PPD.	259
Figura 149. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM _{2.5} observado y del modelo: Julio 2016, Estación PPD.....	260
Figura 150. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación PPD.	261
Figura 151. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación PPD.	262
Figura 152. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM ₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación SMP.....	263
Figura 153. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SMP.....	264
Figura 154. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SMP.....	265
Figura 155. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM _{2.5} observado y del modelo: Julio 2016, Estación SMP.....	266

Figura 156. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SMP.....	267
Figura 157. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SMP.....	268
Figura 158. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM ₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación VMT.....	270
Figura 159. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SMP.....	271
Figura 160. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación VMT.....	272
Figura 161. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM _{2.5} observado y del modelo: Julio 2016, Estación VMT.....	273
Figura 162. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación VMT.....	274
Figura 163. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM ₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación SJL.....	275
Figura 164. Perfiles de concentraciones medias horario de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SJL.....	276
Figura 165. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM ₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SJL.....	277
Figura 166. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM _{2.5} observado y del modelo: Julio 2016, Estación SJL.....	278
Figura 167. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SJL.....	279
Figura 168. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM _{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SJL.....	280

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1. Porcentaje de datos observados de PM ₁₀ y PM _{2.5} en cada estación estación en febrero y julio de 2016.....	339
ANEXO 2. Información relacionada con el Flujo Vehicular Normalizado - Informe Final Estudio de Línea Base Ambiental COSAC I (Walsh &Deuman, 2005).....	340
ANEXO 3. Parámetros estadísticos de datos PM ₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación CDM, Febrero 2016.....	341
ANEXO 4. Parámetros estadísticos de datos PM _{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación CDM, Febrero 2016.....	342
ANEXO 5. Parámetros estadísticos de datos PM ₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación ATE, Febrero 2016.....	343
ANEXO 6. Parámetros estadísticos de datos PM _{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación ATE, Febrero 2016.....	344
ANEXO 7. Parámetros estadísticos de datos PM ₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación SBJ, Febrero 2016.	345
ANEXO 8. Parámetros estadísticos de datos PM _{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación SBJ, Febrero 2016.	346
ANEXO 9. Parámetros estadísticos de datos PM ₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación STA, Febrero 2016.	347
ANEXO 10. Parámetros estadísticos de datos PM _{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación STA, Febrero 2016.	348
ANEXO 11. Parámetros estadísticos de datos PM ₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación CRB, Febrero 2016.....	349
ANEXO 12. Parámetros estadísticos de datos PM _{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación CRB, Febrero 2016.....	350
ANEXO 13. Parámetros estadísticos de datos PM ₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación HCH, Febrero 2016.	351
ANEXO 14. Tratamiento estadístico de datos PM _{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación HCH, Febrero 2016.	352

ANEXO 15. Tratamiento estadístico de datos PM ₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación PPD, Febrero 2016.	353
ANEXO 16. Tratamiento estadístico de datos PM _{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación PPD, Febrero 2016.	354
ANEXO 17. Tratamiento estadístico de datos PM ₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación SMP, Febrero 2016.....	355
ANEXO 18. Tratamiento estadístico de datos PM _{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación SMP, Febrero 2016.....	356
ANEXO 19. Tratamiento estadístico de datos PM ₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación VMT, Febrero 2016.....	357
ANEXO 20. Tratamiento estadístico de datos PM ₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación SJL, Febrero 2016.	358
ANEXO 21. Tratamiento estadístico de datos PM _{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem. Estación SJL, Febrero 2016.	359
ANEXO 22. Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016: Estación ATE, PM ₁₀ y PM _{2.5}	360
ANEXO 23. Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016: Estación SBJ, PM ₁₀ y PM _{2.5}	361
ANEXO 24. Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016: Estación STA, PM _{2.5}	362
ANEXO 25. Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016: Estación CRB, PM ₁₀ y PM _{2.5}	363
ANEXO 26. Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016: Estación HCH, PM ₁₀ y PM _{2.5}	364
ANEXO 27. Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016: Estación PPD, PM ₁₀	365
ANEXO 28. Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016: Estación SMP, PM ₁₀ y PM _{2.5}	366
ANEXO 29. Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016: Estación VMT, PM ₁₀ y PM _{2.5}	367

ANEXO 30. Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016: Estación SJL, PM _{2.5}	368
ANEXO 31. PM ₁₀ vs Humedad Relativa y PM _{2.5} /PM ₁₀ vs Humedad Relativa en las diez estaciones.	369
ANEXO 32. Parámetros MOS para el mes de julio y perfiles de concentraciones de valores promedios de PM ₁₀ y PM _{2.5} observado, pronosticado y mejorado MOS.....	378

RESUMEN

La calidad del aire de las ciudades es el resultado de relaciones complejas naturales y antropogénicas. Muchos distritos de la ciudad de Lima Metropolitana tienen concentraciones de material particulado que superan los ECA para PM_{10} ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y $PM_{2.5}$ ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La exposición a concentraciones elevadas de contaminantes del aire genera efectos negativos sobre la salud. Las emisiones vehiculares son una fuente muy importante de contaminantes, los valores promedio de los contaminantes dan un mecanismo para analizar los cambios en tiempos largos. La variabilidad en esta tesis se relaciona con las concentraciones de PM_{10} y $PM_{2.5}$ que nos indica que tan alejadas están las concentraciones del valor promedio y ayudan a tomar decisiones sociales importantes. Este trabajo de tesis tiene como objetivo estimar la concentración de material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$ para Lima Metropolitana usando el modelo numérico de mesoescala euleriano Weather Research and Forecasting/ Chemistry (WRF-chem). Este modelo **online** sirve tanto para la investigación atmosférica y necesidades de pronóstico del tiempo-químico, para lo cual hace uso de información simultánea de meteorología y de química. Los periodos de estudios corresponden a los meses de febrero y julio del 2016, escogidos por los altos y bajos niveles de contaminantes atmosféricos. El modelo estimó las concentraciones de las especies químicas $PM_{2.5}$ y PM_{10} , información que fue comparada con datos registrados a nivel de superficie por diez estaciones de calidad del aire de SENAMHI: Campo de Marte(CMD), Ate(ATE), San Borja(SBJ), Santa Anita(STA), Carabayllo(CRB), Huachipa (HCH), Puente Piedra(PPD), San Martín de Porres(SMP), Villa María del Triunfo(VMT) y San Juan de Lurigancho(SJL). Esto nos permitió conocer en qué medida los ciclos diurnos de PM_{10} y $PM_{2.5}$ están influenciados por las emisiones vehiculares en los dos periodos seleccionados. Un modelo numérico es euleriano cuando captura información de concentración o meteorológica en puntos fijos del espacio. El modelo WRF-chem, fue desarrollado por el National Center for Atmospheric Research (NCAR) en colaboración con otras instituciones norteamericanas, incluyendo National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) y National Centers for Environmental Prediction (NCEP).

Palabras claves: Lima Metropolitana, calidad del aire, WRF-chem, variabilidad, PM_{10} , $PM_{2.5}$

ABSTRACT

The air quality of cities is the result of complex natural and anthropogenic relationships. Many districts in the city of Metropolitan Lima have concentrations of particulate material that exceed the air quality standards (ECA) for PM₁₀ (150 µg / m³) and PM_{2.5} (25 µg / m³). Exposure to high concentrations of air pollutants generates negative effects on health. Vehicle emissions are a very important source of pollutants, the average values of pollutants provide a mechanism to analyze changes in long times. The variability in this thesis is related to the concentrations of PM₁₀ and PM_{2.5} that tells us how far away the concentrations of the average value are and help to make important social decisions. This thesis work aims to estimate PM₁₀ and PM_{2.5} particulate matter concentration for Metropolitan Lima using the Eulerian mesoscale numerical model Weather Research and Forecasting / Chemistry (WRF-chem). This online model serves both atmospheric research and weather-chemical forecasting needs, for which it makes use of simultaneous information from meteorology and chemistry. The study periods correspond to the months of February and July 2016, chosen for the high and low levels of atmospheric pollutants. The model estimated the concentrations of chemical species PM_{2.5} and PM₁₀, information that was compared with data recorded at the surface level by ten SENAMHI air quality stations: Campo de Marte (CMD), Ate (ATE), San Borja (SBJ), Santa Anita (STA), Carabayllo (CRB), Huachipa (HCH), Puente Piedra (PPD), San Martín de Porres (SMP), Villa María del Triunfo (VMT) and San Juan de Lurigancho (SJL). This allowed us to know to what extent the diurnal cycles of PM₁₀ and PM_{2.5} are influenced by vehicle emissions in the two selected periods. A numerical model is Eulerian when it captures concentration or meteorological information at fixed points in space. The WRF-chem model was developed by the National Center for Atmospheric Research (NCAR) in collaboration with other North American institutions, including National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) and National Centers for Environmental Prediction (NCEP).

Keywords: Lima Metropolitana, air quality, WRF-chem, variability, PM₁₀, PM_{2.5}

I. INTRODUCCIÓN

La atmósfera de la Tierra está compuesta por una mezcla de gases que cubre toda la superficie subyacente (Manaham, 2000). Esta mezcla se compone de un 78.1% (en volumen) de nitrógeno, 21.0% de oxígeno, 0.9% de argón y dióxido de carbono 0.03% (Manaham, 2000; Lagzi, 2013). Normalmente, el aire contiene 3.1% de vapor de agua en volumen. Además, el aire contiene una gran variedad de gases a nivel de trazas en niveles inferiores a 0.002%, incluyendo de neón, helio, metano, criptón, óxido nitroso, hidrógeno, xenón, dióxido de azufre, ozono, dióxido de nitrógeno, amoníaco y de carbono monóxido (Manaham, 2000; Lagzi, 2013). La atmósfera es una capa protectora que nutre la vida sobre la tierra y la protege del ambiente hostil del espacio exterior. La atmósfera es la fuente de dióxido de carbono para la fotosíntesis de las plantas y del oxígeno para la respiración (Manaham, 2000). Proporciona el nitrógeno que las bacterias fijadoras de nitrógeno y plantas de fabricación de amoníaco utilizan para producir nitrógeno químicamente enlazado, un componente esencial de las moléculas de la vida (Manaham, 2000).

La atmósfera se divide en varias capas sobre la base de la distribución de la temperatura con la altura. Así, la capa inmediata a la superficie subyacente es la troposfera, que se extiende en altitud desde la superficie hasta unos 17 km en el Ecuador y unos 8 km en los polos. En esta capa tiene lugar la mayoría de los fenómenos meteorológicos y es donde se desarrolla la vida en nuestro planeta. La temperatura de la troposfera va desde un promedio de 15 °C a nivel del mar a una media de -56 °C en su límite superior (Lazaridis, 2011).

Los procesos químicos en la atmósfera se pueden dividir en dos grandes grupos, los que tienen lugar en las capas más altas (mesosfera y termosfera fundamentalmente), y los que ocurren en las capas más bajas, principalmente en la troposfera. En las capas altas tienen lugar principalmente los procesos de fotodisociación y fotoionización, consistentes en la disociación de una molécula, por ejemplo, de oxígeno en dos átomos (fotodisociación) o la liberación de electrones debido a la acción de la luz solar. La energía (E), de un fotón de luz visible o ultravioleta está dada por la ecuación, $E = h\nu$, donde h es la constante de Planck

y ν es el frecuencia de la luz, que es inversamente proporcional a su longitud de onda (Kenneth y Cecil, 2013). La radiación ultravioleta tiene una frecuencia más alta que la luz visible y es, por ello, más energética y tiene más posibilidades de romper enlaces químicos en moléculas que absorben esta radiación (Kenneth y Cecil, 2013). Una de las reacciones fotoquímicas más significantes es la responsable de la presencia de ozono en la estratósfera, que es iniciada cuando el O_2 absorbe radiación ultravioleta altamente energizada en el rango de longitud de onda (λ) de 135-176 nm y 240-260 nm en la estratósfera (Kenneth y Cecil, 2013). Sin embargo, la atmósfera se ha utilizado como un vertedero para muchos materiales contaminantes, que rompen con la composición natural de la atmósfera, desde contaminantes troposféricos como el dióxido de azufre (SO_2) hasta los llamados compuestos cloro – fluoro – carbonados (CFC), cuyos efectos fundamentales se producen en la estratosfera. La contaminación troposférica es una práctica que causa daños a la vegetación y a los materiales, acorta la vida humana, y altera las características de la propia atmósfera (Manahan, 2000). La presencia de los CFC en la estratosfera afecta la densidad del ozono, con sus correspondientes consecuencias para la salud humana, y en la estratosfera es fotolizado en un rango de λ [0.19 -0.22 μm] (Mölders y Kramm, 2014).

Pero la contaminación del aire no es un fenómeno reciente, sino que data de varios siglos atrás, con episodios que incluso llegaron a causar muertes de personas y animales. En 1272, el Rey Eduardo I de Inglaterra trató de despejar los cielos llenos de humo sobre Londres, al prohibir el uso del carbón marítimo (llamado así porque se transportaba por vía marítima). El parlamento Británico ordenó torturar y ahorcar a un hombre que vendía y consumía carbón (Kenneth y Cecil, 2013). Durante el reinado de Ricardo II (1377-1399) y más tarde durante el reinado de Enrique V (1413-1422), se tomaron medidas en Inglaterra para reglamentar y restringir el uso del carbón (Kenneth & Cecil, 2013). Una de las primeras publicaciones de que se tiene conocimiento y que trata de la contaminación del aire, es un documento publicado en 1661 por orden real de Carlos II “Fumifugium” o cómo disipar las inconveniencias del aire y el humo de Londres (Kenneth y Cecil, 2013). En 1873, una niebla cubrió Londres y causó 268 muertes por bronquitis (Kenneth y Cecil, 2013).

Una ordenanza de 1895 es uno de los primeros intentos legales para controlar la contaminación en Estados Unidos; esta ordenanza consideraba ilegal que se viera salir vapor del escape de los automóviles a vapor (Kenneth y Cecil, 2013). En diciembre 1930, una región altamente industrializada del valle del Meuse en Bélgica, se cubrió durante tres días de una espesa niebla, por lo que cientos de personas enfermaron y 60 murieron más de 10

veces lo normal (Kenneth y Cecil, 2013). En enero de 1931, una espesa niebla cubrió el área de Manchester y Salford en Inglaterra durante 9 días, murieron 592 personas (Kenneth y Cecil, 2013). En 1948, en Donora Pennsylvania, un pequeño pueblo en donde había plantas químicas y acerías se cubrió con una neblina durante cuatro días, y enfermó casi la mitad de sus 14,000 habitantes, murieron veinte personas. Diez años después, los residentes que habían estado gravemente enfermos durante aquel episodio mostraron una tasa más alta de enfermedad y morían antes que el promedio de todos los habitantes (Kenneth y Cecil, 2013). En 1952, una capa de niebla cubrió Londres. La niebla duró del 5 al 8 de diciembre, y diez días después se supo que el número total de muertes sobrepasaba en 4,000 al promedio. Todos los que habían muerto tenían antecedentes clínicos de bronquitis, enfisema o trastornos cardíacos, y que las personas clasificadas en la última categoría, eran los más vulnerables (Kenneth y Cecil, 2013).

En 1956, una extensa niebla cubrió Londres, y murieron 1,000 personas. En ese año, el Parlamento promulgó una Ley de Aire Puro y Gran Bretaña inició un programa para reducir la combustión del carbón bituminoso (Kenneth y Cecil, 2013). En diciembre 1994, la ciudad de Bhopal India, experimentó los efectos de uno de los casos más serios de contaminación atmosférica por fuentes puntuales. La compañía estadounidense Union Carbide había establecido una fábrica en la ciudad, que fabricaba pesticidas para los países de Tercer Mundo. Uno de los químicos involucrados era metil isocianato líquido, CH_3NCO , un compuesto orgánico altamente reactivo, inflamable, volátil y tóxico. Además de ser un irritante tóxico y agudo, causa edema pulmonar, asma y náuseas. Aunque el material se almacena en tanques subterráneos, los vapores se filtraron accidentalmente en la atmósfera causando la muerte de al menos 3.300 personas y afectaron a más de 200,000 (Wright, 2005).

La contaminación del aire forma parte de la vida moderna (Kenneth y Cecil, 2013; ASTDR, 2009). La causa principal de la contaminación del aire es la combustión, la cual es esencial para el hombre (Kenneth y Cecil, 2013; Mölders y Kramm, 2014). El desarrollo tecnológico por ejemplo de los vehículos a motor han dado origen a la contaminación de nuestros tiempos (Godish, 2004). Cuando ocurre la combustión perfecta o teórica, el hidrógeno y carbono del combustible se combinan con el oxígeno del aire para producir calor, luz, vapor de agua y dióxido de carbono. Sin embargo, las impurezas del combustible, una incorrecta relación entre el combustible y el aire, o una temperatura de combustión demasiado alta o demasiado baja son causa de la formación de productos secundarios, tales como monóxido de carbono,

óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno, cenizas e hidrocarburos no combustionados, todos ellos son contaminantes del aire (Kenneth y Cecil, 2013).

Tradicionalmente el problema de la contaminación atmosférica se ha manejado a partir de sus efectos nocivos sobre la salud humana, sin embargo, en las últimas décadas, ha cobrado gran relevancia el tema de sus efectos sobre el clima y el medio ambiente, que se ha constituido en un nuevo centro de atención de las ciencias atmosféricas en la actualidad (Akimoto, 2003).

El clima se refiere al estado de la atmósfera para un lugar dado durante un período relativamente largo de tiempo (Rohli y Vega, 2013), lo que representa aspectos lentamente variables del sistema superficie-atmósfera-hidrosfera de la tierra (AMS, 2010). Por lo general se caracteriza en términos de promedios adecuados del sistema climático teniendo en cuenta la variabilidad en el tiempo de estas cantidades promediadas (AMS, 2010; Wallace y Hobbs, 2006). En estadística las medidas de variabilidad, muestran como varía una distribución de datos con respecto al valor de la media. A mayor variabilidad menor homogeneidad del conjunto de datos y a menor variabilidad mayor homogeneidad del conjunto de datos. La variabilidad espacial cuantifica las diferencias regionales de los climas. Esta variabilidad está determinada por la influencia de los elementos y factores astronómicos y geográficos (la latitud, altitud, distribución de las tierras y los mares, corrientes marinas). El primero condiciona los rasgos climáticos dominantes en grandes áreas geográficas, el resto los modifican. La variabilidad temporal, puede ser de orden diario, mensual, estacional, anual, o en intervalos temporales más largos (décadas, centurias, milenios). La variabilidad temporal se relaciona con los factores cósmicos: movimientos de rotación y traslación de la Tierra, su posición con respecto del sol, desplazamiento estacional de los grandes sistemas de presión y flujos de aires, entre otros (Perez, 2006).

En esta tesis nos concentramos en el estudio de contaminantes troposféricos PM_{10} y $PM_{2.5}$ en la ciudad de Lima Metropolitana mediante la estimación de estos contaminantes haciendo uso del modelo meteorológico acoplado WRF-chem, cuyos resultados son comparados con valores observados por diez estaciones de calidad del aire del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI): Campo de Marte(CMD), Ate(ATE), San Borja(SBJ), Santa Anita(STA), Carabayllo(CRB), Huachipa (HCH), Puente Piedra(PPD), San Martín de Porres(SMP), Villa María del Triunfo(VMT) y San Juan de

Lurigancho(SJL) . Esto nos permitió conocer como es el comportamiento del ciclo horario y diario del PM₁₀ y PM_{2.5} observado y pronosticado por el modelo numérico WRF-chem.

El objetivo general de esta tesis es estimar la concentración de material particulado PM₁₀ y PM_{2.5} para Lima Metropolitana usando el modelo euleriano WRF-chem. Para cumplir con el objetivo general se establecieron tres objetivos específicos: **(1)** caracterizar los datos de meteorología del Sistema Global de Pronóstico (GFS por sus siglas en inglés) para los meses de Febrero y Julio de 2016 para condiciones de frontera e inicial del modelo euleriano WRF-Chem en Lima Metropolitana, **(2)** Caracterizar los datos de emisiones PM₁₀ y PM_{2.5} y **(3)** Validar el modelo numérico WRF-chem en el área metropolitana de Lima para las diez estaciones de la calidad del aire del SENAMHI.

El primer objetivo específico se plantea con la finalidad de caracterizar los datos de entrada de las condiciones meteorológicas iniciales y de frontera en escala sinóptica de la temperatura, humedad relativa y velocidad del viento del Sistema Global de Predicción (GFS), que servirán para verificar si el modelo WRF- Chem logra un buen comportamiento en la simulación de las variables meteorológicas así como de las concentraciones de contaminantes PM_{2.5} y PM₁₀. El modelo GFS es un modelo de pronóstico climático acoplado, compuesto por cuatro modelos independientes (un modelo de atmósfera, un modelo de océano, un modelo de tierra / suelo y un modelo de hielo marino) que trabajan juntos para proporcionar una imagen precisa de las condiciones climáticas. GFS cubre todo el mundo hasta una resolución horizontal de 28 km (0.25°x0.25°). Los datos globales de 0.25° están disponibles para los meses de febrero y julio de 2016, con resoluciones de tiempo de seis horas, diarias y mensuales. Los datos en cuadrícula están disponibles para su descarga a través del Sistema Nacional de Archivos y Distribución de Modelos Operacionales de la NOAA (NOMADS). Para el primer objetivo los datos del modelo Global Forecast System (GFS) del National Center for Environmental Prediction (NCEP) serán de los meses de Febrero y Julio 2016. Las características del modelo GFS son: Dominio (global), análisis (00, 06, 12 y 18 UTC, niveles isobáricos (de 1000 a 10 mb) y resolución actual (0.25°x0.25°). Para los meses antes mencionados, la escala sinóptica se analizará sobre el área metropolitana de Lima para las características promedio del tiempo.

El segundo objetivo se plantea con la finalidad de caracterizar las emisiones vehiculares, es decir estimarlos, haciendo uso del Modelo de Emisiones Vehiculares desarrollado en el Laboratorio de Procesos Atmosféricos (LAPAt) de la Universidad de Sao Paulo, que servirán

para verificar si el modelo WRF- Chem logra un buen comportamiento en la simulación de las variables meteorológicas así como de las concentraciones de contaminantes $PM_{2.5}$ y PM_{10} .

El tercer objetivo se plantea con la finalidad de evaluar varios parámetros estadísticos con la finalidad de interpretar el rendimiento del modelo y de este modo validar el modelo numérico WRF-chem en el área metropolitana de Lima para las diez estaciones de la calidad del aire de SENAMHI. Para lo cual se plantea conocer estadísticamente el comportamiento del modelo haciendo uso de parámetros estadísticos tales como: el sesgo(MB) pueden ser positivos o negativos, si $MB < 0$ el modelo subestima los datos observados y si $MB > 0$ lo sobrestima, la dispersión de los datos lo determina el RMSE, el índice de concordancia (IOA) mide el grado de error de predicción del modelo varía entre <0 y 1 , y el coeficiente de correlación de Pearson (r) mide la relación lineal entre los datos pronosticados y observados y varía entre <-1 y 1 .

II. REVISIÓN DE LITERATURA

Los contaminantes del aire son sustancias transportadas por el aire (pueden ser sólidos, líquidos, o gases) que ocurren en concentraciones lo suficientemente altas como para amenazar la salud de las personas y los animales, dañar la vegetación y las estructuras, o intoxicar un ambiente dado. Los contaminantes del aire provienen tanto de fuentes naturales como de actividades humanas (Ahrens, 2010). La contaminación del aire proviene de muchas fuentes diferentes: Las fuentes de origen natural, como el polvo arrastrado por el viento, las erupciones volcánicas etc afectan la calidad del aire, las fuentes fijas, como fábricas, plantas de energía, fundiciones etc y fuentes móviles como automóviles, autobuses, aviones, camiones y trenes contribuyen a la contaminación del aire (ATSDR 2007; EPA, 2016). La calidad del aire puede verse afectada de muchas maneras por la contaminación emitida por estas fuentes (EPA, 2016).

2.1 Trabajos relacionados con el modelo numérico WRF-chem

A continuación se muestran algunos trabajos de investigación realizados usando el modelo WRF-chem en diferentes escenarios y partes del mundo. Por ejemplo:

Wang et al. (2014), estudiaron usando el WRF/Chem la simulación de aerosoles orgánicos secundarios y sus efectos indirectos en la calidad del aire regional. En esta investigación se menciona que los aerosoles atmosféricos juegan un rol importante en el cambio climático y la meteorología vía efectos directos, semi-directos e indirectos. Las partículas de aerosoles pueden ya sea enfriar o calentar la atmósfera a través de los efectos directos de los aerosoles, dispersión directa o absorbiendo la radiación solar y termal. Los cambios en la radiación pueden además promover cambios en la temperatura, velocidad del viento, humedad relativa, y estabilidad atmosférica (efecto semi-directo Zhang, 2008). Los efectos indirectos de los aerosoles incluyen en el primer efecto indirecto el albedo de las nubes (Twonmey, 1974), y en el segundo efecto indirecto o tiempo de vida de la nubes (Albrecht, 1989). A través del primer efecto indirecto, aumenta la concentración del número de aerosoles incrementa la concentración del número de gotitas de nubes (CDNC) y disminuye el radio efectivo de las gotitas de nubes, conduciendo al albedo mas alto de nubes y mayor

reflexión de la radiación solar. A través del segundo efecto indirecto, la elevada CDNC y radio efectivo reducido puede resultar en el incremento o decremento en el contenido de agua líquida, incremento en la cobertura y tiempo de vida de las nubes, y ya sea la supresión o mejoramiento de la precipitación.

Numerosos estudios en las dos décadas pasadas se han ocupado de los efectos directos de los aerosoles (Jacobson, 2001; Yu et al., 2006), indirectos (Wang et al., 2011; Yu et al., 2012; Ghan et al., 2013), o ambos efectos (Takemura et al., 2005; Ghan et al., 2012). Estos estudios han sido principalmente enfocados sobre cuestiones tales como la influencia del aerosol en la forzante de la radiación, el mecanismo de realimentación en la temperatura y clima, o impactos sobre formación de nubes/ forzamiento de nubes a escala global. No fue sino hasta hace poco, los incrementos de esfuerzos que han sido dedicados a los estudios de evaluaciones de aerosoles en el clima regional y calidad del aire (Fast et al., 2006; Jacobson et al., 2007; Chapman et al., 2009; Zhang et al., 2010a; Pere et al., 2011; Forkel et al., 2012; Yu et al., 2001a, b; Zhao et al., 2013).

Una considerable cantidad de los aerosoles atmosféricos está compuesto de aerosol orgánico (OA) en muchas regiones (Ahmadov et al., 2012). Un OA puede tener diferentes estructuras de enlaces de carbono con miles de moléculas complejas asociadas al carbono y pueden ser ya sea emitido directamente como el aerosol orgánico primario (POA) o formado químicamente de compuestos orgánicos volátiles (VOCs) en la atmósfera como el aerosol orgánico secundario (SOA), por lo que es un reto simular sus fuentes y destino así como sus impactos sobre la calidad del aire y clima. Los OA y SOA son típicamente subestimados por muchos modelos globales y regionales (Kanakidou et al., 2005; Hallquist et al., 2009).

Las variables químicas superficiales evaluadas incluyen 8-h max O₃, otras especies gaseosas tales como SO₂, ácido nítrico (HNO₃), PM_{2.5} y sus principales componentes tales como NH₄⁺, SO₄²⁻, NO₃⁻, OC, EC, SOA y carbono total (TC=EC+OC) (las observaciones de aerosoles son o bien semanalmente o una vez cada tres días) así como deposición seca de NH₄⁺, SO₄²⁻ y NO₃⁻. Las variables químicas de la columna evaluadas incluyen ozono troposférico residual (TOR), NO₂ y CO. El periodo simulado corresponde a Julio de 2006, América del Norte, con resolución horizontal de 36 km y resolución vertical de 36 capas hasta 100 hPa (≈16km). En este estudio el WRF/Chem se desarrolla aún más mediante la incorporación del mecanismo químico en fase gaseosa CB05 y el acoplamiento con el

módulo de aerosol existente módulos (MADE con SORGAM y VBS SOA) y la química en fase gaseosa en ambos se resolvieron las nubes y nubes convectivas en el WRF/Chem.

Los objetivos de este trabajo fueron (1) incorporar nuevas opciones de la química de los aerosoles dentro del WRF/Chem y evaluar su rendimiento con datos observados, y (2) examinar los impactos de los aerosoles sobre la meteorología regional y la calidad del aire a través de los efectos directos e indirectos de los aerosoles. Este estudio trata de estimar la importancia relativa de los efectos directos e indirectos de los aerosoles, con un enfoque en los potenciales impactos de aerosoles orgánicos secundarios (Wang et al., 2014).

Yahya et al., 2015, usaron el modelo WRF/Chem sobre Norte América bajo la Iniciativa Internacional de Evaluación de Modelos de Calidad del Aire(AQMEII) para estudiar gases, aerosoles y predicción meteorológica. Los modelos de calidad de aire pueden ser clasificados en modelos acoplados en línea (online) y fuera de línea (offline) basados en el acoplamiento de meteorología y química. Los modelos acoplados en línea usan salidas de un modelo meteorológico para manejar un modelo de transporte químico y puede solamente simular el impacto de la meteorología sobre la química (Zhang, 2008).

Los modelos acoplados en línea permiten dos vías de interacción entre la meteorología y los constituyentes químicos a través del intercambio de información meteorológica y química en cada paso de tiempo (Zhang, 2008; Baklanov et al., 2014). Las interacciones de los aerosoles-nubes-radiación que han sido implementados en muchos modelos acoplados en línea incluyen los efectos directos de aerosoles, semi-directos, e indirectos. Los efectos directos de los aerosoles incluyen la dispersión y absorción de radiación de onda corta y larga, alteración del balance radiativo en la atmósfera y sobre la superficie de la tierra. Los efectos semi-directos de los aerosoles incluyen el calentamiento/enfriamiento de la atmósfera por los aerosoles que a su vez reducen/incrementan la formación de nubes convectivas y así afectan el balance radiativo atmosférico. Los efectos directos, semi-directos e indirectos de los aerosoles han sido intensamente estudiados usando modelos acoplados en línea sobre escalas regionales y globales (Grell et al., 2005). Grell, desarrolló el modelo en línea de “Predicción Investigación del Tiempo acoplado con química (WRF/Chem)” que ha sido aplicado a la predicción de la calidad del aire en tiempo real y contaminación del aire e investigación del clima.

Zhang et al., 2012a, realizaron simulaciones sobre el continente de los Estados Unidos (CONUS) usando el WRF/Chem –Modelo de Dinámica de Aerosoles, Reacción, Ionización y Disolución (MADRID) con diferentes mecanismos de fase-gaseosa y reportaron grandes diferencias hacia debajo de la radiación de onda corta (SWDOWN), temperatura a 2m (T2), y humedad relativa a 2m (RH2) en lugares individuales bajo condiciones nubladas debido a efectos de los aerosoles semi-directos y directos. Simulaciones usando el Global-through-Urban WRF/Chem (GU-WRF/Chem) en CONUS con y sin emisiones de PM, resultó en cambios significativos en las variables de aerosol-nube-radiación tal como SWDOWN, aerosol óptico profundo (AOD), núcleo de condensación de nubes(CCN), número de concentración de gotas de nubes(CDNC), y nubes ópticas gruesas (COT), que a su vez afecta las distribuciones y magnitudes de las concentraciones químicas y la capacidad de oxidación atmosférica total, así como otras variables meteorológicas incluyendo T2, velocidad del viento a 10 m (WS10), precipitación, y la altura de la capa límite planetaria (PBL) (Zhang et al., 2012b).

Una estimación del efecto del aerosol semi-directo y directo es un desafío por varias razones. En primer lugar, simular con precisión los efectos requiere representación precisa de los procesos atmosféricos claves, tales como aerosoles y microfísica de nubes y sus interacciones en modelos acoplados en línea, tales representaciones son aún incompletas e inciertas (Zhang, 2008). En segundo lugar, sigue existiendo variabilidad de modelo a modelo los efectos semi-directos e indirectos de los aerosoles debido a tratamientos diferentes de los procesos atmosféricos y sus interacciones. En tercer lugar, la escala de la cuadrícula de aplicación del modelo es usualmente demasiado grueso para resolver procesos a nivel de escala de sub-cuadrícula tal como nubes y formación de precipitación (Penner et al., 2006), introduciendo grandes incertidumbres en reproducir tales efectos.

La simulación WRF/Chem-CB05-MADE-VBS es realizada en una resolución horizontal de 36 km con 148x112 celdas horizontales sobre un dominio de Norte América que cubre el continente US (CONUS) y parte de Canadá y México y una resolución vertical de 34 capas desde la superficie hasta 100 mb, con un modelo de capa superficial de 38 m. Las emisiones antropogénicas usadas están basadas en el Inventario de Emisiones Nacional 2008 (NEI) de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US. EPA) (Pouliot .et al. 2015). Las evaluaciones operacionales, de diagnóstico y mecanísticos han sido llevadas a cabo para salidas del modelo así como para procesos que contribuyen a evaluar aerosoles, nubes y radiación sobre una base estacional y anual. Hay diferencias en el rendimiento del modelo

cuando se evalúan con diferentes observaciones la misma variable, debido a las diferencias en las técnicas de medida, frecuencia de muestreo, o reanálisis. El modelo sobre estima ligeramente en todo el dominio de onda corta para todas las estaciones especialmente (enero, junio y agosto) excepto para aerosoles del sureste investigados y caracterizados. El modelo ligeramente subestimó en el dominio de onda corta en el sureste de los Estados Unidos. T2 es subestimado mientras RH2 es sobreestimado en general para todas las estaciones.

El objetivo de este trabajo fue realizar una evaluación comprensiva para evaluar el rendimiento estacional y anual de WRF/Chem-CB05-MADE-VBS en términos de gases, aerosoles y predicciones meteorológicas, parámetros de realimentación atmosférica, e interrelaciones entre aquellos parámetros. En particular, la capacidad de VBS para reproducir las concentraciones observadas de SOA será observada. El impacto de las concentraciones de gases y aerosoles en la meteorología, nubes, y radiación fue examinado mediante comparación de los resultados del WRF y WRF/Chem-CB05-MADE-VBS. Parte I presenta una evaluación exhaustiva de la simulación 2006. La Parte II (Yahya et al., 2015) compara el rendimiento del modelo en el 2006 y 2010 y examina las respuestas de la calidad del aire e interacciones de meteorología y química para cambios en las emisiones y meteorología del 2006 al 2010.

Gupta y Mohan. (2013), estudiaron la valoración de la contribución al PM_{10} de concentraciones de contaminantes de transporte de largo alcance usando el WRF/Chem sobre una cuenca atmosférica subtropical. En este trabajo se hace mención que, el transporte de largo alcance (LRT) de contaminantes puede significativamente resultar en la degradación de la calidad del aire (Kallos et al., 2007). Los contaminantes emitidos a través de límites geopolíticos migran a través de varias zonas geopolíticas, entonces la contaminación se designa transfronterizo incluso si la distancia física de los límites de la fuente contaminante que emite es bastante corta (DiGiovanni y Fellin, 2013). El material particulado (PM) se define por el tamaño y se mide como la concentración en masa de las partículas dentro de ciertas clases de tamaño, tales como, material particulado respirable (PM_{10}) y las partículas finas ($PM_{2.5}$). Entre los contaminantes monitoreados, PM_{10} y $PM_{2.5}$, muestran el mayor porcentaje de excedencia (Gupta y Mohan, 2006; Oanh et al., 2006; Tsai y Chen, 2006; Hai y Oanh, 2013).

El PM₁₀ puede ser transportado en la atmósfera por cientos de kilómetros incluso miles de kilómetros, implicando que contaminantes emitidos en un país puedan afectar con concentraciones de PM₁₀ a países vecinos incluso a países lejanos de la fuente (WHO, 2006; Kerschbaumer y Lutz; 2008), estudiaron como el 70 % del PM₁₀ urbano de Berlín fueron influenciados por LRT de áreas de fuentes remotas usando el Modelo de Transporte de Química de Aerosoles. Amodio et al., 2011, usó un enfoque integrado para distinguir el transporte local de largo alcance de concentraciones de PM₁₀ en la región de Apulia. El transporte intercontinental de aerosoles de Asia es considerado un tema importante para la calidad del aire y de preocupación para el clima (Wuebbles et al., 2007). Debido al rápido desarrollo económico en Asia, algunos países generan altos niveles de polución del aire (Pongkiatkul y Oanh, 2007).

Hay varios factores que contribuyen al PM₁₀ en el aire del ambiente además de emisiones antropogénicas, tales como tormenta de polvos que prevalece en Delhi (Chelani y Devotta, 2005) y variación de condiciones meteorológicas tales como dirección del viento, velocidad del viento etc. De acuerdo a (Zannetti, 1990), dependiendo de la distancia desde la fuente de emisión, cinco tipos de escalas pueden ser distinguidas tal como, fenómeno de campo cercano (< 1km) de la fuente, transporte de corto alcance (<10 km) de la fuente, transporte de rango intermedio entre 10 a 100 km de la fuente, transporte de largo alcance (>100 km) de la fuente y efectos globales. El objetivo principal de este estudio fue entender el impacto de diferentes dominios geográficos sobre la concentración de PM₁₀ y de este modo valorar las contribuciones debido al transporte de largo alcance sobre una cuenca subtropical altamente contaminada, como la megaciudad de Dehli. Algunos detalles de la simulación son: condiciones climáticas subtropicales categorizadas en verano como calientes y húmedas y en invierno como frías y secas, donde de Mayo a Junio marca la estación de verano, donde la temperatura máxima varía en el rango de 41 a 54°C. Los episodios de PM₁₀ están vinculados típicamente a otoño –invierno debido al estancamiento de condiciones meteorológicas (Mohan y Kandya, 2007), pero altas concentraciones de PM₁₀ son también relacionados a procesos de transporte de largo alcance que usualmente toma lugar en verano (Artinano et al., 2003).

Las observaciones de PM₁₀ sobre Delhi fueron realizadas durante todo el año 2010, y las concentraciones más altas se produjeron en el verano especialmente en Junio, por ello las simulaciones se llevaron a cabo del 1 al 7 de Junio con concentraciones de cerca de 1000 µg/m³, la influencia de regiones geográficas en términos de tamaño de dominio y como una

consecuencia las emisiones fueron también examinadas para un episodio cuando el PM_{10} fue particularmente alto como para reducir el tamaño del dominio. Las simulaciones consistieron de un dominio patrón y tres dominios anidados con resoluciones de 90 km, 30 km, 10 km y 3.3 km respectivamente. El dominio patrón cubre 506340 km², el segundo dominio cubre 290460 km² y el tercer dominio que consistió el norte de la India de 147340 km². El tercer dominio anidado, el cuarto dominio incluyó la región de Dehli con 1016 km². Algunas conclusiones de este trabajo son: la influencia del dominio geográfico sobre el PM_{10} basados en las simulaciones reveló que las contribuciones debido al transporte de largo alcance fuera del dominio de la India pueden ser tan altas como 20 a 24 %. Cuando el dominio del modelo es confinado solamente a la región de Dehli, el rendimiento del modelo no es bueno.

Jiang et al., 2008, estudiaron el modelamiento numérico de un episodio continuo de contaminación fotoquímica en Hong Kong usando el WRF/Chem. El Delta del Río Pearl es una de las regiones de más rápido desarrollo en China. Con el rápido desarrollo económico, la ampliación urbana incrementó la población en esta área, el Delta del Río Pearl enfrenta cada vez serios problemas atmosféricos ambientales, como se demuestra por el hecho de que la lluvia ácida no tiene mejora significativa y la neblina así como la contaminación fotoquímica esta consiguiendo ser más seria.

La calidad del aire en Hong Kong se ha deteriorado claramente en años recientes y las observaciones muestran que ha habido contaminación del aire en esta área, las concentraciones de ozono (O_3), dióxido de nitrógeno (N_2O), compuestos orgánicos volátiles (VOCs) y material particulado (PM) son considerablemente altos, ocasionando baja visibilidad. El ozono, mostró un lento crecimiento desde 1991, el nivel promedio anual de O_3 para estaciones urbanas en el 2002 fue de 27 $\mu g.m^{-3}$ el cual es 50 % más alto que en el año 1991 (18 $\mu g.m^{-3}$) (HKEPD, 2002). En años recientes, estudios de calidad del aire, particularmente sobre ozono troposférico O_3 , han sido de mucho interés en Hong Kong y la región del Delta del Río Pearl. Wang et al. (1998), observó incidentes de contaminación intermitentes con O_3 en el lugar de Cape D'Aguilar en la parte sur-este de la Isla de Hong Kong. Chan et al. (1998a, b) analizó la variación temporal y especial de concentraciones de O_3 en Hong Kong, que mostró la concentración más alta en otoño, seguido por un mínimo en primavera y verano.

El estudio de (Lee et al., 2002) indicó que los episodios de contaminación con O₃ en la estación cálida ocurrió usualmente con un ciclón tropical cerrado, y generalmente relacionado con el sistema de alta presión cercana a la estación fría, que se formó en el centro de Asia. Lam et al. (2005), investigó un episodio de ozono ocurrido bajo la influencia del Tifón Sam y encontró que el transporte horizontal jugó un rol crítico en este episodio y contribuyó en el nivel de O₃ de 60 a 90 % en áreas urbanas y rurales de Hong Kong. Xie et al. (2004), analizaron un episodio de contaminación fotoquímica en Hong Kong controlado por un sistema de alta presión. En este artículo, las variaciones de concentración, condiciones meteorológicas, mecanismo fotoquímico local y mecanismo de transporte regional fueron discutidos. Wang et al., 2006, realizó estudios de modelamiento sobre este episodio con el uso de los modelos MM5/STEM-2K1 y TAPM. En este artículo, un episodio de contaminación fotoquímica serio y continuó en Hong Kong durante el Tifón Nari del 19 al 19 de Setiembre de 2001, fue investigado usando el modelo WRF/Chem. Wang y Kwok (2003) observaron y analizaron el O₃ y otras concentraciones de gases traza además de las correspondientes condiciones del tiempo en este episodio de fuerte contaminación. Ding et al. (2004) simularon este episodio de contaminación continua usando el modelo MM5 y mostró que la briza mar – tierra tiene un impacto importante en el transporte de los contaminantes.

El objetivo de este trabajo fue entender los mecanismos físicos y químicos de este episodio con el uso del modelo de nueva generación de calidad del aire WRF/Chem. Algunas conclusiones fueron: El desarrollo de este episodio fue cerradamente relacionado al movimiento del Typhoon Nari. Cuando la contaminación pesada ocurrió, Hong Kong estaba en el frente del sistema de movimiento del tifón y fue controlado por el flujo de aire hacia abajo en la capa límite con buen tiempo, como tal los contaminantes del aire no pueden ser transportados hacia arriba fácilmente y se acumulan en el nivel bajo. El flux de masa calculado muestra que el transporte vertical tiene fuerte impacto sobre el O₃ superficial en la región de estudio. Las condiciones meteorológicas inducidas por el tifón, tales como alta temperatura, baja humedad, fuerte radiación solar y flujo de aire del norte, también tiene influencia significativa en la formación de este episodio de polución fotoquímica pesada. En este episodio de contaminación pesada, los procesos químicos de la atmósfera jugaron un papel importante, la formación y el agotamiento de O₃ fueron mucho más significativos. La velocidad de producción más grande encontrada fue de 22.7 ppb/h en el día, mientras que la máxima velocidad de depletación fue de 17.7 ppb/h en la noche. El WRF/Chem ha mostrado

relativamente buena performance en el modelamiento de este episodio de polución pesada, las concentraciones simuladas y observadas de O₃ están básicamente en concordancia en cada lugar, el coeficiente de correlación fue de 0.84. Por ello el WRF/Chem puede servir como herramienta útil para predicción de calidad del aire.

Chen et al. (2013a), estudiaron la simulación con el WRF/Chem de NO_x y O₃ en la cuenca de Los Angeles durante CalNex-2010. Este trabajo hace uso de los resultados obtenidos de un planteamiento realizado en el 2008 por la Junta de Recursos del Aire de California (CARB), la Administración Nacional del Océano y la Atmósfera (NOAA) y la Comisión de Energía de California (CEC) de estudiar los procesos atmosféricos en campo sobre California y la región costera del Pacífico este en el 2010, a lo que llamaron CalNex-2010. La bahía de Los Angeles (L.A) ha sido clasificada como la megaciudad más contaminada en los Estados Unidos, con respecto al O₃ (ALA, 2012). Altas concentraciones de O₃ en la bahía de L.A resulta de la extremadamente alta emisión de precursores de O₃, óxido de nitrógeno NO_x=NO+NO₂ y compuestos orgánicos volátiles (VOCs). Durante las dos últimas décadas (1985-2005), el total de emisiones de VOC y NO_x en la Cuenca de Aire de la Costa Sur (SCAB) se han reducido significativamente (CARB, 2012c; los datos disponibles están en <http://www.arb.ca.gov/app/emsmv/emssumcat.php>). Aunque décadas de reducción de emisiones ha sido efectiva en mitigar los niveles de O₃, muchos lugares de monitoreo en la SCAB no están aún logrando la Norma de Calidad del Aire Nacional (NAAQS) (www.aqmd.gov).

Modelos de calidad del aire regional son herramientas útiles para estudiar este problema de contaminación del aire. Estudios de modelamiento previo han revelado que la polución fotoquímica en la cuenca se está agravando por el hecho de que el área de alta intensidad de emisión está rodeada por montañas, que tienden a atrapar los contaminantes del aire ya que soplan hacia el este por la prevalencia de vientos del oeste (Lu y Turco 1995, 1996). Sin embargo, la aplicación de modelos regionales a la cuenca de los L.A es desafiante debido a los efectos combinados complejos de terreno-meteorología y emisiones altas en la cuenca. Los retos y las evaluaciones de las simulaciones terreno-meteorología usando el modelo WRF/Chem para la cuenca de L.A ha sido descrito en un documento de acompañamiento (Chen et al. 2013a). El objetivo principal del presente trabajo fue evaluar la capacidad de modelo para simular la fotoquímica en la cuenca de L.A.

Otra motivación para volver a revisar la contaminación por O₃ en la cuenca es la necesidad de entender el efecto de las emisiones de NO_x, que cambia en términos de la cantidad total, fuente principal y variación temporal. Muchos estudios han observado el decrecimiento reciente de emisiones de NO_x en los Estados Unidos y muchos de ellos muestran evidencias que el decrecimiento es debido a la implementación de tecnologías de control de NO_x en plantas de potencia (Kim et al., 2006b, 2009). Las especies químicas evaluadas en este estudio incluyeron (O₃), NO_x (=NO+NO₂), formaldehído (HCHO), ácido nítrico (HNO₃) y nitrato de peroxiacetil nitrato (PAN). En este trabajo, la predicción química del modelo fue validada a través de comparaciones del modelado de superficie O₃, NO_y, NO, NO₂, O_x, HCHO y relación de mezcla de HNO₃ con medidas en el sitio de Caltech. Algunas conclusiones de este trabajo fueron: las comparaciones de observaciones superficiales de Caltech y CARB mostró que el modelo reproduce el ciclo diurno y las variaciones día a día del O₃ superficial, HCHO and HNO₃ (pares de datos n > 400, valor de confianza p < 0.01, correlación r² = 0.57~ 0.63). Una reducción de emisiones de 24% NO_x relativo a NEI'05 (base de NO_x) condujo a una sobrestimación del modelo de NO_x en la región superficial y subestimación de O₃ en la cuenca.

Dingwell et al., 2016, estudiaron los patrones estacionales y diurnos de la dispersión de SO₂ proveniente del volcán Monte Nyiragongo ubicado en la República Democrática del Congo (RDC). El volcán está cerca de 10 km al oeste del límite de Rwanda y alrededor de 15 km al norte de la ciudad de Goma. Debido a la inestabilidad política en la región, las personas están moviéndose lejos del lado inseguro del país a la ciudad de Goma. La ciudad actualmente tiene una población estimada de un millón. Es por eso cada vez más importante estudiar los peligros naturales en la región.

La situación política también hace que sea difícil llevar a cabo estudios de campo más amplios; a pesar de esto, ha habido algunas mediciones de la intensidad de la fuente de SO₂ en el monte Nyiragongo. La última erupción del Monte Nyiragongo fue en enero del 2002, cuando erupcionó lava en el flanco sur. El flujo de lava pasó a través de Goma y más allá de la orilla del Lago Kivu (Baxter et al., 2003), Goma quedó dividida en dos. En total, 350 000 personas fueron desplazadas, 120 000 se quedaron sin hogares (Tedesco et al., 2007), y un estimado de 70 a 100 víctimas mortales resultó del accidente relacionado al flujo de lava (Komorowski et al., 2003). Varios estudios se realizaron en la región para valorar el impacto de las emisiones de gas del Nyiragongo. Métodos aplicados a esta región involucran muestreo de agua de lluvia (Cuoco et al., 2013 a, b) donde encontraron concentraciones

elevadas de ácidos halogenados, SO_4^{2-} y NH_4^- al oeste del Nyiragongo. Calabrese et al. (2015) encontraron concentraciones elevadas de metales traza en el agua de lluvia y muestras de vegetación en la proximidad del borde del cráter, pero disminuye con la distancia.

En una campaña de campo de corto tiempo llevado a cabo después de la erupción en el 2002, (Baxter et al., 2003) llevaron a cabo medidas de SO_2 a nivel del suelo usando tubos de difusión a inicios del 2002; ellos no encontraron concentraciones elevadas en Goma, sin embargo, el periodo de medida fue limitado a solamente dos semanas. Para este estudio, el WRF fue configurado para reducir la escala en cuatro pasos de 72 km a 2 km resolución. Mucha información superficial está disponible a una resolución de 1 km así que hay poco beneficio de usar resoluciones más altas. La resolución vertical fue configurada a 60 niveles, con el nivel más bajo que abarca aproximadamente de 0-60 m. El dominio más interno se estableció para cubrir un área de 350 x300 km. En este artículo se presentan patrones generales de la dispersión de gas volcánico bajo condiciones variables. Mediante la combinación de los flujos de gases observados con modelos de dispersión investigaron si concentraciones elevadas de gases volcánicos podría ocurrir en los pueblos durante ciertas condiciones. El enfoque del modelamiento permitió un análisis cuantitativo de exposición a nivel del suelo.

Algunas conclusiones de este trabajo fueron: La dispersión de SO_2 de Nyiragongo cambió en el periodo de abril de 2010 a abril de 2011. La variación diurna en la dispersión está vinculada a la circulación de brisa tierra-lago, posiblemente reforzada por vientos catabáticos / anabáticos y flujo de canal. La variación diurna transportó las emisiones de baja altitud hacia el sur, a lo largo del lago Kivu, durante la noche. Las áreas del sur-oeste de Nyiragongo, incluyendo Goma, son más probables a exposiciones de emisiones durante la noche y temprano por la mañana. Entre noviembre de 2010 y marzo de 2011, el promedio horario de concentraciones de SO_2 en Sake y al oeste de Goma excedió en $1000 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ en varias ocasiones durante el transcurso del día, lo que sugiere que podría haber periodos de mayor exposición a los gases volcánicos en esas áreas (Dingwell et al., 2016).

Zhang et al., 2015a, usando el modelo WRF/Chem estudiaron el modelamiento de polvo sobre Arabia Saudita, en particular un caso severo que se produjo en Marzo de 2009. La Península Arábiga es la segunda fuente de polvo más grande en el mundo solamente después del Desierto del Sahara (Tegen y Fung, 1994; Ginoux et al., 2001; Prospero et al., 2002; Tanaka y Chiba, 2006; De Longueville et al., 2010). Cada año tormentas de polvo afectan

varias partes de la Península Arábiga con efectos destructivos de la calidad del aire, salud humana y medio ambiente. Es imposible eliminar las tormentas de polvo, sin embargo, es posible reducir los impactos de las tormentas de polvo a través de alertas tempranas de tormentas de polvo basados en mejores pronósticos y monitoreo. El objetivo de este trabajo fue aplicar la química acoplada completa dentro del WRF (Investigación del Tiempo y Predicción), WRF/Chem, sobre la Península Arábiga y evaluar su rendimiento en la simulación y detección de una tormenta de polvo severa que ocurrió sobre Arabia Saudita en Marzo de 2009. Los impactos inmediatos de las tormentas de polvo incluyen: (**a**) deterioro de la visibilidad, (**b**) degradación de la calidad del aire,(**c**) incremento de enfermedades respiratorias en personas y ganado,(**d**) comprometer la eficiencia de la transferencia de radiación atmosférica y el rendimiento de dispositivos solares,(**e**) reducción de la fertilidad del suelo,(**f**) daños a la telecomunicación y sistemas mecánicos , (**g**) amplia deposición de polvo, y (**h**) daños a las propiedades y árboles. Advertencias tempranas de tormentas de polvo podrían ayudar a reducir algunos de estos impactos. Los aerosoles de polvo juegan un importante papel en el balance de la radiación atmosférica por dispersión y absorción solar y radiación terrestre e interactúan con nubes, de este modo impactan el tiempo y clima a escalas local y regional (Mohalhi et al., 1998; Kaufman et al., 2002).

Las tormentas de polvo que afectan a Arabia Saudita son generados localmente o transportados de lugares remotos o ambos (Tindale y Pease, 1999; Alharbi, 2009). Localmente, toda la Península Arábiga contribuye en gran medida a tormentas de polvo en Arabia Saudita (Alharbi, 2009). De lugares remotos, dependiendo de las estaciones y las circulaciones atmosféricas, India, Pakistan, Iran, Iraq, y Norte de África todos contribuyen a tormentas de polvo en Arabia Saudita en diverso grado (Tindale y Pease, 1999; Tanaka y Chiba, 2006; Badarinath et al., 2010). Para pronósticos de tormentas de polvo sobre Arabia Saudita, fue necesario tener simultáneamente las condiciones locales (geográficas y químicas) y las circulaciones atmosféricas resueltas. Todo esto requiere una química completamente acoplada y el modelo dinámico que no solamente represente bien las condiciones geográficas y químicas, sino también que simule y prediga la química en el tiempo y la dinámica del tiempo bien. En este sentido, el WRF-Chem (Grell et al., 2005; Fast et.al., 2006; Peckham et al., 2017), con su historial probado de y cada vez más aplicaciones en la predicción química-tiempo, el diseño de las estrategias de reducción de la contaminación del aire, la planificación de campañas de campo, y la comprensión de las vías de transporte, puede ser considerado como uno de los candidatos ideales. En este trabajo, la

aplicación y sus potenciales beneficios de pronóstico de tormentas sobre Arabia Saudita usando el WRF/Chem son presentados. El WRF/Chem presenta varios esquemas de química, aerosol y fotólisis para seleccionar, además de seleccionar de una gama de la dinámica, esquemas físicos y microfísicos en él mismo. La elección de estas opciones se basa en pruebas de sensibilidad que tienen en cuenta (a) el rendimiento del modelo, (b) el tiempo de cálculo, y (c) la estabilidad del modelo. Algunas conclusiones de este trabajo fueron: Las simulaciones del modelo fueron comparadas con el observado Aerosol Óptico Profundo(AOD) en el pueblo Solar y las variables meteorológicas en cuatro lugares del aeropuerto internacional Rey Riyadh. Los análisis indican que el modelo WRF/Chem satisfactoriamente resuelve la llegada, evolución y distribución espacial de la tormenta de polvo sobre Arabia Saudita, aunque las deficiencias del modelo tales como la duración más corta de polvo y la ausencia de polvo pesado sobre el oeste de Arabia Saudita Central son identificadas. El modelo con su defecto inicial y condiciones químicas iniciales subestima el AOD observado durante el periodo de simulación.

Li et al., 2016a, estudiaron la cuantificación de fuentes de carbono elemental sobre la cuenca de Guanzhong en China, encontrando una consistencia entre los valores medidos y los modelados con el WRF/chem. En años recientes, China ha mostrado severa contaminación del aire en la forma de material particulado fino ($PM_{2.5}$) (Chan y Yao, 2008; Cao, 2014). Aerosol de carbono elemental (EC), alternativamente referido como aerosol de humo de carbono (BC) (Petzold et al., 2013), es un importante componente de $PM_{2.5}$, especialmente en la cuenca de Guanzhong que es el área más contaminada con EC en la China occidental (Cao et al., 2005, 2007, 2012a; Shen et al., 2011; Wang. et al., 2015a; Zhao et al., 2015a, b). El EC es emitido directamente de la combustión incompleta de combustibles fósiles (por ejemplo, carbón y diésel) y biomasa (por ejemplo biocombustible, agrícola y incendios forestales) (Cao et al., 2006; Li et al., 2016a).

El EC considerablemente influencia en el cambio climático por calentamiento de la atmósfera y enfriamiento de la superficie de la tierra mediante su absorción de radiación solar (Jacobson, 2001; Ramanathan et al., 2001; Chung y Seinfeld, 2005; Ramanathan y Carmichael, 2008). El EC también tiene efectos adversos en la calidad del aire resultado de su contribución a la neblina regional y pobre visibilidad (Cao et al., 2012b; Zhang et al., 2015c), además, el EC tiene impactos perjudiciales sobre la salud humana debido a la absorción de gases peligrosos, tales como hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) (Dachs y Eisenreich, 2000; Anenberg et al., 2011, 2012). Muchos esfuerzos han sido hechos

para estimar las emisiones de EC en China (Streets et al., 2003a, b; Bond et al., 2004; Zhang et al., 2009; Lei et al., 2011; Lu et al., 2011; Kondo et al., 2011; Qin y Xie, 2012; Fu et al., 2012; Li et al., 2015a). La media anual de emisiones EC Chino estimado por estudios previos para el año 2000-2010 varió 1.0-2.9 TgC/año, con fuertes variaciones regionales y estacionales de la proporción de origen. Por ejemplo, la fuente principal de emisión de EC en gran parte de China es del sector residencial. Este es particularmente verdad en el invierno en el norte de China (fuentes residenciales contribuyen más del 60 % a las emisiones de EC totales), un tiempo y lugar en el cual el calentamiento de las casas abunda (Zhang et al., 2009; Li et al., 2015). Sin embargo, en la región del Delta del Río Yangtze en el este de China, las emisiones de las industrias dominan en primavera, verano y otoño (~50%, Zhang et al., 2009; Li et al., 2015a). En la región del Delta del Río Pearl en el sur de China, el sector transporte juega el rol más importante (65%, Zheng et al., 2012). Los modelos de transporte químico unen las relaciones entre las fuentes de emisión y las concentraciones en el ambiente. Hay estudios limitados sobre la caracterización de contaminación por EC y fuentes contribuidoras (Chen et al., 2013b; Liu et al., 2014; Kumar et al., 2015; Zhang et al., 2015b; Zhao et al., 2015a).

Kumar et al. (2015), usaron el WRF/Chem para simular el aerosol de humo de carbón superficial sobre la bahía de Bengal y El Mar de Arabia. Ellos sugirieron que las fuentes residenciales fueron las fuentes principales antropogénicas (61 %) se concentración de BC en el Sur de Asia y que el transporte a escala regional contribuye hasta el 25 % en el oeste y este de la India. Los objetivos de este estudio fueron analizar las características temporal y espacial de la contaminación por EC e identificar la región y los contribuidores de fuentes específicas en la cuenca de Guanzhong. Se espera que el resultado de la evaluación proporcione información útil para acciones de mitigación. El modelo químico regional WRF/Chem fue aplicado para simular la distribución de EC en la bahía de Guanzhong. El modelo WRF es completamente comprensible, modelo Euleriano no-hidrostático que simula campos meteorológicos. Con base en el WRF, el modelo WRF-Chem incluye un cálculo en línea de las entradas dinámicas (por ejemplo, los vientos, la temperatura, la capa límite y las nubes), el transporte (advección, convectivo y difusivo), las deposiciones secas y húmedas, la química en fase gaseosa, así como las velocidades de radiación y la fotólisis (Tie et al., 2003). Para este estudio usaron el modelo WRF/Chem para simular las concentraciones de EC en la cuenca Guanzhong de Mayo de 2013 a Abril de 2014 y comparar los resultados con las mediciones diarias, con el objetivo de cuantificar la región de la contaminación

debido a EC y los contribuidores de fuentes específicas en el sector. Emplearon la mejor estimación actual de abajo hacia arriba de emisiones EC (29.0 GgC/año) en la cuenca de Guanzhong para conducir la simulación. Mediciones superficiales de EC se introdujeron a partir de una red consistente de 10 sitios, que fueron cuidadosamente seleccionados para representar diferentes fuentes de emisión. La concentración media anual de EC simulada promedio para todos los sitios fue de $5.1 \mu\text{gC}/\text{m}^3$, que es consistente al valor observado de $5.3 \mu\text{gC}/\text{m}^3$. Satisfactoriamente reprodujeron la magnitud de EC medido en todas las estaciones (pendiente de la regresión = 0.98 - 1.03), en la variación espacial y temporal ($r=0.55-0.78$).

Una buena concordancia entre los resultados modelados y medidos prestó confianza a la caracterización de las fuentes de contaminación de EC. El hallazgo sugiere que las fuentes comunitarias locales tienen mayores contribuciones (~ 60%) que las fuentes externas (~ 40%) a la contaminación de la EC en la región GZ. Entre las fuentes locales, las fuentes residenciales tenían las mayores contribuciones y fueron seguidos por la industria y el transporte. En general, cuando se reducen las emisiones antropogénicas en la Cuenca Guanzhong en un 50%, la media anual de la superficie de concentración EC, disminuye alrededor de 30%. La evaluación de este resultado puede proporcionar información útil a los gobiernos locales para el uso en las estrategias de contaminación del aire.

Tie et al. (2007), estudiaron la caracterización de oxidantes químicos en la ciudad de México, para este estudio usaron un modelo regional químico dinámico (WRF/Chem). En décadas recientes, la calidad del aire se ha deteriorado notablemente en las grandes ciudades del mundo desarrollado. La exportación de los contaminantes del aire de ambientes urbanos a regional y global es el de mayor preocupación debido a las consecuencias potenciales para la salud humana y para ecosistemas cultivados y naturales, degradación de la visibilidad, modificación del clima, forzamiento radiactivo y cambios en la capacidad de oxidación troposférica (auto limpieza). El rápido incremento de la urbanización será una importante fuerza de manejo ambiental en el siglo 21, afectando la calidad del aire en todas las escalas local, regional y global (Molina y Molina, 2002). Para estudiar estos problemas, un proyecto llamado impacto de megaciudades sobre el medio ambiente regional y global (MIRAGE) está en marcha en la División de Química Atmosférica (ACD) del Centro Nacional para la Investigación Atmosférica (NCAR). El objetivo de MIRAGE fue caracterizar las transformaciones químicas/físicas y el último destino de los contaminantes exportados de áreas urbanas, y evaluar la corriente e impactos futuros de estos contaminantes exportados

en la calidad del aire regional y global, ecosistemas, y clima. Una campaña de campo intensivo dentro de MIRAGE (MIRAGE - MEX) fue llevado a cabo en la región de la Ciudad de México en marzo del 2006. En este artículo, se describe un modelo químico/dinámico regional (WRF-Chem) que fue usado intensivamente para interpretar la campaña de mediciones del MIRAGE-Mex. Se da una evaluación preliminar del rendimiento del modelo para comparar las mediciones obtenidas en los últimos años de la red de calidad de aire en la superficie en la Ciudad de México (Tie et al., 2007).

Muchos estudios sobre la calidad del aire en la ciudad de México han sido publicados. Molina & Molina 2002, dieron una amplia visión de la calidad del aire incluyendo niveles de ozono en el Área Metropolitana de la Ciudad de México (MCMA). Fast & Zhong 1998, estudiaron las distribuciones de ozono no homogéneas en la ciudad de México asociada con condiciones meteorológicas. Bossert, 1997; Wellens et al., 1994, and Williams et al., 1995, usaron información de una campaña de campo de 1991 para evaluar las condiciones locales producidas por modelos de mesoescala y el transporte de contaminantes simulados por modelos de dispersión. Bossert, 1997, demostró que ambas meteorologías a escala regional y sinóptica son importantes para entender los flujos y dispersiones dentro de la bahía de la ciudad de México. Fast et al., 1997 y Zhong et al., 1997, mostraron que la interacción de flujos sinópticos y locales manejan circulaciones que pueden determinar donde ocurren las concentraciones de contaminantes más altas dentro de la bahía. Raga y Raga, 2000, analizaron las medidas de ozono, y sugirió que las partículas de aerosoles podría hacer disminuir los niveles altos de ozono en MCMA. Medidas de velocidades fotoquímicas en la superficie (Castro et al., 2001) indican que los aerosoles causan una reducción significativa en las velocidades de producción de ozono. West et al., 2004, sugirió que la incertidumbre en las emisiones estimadas de hidrocarburos (HCs) tiene impactos muy significantes sobre los cálculos de concentraciones de ozono. Usando un modelo de caja Madronich, 2006, pudo predecir una gran variedad de reactivos intermedios de la foto-oxidación de HCs a favor del viento de la ciudad de México. Varias cuestiones científicas relacionados con el balance de oxidantes químicos en la ciudad de México son investigados en este estudio. Se hace una descripción de la configuración del modelo, las simulaciones meteorológicas son analizadas y comparadas con las medidas.

Las concentraciones de los químicos simulados son comparadas con las mediciones de O₃, CO y NO_x para evaluar el rendimiento del modelo. El modelo de investigación y pronóstico del tiempo (WRF) es un sistema de predicción numérico del tiempo de mesoescala diseñado

para atender las necesidades operacionales de pronóstico e investigación atmosférica. Para describir adecuadamente el transporte de contaminantes y difusión sobre la ciudad de México, una descripción detallada espacial y temporal de las circulaciones locales complejas es requerida. La ciudad de México está localizada en un valle rodeado por cadena de montañas sobre sus lados este, oeste y sur con una abertura amplia hacia el norte. Como resultado, las brizas de las montañas ocurren y son frecuentemente importantes para la circulación local. Durante el transcurso del día, las montañas son calentadas, produciendo vientos con pendiente hacia arriba de la ciudad hacia las montañas. Durante el transcurso de la noche, las montañas se enfrían resultando en fuertes vientos con pendiente hacia debajo de las montañas a la ciudad (Fast y Zhong, 1998). Además, la gran población y actividades humanas en la ciudad resulta en modificaciones al ocupar el suelo (tales como reemplazo de suelos con vegetación con superficies de concreto y edificios) que a su vez causa cambios en la capacidad calorífica, albedo solar, y humedad, conduciendo a cambios importantes en los campos dinámicos en la ciudad conocido como el efecto de “islas de calor urbano” (Jauregui, 1997).

Estos terrenos complejos y de características urbanas presentan retos significativos para la habilidad del modelo para simular campos meteorológicos en la MCMA y sus alrededores. En este estudio, el modelo es usado para simular circulaciones a escala pequeña y regional influenciado por el terreno complejo dentro y alrededor de la bahía durante el periodo del 6 al 11 de mayo 2003. Usaron un dominio de 190 kmx200 km centrado sobre la ciudad, con una resolución horizontal de 3 kmx3 km, y 31 niveles verticales, espaciados no uniformemente, desde la superficie hasta 20 mbar. La meteorología de condiciones límites laterales y entradas iniciales (vientos, temperatura, etc) se ven limitados con los datos del NCEP.

Las condiciones químicas iniciales están limitadas por un modelo de transporte químico global (MOZART-2 para una descripción del modelo ver (Horowitz et al., 2003). El periodo de estudio tuvo cielos claros, una condición que es favorable para la oxidación fotoquímica activa y muy altas concentraciones de ozono en la MCMA. Las conclusiones de este estudio fueron: El modelo representa el ciclo de la temperatura diurna, y la briza de la montaña en el oeste de la ciudad, aunque las temperaturas superficiales son generalmente subestimadas. En general, el tiempo y amplitud de las variaciones diurnas calculadas de CO, NO_x, y O₃ concuerdan bien con las medidas en 20 ciudades, especialmente para el O₃. Las concentraciones de O₃ simuladas son generalmente cercanas a las medidas. Las emisiones

de VOC son un factor importante para la simulación de O₃. En este estudio, la emisión de VOC es 1.5x10⁶ Tg.año⁻¹, el cual es consistente al valor de (1.4x10⁶ Tg año⁻¹) usado por (West et al., 2004). El fuerte ciclo diurno en O₃ es principalmente debido a procesos químicos, sobre todo la producción vía oxidación de alquenos e HCs aromáticos durante el día, y la remoción por NO en la noche.

Los ciclos diurnos de CO y NO_x principalmente resultan de la variabilidad de emisiones y la capa límite planetaria (PBL) alta. La producción de O₃ en el Área Metropolitana de la Ciudad de México (MCMA) está limitada por HCs, así los incrementos en las emisiones de HC conduce a incrementos de O₃, mientras incrementos en las emisiones de NO_x conduce a la disminución de O₃. Sin embargo, cuando ambas emisiones de NO_x e HC son mejoradas tres veces, significativamente la máxima de ozono es más alta que cuando solamente la emisiones de HC son incrementados.

Li et al. (2016), estudiaron los impactos de la irrigación agrícola sobre las concentraciones de ozono en el Valle Central de California y en los estados contiguos en los Estados Unidos basado en las simulaciones de WRF/Chem. La cobertura del suelo y los cambios en el uso del suelo (LCLUCs) ocurre debido a cambios ambientales (tales como cambio climático, incendios forestales, desertificación, etc) y actividades humanas (tales como urbanización, agricultura, reforestación, etc) y estos cambios continuaran (Pielke et al., 2011). Uno de los LCLUCs es la conversión del campo natural a campo irrigado para la agricultura. En los Estados Unidos (US), por ejemplo, hubo 61.1 millones de acres de suelo agrícola irrigado en el 2005 (cerca de 5.5 % del suelo agrícola total) que consume 128,000 millones de galones de agua por día (<http://water.usgs.gov/edu/wuir.html>). Como una de las regiones agrícolas más productivas del mundo, el Valle Central de California tiene menos del 1% de campo agrícola en los Estados Unidos, pero produce encima del 10% de la producción agrícola de los Estados Unidos. En conjunto el Valle Central tiene cerca de 10.2 millones de acres de campos irrigado, la mitad en el Valle de San Joaquin.

La irrigación, especialmente en el Valle San Joaquin, ocurre todo el año dependiendo del clima y tipo de cosecha (Hanson et al., 2004) y consume 80 % del agua suministrada. Los impactos de la irrigación agrícola sobre el tiempo, clima e hidrología han sido ampliamente investigados en el Valle Central y otras regiones de los Estados Unidos (Kueppers et al., 2008; Lobell et al., 2009; Sorooshian et al., 2011, 2012, 2014; Lo y Famiglietti, 2013; Pielke et al., 2007). La preocupación inmediata es en qué medida la irrigación a gran escala impacta

en la calidad del aire, tales como como el ozono y sus precursores. Esto es especialmente importante para el Valle Central de California, con sus 6.5 millones de residentes, con sus más de 10 millones de acres de campos de cultivo, y con su clasificación como severo a extremo porque no logra el nivel de ozono a nivel del suelo (<http://www3.epa.gov/ozonedesignations/2008standards/final/region9f.htm>).

Estudios previos indican que altos niveles de concentraciones de ozono no solamente afectan la salud humana (Anderson, 2009; Smith et al., 2009), también reducen el rendimiento de las cosechas (Avnery et al., 2011; Chameides et al., 1999; Murphy et al., 1999). El ozono penetra las hojas de la planta a través del estoma durante el intercambio de gases y daña la vegetación reduciendo la fotosíntesis y otras funciones fisiológicas importantes, dando lugar a plantas más débiles, mal desarrolladas, calidad de cosecha inferior y disminución en el rendimiento (Avnery et al., 2011). Mejorar el entendimiento de la variación del ozono y sus causas en el Valle Central de California es necesario para el desarrollo efectivo de la calidad del aire y estrategias de administración para lograr incluso más rigurosidad en los Estados Unidos en estándares de calidad de aire y prevenir la disminución del rendimiento de las cosechas.

La irrigación agrícola ciertamente tiene efectos indirectos pero consecuentemente sobre la calidad del aire. La irrigación, en primer lugar, modifica las condiciones meteorológicas de la contaminación del aire. Por ejemplo, la irrigación induce el incremento de humedad en el suelo disminuye la temperatura de la superficie y de la capa límite planetaria (PBL) alta (Mahmood et al., 2014). En segundo lugar, la irrigación induce disminución en la temperatura del aire lo que afecta la velocidad de la reacción fotoquímica (Steiner et al., 2010; Pusede y Cohen, 2012). Entre los estudios previos (Jacobson, 2008) ha investigado los efectos de la irrigación agrícola sobre la calidad del aire en California y encontró que la irrigación disminuye la polución del aire en presencia de nubes y precipitación pero que incrementa la polución del aire en ausencia de ellos. El autor ha cuantitativamente mostrado que la irrigación agrícola en el este de Los Angeles incrementa el PM_{2.5} en 2% y el ozono en 0.1 %, pero no mostró la magnitud para otras regiones, incluyendo el Valle Central. Por ello un trabajo adicional es aún necesario para cuantificar mejor los efectos de la agricultura sobre la calidad del aire (Jacobson, 2008).

En este estudio, examinaron los efectos de la irrigación sobre las concentraciones del ozono superficial y otros contaminantes usando un dominio público, modelo acoplado de dos vías- Investigación del Tiempo y Previsión con Química (WRF/Chem) (Grell et al., 2005). Por otra parte, mediante el empleo de indicadores estadísticos, examinaron si el WRF-Chem puede ser utilizado específicamente para investigar cuantitativamente los impactos del riego agrícola en el Valle Central de California y los estados contiguos de Estados Unidos, y para investigar qué mecanismos físico-químicos son importantes y operativos dentro del modelo.

En este estudio usaron tres dominios anidados. El primer dominio tiene 36 km de espaciamiento de cuadrícula y cubre el oeste y parte central de los Estados Unidos, Pacífico Oriental, norte y centro de México, el Golfo de California, y el oeste del Golfo de México. Los dominios 2 y 3 usaron espaciamientos de cuadrícula de 12 km y 4 km respectivamente. El dominio más interno (4 km) de espaciamiento de cuadrícula (con 150 por 180 celdas de la cuadrícula) cubre el Valle Central de California. La configuración vertical del modelo comprende 41 capas: las 15 capas más bajas están dentro de los 1500 m sobre el nivel del suelo y la primera capa vertical sobre el nivel del suelo está aproximadamente a 14.5 m. Algunas conclusiones de este trabajo son: Una corrida de control WRF/Chem y una corrida de irrigación WRF/Chem con un esquema realista para representar la irrigación del mundo real en el Valle Central fueron realizados separadamente. Compararon los resultados de las simulaciones para julio y agosto de 2005 del modelo con observaciones disponibles. Los resultados de ambas corridas muestran que el modelo captura las características básicas de las variaciones de ozono horario en numerosas lugares de observación ($R=0.64$). Aunque el modelo subestima las concentraciones de ozono y VOC, sus resultados en general son comparables con aquellos de estudios con modelos previos e hicieron observaciones bastante buenas en muchos de los lugares especialmente en los lugares de irrigación. Además, en comparación con 8 horas diarias, las concentraciones de ozono promedio máximo diario (DMA8) ($[O_3]$), el modelo capta su variación diaria a excepción de algunos episodios pronunciados de ozono elevados en algunos sitios.

2.2 Calidad del aire y su relación con el tráfico

La mayoría de las ciudades en todo el mundo sufren de serios problemas de calidad del aire. Una importante razón probable para los problemas de calidad del aire es el crecimiento de la población urbana, en combinación con cambios en el uso del suelo debido al aumento de las zonas urbanas (Mayer, 1999). Los contaminantes clásicos del aire como el NO_2 , SO_2 y

O₃ son monitoreados rutinariamente en estaciones de calidad del aire (Mayer, 1999). Entre los gases traza de interés atmosférico, el dióxido de azufre (SO₂) y los óxidos de nitrógeno (NO_x) son de gran preocupación como precursores primarios de la acidificación global (Kato y Akimoto, 1992). El aire atmosférico es 78.1% (en volumen) de nitrógeno, 21.0 % oxígeno, 0.9 % argón, y 0.03 % dióxido de carbono. Normalmente, el aire contiene 1-3 % de agua como vapor en volumen. En adición, el aire contiene una gran variedad de gases a nivel de trazas en niveles por debajo de 0.002 %, incluyendo neón, helio, metano, criptón, óxido nitroso, hidrógeno, xenón, dióxido de azufre, ozono, dióxido de nitrógeno, amoníaco y, monóxido de carbono (Manahan, 2000).

The Engineer's Joint Council on Air Pollution and Its Control define la contaminación del aire como la presencia en la atmósfera de uno o más contaminantes, tales como polvo, humos, gas, neblina, olor, humo o vapor en cantidades, de características, y de duración, tal como para ser perjudiciales para la salud humana, plantas, o propiedad, o el cual interfiere excesivamente con el cómodo disfrute de la vida y la propiedad (Wang et al., 2004). Los contaminantes del aire están divididos en dos principales grupos: partículas y gases. Las partículas consisten de material sólido y/o líquido suspendido en la atmósfera (Wang et al., 2004). La contaminación del aire es un serio peligro para el ambiente que afecta el clima regional, global, la agricultura, ecosistemas naturales y la salud humana. La contaminación del aire es uno de los factores importantes que afectan la salud y calidad de vida de la población metropolitana y urbana (Madala et al., 2016). La exposición a la contaminación del aire es una determinante importante de la salud, reduce la esperanza de vida mediante el aumento de los riesgos de mortalidad y morbilidad por enfermedades del corazón y accidentes cerebrovasculares, enfermedades respiratorias, cáncer de pulmón y otros efectos (Brunt et al., 2016).

La atmósfera urbana es un sistema complejo. Las emisiones de contaminantes vienen de muchas fuentes, con vegetación (compuestos orgánicos volátiles biogénicos, BVOC), y los vehículos están entre los más importantes. Edificios y otras actividades liberan calor y humedad que pueden incrementar la velocidad de reacción de contaminantes, y los edificios también actúan como superficies para la deposición de contaminantes. Un incremento en el consumo de energía puede permitir más generación de contaminantes también (Touchaei et al., 2016). Además, una mayor generación de ozono, como un producto secundario de la reacción de óxidos de nitrógeno (NO_x) y compuestos orgánicos volátiles (VOCs), es una consecuencia del incremento de la radiación solar en áreas urbanas (Touchaei et al., 2016).

Las megaciudades son generalmente definidas como aglomeraciones urbanas con una población que excede los 10 millones (5 millones y más) y rápidamente ha llegado a ser un fenómeno mundial. Los efectos de las megaciudades y aglomeraciones urbanas tienen aspectos diferentes, incluyendo de un lado el metabolismo urbano (Baklanov et al., 2016). Las ciudades consumen materiales y energía (alimento, combustible, energía eléctrica, agua, materiales industriales, oxígeno atmosférico, etc). Las ciudades exportan/excretan materiales (bienes industriales, aguas residuales, basura, desechos industriales, los contaminantes gaseosos y partículas en el aire / aerosoles); y del otro lado la respiración urbana (oxígeno en gases contaminantes primarios y secundarios y partículas en el aire / aerosoles de entrada y salida) representan los impactos directos del metabolismo urbano en la atmósfera. Emitidos los contaminantes atmosféricos urbanos tienen un impacto significativo en tanto la viabilidad regional (la salud humana, la productividad agrícola / ecosistema, visibilidad), y las cuestiones del cambio global (clima, el agotamiento del ozono, capacidad oxidativa) (Baklanov et al., 2016).

El tráfico en las carreteras es la causa principal de la pobre calidad del aire en áreas urbanas, este hecho ha forzado a los investigadores alrededor del mundo a concentrarse en la asociación del tráfico- relacionado a la contaminación del aire y su impacto sobre la salud humana, a lo largo o en la proximidad de los corredores de tráfico. Varios estudios han reportado que los impactos negativos en la salud tales como ataques al corazón, cáncer, asma, función pulmonar decreciente etc, están estrechamente asociados con la contaminación del aire inducido por el tráfico. Desde que la calidad del aire cambia espacial y temporalmente, la exposición también varía en el espacio y tiempo (Premananda y Gokhale, 2015).

En la Unión Europea el 72% de la población vive en áreas urbanas, una tasa que está proyectada a incrementar. A pesar de los esfuerzos significativos para mejorar la calidad del aire urbano, es decir mediante la reducción de la contaminación del aire por emisiones del tráfico sigue siendo el mayor riesgo para la salud humana en Europa (Borrego et al., 2016). Los dos más serios contaminantes del aire de óxido de nitrógeno son el óxido nítrico (NO) y el dióxido de nitrógeno (NO₂), denotado como (NO_x) (Mölders y Kramm, 2014). La toxicidad del dióxido de nitrógeno (NO₂) ha sido ampliamente discutida como un posible peligro para la salud humana. El monóxido de nitrógeno y el dióxido de nitrógeno constituyen dos de los óxidos de nitrógeno más importantes toxicológicamente (ATSDR, 2007).

El dióxido de nitrógeno es un gas traza de color marrón rojizo que es parte de la atmósfera urbana. Es producido principalmente por procesos de combustión (Koehler et al., 2010). Por lo tanto, la concentración ambiental depende del tráfico, sobre todo del tráfico de automóviles (Hesterberg et al., 2009), lo que causa hasta el 50 % del total de emisiones de los países industrializados de óxidos de nitrógeno (Koehler et al., 2010). Estos tienden a entrar en la atmósfera como NO, y procesos fotoquímicos en la atmósfera pueden convertir el NO a NO₂ (Mölders y Kramm, 2014). El dióxido de nitrógeno reacciona con la luz solar, lo cual lleva a la formación de ozono (O₃) y smog en el aire que respiramos (ATSDR, 2007). Otras reacciones pueden dar lugar a la formación de sales de nitrato corrosivos o ácido nítrico, HNO₃ (Mölders y Kramm, 2014). El dióxido de nitrógeno es particularmente significativo en la química atmosférica debido a su disociación fotoquímica por la luz con una longitud de onda de menos de 430 nm para producir átomos de oxígeno altamente reactivos. Este es la primera etapa en la formación de smog (Mölders y Kramm, 2014).

El monitoreo de la contaminación del aire ha sido conducido desde 1960 en Lima capital del Perú, altas concentraciones de óxido de nitrógeno (NO₂) y partículas suspendidas totales (TPS) han sido observadas. Las emisiones vehiculares parecen contribuir entre el 70 % y 80 % de la contaminación del aire. Datos de la red de monitoreo del Medio ambiente de Salud General para el año 2001 sugirió los niveles más altos de partículas de menos de 2.5 micrones (PM_{2.5}) son encontrados en las áreas norte (66.2 µg/m³) y central (79.6 µg/m³) de la ciudad de Lima (Carbajal et al., 2007).

2.3 Estructura vertical de la atmósfera: Tropósfera

La atmósfera se extiende a una altitud de aproximadamente 800 km sobre la superficie de la tierra (Wright, 2005). Se vuelve progresivamente menos densa cuanto mayor sea la altitud y de este modo la presión atmosférica disminuye (Manahan, 2000; Wright, 2005). La atmósfera está dividida en varias capas sobre la base de la temperatura (Manahan, 2000; Lazaridis, 2011). De estos, los más significantes son la tropósfera que se extiende en altitud desde la superficie de la tierra hasta aproximadamente 11 km, y la estratósfera desde 11 km hasta aproximadamente 50 km (Wright, 2005). En particular la altura de la tropósfera sobre la región polar se extiende a una altura de 7 a 8 km, mientras sobre la región ecuatorial la altura es de 16 a 17 km. La tropósfera es la capa más baja en la atmósfera y generalmente hay una continua caída de la temperatura versus la altura (Lazaridis, 2011). De igual modo la presión decrece con la altura (Jacob, 1999). La figura 1 muestra ambos perfiles.

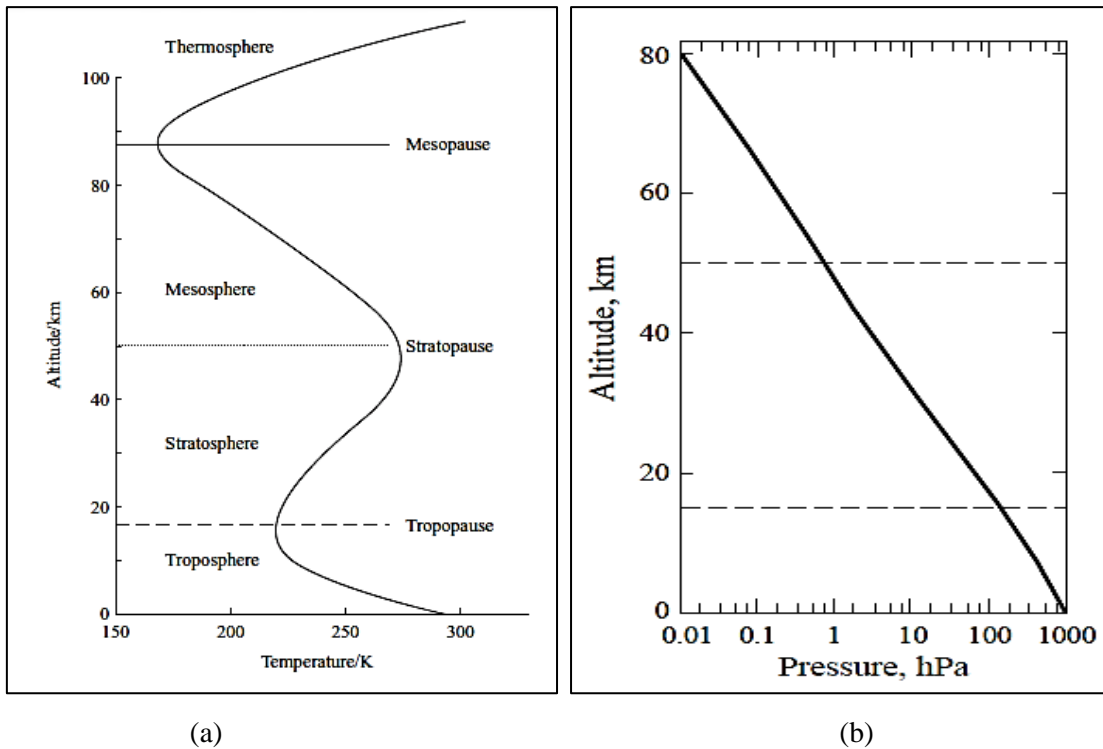


Figura 1. Estructura vertical de la temperatura (a) (Wright J, 2005), Presión (b) (Jacob, 1999).

La temperatura de la troposfera varía de un promedio de 15 °C a nivel del mar a un promedio de -56 °C en su límite superior. La temperatura promedio de la estratósfera incrementa de -56 °C en su límite con la troposfera a -2 °C en su límite superior. La razón de este incremento es la absorción de la energía ultravioleta solar por el ozono en la estratósfera (Manahan, 2000). La velocidad de decrecimiento de la temperatura es de 6 °C/km y la velocidad del viento aumenta con la altura, pues en los niveles más bajos existe el efecto de la fricción de la superficie de la Tierra. La velocidad máxima se observa en la capa superior de la tropósfera. La tropósfera contiene el 80 % de la masa total de la atmósfera y casi toda la cantidad de vapor de agua (Lazaridis, 2011), sin embargo, el contenido de vapor de agua de la tropósfera es extremadamente variable debido a la formación de nubes, precipitación, y evaporación de agua de cuerpos de agua terrestre (Manahan, 2000). Por ello, la tropósfera es la capa más importante para la meteorología pues dentro de esta capa ocurren todos los procesos atmosféricos y dinámica del tiempo (Lazaridis, 2011). Los rayos del sol calientan la superficie de la tierra, que luego calienta el aire inmediatamente en contacto con la superficie. El aire más caliente es menos denso que el aire frío y por lo tanto se eleva causando las corrientes de convección (Lazaridis, 2011) que calienta la tropósfera desde abajo por acción del calor latente, de la radiación de onda larga y del calor sensible (Laing y

Evans, 2011) es por ello que se caracteriza por una fuerte mezcla vertical, lo cual da la altura de los patrones climáticos y la rápida mezcla de su contenido de materiales (Lazaridis, 2011).

Dentro de la tropósfera ocurren reacciones químicas muy importantes tales como la fotosíntesis y la fijación del nitrógeno. Las reacciones químicas que ocurren en la tropósfera aseguran que es más caliente que la tropopausa. Este cambio de un decrecimiento de la temperatura en lo más alto de la tropósfera a un incremento de la temperatura es llamado una inversión de la temperatura. La región donde este empieza a suceder es la tropopausa. La inversión de temperatura actúa como una tapa porosa que separa la tropósfera turbulenta de la estratósfera más calmada. El movimiento vertical y mezcla a través de la estratósfera es mucho más lenta que en el caso de la tropopausa (que toma años como opuesto a días) (Lazaridis, 2011).

Las inversiones de temperatura limitan la circulación vertical del aire, provocan el estancamiento del aire y la captura de los contaminantes del aire en áreas localizadas (Manahan, 2000). La capa más baja de la tropósfera llamada capa límite (Lazaridis, 2011, Laing y Evans, 2011) que está en contacto con la superficie, experimenta los efectos de la fricción, se produce el intercambio de calor, humedad y momento entre la atmósfera y la superficie (Laing y Evans, 2011). La altitud de esta capa está cerca de 1 km pero es variable durante el día y es afectada también por las condiciones meteorológicas y reacciona a cambios en la superficie en intervalos de no más de 1 hora (Lazaridis, 2011). A menudo la capa límite se encuentra atrapada debajo de una inversión térmica (Figura 2) (Laing y Evans, 2011). Los cambios que ocurren dentro de esta capa son causados por la turbulencia, evaporación, transferencia de calor, topografía y emisiones de contaminantes del aire. El resto de la tropósfera es también afectado por cambios en la superficie de la tierra pero en un marco de tiempo más grande (Lazaridis, 2011).

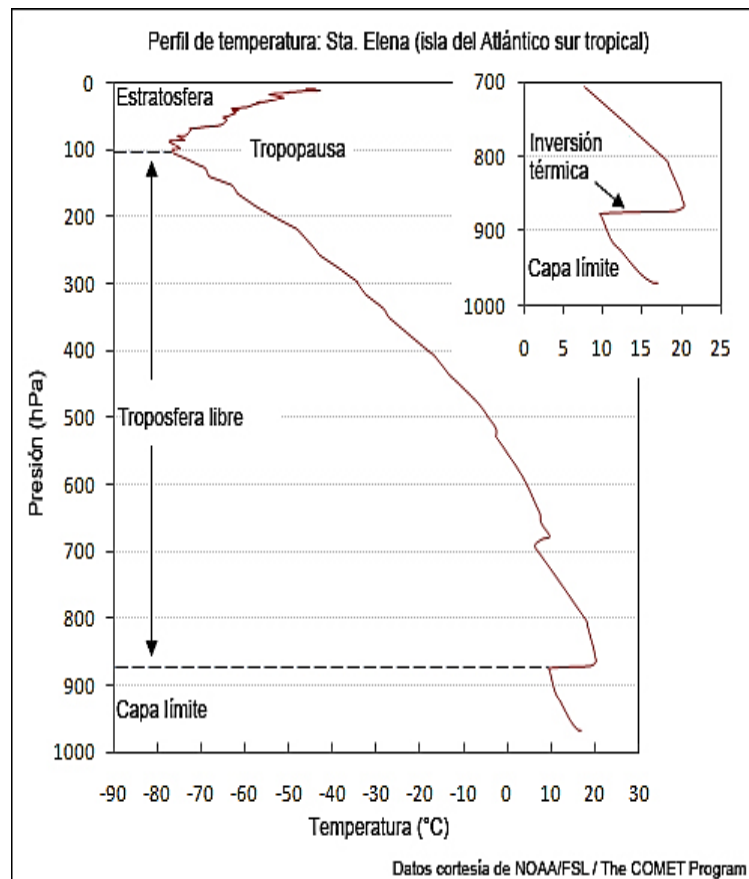


Figura 2. Perfil de temperatura en la troposfera y la estratosfera inferior. La figura pequeña muestra un ejemplo de una inversión por encima de la capa límite atmosférica. Los sondeos corresponden a la isla de Santa Elena de la región tropical del Atlántico Sur (Laing y Evans, 2011).

2.4 Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire (Perú)

Muchas personas son expuestas al aire del ambiente local 24 horas al día, 7 días a la semana. Sobre esto es que los estándares de calidad del aire son formulados (Manahan, 2000). Los estándares del aire ambiental consisten de dos partes, estándares primarios que están intentando por lo general proteger la salud, y los estándares secundarios más restrictivos, que son para la protección contra efectos adversos específicos sobre salud y bienestar social que incluye plantas, otros animales y materiales (Manahan, 2000).

El decreto supremo N° 074-2001-PCM reglamento de Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire, publicado el 08 de Diciembre de 1999 (Lima, Perú), considera los niveles de concentración máxima de contaminantes del aire que en su condición de cuerpo receptor es recomendable no exceder para evitar riesgo a la salud humana (RENCA, 2001). Los estándares de calidad del aire protegen la salud humana (Manahan, 2000; RENCA

2001; Sharratt y Edgar, 2011), sin imposición de costos económicos y sociales inaceptables- Australia (Spickett et al., 2013). El cuadro 1 muestra los valores de interés para el presente estudio.

Cuadro 1. Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire (Perú) de interés para el presente estudio (RENCA 2001).

CONTAMINANTES	PERIODO	FORMA DEL ESTANDAR	
		Valor $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Formato
PM ₁₀	Anual	50	Media aritmética anual
	24 horas	150	NE más de 3 veces al año
PM _{2.5}	Anual	15	
	24 horas	25	

Los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire en nuestro país (Perú) consideran siete parámetros incluyendo al sulfuro de hidrógeno (H₂S), mientras que los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire (Australia) no incluyen al H₂S. La Organización Mundial de Salud (WHO por sus siglas en inglés) que representa a casi 200 países, recomienda que las concentraciones diarias de PM₁₀ no excedan (50 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$, 24 horas) (Sharratt y Edgar, 2011; WHO, 2005).

Muchos países, sin embargo han optado por establecer estándares de calidad de aire que son más relajados o más rígidos que este estándar. La unión europea ha aceptado un estándar de PM₁₀ de 50 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ que no debería ser excedido más de 35 días por año. Igualmente los Estados Unidos ha aceptado un estándar de PM₁₀ diario 150 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ que no debería exceder más que un día por año promediado sobre tres años (Sharratt y Edgar, 2011).

La segunda Edición de la Organización Mundial de la Salud-Líneas Guía de la calidad del Aire (WHO, 2000) establece el valor guía para el ozono en 120 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para una media de 8 horas diarias, para el dióxido de nitrógeno de 200 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para una hora y para el dióxido de azufre 20 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para una media de 24 horas o 500 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para una media de 10 minutos (WHO, 2005). Hasta el 31 de diciembre de 2013 en nuestro país el valor para el dióxido de azufre fue de 80 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, a partir del uno de enero de 2014 el valor fue modificado a 20 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

2.5 Aspectos generales de meteorología

Las observaciones convencionales de variables meteorológicas (presión de aire, temperatura y humedad) son registradas diariamente en miles de estaciones meteorológicas alrededor del mundo, para ser usado para análisis del tiempo y previsión. Su posterior análisis estadístico de los datos registrados sobre un período de tiempo largo (décadas y más) le permite a uno obtener conclusiones sobre el clima (estado promedio de tiempo) en base a los registros instrumentales obtenida en las estaciones meteorológicas (Kuleshov et al., 2016).

La latitud es el factor de mayor influencia en la temperatura media anual. La duración de la luz del día y el ángulo de declinación solar varían con la latitud. La cantidad de energía incidente por unidad de superficie disminuye hacia los polos. El ecuador siempre recibe 12 horas de luz (figura 3). En los lugares situados entre los trópicos de Cáncer y Capricornio, los rayos solares son muy verticales (figura 4), y por tanto, menos atenuados por la atmósfera, mientras en las latitudes más altas la insolación es atenuada debido a la mayor distancia que los rayos solares deben recorrer para atravesar la atmósfera (Laing y Evans, 2011).

La variación de la temperatura es más moderada en los ambientes húmedos, porque el vapor de agua tiene buenas propiedades de absorción y emisión de la radiación de onda larga. El vapor de agua también absorbe la radiación solar en la región del infrarrojo cercano, lo cual reduce la cantidad de energía que incide en la superficie durante el día.

Por lo tanto, las temperaturas máximas diarias son más bajas en ambientes húmedos y más altas en ambientes secos.

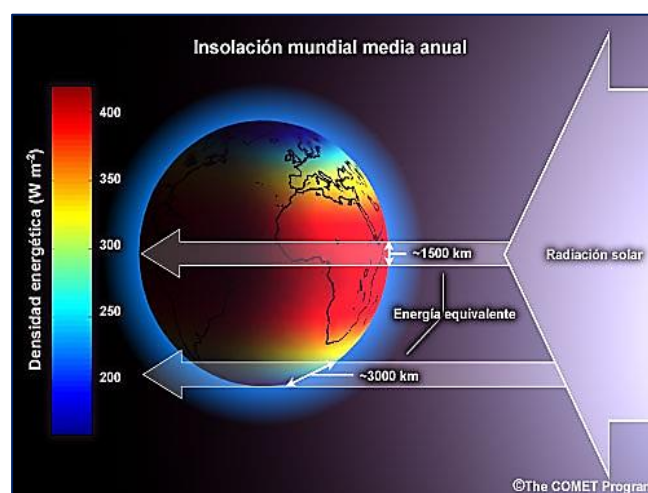


Figura 3. Variaciones latitudinales en la radiación solar entrante anual (insolación), la densidad de energía y la distancia a la superficie (Laing & Evans, 2011).

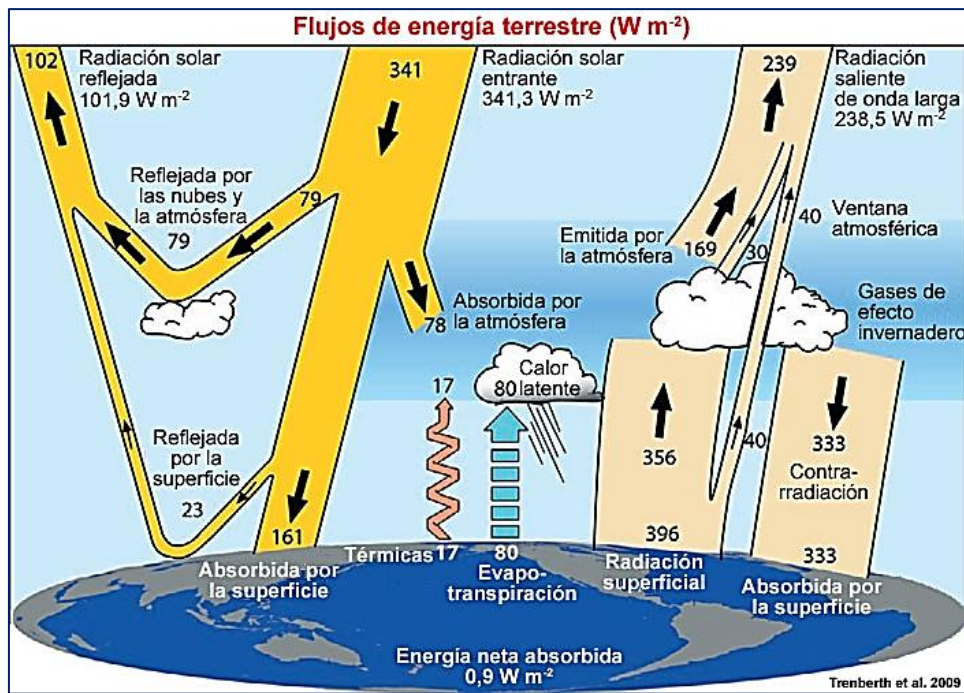


Figura 4. Balance de energía media global anual entre marzo de 2000 y mayo de 2004 (Wm^{-2}) (Laing y Evans, 2011).

La humedad, el vapor de agua y la precipitación son elementos esenciales para mantener la vida (figura 5). El impacto socioeconómico de la cantidad y la frecuencia de la precipitación en los países de las regiones tropicales es enorme. El régimen de calentamiento y transporte de humedad en los trópicos da impulso a los ciclos energéticos e hidrológicos mundiales (Laing y Evans, 2011).

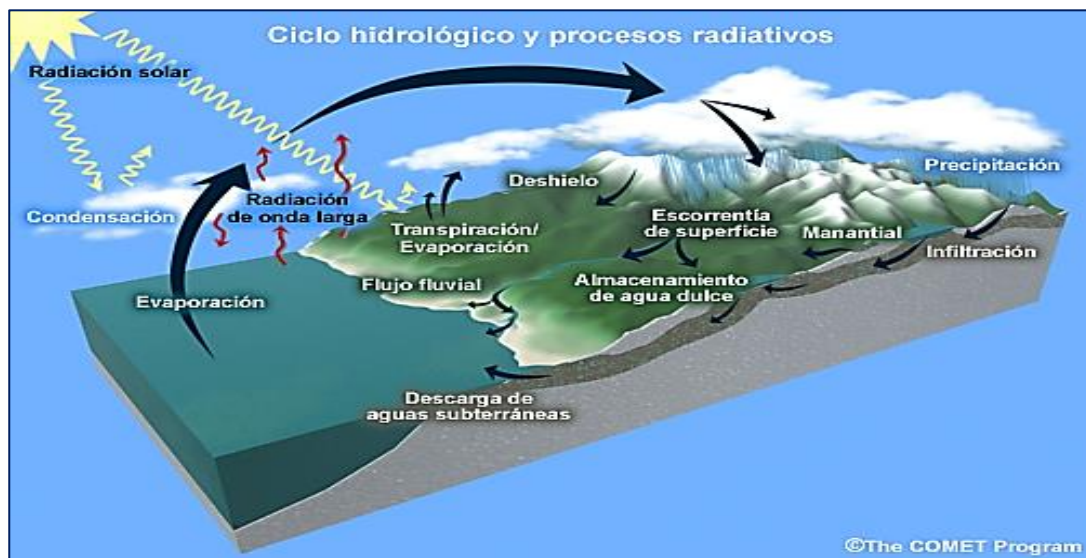


Figura 5. Procesos de humedad críticos para el tiempo y el clima (Laing y Evans, 2011).

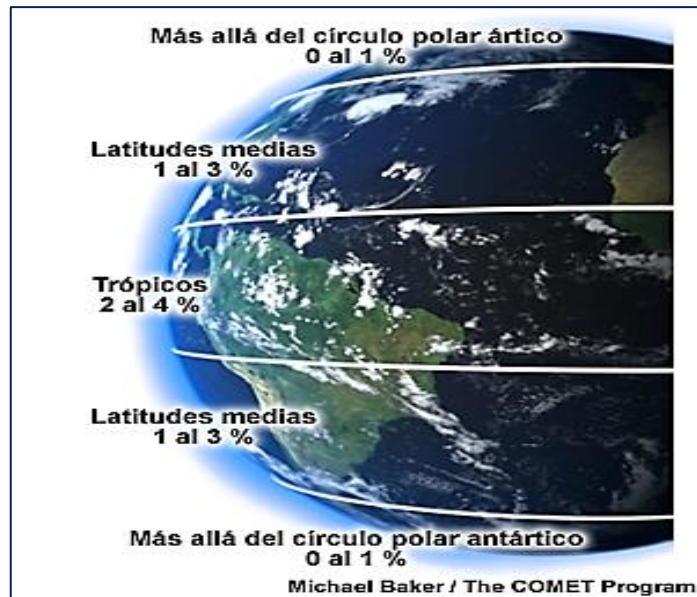


Figura 6. Distribución del vapor de agua en la superficie expresado como porcentaje según la latitud (Laing y Evans, 2011).

El vapor de agua sólo constituye entre el 0 y el 4 % (figura 6) del volumen total de la atmósfera, y sin embargo es el factor más importante en la determinación del tiempo y el clima. El vapor de agua es un absorbedor y emisor activo de la radiación infrarroja (IR), y de ese modo afecta el proceso de calentamiento y enfriamiento de la atmósfera y la superficie. La liberación de calor latente que ocurre cuando el vapor se condensa o se congela (figura 7) constituye una importante fuente de energía para los movimientos atmosféricos y los sistemas meteorológicos convectivos. El transporte vertical del vapor de agua por convección en los cúmulos es el mecanismo más importante para el transporte vertical del calor en los trópicos (Laing y Evans, 2011).



Figura 7. Las fases del agua y el intercambio de calor latente (Laing y Evans, 2011).

Los principales factores que influyen en la distribución anual de la temperatura superficial son: la latitud, relacionada con la duración de la luz del día (12 horas en el ecuador y los extremos de 24 y 0 horas en los polos), el ángulo de elevación solar es mayor en los trópicos, donde se recibe el mayor grado de calentamiento por unidad de superficie (Laing y Evans, 2011). A medida que la declinación disminuye, el haz solar incidente queda distribuido sobre una superficie mayor, lo cual tiene el efecto de reducir la densidad de calentamiento. La continentalidad, en comparación con los océanos, la amplitud anual de temperatura en las regiones continentales es mayor, porque el calor específico del agua es mayor que el del suelo. El suelo se calienta y se enfría más rápidamente que el agua (Laing y Evans, 2011). La topografía, las elevaciones más altas son más frías, las vertientes de sotavento de las cordilleras son más cálidas y secas que las de barlovento. El albedo, parece lógico suponer que las superficies con albedo alto (alta reflectividad) absorberán menos luz solar, y por tanto, exhibirán temperaturas medias anuales más bajas (Laing y Evans, 2011). La variación de la presión con la altitud en la atmósfera puede ser estimada de varias maneras. La forma diferencial de la ecuación, llamada ecuación hidrostática es:

$$dp_a = -\rho_a g dz \dots \dots \dots (1)$$

Donde la densidad y la gravedad son funciones de la altitud (z). La ecuación hidrostática asume que la fuerza hacia abajo de la gravedad por unidad de volumen de aire ($-\rho_a g$) es exactamente balanceada por un gradiente de presión hacia arriba por unidad de volumen $\partial p_a / \partial z$. Para condiciones atmosféricas estándares $P_{a,s} = 1013.25$ hPa, $T_{a,s} = 288$ K y el cambio negativo promedio en la temperatura del aire con la altitud en la troposfera es $T_s = -\partial T / \partial z = +6.5$ K km^{-1} (Jacobson, 2005).

$$\frac{dP_a}{P_a} = -\frac{M_a g}{RT} dz \dots \dots \dots (2)$$

$$T = T_{a,s} - T_s z \dots \dots \dots (3)$$

A nivel del mar $z = 0$ la presión es $P_{a,s}$

$$P_a = P_{a,s} \left[\frac{T_{a,s} - T_s z}{T_{a,s}} \right]^{\frac{M_a g}{RT_s}} \dots \dots \dots (4)$$

El movimiento del aire o viento, se produce en un rango de escalas, desde sistemas a gran escala influenciados por la transferencia de calor desde el ecuador a los polos, a pequeños remolinos y espirales que se producen alrededor de los obstáculos o barreras. Debido a la

curvatura de la Tierra, los trópicos reciben más calor que los polos. Los sistemas meteorológicos mezclan el aire más cálido tropical con el aire más frío polar en un intento de mantener un balance energético global. Esta transferencia de calor desde los trópicos a los polos establece presiones altas y bajas, que dan lugar a los vientos a gran escala (The COMET, 2009). La radiación solar, la fuerza motriz de la atmósfera es la absorción de la energía solar en la superficie de la tierra (Salby, 1996). La ley de Stefan-Boltzmann relaciona la energía emitida por unidad de superficie (a todas las longitudes de onda) con la temperatura absoluta (en grados Kelvin), de acuerdo con esta ecuación (Laing y Evans, 2011):

$$E = \sigma T^4 \dots\dots\dots(5)$$

Constante de Stefan - Boltzmann : σ

$$\sigma = 5,67 \times 10^{-8} \text{ W m}^{-2} \text{ K}^{-4}$$

La ley de Wien establece que la longitud de onda $\lambda_{\text{máx}}$ (en μm) de las emisiones máximas de un cuerpo negro es inversamente proporcional a su temperatura absoluta T (en K). Cuanto más caliente el objeto, más corta la longitud de onda máxima de sus emisiones.

$$\lambda_{\text{max}} = \frac{2897.9}{T} \dots\dots\dots(6)$$

El factor que determina el clima no es la energía solar entrante (insolación), sino la radiación neta, es decir, el equilibrio entre la radiación entrante y saliente del sistema Tierra-atmósfera (Laing y Evans, 2011). En consecuencia, la absorción de la radiación solar, que se concentra en el visible y se denomina radiación de onda corta (SW), debe ser equilibrada por la emisión al espacio desde la superficie del planeta y la atmósfera de la radiación terrestre, que se concentra en el IR y designado como radiación de onda larga (LW) (Salby, 1996).

$$F_{OC}(1 - \alpha_p) = \varepsilon \sigma T_e^4 \dots\dots\dots(7)$$

radiación solar entrante (onda corta) = radiación terrestre saliente (onda larga)

$$F_{OC}(1 - \alpha_p) \pi a^2 = 4 \pi a^2 \sigma T_e^4 \dots\dots\dots(8)$$

Donde F_{OC} es la radiación solar entrante (1372 W m^{-2}), α_p es la reflectividad o albedo planetario, ε es la emisividad de la atmósfera y T_e es la temperatura efectiva (en grados

Kelvin), la temperatura necesaria para equilibrar la energía solar absorbida (Laing y Evans, 2011).

2.6 Procesos que controlan las concentraciones de las especies en la atmósfera

Las concentraciones de las especies químicas en la atmósfera son controladas por cuatro tipos de procesos: **(a)** Emisiones, las especies químicas son emitidas a la atmósfera por una variedad de fuentes. Algunas de estas fuentes, tales como combustión de combustibles fósiles, originado de actividades humanas y son llamadas antropogénicas. Otros, tales como fotosíntesis de oxígeno, originado de funciones naturales de organismos biológicos son llamados biogénicos. Otros, tales como volcanes, originados de procesos naturales no biogénicos, **(b)** Químico, reacciones en la atmósfera pueden permitir la formación y remoción de especies, **(c)** Transporte, los vientos transportan especies lejos de sus punto de origen, **(d)** Deposición, todo material en la atmósfera es eventualmente depositado de nuevo en la superficie de la tierra. Escapar de la atmósfera hacia el espacio exterior es imposible debido a la atracción gravitacional de la tierra. La deposición toma dos formas “deposición seca”, involucrando reacción directa o absorción en la superficie de la tierra, tal como el consumo de CO₂ por fotosíntesis, y “deposición húmeda” involucrando barrido por precipitación (Jacob, 1999).

2.7 Química troposférica del ozono

La química en la troposfera puede también ser visto como una interacción compleja de ciclos químicos. Estos ciclos, sin embargo, involucran interacciones directas con la biosfera y son también muy complicados por la presencia de la meteorología más complicada encontrada solamente en la atmósfera más baja. La biosfera sirve como la fuente exclusiva de carbón, y el ciclo de carbón, a su vez, tiene importantes vínculos que trasciende tierra, océano y aire (Potter y Colman, 2003).

Las actividades humanas han incrementado las concentraciones de ozono (O₃) a nivel superficial, décadas de investigación revelan que la contaminación con ozono troposférico se extiende a escala continental incluso hemisféricas (NARSTO, 2000). En la troposfera, el O₃ es una parte clave de un sistema oxidante que limpia la atmósfera de una amplia gama de contaminantes (NARSTO, 2000). Al nivel del suelo, sin embargo, el O₃ puede dañar la salud, los campos agrícolas, y otros ecosistemas (NARSTO, 2000; Cape, 2008). La producción de

O₃ ocurre cuando compuestos orgánicos volátiles (VOCs) y óxidos de nitrógeno (NO_x) son expuestos a la luz solar (NARSTO, 2000; Wang, 2008; EPA, 2006; EPA,2004; Sicard 2013).

Los VOCs, son precursores principal de ozono, están compuestos de numerosos compuestos orgánicos, cada uno varía distintamente en abundancia y reactividad, ambos en conjunto determinan el potencial de formación de ozono (OFP) para esas especies (Wang, 2008). El ozono es un contaminante secundario, la formación de O₃, y otros oxidantes y productos de oxidación de estos precursores es una función no lineal compleja de muchos factores (la intensidad y distribución espectral de la luz solar, mezcla atmosférica y procesos de partículas sobre nubes y aerosoles, la concentración de los precursores en el aire, y la velocidad de las reacciones químicas de los precursores (Wang, 2008).

El VOC es derivado de gases de escape de los vehículos a motor (NARSTO, 2000; Liu et al., 2008; Ting et al., 2008), la evaporación de solventes industriales y comerciales, y las emisiones fugitivas de la industria, mientras el NO_x es emitido como un subproducto de combustión en los vehículos a motor, plantas de potencia y otras fuentes estacionarias. En la presencia de estas fuentes y bajo las apropiadas condiciones meteorológicas (ejemplo, alta temperatura, baja velocidad de viento) las reacciones fotoquímicas rápidamente generan las grandes concentraciones de O₃ típicamente observadas durante los episodios de polución con ozono urbano (NARSTO, 2000), (figura 8).

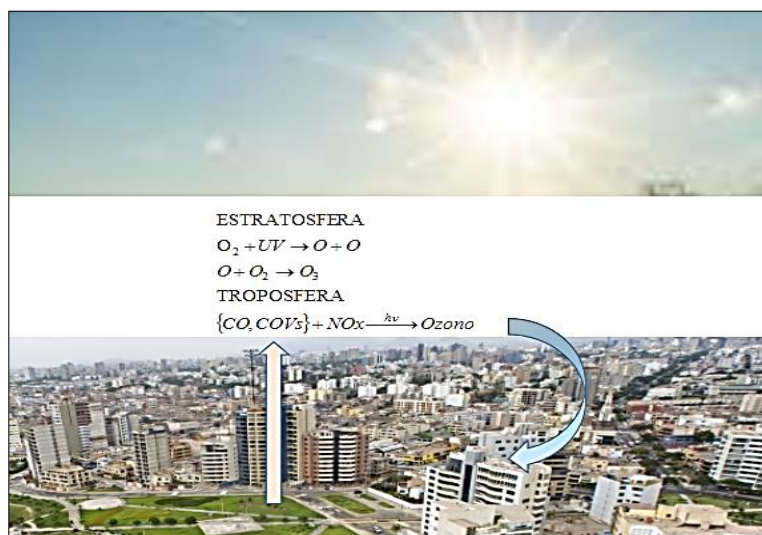


Figura 8. Ozono atmosférico. Procesos fotoquímicos responsables de la producción de ozono en la estratósfera y tropósfera (incluyendo a nivel de suelo): Óxido de nitrógeno (NO_x=NO+NO₂), UV=ultravioleta.

El monóxido de carbono (CO) y metano (CH₄) pueden ser también importantes para la formación de O₃ (Sicard et al., 2013). La acumulación de ozono a nivel del suelo es influenciado por procesos físicos, químicos y condiciones meteorológicas, que es potencialmente más dañino que sus precursores. La elevada concentración de ozono a nivel del suelo es de particular interés desde que es conocido por tener efectos adversos en la función pulmonar e irrita el sistema respiratorio (Bing et al., 2014).

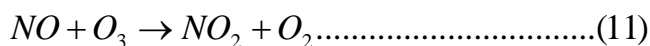
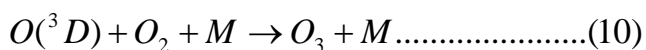
Por otra parte, los vientos pueden transportar tanto O₃ y sus precursores a través de largas distancias, y como resultado, la exposición a elevado nivel de O₃ puede surgir de una red de fuentes locales y distantes (NARSTO, 2000). La exposición al ozono a nivel del suelo y sus contaminantes precursores están relacionados con la muerte prematura, bronquitis, asma, ataques al corazón y otros problemas (Bing et al., 2014). La contaminación con O₃ se produce a través de múltiples escalas espacial y temporal y es complicado por la superposición de las interacciones químicas y meteorológicas.

Las emisiones de VOCs son aún inciertas y necesitan ser cuantificadas con mayor precisión (NARSTO, 2000). Las reducciones de emisiones locales de VOCs puede ser efectivo en la reducción de O₃ en los centros urbanos, mientras que las reducciones de NO_x llegan a ser más efectivas a distancias remotas de los centros urbanos y otras emisiones de principales precursores (NARSTO, 2000). Las estrategias históricas de mitigación de O₃ se basaron en la reducción de VOC o reducción de NO_x. Ahora se reconoce que la eficacia relativa de controles de VOC y NO_x puede cambiar de un lugar a otro e incluso de episodio a episodio en la misma ubicación (NARSTO, 2000).

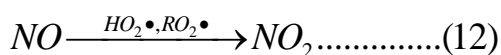
Al igual que con la mayoría de los problemas del medio ambiente, el conocimiento científico es un elemento esencial, pero no es el único factor determinante en la mitigación de la contaminación con O₃ a nivel del suelo. Otros factores relacionados con la tecnología, la economía y prioridades de la sociedad pueden ser igualmente o más importante (NARSTO, 2000). Por razones obvias, esta solución al problema de la contaminación de O₃ no es actualmente una opción viable. La sociedad en cambio, ha optado por intentar llevar las concentraciones de O₃ a niveles aceptables de riesgo (es decir, niveles que minimicen los efectos adversos sobre la salud humana y el bienestar) sin perturbar indebidamente la infraestructura tecnológica que sustenta nuestra economía y nivel de vida sin precedentes (NARSTO, 2000).

Los inventarios de emisiones se utilizan para caracterizar y cuantificar las fuentes de VOC y NOx en una región y sus cambios a través del tiempo como resultado de los esfuerzos de mitigación de O₃ (NARSTO, 2000). Las limitaciones de VOC y NOx no es únicamente definido por la ubicación o emisión, es, más bien una característica química de una parcela de aire que varía dinámicamente con el transporte, la dispersión y envejecimiento fotoquímico (NARSTO, 2000). Las emisiones de NOx permiten ambos la formación y destrucción de O₃, dependiendo de las concentraciones locales de NOx, VOC y radicales tales como el hidroxilo (OH) y radicales hidropoxy (HO₂) (EPA, 2014). En áreas dominadas por emisiones frescas de NOx, estos radicales son removidos vía la producción de ácido nítrico (HNO₃), el cual baja la velocidad de formación de O₃ (EPA, 2014).

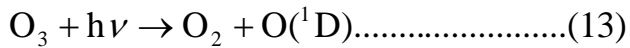
Hay un ciclo fotoquímico rápido en la tropósfera que involucra la fotólisis de dióxido de nitrógeno (NO₂) por radiación solar UV-A para producir óxido nítrico (NO) y un átomo de oxígeno (O³D) en estado fundamental, el (O³D) reacciona con moléculas de oxígeno para formar O₃. Una molécula de aire (M) de los alrededores colisiona con la reciente molécula de O₃ formada, removiendo el exceso de energía para permitir su estabilización. El NO y O₃ reaccionan para reformar NO₂ (EPA, 2006; Seinfeld y Pandis, 2006).



Esta reacción (11) es responsable para el decrecimiento de O₃ encontrado cerca de fuentes de NO (avenidas) especialmente en la noche. La oxidación de VOCs reactivos, permite la formación de especies radicales reactivos que permiten la conversión de NO a NO₂ sin la participación de O₃ (como en 11). El O₃ puede, por ello, acumularse como fotólisis de NO₂ como en la reacción (9) seguido por la reacción (10) (EPA, 2006).

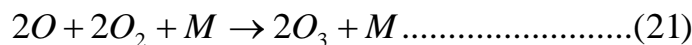
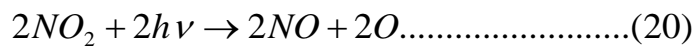
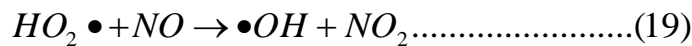
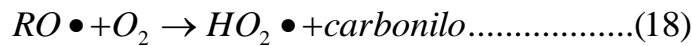
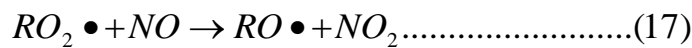
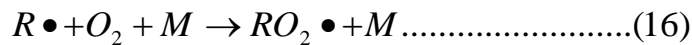
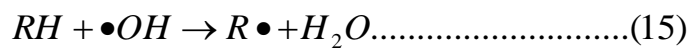


La fuente principal de radicales OH es la fotólisis de O₃ por radiación ultravioleta en onda larga <340nm (radiación solar en onda larga <320nm es también referido como UV-B) para generar átomos de O(¹D) excitados electrónicamente. Los átomos de O(¹D) pueden ser desactivados al átomo del estado fundamental O(³D) por colisiones con N₂ y O₂, o ellos reaccionan con vapor de agua para formar dos radicales de OH (EPA, 2006).

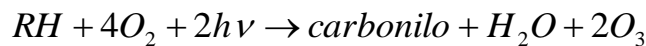


El proceso de producción de O₃ puede explicarse mediante la siguiente secuencia, donde RH representa un hidrocarburo genérico, R es una cadena de hidrocarburo (ejemplo etano), M es un tercer cuerpo (N₂ o O₂). El compuesto carbonilo producido en la secuencia es en general sujeto a promover la oxidación que puede permitir la producción adicional de O₃ (NARSTO, 2000).

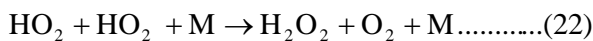
Etapas del proceso:



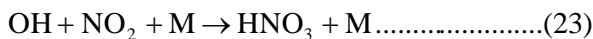
Proceso neto:



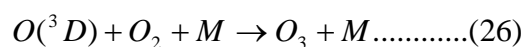
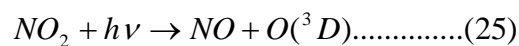
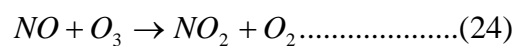
En esta secuencia los VOCs se consumen, mientras que ambos OH / HO₂ y NO_x actúan como catalizadores. La terminación se produce cuando se eliminan los catalizadores, a menudo por uno de dos caminos (NARSTO, 2000):



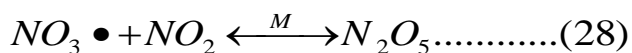
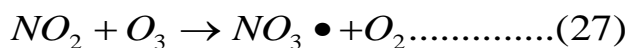
o



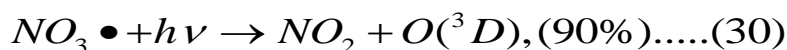
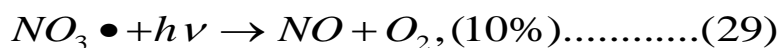
En la troposfera, el NO, NO₂ y O₃ están interrelacionados mediante las siguientes reacciones (EPA, 2006; Seinfeld & Pandis, 2006).



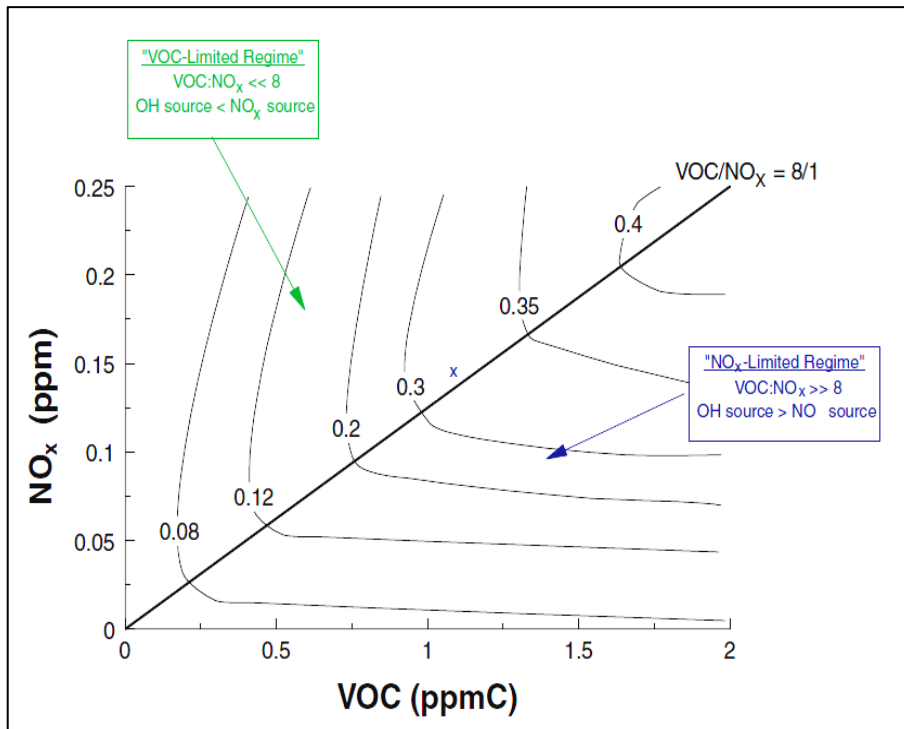
La reacción de NO₂ con O₃ permite la formación del radical nitrato (NO₃). Que en la troposfera inferior está casi en equilibrio con el pentóxido de dinitrógeno (N₂O₅) (EPA, 2006).



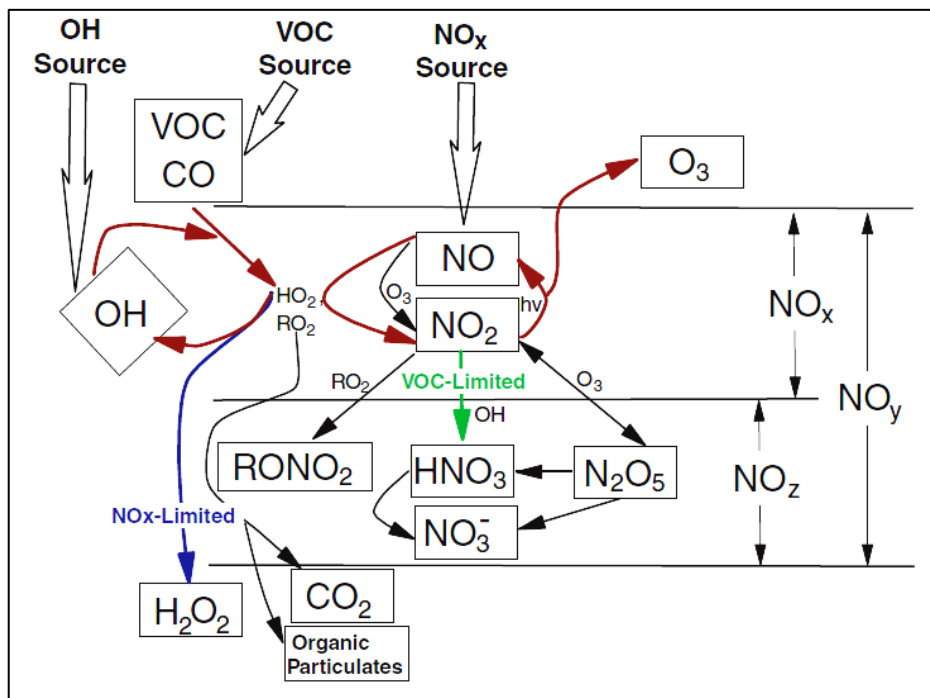
Sin embargo, debido a la rápida fotólisis del radical NO₃ con un tiempo de vida de 5s para una sobrecarga de sol, su concentración se mantiene baja durante el día, pero puede aumentar después de la puesta del sol a concentraciones por la noche de < 5 × 10⁷ a 1 × 10¹⁰ moléculas cm⁻³ sobre áreas continentales por emisiones antropogénicas de NO_x. Esto permite un incremento de concentración de N₂O₅ durante la noche, explicada por la ecuación (28) (EPA, 2006).



En general, la velocidad de producción de O₃ puede ser limitada por ambos VOC o NO_x. La existencia de estos dos regímenes opuestos, a menudo representados esquemáticamente en un diagrama de Aproximación Cinética de Modelamiento Cinético (EKMA), puede entenderse de manera mecánica en términos de las fuentes relativas de OH y de NO_x (NARSTO, 2000). En la figura 9 se muestran los detalles de este proceso.



(a)



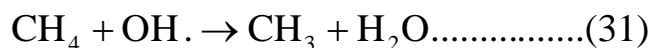
(b)

Figura 9. Diagrama EKMA Isopletas de 1 hora máxima concentración de O₃ (ppm) calculada como una función de concentraciones inicial de VOC y NO_x y las regiones del diagrama que son caracterizados por limitaciones de VOC o NO_x (a). Esquema de las vías fotoquímicas que conducen a la producción de O₃ (líneas marrones) y los pasos de terminación que dominan bajo NO_x-limitado (línea azul) y los regímenes de VOC limitado (línea verde) (NARSTO, 2000) (b).

Cuando la fuente de OH es más grande que la fuente de NOx, la terminación está dominada por (ecuación 28-línea azul) (figura 9b). Bajo estas condiciones, principalmente se forma H₂O₂, la formación de HNO₃, NOx es escaso, y como resultado la velocidad de producción de O₃ es limitado por NOx. Esto significa que las concentraciones de O₃ son reducidas con mayor eficacia mediante la reducción de las emisiones/concentraciones de NOx en vez de VOC (NARSTO, 2000). Cuando la fuente de OH es menor que la fuente de NOx, la terminación procede predominantemente por medio de (ecuación 29-línea verde)(figura 9b), la formación de HNO₃ es mayor que la de H₂O₂, el NOx es relativamente abundante y la producción de O₃ está limitada por VOC (el O₃ es reducido más eficazmente por VOC más bajos). Entre esto dos extremos (las regiones limitadas por VOC yNOx), se encuentran en una región de transición. En esta región de transición, el O₃ es igualmente sensible al VOC y NOx (NARSTO, 2000).

2.8 Oxidación de metano

El mecanismo de oxidación del metano (CH₄) involucra muchas etapas, el radical metil (CH₃) producido de la oxidación inicial rápidamente adiciona oxígeno (Jacob, 1999; Sportisse, 2010):



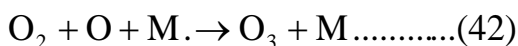
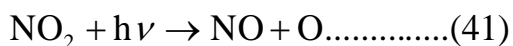
En esta etapa, la reacción de ramificación es la fotólisis del formaldehído (HCHO), con el siguiente mecanismo (Sportisse, 2010):



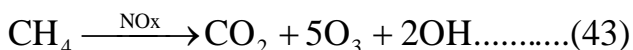
Cuatro moléculas de HO₂ son producidos de las reacciones (34, 36, 37 y 39), ellos pueden después de eso tomar parte en la reacción de producción de NO₂.



La producción de dióxido de nitrógeno es (una molécula con 33) y (cuatro moléculas con 40), entonces cinco moléculas a partir de una molécula de metano, contribuyen a la producción de ozono (Sportisse, 2010):



El resultado del inventario global de este ciclo es :



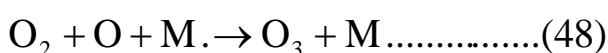
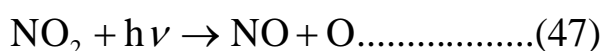
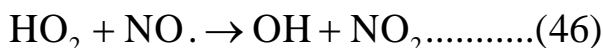
Una explicación más detallada del mecanismo de metano, se tiene en (Seinfeld y Pandis 2006).

2.9 Oxidación de monóxido de carbono

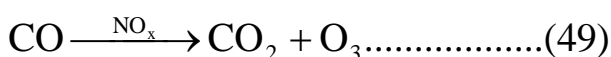
La oxidación de monóxido de carbono es similar al de metano, pero la producción de ozono es más débil porque no hay átomo de hidrógeno en CO (Sportisse, 2010). Las reacciones de propagación son la oxidación de CO por OH que produce el átomo H, que reacciona rápidamente con O₂ (Jacob, 1999).



El HO₂, NO y NO₂ están disponibles para la producción de ozono con las siguientes reacciones (Sportisse, 2010):



Cuya estimación global es :



2.10 Química del dióxido de azufre

Al menos el 90 % del azufre presente en el combustible fósil pasa a la fase gas en la forma de dióxido de azufre (SO₂) durante la combustión, y a menos que este sea deliberadamente removido del combustible, el SO₂, es emitido a la atmósfera (Austin et al., 2002). En la fase

de gas, el SO₂ potencialmente puede ser objeto de un gran número de reacciones involucrando la participación de reactivos oxidantes transitorios. El cuadro 2 muestra las reacciones del SO₂, todas son posibles termodinámicamente en la atmósfera bajo condiciones ambientales de temperatura y presión, con una constante de velocidad que varía ampliamente de 10⁻¹² a 10⁻²⁰ cm³moleculas⁻¹s⁻¹ (Austin et al., 2002). De hecho, las reacciones de SO₂ con oxígeno y ozono son poco probables que sean importantes en la fase gaseosa, con la posible excepción de la reacción con átomos de O (³D) en las primeras etapas de dispersión del gas (Austin et al., 2002). El O (³D) es formado por la fotodisociación de NO₂ (ecuación 25), bajo condiciones de alta concentración de NO₂, tal como podría existir en una pluma cercana al punto de emisión, es posible que concentraciones significativas de O(³D) pueda resultar en apreciable velocidad de oxidación de SO₂. Sin embargo como la pluma se diluye con el aire del ambiente, la tasa instantánea de velocidad de esta reacción cae rápidamente (Austin et al., 2002).

Cuadro 2. Cambios de entalpía y constantes de velocidad para reacciones potencialmente importantes de moléculas de SO₂ y SO₃ en el estado fundamental en la atmósfera más baja (Austin et al., 2002).

Reacción	$-\Delta H^\circ$ (kJmol ⁻¹) 25°C	k (cm ³ molec ⁻¹ s ⁻¹)
O ₂ (Δg) + SO ₂ → SO ₄ (biradical)	105	3.9 X 10 ⁻²⁰
O ₂ (Δg) + SO ₂ → SO ₄ (cíclico)	~ 117	
O ₂ (Δg) + S O ₂ →SO ₃ + O (³ D)	~ 56.5	
O ₂ (Δg) + SO ₂ →SO ₂ (3Σg)+ SO ₂	94	
O ₂ (Δg) + SO ₂ →SO ₄	167	6.6 X 10 ⁻¹⁶
O ₂ (Σg+) + SO ₂ →SO ₄ (cíclico)	180	
O ₂ (Σg+) + SO ₂ →SO ₄ (cíclico)+ O(³ p)	6.3	
O ₂ (Σg+) + SO ₂ →SO ₂ + O ₂ (Δg)	62.8	
O(³ D) + SO ₂ (+ M) → SO ₃ (+ M)	347	5.7x10 ⁻¹⁴
SO ₃ + SO ₂ → O ₂ + SO ₃	241	< 8 X 10 ⁻²⁴
NO ₂ + SO ₂ → NO + SO ₃	41.4	8.8x10 ⁻³⁰
NO ₃ + SO ₂ →NO ₂ + SO ₃	136	< 7 x 10 ⁻²¹
ONOO + SO ₂ → NO ₂ + SO ₃	~126	< 7 x 10 ⁻²¹
N ₂ O ₅ + SO ₂ →N ₂ O ₄ + SO ₃	100	< 4x10 ⁻²³
HO ₂ + SO ₂ → HO + SO ₃	69.9	

Continuación

$\text{HO}_2 + \text{SO}_2 (+ \text{M}) \rightarrow \text{HO}_2\text{SO}_2 (+ \text{M})$	29.3	$< 1 \times 10^{-18}$
$\text{CHO}_3\text{O}_2 + \text{SO}_2 \rightarrow \text{CHO}_3\text{O} + \text{SO}_3$	~ 113	$< 1 \times 10^{-18}$
$\text{CHO}_3\text{O}_2 + \text{SO}_2 (+ \text{M}) \rightarrow \text{CHO}_3\text{O}_2\text{SO}_2 (+ \text{M})$	~ 130	1.4×10^{-14}
$(\text{CH}_3)_3\text{CO}_2 + \text{SO}_2 \rightarrow (\text{CH}_3)_3\text{CO} + \text{SO}_3$	~ 109	
$(\text{CH}_3)_3\text{CO}_2 + \text{SO}_2 \rightarrow (\text{CH}_3)_3\text{CO}_2\text{SO}_2$	~ 126	$< 7.3 \times 10^{-19}$
$\text{CHO}_3\text{COO}_2 + \text{SO}_2 \rightarrow \text{CH}_3\text{CO}_2 + \text{SO}_3$	~ 138	
$\text{CHO}_3\text{COO}_2 + \text{SO}_2 \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}_2\text{SO}_2$	~ 155	$< 7 \times 10^{-19}$
$\text{HO} + \text{SO}_2 (+ \text{M}) \rightarrow \text{HOSO}_2 (+ \text{M})$	~ 155	1.1×10^{-12}
$\text{CHO}_3\text{O} + \text{SO}_2 (+ \text{M}) \rightarrow \text{CH}_3\text{OSO}_2 (+ \text{M})$	~ 100	$\sim 5.5 \times 10^{-13}$
$\text{SO}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{SO}_4$	24.8	9.1×10^{-13}

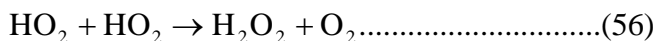
De lejos la ruta más importante de oxidación de SO_2 en la fase gas es mediante la reacción con el radical hidroxilo OH. En la atmósfera no contaminada, el OH es producido por la fotólisis de O_3 y la reacción subsecuente de átomos de oxígeno con vapor de agua (Austin et al., 2002). El proceso puede ser explicado teniendo en cuenta las ecuaciones químicas escritas anteriormente: ecuación 33 ($\lambda > 315\text{nm}$), ecuación 38 ($\lambda > 315\text{nm}$), ecuación 19 ($\lambda < 315\text{nm}$), ecuación (50) y ecuación (14, producción de OH 4 %).



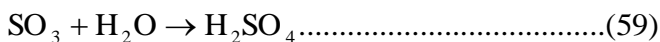
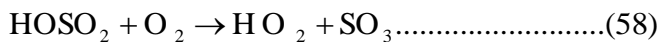
En aire contaminado, la fotólisis del ácido nitroso (HONO) y peróxido de hidrógeno (H_2O_2) produce OH directamente (Austin et al., 2002).



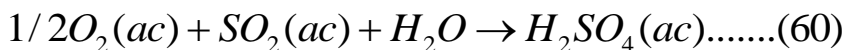
Bajo condiciones más contaminadas, los radical OH son producidos por la fotólisis de los productos de la combustión incompleta de combustibles fósiles, especialmente aldehídos, cetonas y otros compuestos orgánicos oxigenados. Por ejemplo la fotólisis del formaldehído (Austin et al., 2002).



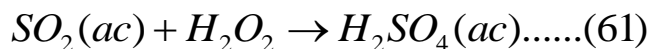
El hidroxilo reacciona rápidamente con SO_2 por una adición



El dióxido de azufre, también puede reaccionar con otras especies, por ejemplo en ausencia de especies catalíticas, la reacción con O_2 disuelto en fase acuosa es lenta como para ser significativa (Manahan, 2000).



El peróxido de hidrógeno es un oxidante importante en la atmósfera, y reacciona con el SO_2 disuelto mediante la reacción global (Manahan, 2000).



2.11 Material particulado

La organización mundial de la salud en el año 2013 clasificó la contaminación del aire externo como una causa importante de cáncer humano e identificó al material particulado (PM) como carcinogénico para los humanos. Altos niveles de contaminación del aire con material particulado puede causar enfermedades respiratorias e inflamación pulmonar, e incremento de muertes debido a efectos cardiovasculares. La mortalidad diaria total se incrementó aproximadamente en 1.5 % por cada $10 \mu\text{gm}^{-3}$ de incremento en la concentración media diaria de $\text{PM}_{2.5}$ (Wang et al., 2016).

Las partículas atmosféricas incluyen tanto sustancias sólidas y líquidas que varían en tamaño y densidad. Como tal, partículas más grandes y más densas se asientan en minutos, mientras que las partículas más pequeñas y menos densas permanecen suspendidas en la atmósfera por periodos de días a semanas (Godish, 2004). Individualmente, las partículas difieren en tamaño, masa, densidad, morfología, composición química y varias propiedades químicas y

físicas (Godish, 2004; Heinrich y Slama , 2007). Este refleja su origen, como ellos fueron inicialmente producidos, y su subsecuente historia atmosférica (Godish, 2004).

Debido al gran número de fuentes de partículas primarias, la formación de partículas secundarias por la química atmosférica, el crecimiento de algunas partículas atmosféricas, y la sorción de sustancias en fase gaseosa por otras, las partículas suspendidas en la atmósfera contienen cientos de diferentes especies químicas(Godish, 2004). Las partículas pueden ser emitidas de fuentes naturales y antropogénicas. Ellos pueden también ser producidos secundariamente como un resultado de reacciones relacionada a contaminantes en fases gaseosa (Godish, 2004; EPA, 2004).

Gases reactivos producidos por el hombre tales como SO₂, SO₃, NO_x, NH₃ y gases orgánicos son emitidos a la atmósfera y forman partículas por coagulación, impactación de núcleos de condensación y reacciones químicas (fuentes antropogénicas secundarias). Fuentes naturales primarias son volcanes, incendios forestales, océanos, erosión del suelo, abrasión de rocas y materiales vegetales. Fuentes naturales secundarias consisten de emisiones gaseosas de fuentes naturales que pueden formar material particulado (PM) (Heinrich y Slama, 2007). El PM de diferentes fuentes tienen diferente composición y a menudo diferente toxicidad, las propiedades físicas y químicas de PM varían en gran medida con el tiempo, región, la meteorología y la categoría de la fuente, lo que complica la evaluación de los efectos del material particulado sobre la salud y el bienestar (EPA, 2004). De especial interés son las partículas de < 20 µm, en diámetro aerodinámico, desde que ellos pueden quedar suspendidos en la atmósfera y dependiendo de su tamaño, se asientan lentamente (figura 10), tales partículas suspendidas caracterizan los aerosoles atmosféricos (Godish, 2004).

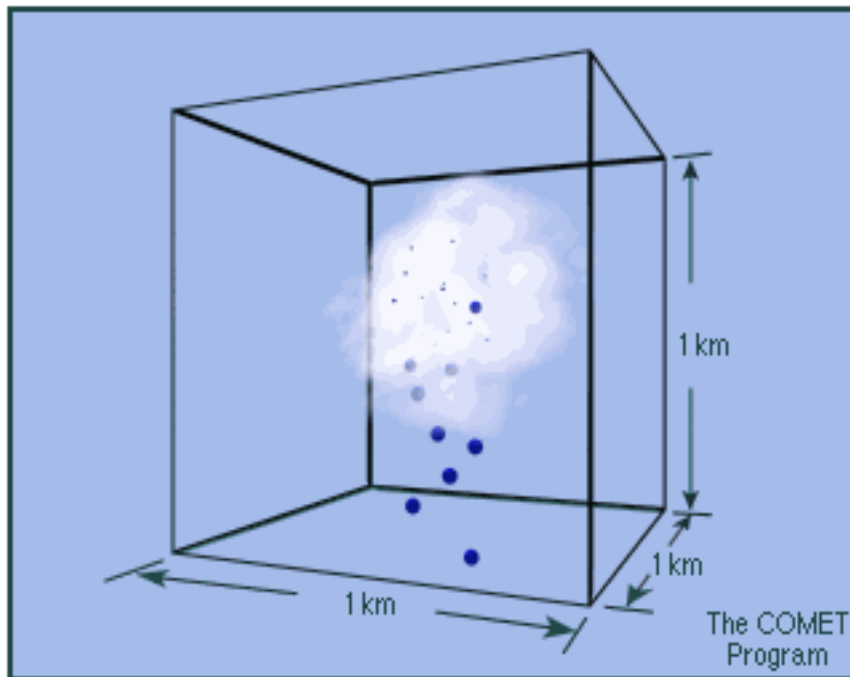


Figura 10. Material particulado (The COMET.Program, 2002).
<http://www.meted.ucar.edu/mesoprim/models/print.htm>.

Las partículas atmosféricas son usualmente distribuidas binodalmente en dos categorías: (1) fino (diámetro generalmente $< 2.5\mu\text{m}$) y (2) grueso (diámetro generalmente $>1.0\mu\text{m}$). Partículas en estos dos tamaños de fracciones tienden a diferir en términos de mecanismos de formación, fuentes de origen, composición, y comportamiento en la atmósfera y tracto respiratorio en los humanos (EPA, 2004; Seinfeld y Pandis, 2006). La emisión directa de partículas de fuentes antropogénicas (y a un grado mucho menor, fuentes naturales) y formación de partículas secundarias como resultado de la química atmosférica, tiene la principal preocupación ambiental. Estos incluyen (1) efectos tóxicos por exposición a partículas en los humanos, (2) reducción de la visibilidad debido a la capacidad de dispersión de la luz por la partículas, (3) efectos climáticos locales, regionales y potencialmente global asociado con la habilidad de las partículas de dispersar la luz de regreso al espacio y absorber radiación solar entrante y radiación térmica saliente (figura 11), y (4) efectos molestos asociados con el potencial de ensuciamiento de deposito de partículas (EPA, 2004).

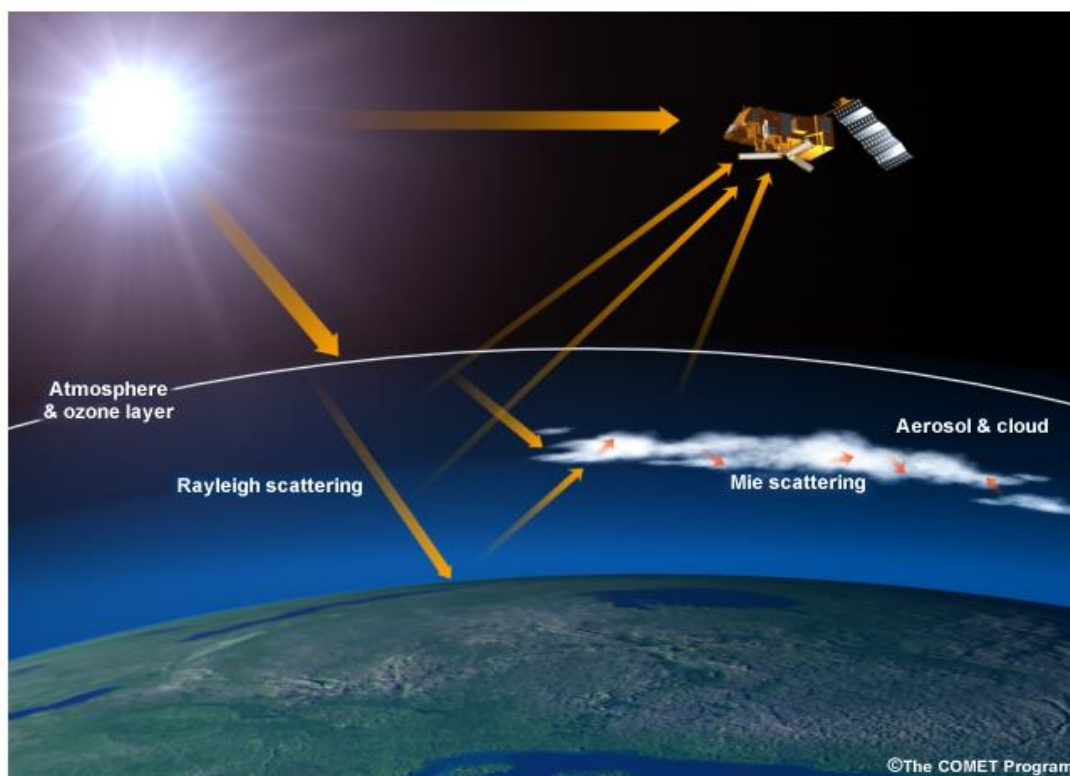


Figura 11. Efectos climáticos locales, regionales y potencialmente global asociado con la habilidad de las partículas de dispersar la luz de regreso al espacio y absorber radiación solar entrante y radiación térmica saliente (The COMET Program., 2012- Satellite Monitoring of Atmospheric Composition).

Fuentes antropogénicas de PM son: la combustión de combustibles fósiles para producción de energía y calentamiento doméstico, combustión de desechos de la industria del metal, gases de escape del tráfico, abrasión de neumáticos y el polvo de frenos, y resuspensión de las partículas sedimentadas (Heinrich y Slama , 2007). Las partículas de aerosoles contienen una variedad de sustancias peligrosas inorgánicas y orgánicas. Algunas sustancias orgánicas peligrosas incluyen benceno, bifenilos policlorados (compuestos organoclorados) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs). Sustancias inorgánicas peligrosas incluyen metales y compuestos sulfurados. Los metales causan daño pulmonar, broncoconstricción, e incrementa la incidencia de infección (Jacobson, 2002). El material particulado fino se define como el PM inhalable (PM₁₀, partículas con diámetro aerodinámico de menos de 10 μm) (Heinrich y Slama, 2007). Partículas más pequeñas que 10 μm en diámetro (PM₁₀) han sido relacionados con asma y obstrucción crónica en enfermedades pulmonares (Jacobson, 2002).

Estudios en la década de 1970 encontraron una relación entre enfermedades cardiopulmonares y alta concentración de partículas de aerosoles y óxidos de azufre. Otros

estudios en la década del 1970 y 1980 encontraron una relación entre bajas concentraciones de partículas de aerosoles y la salud (Jacobson, 2002). El PM es una amenaza principal para niños debido a la alta exposición al PM y estado inmune de los pulmones y posiblemente también a la función inmune en el nacimiento (Heinrich y Slama, 2007). El incremento en la incidencia de cáncer pulmonar y mortalidad que se asocia más consistentemente con concentraciones ambientales elevadas de largo plazo de PM_{10} y SO_2 , especialmente entre hombres (WHO, 2003). Con excepción de aerosoles marinos, los cuales son dominados por cloruro de sodio, el sulfato es uno de los principales contribuidores de la masa de los aerosoles atmosféricos (Wallace & Hobbs, 2006). La fracción de masa varía de 22 a 45 % para los aerosoles continentales a 75 % para aerosoles en el Ártico y Antártida. Debido a que el contenido de sulfato de la corteza de la tierra es bajo para explicar el gran porcentaje de sulfato en los aerosoles atmosféricos, la mayor parte deriva de la conversión de gas (SO_2) a partícula. El sulfato está contenido principalmente en partículas submicroscópicas (Wallace y Hobbs, 2006).

El amonio (NH_4^+) es el catión principal asociado con el aerosol continental. Este es producido por la neutralización de amoníaco con ácido sulfúrico para producir sulfato de amonio $(NH_4)_2SO_4$ (Wallace y Hobbs, 2006). La razón de la concentración molar varía de 1 a 2, correspondiendo a un aerosol de composición intermedio entre NH_4HSO_4 y $(NH_4)_2SO_4$. En el aire marino los principales contribuidores a la masa de aerosoles inorgánicos son los iones Na^+ , Cl^- , Mg^{2+} , K^+ y Ca^{2+} . Estos compuestos están contenidos principalmente en partículas de unos pocos micrómetros en diámetro debido a que ellos se originan de sales del mar derivados de estallidos de burbujas. Concentraciones de sulfato de máxima masa varían en un rango de 0.1 a 1 μm , partículas en este rango de tamaño son efectivas en dispersar la luz y por ello reducen la visibilidad y como núcleos de condensación de nubes (Wallace y Hobbs, 2006).

El nitrato se produce en partículas de mayor tamaño que el sulfato en el aire marino. Debido a que el agua de mar contiene insignificante nitrato, el nitrato en estas partículas debe proceder de la condensación gaseosa de HNO_3 , posiblemente por la conversión de gas a partícula en la fase líquida (Wallace y Hobbs, 2006). El nitrato es también común en aerosoles continentales cuyo diámetro varía de 0.2 a 20 μm . Procede, en parte, de la condensación de HNO_3 sobre partículas minerales más grandes y más alcalinas. Los compuestos orgánicos forman una apreciable fracción de la masa de aerosoles atmosféricos (Wallace y Hobbs, 2006). Los orgánicos más abundantes en aerosoles urbanos son alcanos

de peso molecular más altos (C_nH_{2n+2}) aproximadamente de 1000 a 4000 $ng.m^{-3}$, y alquenos (C_nH_{2n}) aproximadamente 2000 $ng.m^{-3}$. La deposición húmeda y seca permiten relativamente cortos tiempo de residencia en la troposfera, la distribución de las fuentes de partículas es altamente no uniforme, por lo que los aerosoles troposféricos varían ampliamente en concentración y composición a través de la tierra (Seinfeld y Pandis 2006).

2.12 Escalas de movimiento atmosférico y modelos de mesoescala

Históricamente los modelos meteorológicos han sido usados para el tiempo, clima y el cambio climático. Los modelos fotoquímicos han sido usados para estudiar las emisiones de contaminantes del aire urbano, regional y global, química, procesos de aerosoles, y transporte de contaminantes. Recientemente los modelos meteorológicos se han fusionado con modelos fotoquímicos para abordar estos problemas juntos (Jacobson, 2005). Los problemas atmosféricos pueden ser simulados sobre una variedad de escalas espaciales, tal como se muestra en el cuadro 3.

Cuadro 3. Escalas de movimiento atmosférico (Jacobson, 2002, 2005; Mölders y Kramm, 2014).

Nombre de la escala	Dimensiones de la escala	Ejemplos
Escala molecular	$\leq 2mm$	Difusión molecular, viscosidad molecular
Microescala	2 mm-2 km Micro escala $\gamma \leq 20$ m Micro escala β 20–200 m Micro escala α 200 m–2 km	Remolinos, pequeños penachos, gases de escape de los automóviles, las nubes de cúmulo
Mesoescala	2- 2000 km	La mayoría de las tormentas, cúmulos grandes, tormentas muy grandes
	Meso escale γ 2–20 km (3 a 30 min)	
	Meso escala β 20–200 km (30min a 6h)	Campos de vientos locales, vientos de montaña, brisas de tierra /mar, complejos convectivos de mesoescala, tormentas grandes.

Continuación

	Micro escala α 200–2,000 km (6h a 2 días)	Corrientes en chorro, pequeños huracanes, anticiclones débiles
Escala sinoptica	500 - 10000 km Meso escala β 2,000–10,000 km	Sistemas de alta y baja presión, tormentas tropicales, huracanes, agujero de ozono antártico
Escala planetaria	≥ 10000 km Micro escala $\alpha \geq 10,000$ km	Sistemas globales de viento, la reducción del ozono estratosférico, el calentamiento global

Un modelo es una representación matemática de un proceso (Jacobson 2005; Andrews, 2010). Un modelo de ordenador atmosférico es una representación con código de ordenador de la dinámica, física, química, y procesos radiativos en la atmósfera. En los modelos atmosféricos, los procesos dependen del tiempo y son descritos matemáticamente por ecuaciones diferenciales ordinarias. Los procesos dependientes del espacio y tiempo son descritos por ecuaciones diferenciales parciales. Las ecuaciones diferenciales ordinarias son reemplazadas con diferencias finitas u otra aproximación, luego es convertido a un sistema que es operado por computadora y solucionado (Jacobson, 2005).

El modelado requiere soluciones de las ecuaciones diferenciales ordinarias, ecuaciones diferenciales parciales, ecuaciones parametrizadas y ecuaciones empíricas (Jacobson, 2005). El modelado es una herramienta adecuada, y puede ser utilizado para apoyar la interpretación de las observaciones. Cuando queremos modelar u observar un proceso atmosférico, tenemos que asegurar una resolución espacial y temporal lo suficientemente alta (Mölders y Kramm, 2014). Un modelo de mesoescala es un modelo de predicción numérica del tiempo (PNT) cuya resolución horizontal y vertical son suficientes para pronosticar fenómenos meteorológicos de mesoescala. Dichos fenómenos, que a menudo son producto del forzamiento de la topografía o de los litorales, o están relacionados con la convección, presentan algunos de los mayores retos a la hora de hacer el pronóstico (The COMET Program, 2002).

Las leyes físicas del movimiento y conservación de la energía rigen el desarrollo de las condiciones atmosféricas. Dichas leyes pueden expresarse por medio de una serie de ecuaciones matemáticas complejas que componen el núcleo de lo que denominamos predicción numérica del tiempo. Los fenómenos climáticos severos, incluidos los tornados y los sistemas convectivos de mesoescala, ocurren principalmente a nivel de mesoescala. La visibilidad, la turbulencia, el tiempo que percibimos y el estado del mar pueden variar enormemente en distancias de pocos kilómetros y sus repercusiones pueden ser enormes (The COMET Program, 2002).

2.13 Espaciado de malla y resolución

Para simular un sistema geofísico fluido, tal como la atmósfera, como una región finita, se necesita elegir el tamaño del dominio, tamaño de la malla, intervalo de tiempo, tiempo de integración total, y otros factores a considerar, tal como la condición inicial y condición de contorno (Lin, 2007). Existe una relación directa entre la resolución horizontal (Δx , Δy) de un modelo de PNT y el tamaño de las características meteorológicas que puede simular (figura 12). Cuanto mayor la resolución, tanto más pequeñas las características que el modelo puede representar adecuadamente. Esta resolución está relacionada con la distancia entre los puntos de malla, en el caso de los modelos de malla, o con el número de ondas empleadas para representar los datos meteorológicos, en el caso de los modelos espectrales. A nivel operativo, el WRF es un modelo de malla (The COMET Program, 2002).

La característica meteorológica más pequeña que se puede representar, incluso en el ámbito de un pronóstico a corto plazo, abarca entre cinco y siete puntos de malla. Esto significa que un modelo que emplea una malla de 20 km de densidad es incapaz de pronosticar una característica de tamaño inferior a los 100 km. En terreno accidentado o montañoso, es posible que el modelo no logre identificar una característica forzada por la topografía incluso con una densidad de malla de 5 km. La predicción de las características meteorológicas de mesoescala requiere modelos de resolución mucho más fina. Al aumentar la resolución, los recursos informáticos necesarios también aumentan, porque el modelo debe calcular los valores para un mayor número de puntos de malla (The COMET program, 2002).

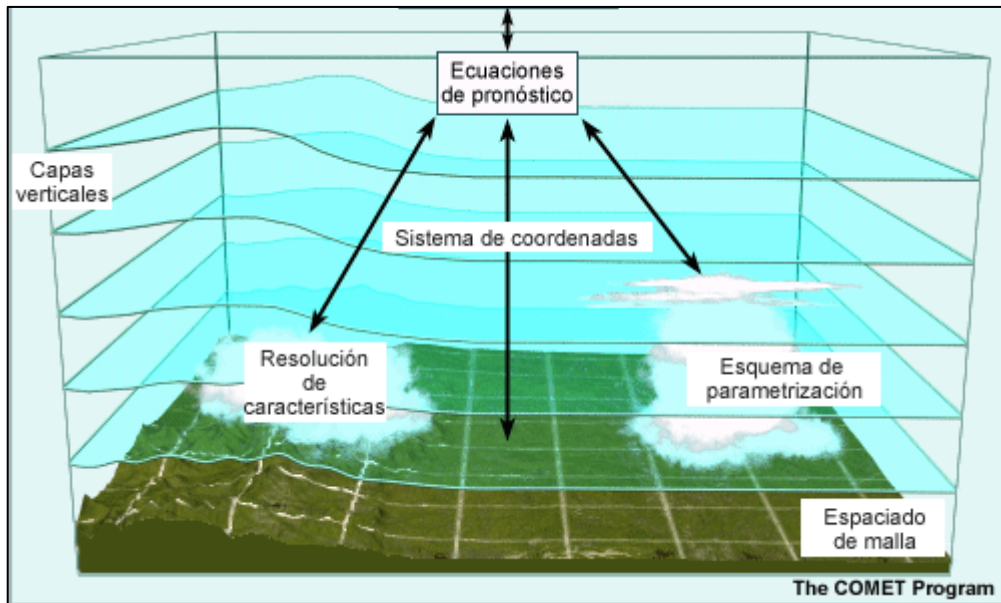


Figura 12. Espaciado de malla y resolución (The Comet Program, 2002).

2.14 Coordenada vertical sigma

Al igual que se necesita una resolución horizontal (Δx , Δy) adecuada para representar distintos fenómenos atmosféricos, los modelos de PNT también se deben diseñar con la resolución vertical adecuada para que puedan pronosticar la estructura vertical y los efectos de una variedad de eventos meteorológicos (figura 13). Es interesante observar que la razón entre la resolución horizontal y la resolución vertical debe ser coherente con la inclinación de los fenómenos meteorológicos de interés. De no mantener esta coherencia, los pronósticos de un modelo con alta resolución en una sola dimensión pueden ser incluso peores que los de un modelo de resolución más baja (The COMET Program, 2002). Para determinar la resolución horizontal óptima de un modelo se necesita suficiente detalle para asegurar que los eventos meteorológicos similares se pronosticarán con resultados equivalentes en casi cualquier lugar dentro del dominio de ejecución del modelo. Esto significa que se utilizará un espaciado de malla uniforme. Sin embargo, para determinar la resolución vertical óptima del modelo normalmente aprovechamos el hecho de que ciertos procesos atmosféricos suelen estar confinados en determinadas regiones verticales específicas de la atmósfera, y por tanto, tratamos de asignar una resolución vertical más alta a las zonas donde es más necesaria (The COMET Program, 2002).

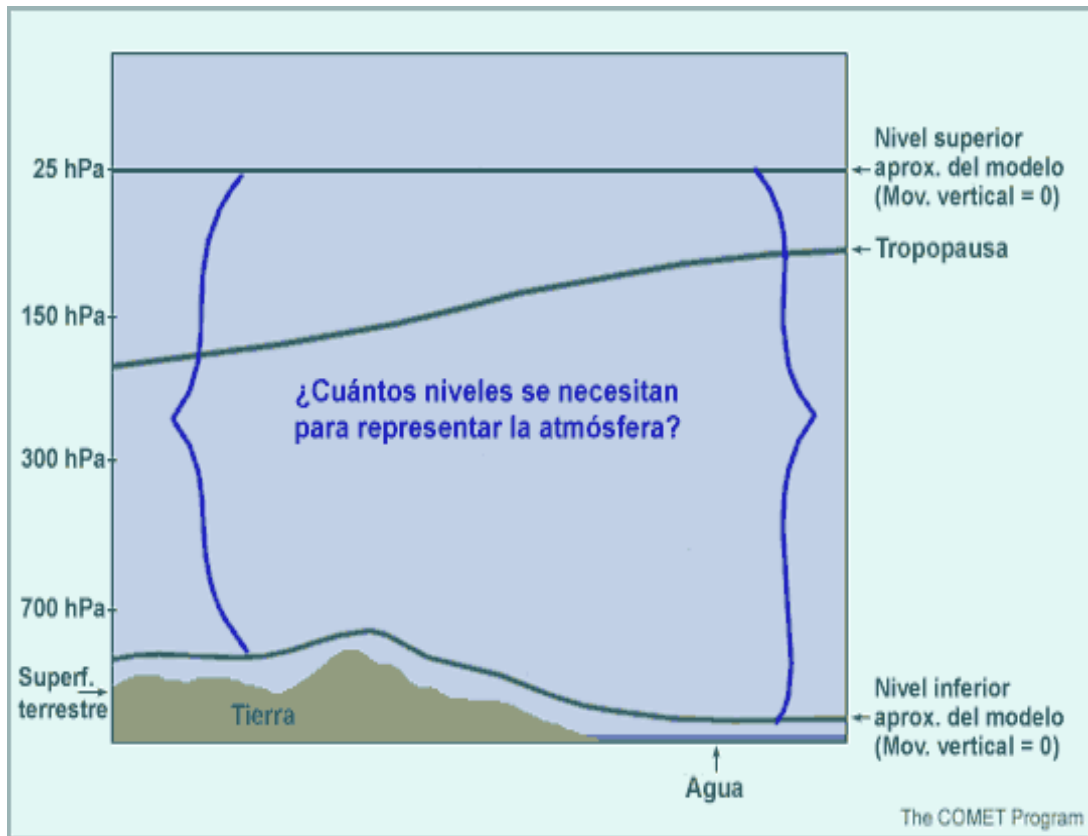


Figura 13. Para determinar la resolución vertical óptima del modelo normalmente aprovechamos el hecho de que ciertos procesos atmosféricos suelen estar confinados en determinadas regiones verticales específicas de la atmósfera, y por tanto, tratamos de asignar una resolución vertical más alta a las zonas donde es más necesaria (The Comet Program, 2002).

Por ejemplo, la resolución vertical debe ser muy fina (del orden de unos pocos hectopascales) cerca de la superficie de la Tierra (figura 14). De esta forma el modelo puede capturar la transferencia de calor y humedad en la capa límite planetaria producida por el calentamiento diurno de la superficie. Por otra parte, no se necesita este grado de resolución en la troposfera media (alrededor de 600 a 300 hPa), aunque sí es necesaria una mayor resolución cerca y debajo de la tropopausa, para poder predecir con exactitud la corriente en chorro (The COMET Program, 2002). Los distintos modelos numéricos emplean varios tipos de coordenadas verticales para representar las capas atmosféricas, cada uno de los cuales tiene sus propias ventajas y limitaciones. Es importante comprender cómo las características de resolución vertical del sistema de coordenadas de un modelo en particular influyen en su capacidad de representar las características meteorológicas.

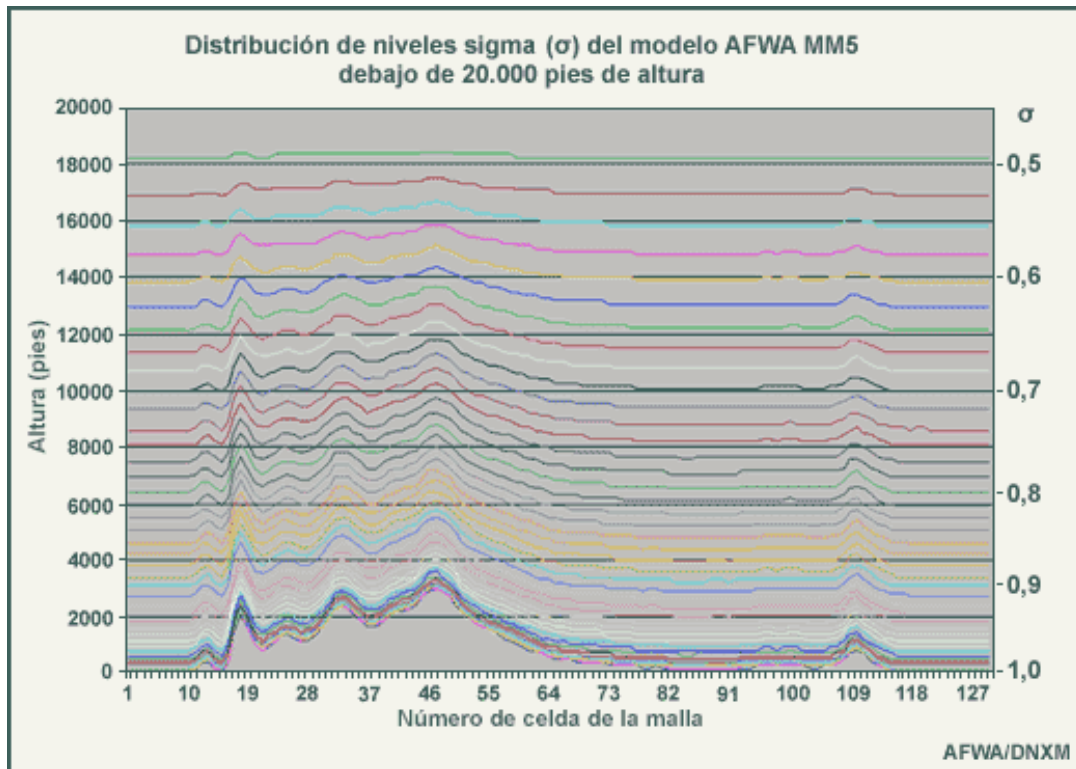


Figura 14. Distribución de niveles sigma-coordenada vertical (The Comet Program, 2002; The Comet Program, 2011).

Muchos modelos, como GFS, COAMPS y SRF de la Agencia Meteorológica de la Fuerza Aérea de EE.UU. (AFWA), representan una serie de capas horizontales apiladas en sentido vertical por medio de coordenadas sigma (σ) (The COMET Program, 2002). En un sistema de coordenadas sigma, los niveles superior e inferior se definen como los niveles en los cuales los movimientos verticales son insignificantes. El nivel inferior está cerca de la superficie terrestre con una presión (P_S) y ($\sigma = 1.0$) y el nivel superior se establece en un valor de presión muy bajo (P_T), para el cual se supone que el movimiento vertical es insignificante ($\sigma = 0.0$). Por lo tanto, cerca de la superficie los niveles sigma siguen el terreno muy de cerca, mientras que en altura los niveles con valores sigma bajos tienden a "nivelarse", volviéndose casi horizontales (The Comet Program, 2002; The Comet Program, 2011). La coordenada vertical sigma se define como (Pielke, 2002).

$$\sigma = \frac{P - P_T}{P_S - P_T} \dots\dots\dots(60)$$

P_T : Presión en el tope del dominio

P_S : Presión superficial

2.15 Importancia de la parametrización

Se denomina parametrización de los procesos físicos de la atmósfera, al procedimiento mediante el cual se añaden términos adicionales de contribuciones promediadas de los diferentes procesos a nivel de “subrejilla” en las ecuaciones que describen el comportamiento de la atmósfera. Los procesos de pequeña escala no están resueltos por los modelos de gran escala o globales (por ejemplo GFS), debido al mayor tamaño de la partición de la rejilla que usan en comparación con el tamaño de la rejilla “subrejilla” de los modelos regionales (por ejemplo WRF-Chem). Los efectos de estos procesos de pequeña escala “subrejilla” en la gran escala sólo pueden ser representados estadísticamente (Martinez, 2015).

Incluso en los modelos de alta resolución, algunos procesos meteorológicos y climáticos son demasiado pequeños en escala para calcularlos directamente, y siempre serán, sus efectos importantes para los sistemas meteorológicos y climáticos (The Comet Program, 2012). Los procesos microfísicos se producen a una escala demasiado pequeña como para que se puedan modelar explícitamente (The Comet Program, 2012). Cada proceso físico importante que no se puede pronosticar directamente requiere un esquema de parametrización basado en una representación física (por ejemplo, radiación) o estadística (por ejemplo, inferencia de la fracción de nubosidad convectiva a partir de la cantidad de precipitación convectiva) razonable (The Comet Program, 2010).

Las parametrizaciones están diseñadas utilizando las observaciones y las leyes de la física; no son una "mejor estimación" (The Comet Program, 2012). El esquema debe usar un conjunto de suposiciones para derivar información acerca de los procesos a partir de las variables de las ecuaciones de pronóstico (The Comet Program, 2010). Estos procesos a escala sub-rejilla, tales como la convección de cúmulos y la transferencia radiativa de la radiación solar y de onda larga, afectan indirectamente a las variables del clima y tiempo calculados en la rejilla. Estos efectos indirectos son determinados por lo que se llama "parametrización" (The Comet Program, 2012).

Los modelos de PNT no pueden resolver las características y/o los procesos que ocurren dentro de los límites de una sola celda de la malla. Por lo tanto, ni siquiera un modelo de mesoescala puede resolver los flujos, remolinos y obstáculos que se producen a nivel local (The Comet Program, 2002).

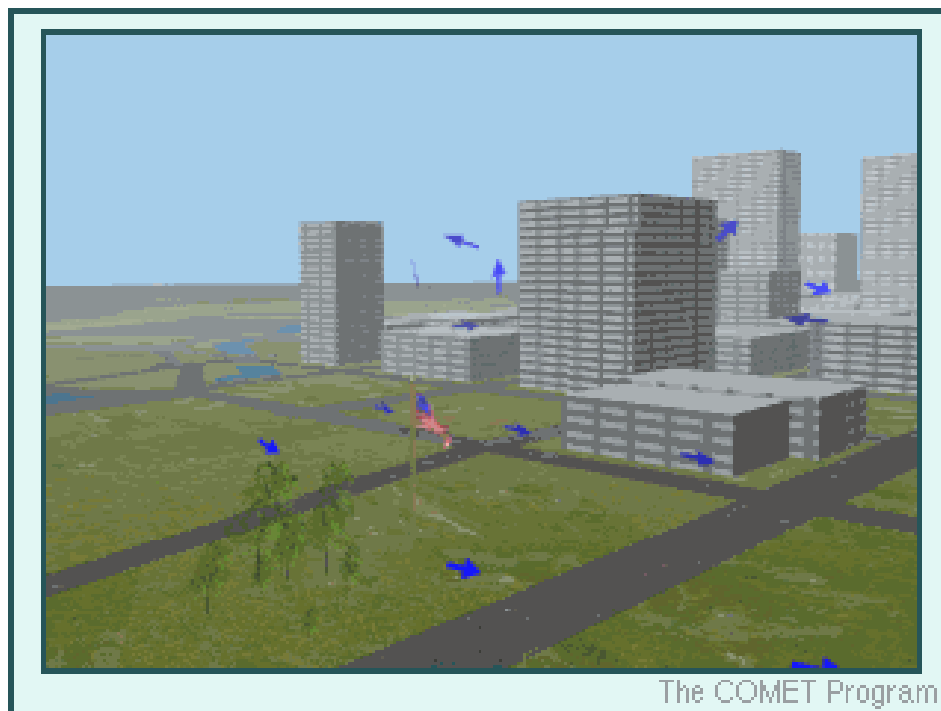


Figura 15. Una serie de obstáculos puede crear un flujo complejo con remolinos turbulentos (The Comet Program, 2002).

La fricción es mayor cerca de los árboles y edificios altos que en las zonas abiertas (figura 15). Sería poco realista pretender que un modelo meteorológico pudiera resolver las características a esta escala, por alta que fuera la resolución. Por lo tanto, los modelos deben representar el efecto total de los obstáculos y las superficies sobre el flujo mediante un único número que represente la fricción dentro de la celda (The Comet Program, 2002). El método de representar dichos efectos sin calcularlos directamente se conoce como parametrización. Podemos concebir la parametrización en términos de modelar los efectos de un proceso (emulación) en lugar de modelar el proceso en sí (simulación) (The Comet Program, 2002). Los efectos de estos (figura 16) y otros procesos se deben parametrizar en los modelos por tres razones fundamentales: **(1)** porque los fenómenos son demasiado pequeños o demasiado complejos para resolverse en forma numérica. Los equipos informáticos no son aún lo suficientemente potentes para manejar estos procesos directamente, **(2)** a menudo, no comprendemos los procesos lo suficientemente bien como para representarlos mediante una ecuación, **(3)** los efectos tienen un impacto profundo en los campos del modelo y son esenciales para crear pronósticos realistas (The Comet Program, 2002).

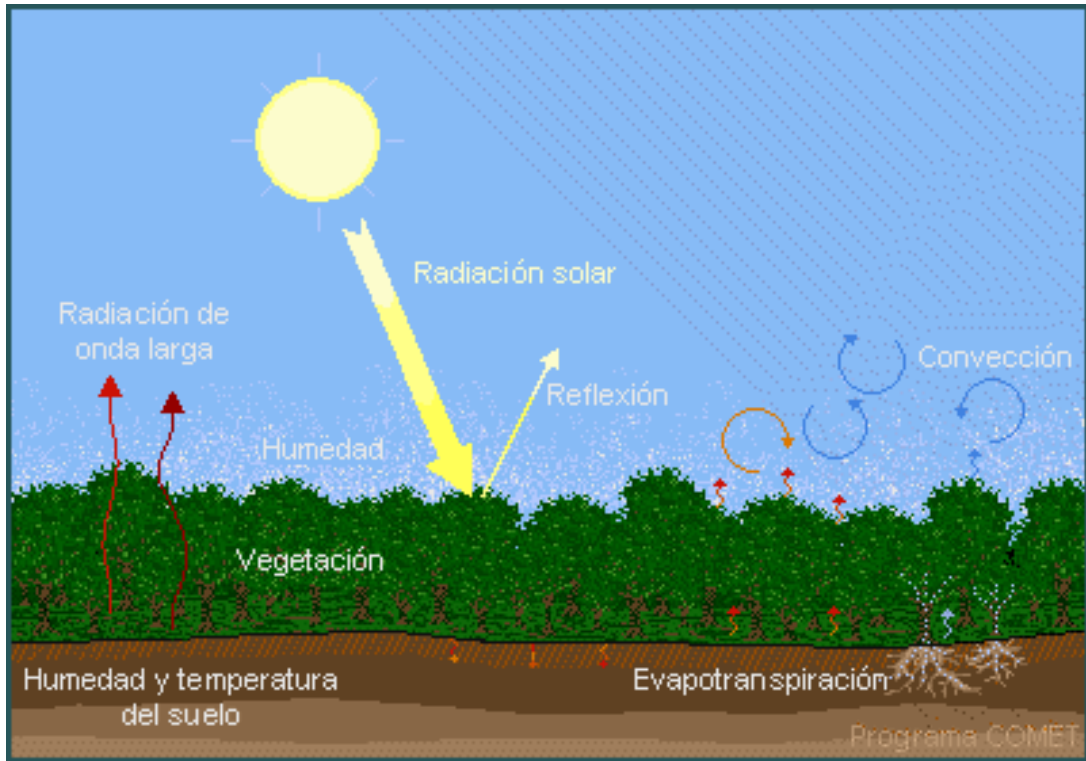


Figura 16. Esta imagen representa algunos de los muchos procesos físicos que ocurren cerca de la superficie que suelen parametrizarse (The Comet Program, 2002).

Tomemos el ejemplo de una representación del modelo de microfísica de las nubes. Imponen las leyes de conservación de la masa de agua que entra y sale de una celda de la malla. El vapor se condensa en el modelo de acuerdo con los umbrales basados observacionalmente de humedad relativa, la formación de "nubes". Los procesos físicos conducen desde las nubes la formación de gotas que caen a la celda de la malla en forma de lluvia o nieve, también se basan en pruebas de observación desde el interior de las nubes (The Comet Program, 2012).

2.16 Condiciones de frontera en los modelos de mesoescala

Las condiciones de frontera de un modelo de mesoescala de área limitada, constituye otro aspecto a considerar para determinar la capacidad del modelo de predecir las características meteorológicas de mesoescala de forma adecuada. Estas condiciones de frontera son las condiciones meteorológicas, representadas en forma matemática, de los bordes del área de ejecución del modelo. Los campos calculados del modelo deben ser coherentes con estas condiciones de frontera (The Comet Program, 2002).

Resulta que la mayoría de los modelos de mesoescala dependen para sus condiciones iniciales y de frontera de modelos globales o regionales de resolución relativamente gruesa que tienen un espaciado de malla considerablemente mayor. Por supuesto que un modelo global con la misma resolución y física que un modelo de mesoescala es mejor que una versión que cubre un dominio limitado, ya que no tiene problemas de condiciones de frontera. Los resultados de la mayoría de los modelos de mesoescala sólo pueden ser tan buenos como la información que los modelos obtienen de la salida de los modelos de escala mayor. Por lo tanto, el uso de un modelo de mesoescala de área limitada debe comenzar con la validación del pronóstico sinóptico usado para establecer las fronteras del dominio del modelo de área limitada (The Comet Program, 2002).

Además de los problemas relacionados con las condiciones de frontera, los modelos de área limitada pueden tener problemas de arranque inicial. Muchos de estos problemas están relacionados con la inicialización (*spin-up*), es decir, el proceso de arrancar los movimientos verticales y las circulaciones divergentes en el modelo y permitir su desarrollo hasta que alcancen la intensidad plena (The Comet Program, 2002). Cuando se inicia el ciclo de ejecución del modelo, con frecuencia estas circulaciones son demasiado débiles o no son coherentes. Esto ocurre si los datos de las condiciones de frontera iniciales provienen exclusivamente de las observaciones y no se ha usado un modelo para incorporar la coherencia dinámica entre la masa y los vientos. Cuando esto ocurre, lleva un poco de tiempo para que la salida del modelo alcance su plena amplitud. Además, durante este período es posible que el modelo genere muchas ondas de gravedad erráticas conforme se ajusta para alcanzar su equilibrio dinámico (The Comet Program, 2002).

2.17 Ventajas y desventajas de los modelos de malla

Características de los modelos de malla

- Los datos se representan en un conjunto fijo de puntos de malla.
- La resolución es función del espaciamiento de los puntos de malla.
- Todos los cálculos se realizan en los puntos de malla.
- Se utilizan aproximaciones de diferencias finitas para resolver las derivadas de las ecuaciones del modelo.
- Se introduce un error a través de las aproximaciones por diferencias finitas de las ecuaciones primitivas.

- El grado de error es función del espaciamiento de la malla y del intervalo de tiempo (The Comet Program, 2010b).

Ventajas

- Pueden proporcionar una alta resolución horizontal en aplicaciones regionales y de mesoescala.
- No necesitan transformar los cálculos físicos desde y hacia el espacio de malla.
- A medida que la física en los modelos operativos se vuelve más compleja, los modelos de malla se vuelven más competitivos con los modelos espectrales desde el punto de vista computacional.
- Las versiones no hidrostáticas pueden pronosticar explícitamente los detalles de convección, dada una resolución adecuada y suficiente detalle en las condiciones iniciales (The Comet Program, 2010b).

Desventajas

- Las aproximaciones por diferencias finitas de las ecuaciones del modelo introducen un error considerable.
- Se acumula ruido de pequeña escala cuando se integran las ecuaciones por períodos largos.
- La magnitud de los errores de cómputo suele ser mayor que en los modelos espectrales de resolución comparable.
- Los errores en las condiciones de frontera se pueden propagar a los modelos regionales y pueden afectar la habilidad del pronóstico (The Comet Program, 2010 b).

Características de los modelos no hidrostáticos

- Utilizan las ecuaciones primitivas no hidrostáticas, pronostican el movimiento vertical en forma directa.
- Se utilizan para pronosticar fenómenos de escala pequeña.
- Pueden predecir estructuras de mesoescala detalladas y realistas, así como el impacto en las condiciones meteorológicas en la zona, lo cual produce pronósticos locales de calidad superior (a veces) o errores grandes (otras veces) (The Comet Program, 2010b).

Ventajas

- Calculan el movimiento vertical de forma explícita.
- Predicen explícitamente la liberación de empuje hidrostático.
- Tienen en cuenta los procesos de nubes y precipitación y su aporte a los movimientos verticales.
- Son capaces de predecir la convección y las ondas orográficas (The Comet Program, 2010b).

Desventajas

- Tardan más tiempo en ejecutarse que los modelos hidrostáticos de resolución y dominio iguales.
- Se utilizan en aplicaciones de área limitada, de modo que necesitan condiciones de fronteras de otro modelo; si las condiciones de frontera no cuentan con la estructura y resolución características de los campos que evolucionan dentro del dominio del modelo, pueden producir efectos adversos en el pronóstico.
- Pueden predecir fenómenos con un aspecto realista, pero el momento y la posición pueden ser poco confiables (The Comet Program, 2010b).

2.18 Modelo hidrostático y no hidrostático

Los modelos hidrostáticos presuponen la existencia de un equilibrio hidrostático, es decir, que el peso de la atmósfera, que ejerce presión hacia abajo, está en equilibrio con la fuerza del gradiente de presión, que empuja hacia arriba (figura 17). Muchos modelos de mesoescala, tal como el WRF, no son hidrostáticos (The Comet Program, 2002).

Los procesos no hidrostáticos y sus efectos adquieren importancia cuando la longitud de una característica es aproximadamente igual a su altura, es decir, típicamente características de 10 km o menos de tamaño. Los modelos no hidrostáticos de alta resolución pueden pronosticar con cierto realismo los cambios de empuje hidrostático que se producen en la atmósfera y el potencial asociado de desarrollo de convección (The Comet Program, 2002). Para la predicción numérica del tiempo, los modelos no hidrostáticos incluyen ecuaciones para los movimientos verticales que no se emplean en los modelos hidrostáticos. El resultado es que los modelos no hidrostáticos pronostican en forma directa el tiempo ocasionado por los movimientos verticales provocados por los cambios de empuje hidrostático y otras aceleraciones verticales. En comparación, los modelos hidrostáticos sólo pueden inferir los

$$\frac{\partial w}{\partial t} = \text{Términos de advección} - \frac{1}{\rho_o} \frac{\partial P'}{\partial z} + gB - gq \dots \dots \dots (68)$$

$\frac{\partial w}{\partial t}$: Cambio en el movimiento vertical con respecto al tiempo

Términos de advección

$-\frac{1}{\rho_o} \frac{\partial P'}{\partial z}$: Fuerza de gradiente de presión no hidrostático en una celda de la malla

P': desviaciones de la presión del balance hidrostático de gran escala

ρ_o : densidad del ambiente

g: aceleración de la gravedad

B: Empuje vertical

- gq : Arrastre por precipitación

2.19 Ecuación de predicción numérica del tiempo (PNT)

Ciertas leyes físicas de movimiento y conservación de la energía (por ejemplo, la segunda ley del movimiento de Newton y la primera ley de la termodinámica) gobiernan los cambios que se producen en la atmósfera. Estas leyes permiten derivar una serie de ecuaciones matemáticas que forman el núcleo de lo que se puede llamar predicción numérica del tiempo (Staniforth y Wood, 2008). El pronóstico del tiempo se puede considerar como un problema matemático de condiciones iniciales: dado un conjunto de ecuaciones que gobiernan el cambio de las variables meteorológicas con el tiempo, si conocemos la condición inicial de la atmósfera ($A^{inicial}$) podemos resolver las ecuaciones para obtener nuevos valores para esas variables en un momento posterior, es decir, hacer un pronóstico. ($A^{pronostico}$). Para representar matemáticamente un modelo de PNT en su forma más simple escribimos (Staniforth y Wood, 2008).

$$A^{Pronostico} = A^{inicial} + F(A) \cdot \Delta t \dots \dots \dots (69)$$

F(A) representa los términos de todos los tipos de forzamiento que pueden causar cambios en el valor de A. El cambio en una variable de pronóstico se representa como ($\Delta A = A^{pronostico} - A^{inicial}$) en un punto particular del espacio, dado en un cambio en el tiempo Δt (a qué distancia en el futuro se está pronosticando).

El cambio en la variable de pronóstico (A) durante el período de tiempo (t) es igual a los efectos acumulados de todos los procesos que imponen un cambio en (A). En la predicción numérica del tiempo, los valores futuros de las variables meteorológicas se pueden obtener determinando sus valores iniciales, a los cuales se agrega después el forzamiento físico que

actúa sobre las variables durante el período del pronóstico (Staniforth y Wood, 2008). Las ecuaciones de pronóstico utilizadas en PNT, se configuran basadas en (Ec.69), y se denominan ecuaciones primitivas porque describen los procesos fundamentales que ocurren en la atmósfera. Estas ecuaciones gobiernan el movimiento y los cambios termodinámicos que se producen en la atmósfera y son derivadas de las leyes completas de conservación de momento, masa, energía y humedad (Staniforth y Wood, 2008).

Debido a su complejidad, las ecuaciones primitivas se deben resolver numéricamente, utilizando aproximaciones algebraicas en lugar de calcular soluciones analíticas completas. Estas aproximaciones numéricas introducen errores incluso si las ecuaciones de pronóstico describen completamente los fenómenos de interés y el estado inicial está representado a la perfección. Las formas de las ecuaciones de pronóstico del modelo empleadas en los equipos informáticos no pueden contener todos los detalles a todas las resoluciones. Por lo tanto, parte de la información sobre los campos atmosféricos faltará o no se representará adecuadamente en el modelo, aunque se cuente con observaciones perfectas y se conozca perfectamente el estado inicial de la atmósfera (Staniforth y Wood, 2008).

2.20 Modelos globales

Los modelos meteorológicos numéricos se ejecutan a gran escala (global o regional), principalmente por dos propósitos **(a)** Predicción numérica del tiempo (NWP o PNT), y **(b)** simulación climática de largo alcance (Staniforth y Wood, 2008). La formulación de un modelo de la atmósfera es usualmente considerada que está hecha de un núcleo dinámico, y algunas parametrizaciones (explicadas anteriormente). El núcleo dinámico resuelve las ecuaciones que gobiernan al fluido y la termodinámica sobre escalas resueltas, mientras que las parametrizaciones representan procesos de subescala y otros procesos no incluidos en el núcleo dinámico tal como transferencia radiativa (Thuburn, 2008). Una configuración global es el soporte de los modelos regionales con datos de frontera. Pronósticos más detallados de corto alcance son proporcionados por estos modelos de alta resolución que son capaces de representar ciertos procesos atmosféricos con más precisión, así como tener una representación más detallada de las características de superficie tales como las costas y orografía.

(<http://www.metoffice.gov.uk/research/modelling-systems/unified-model/weather-forecasting>).

- El Met Office (MOGREPS), es un sistema de predicción global y regional es un sistema de conjunto que produce información sobre la incertidumbre, principalmente para predicciones a corto plazo. Se centra en ayudar a la previsión de un rápido desarrollo de las tormentas, el viento, la lluvia, la nieve y la niebla. El conjunto global produce previsiones para todo el mundo hasta una semana por delante. El conjunto regional produce pronósticos para un área que cubre el Reino Unido durante las próximas 36 horas. En el Reino Unido el conjunto de los parámetros del modelo (temperatura, presión, viento, humedad, etc) son pronosticados en puntos de rejilla separadas por aproximadamente 2.2 km y el modelo tiene 70 niveles verticales. El Reino Unido cubre un área limitada, por lo que el conjunto global proporciona información sobre el tiempo de entrar en el dominio del modelo del Reino Unido a través de las fronteras. Debido a que el conjunto mundial cubre un área mucho más grande que tiene que ser ejecutado en una resolución más baja, de esta manera los parámetros son pronosticados en los puntos de rejilla separadas por unos 33 kilómetros. (<http://www.metoffice.gov.uk/research/areas/data-assimilation-and-ensembles/ensemble-forecasting/MOGREPS>)
- El Global Forecast System (GFS) es un modelo de previsión del tiempo producido por el National Centers for Environmental Prediction (NCEP) USA. Docenas de variables atmosféricas y del suelo de la tierra están disponibles a través de este conjunto de datos, de las temperaturas, los vientos, la precipitación, la humedad del suelo y la concentración de ozono en la atmósfera. Todo el mundo está cubierto por el modelo GFS a una resolución horizontal de base de 28 kilómetros entre puntos de la rejilla, que es utilizado por los pronosticadores operativos que predicen el tiempo a 16 días en el futuro. La resolución horizontal alcanza 70 kilómetros entre punto de la cuadrícula para los pronósticos entre una semana y dos semanas. (<https://www.ncdc.noaa.gov/data-access/model-data/model-datasets/global-forecast-system-gfs>).
- El Integrated Forecast System (IFS), es un modelo de pronóstico meteorológico global desarrollado por el European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF). Los pronósticos y reanálisis usan modelos numéricos para hacer una predicción. El ECMWF desarrolló su propio modelo atmosférico y sistema de asimilación de datos. (<http://www.ecmwf.int/en/research>)
- El Global Environmental Multiscale model (GEM), desarrollado en Recherche en Prévision Numérique (RPN), Meteorological Research Branch (MRB), y el

Canadian Meteorological Centre (CMC). La información del modelo se está actualizando cada 6 horas a 00, 06, 12 y 18UTM. La información está disponible después de 90 minutos. Las predicciones del conjuntos globales se realizan dos veces al día usando el modelo GEM canadiense para generar posibles escenarios de tiempo de hasta 16 días.

(http://collaboration.cmc.ec.gc.ca/science/rpn/gef_html_public/index.html)

2.21 Modelo de mesoescala WRF

La simulación y la predicción de la calidad del aire es un problema complicado, que involucra al mismo tiempo factores meteorológicos (tales como velocidad del viento y dirección, turbulencia, radiación, nubes, y precipitación) y procesos químicos (tales como deposición y transformación). En la atmósfera real, la química y los procesos físicos, están acoplados. La química puede afectar la meteorología, por ejemplo, a través de sus efectos sobre la estimación de la radiación, así como la interacción de aerosoles con núcleos de condensación de nubes (CCN) (Grell, 2005). Del mismo modo, las nubes y la precipitación influyen fuertemente en la transformación química y los procesos de eliminación y cambios localizados en los campos de vientos o turbulencias afectan continuamente el transporte de sustancias químicas (Grell, 2005). El modelo Weather Research and Forecasting (WRF) es un sistema de predicción del tiempo numérico de mesoescala diseñado para investigación atmosférica y necesidades de pronósticos operativos. La figura 18 muestra el esquema del modelo WRF.

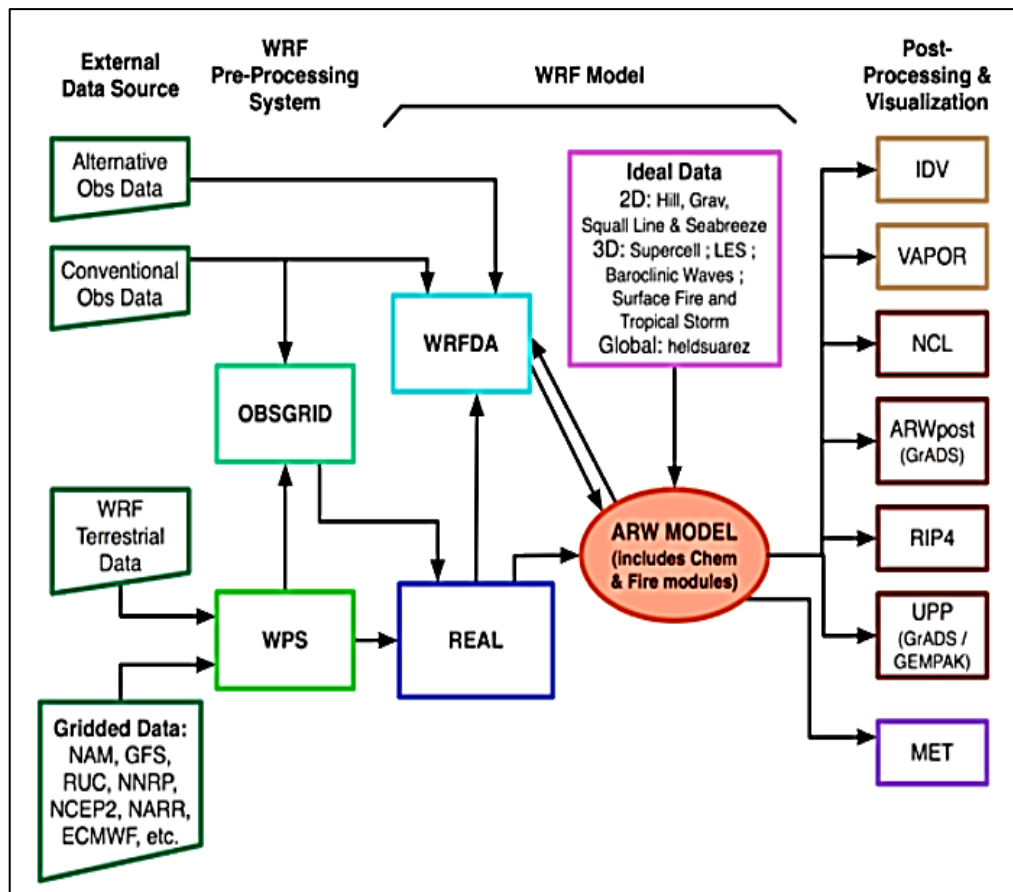


Figura 18. Diagrama de flujo del sistema de modelamiento WRF. ARW version 3 Modeling System User's Guide July 2015.

(http://www2.mmm.ucar.edu/wrf/users/docs/user_guide_V3.7/ARWUsersGuideV3.7.pdf)

Se caracteriza por dos núcleos dinámicos, un sistema de asimilación de datos, y una arquitectura de software que facilita el cálculo paralelo y extensibilidad del sistema. El modelo sirve en una amplia gama de aplicaciones meteorológicas a través de escalas de decenas de metros hasta miles de kilómetros (WRF). El esfuerzo para desarrollar el WRF empezó a finales de la década de 1990 y fue una asociación principalmente entre varias organizaciones: National Center for Atmospheric Research (NCAR), National Oceanic and Atmospheric Administration (representado por el National Centers for Environmental Prediction (NCEP)) y el entonces Forecast Systems Laboratory (FSL)), Air Force Weather Agency (AFWA), Naval Research Laboratory, University of Oklahoma, y la Federal Aviation Administration (FAA) (WRF; Tie et al., 2007). El modelo WRF es totalmente comprensible y un modelo Euleriano no hidrostático (Hea et al., 2014). El WRF puede generar simulaciones atmosféricas usando información real (observaciones, análisis) o condiciones idealizadas.

El WRF está actualmente en uso en el NCEP, AFWA y otros centros de investigación. El sistema WRF contiene dos solucionadores dinámicos referidos como el núcleo ARW (Advanced Research WRF) y el núcleo NMM (Nonhydrostatic Mesoscale Model). El ARW ha sido desarrollado y mantenido por el Mesoscale & Microscale Meteorology Laboratory (MMM-NCAR) y su página de usuario es (WRF-ARW Users'). El núcleo NMM fue desarrollado por el National Centers for Environmental Prediction (NCEP), su página de usuario es (WRF-NMM Users'). (WRF). Tal como se muestra en la figura 20 el Sistema de Modelamiento WRF consiste de los siguientes programas principales: Sistema de Preprocesamiento WRF (WPS), Sistema de asimilación de datos WRF(WRF-DA), Solucionador WRF y Post-procesamiento y herramientas de visualización.

Sistema de Preprocesamiento WPS: este programa es usado principalmente para simulaciones con datos reales. El esquema del modelo WRF se muestra en la figura 19, y sus funciones incluyen: **1)** definir el dominio de la simulación, **2)** datos de interpolación terrestre (tales como terreno, usos del suelo, y tipos de suelo), para el dominio de simulación, y **3)** interpolación de datos meteorológicos de otros modelos para este dominio de simulación. El WPS consiste de tres programas independientes **geogrid**, **ungrib** y **metgrid**. Cada uno de los programas lleva a cabo una etapa de la preparación: **geogrid** define dominios del modelo e interpola los datos geográficos estáticos para la grilla, esta sección de variables son específicas para el programa **geogrid**, y definen el tamaño y ubicación de todos los dominios y donde la información geográfica estática se encuentra. **Ungrib** extrae campos meteorológicos a partir de archivos con formato GRIB, contiene archivos tiempo-variación meteorológica y son típicamente de otros modelos regional o global, tales como modelos NCEP's NAM o GFS. Los archivos GRIB típicamente contienen más archivos que son necesarios para inicializar el WRF. **Metgrid** interpola horizontalmente los campos meteorológicos extraídos por **ungrib** a las rejillas modelo definido por **geogrid**. El trabajo de interpolación vertical de campos meteorológicos para niveles η (eta) del WRF se lleva a cabo dentro del programa real. El control sobre cómo cada campo meteorológico es interpolado es dado por el archivo METGRID.TBL Cada uno de los programas lee parámetros de un archivo común **namelist**. El archivo **namelist**, ha separado registros para cada uno de los programas y un registro **namelist** compartido, que define los parámetros que son utilizados por más de un programa de WPS, no se muestra en la figura son archivos de tablas adicionales que son utilizados por los programas individuales.

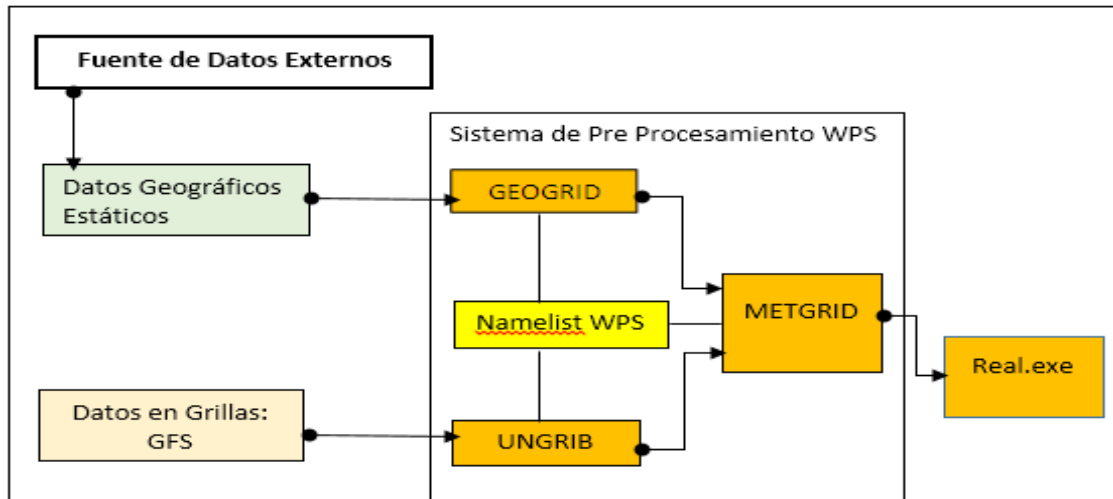


Figura 19. Flujo de datos entre los programas del WPS

(http://www2.mmm.ucar.edu/wrf/users/docs/user_guide_V3.7/ARWUsersGuideV3.7.pdf)

Sistema de asimilación de datos WRF-DA: Este programa es opcional, pero se puede utilizar para incorporar observaciones en los análisis interpolados creados por WPS. También se puede utilizar para actualizar las condiciones iniciales del modelo WRF cuando el modelo WRF se ejecuta en modo de ciclo. Algunas características son:

- Está basada en una técnica de asimilación de datos de incremento variacional, y tiene capacidades tanto 3DVar y 4DVar.
- Incluye la capacidad de asimilación de datos híbridos.
- El método de gradiente conjugado es utilizado para minimizar la función costo en el análisis de control de variable espacial.
- El análisis es realizado sobre una grilla escalonada Arakawa A.
- Los incrementos de análisis se interpolan escalonado en una grilla Arakawa -C y se agrega a la anterior regilla (primera aproximación) para obtener el análisis final de la grilla WRF-modelo.
- Entrada de información de observación satelital múltiple.
- Los datos de radar múltiple (reflectividad y velocidad radial) de entrada se suministra a través de formato ASCII.
- Un programa de utilidad de actualización del archivo de condición de frontera después WRF-DA

Solucionador ARW: Este es el componente clave del sistema de modelamiento, el cual está compuesto de varios programas de inicialización, y simulaciones con información real, y el programa de integración numérica. Algunas características son:

- Ecuaciones no hidrostáticas completamente comprensibles, con opción hidrostática.
- Aplicaciones regional y global.
- Rotación de la tierra: Términos de Coriolis y curvatura.
- La coordenada vertical de presión hidrostática sigue el terreno.
- El espaciamiento de la grilla vertical puede variar con la altura.
- Factores de escala de mapas: polar estereográfica, Lambert conformal, Mercator conformal, y latitud y longitud.
- Rejilla C- Arakawa.
- Integración temporal: usando el método de Runge-Kutta de 2do o 3er orden.
- Discretización espacial y horizontal por el método Runge-Kutta de 2do o 3er orden.
- Modelos oceánicos.

Herramientas gráficas y de verificación: Graficador Grads, el programa VAPOR, Plataforma de Visualización para Océanos, Investigaciones Atmosféricas y Solares, es una herramienta de visualización de información en 3-dimensiones, y es desarrollado y apoyado por el equipo VAPOR de NCAR (vapor@ucar.edu). El Programa Model Evaluation Tools (MET), es desarrollado y apoyado por el Developmental Testbed Center de NCAR (<http://www.dtcenter.org/met/users/>).

El **WRF-Chem** es el modelo Weather Research and Forecasting (WRF) acoplado con un modelo químico (<https://www2.aom.ucar.edu/wrf-chem>, Hea et al., 2014). El modelo simula las emisiones, transporte, mezcla y transformaciones químicas de gases traza y simultáneamente con la meteorología. El modelo es usado para investigación de calidad del aire a escala regional, análisis de programas de campo, y la escala de interacciones de nubes entre nubes y química. El desarrollo del WRF-Chem es un esfuerzo colaborativo entre la comunidad de científicos de la National Oceanic and Atmospheric Administration/ Earth System Research Laboratory. (NOAA/ESRL), que son los líderes y consejeros del código

(<https://www2.acom.ucar.edu/wrf-chem>). El modelo WRF-Chem consta de los siguientes componentes: (http://ruc.noaa.gov/wrf/WG11/Users_guide.pdf).

- Deposición seca, acoplado con el esquema suelo/vegetación.
- Cuatro opciones para emisiones biogénicas.
 - Incluye emisiones no biogénicas.
 - Cálculos en línea de emisiones biogénicas como en (Simpson et al. (1995) y Cuenther et al. (1994) incluye emisiones de isopreno, monoterpenos, y emisiones de nitrógeno por el suelo.
 - Modificaciones en línea de emisiones biogénicas por el usuario- tales como el Sistema de Inventario de Emisiones Biogénicas (BEIS) EPA. El usuario debe de proveer la información de emisiones para su propio dominio en el formato de archivo de información WRF
 - Cálculo de emisiones biogénicas de MEGAN.
- Tres opciones para emisiones antropogénicas:
 - Emisiones no antropogénicas
 - Información de emisiones globales del juego de datos de la mitad de grado RETRO y de diez grados EDGAR.
 - Emisiones antropogénicas especificadas por el usuario. El usuario debe dar la información de emisiones para su propio dominio en el formato de archivo de datos WRF.
 - Varias opciones para mecanismos químicos en fase gaseosa incluyen:
 - Mecanismos químicos RADM2, RACM, CB-4 y CBM-Z.
 - El uso del Pre-procesador cinético (KPP) para generar el mecanismo químico. Los archivos de ecuaciones (usan solucionadores tipo Rosenbrock), disponibles RADM2, RACM, RACM-MIM, SAPRC-99, MOZART y mecanismos químicos NMHC9 .
 - Tres opciones para esquemas de fotólisis.
 - Esquema Madronich acoplado con hidrómetros, aerosoles, y parametrizaciones convectivas. Esta es una opción computacionalmente intensa, ensayada en muchas instituciones.
 - Esquema acoplado de fotólisis Fast-J con hidrómetros, aerosoles, y parametrizaciones convectivas.
 - Esquema de fotólisis F-TUV. Este esquema, también es de Sasha Madronich, es más rápido que la opción del esquema de Madronich previo.

- Cinco opciones para esquemas de aerosoles:
 - El Modelo Modal Dinámico de Aerosoles para Europa-MADE/SORGAM
 - El Modelo Modal Dinámico para Europa con el conjunto de Bases de Volatilidad de aerosoles – MADE/VBS.
 - El Modulo de Aerosol Modal (MAM) 3 0 7 esquemas de compartimientos acoplados cerradamente a la física CAM5.
 - El Modelo para las Interacciones Simultáneamente de Aerosoles y Química (MOSAIC-4 o 8 compartimientos) modelo seccional de aerosol parametrización.
 - Un módulo de aerosoles grueso de GOCART.
 - Efecto directo de aerosoles a través de interacciones con la atmósfera radiación, fotólisis, y rutinas microfísicas. Disponible para todas las versiones a partir del 3.5.
 - Un modelo de pluma para tratar las emisiones de incendios forestales.

Las posibles aplicaciones del sistema de modelamiento actual son:

- Predicción y simulación del tiempo, o clima regional y local.
- Modelo acoplado de predicción de tiempo/dispersión para la simulación de emisiones y transporte de constituyentes.
- Modelo acoplado tiempo/dispersión/calidad del aire con interacción de especies químicas con predicción de O₃ y radiación UV así como material particulado (PM).
- Estudio de procesos que son importantes para asuntos de cambio climático global. Estos incluyen, pero no están limitados a los aerosoles directos e indirectos.

El diagrama de flujo del sistema de modelamiento WRF-Chem se muestra en la figura 20. Como se muestra en el diagrama, el sistema de modelamiento WRF-Chem sigue la misma estructura como el modelo WRF, por consiguiente los programas principales son:

- El sistema de Pre-procesamiento WRF (WPS).
- Sistema de asimilación de datos WRF-Var.
- Solucionador WRF (solamente núcleo ARW) incluyendo química.
- Post –procesamiento y herramientas de visualización.

La diferencia con el WRF viene de la parte química del modelo necesitándose proporcionar información de entrada adicional en la grilla relacionado a emisiones. Esta información de

entrada adicional es dada ya sea por el WPS (campos de emisiones de polvos), o leído durante la inicialización real.exe (quema de biomasa, emisiones biogénicas etc), o leer durante la ejecución del solucionador WRF (emisiones antropogénicas, condiciones límite, emisiones volcánicas etc). Los precursores químicos de material particulado (PM) en el modelo son calculados por el RADM2 (Regional Acid Deposition Model, version 2) (Chang et al., 1989) con un mecanismo químico en fase gaseosa, que incluye 158 reacciones entre 36 especies (Hea et al., 2014).

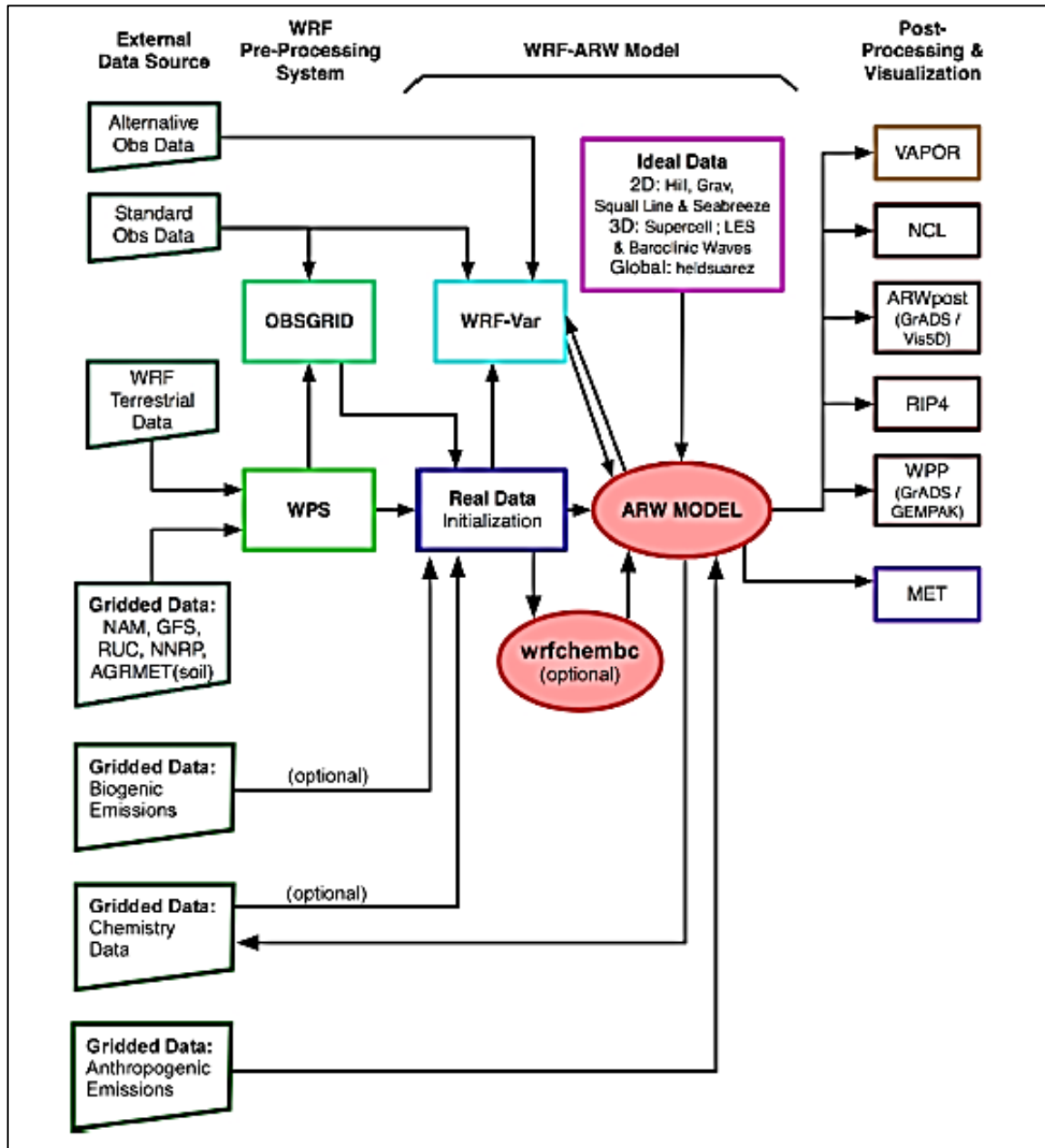


Figura 20. Diagrama de flujo del sistema de modelamiento WRF-Chem. WRF-chem version 3.7 user's guide (http://ruc.noaa.gov/wrf/WG11/Users_guide.pdf).

La ecuación de pronóstico principal que describe el cambio en el tiempo de la concentración de un componente como un resultado del transporte y la difusión, química, deposición seca y húmeda, emisiones y el arrastre y que el modelo resuelve es:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} + V \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} (k_h \frac{\partial C}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (k_h \frac{\partial C}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z} (k_z \frac{\partial C}{\partial z}) + R + Q - (D + W) = 0$$

(70)

Donde, C es la concentración del contaminante, U, V y w son las componentes de la velocidad del viento en dirección de oeste – este, sur – norte y vertical. k_h y k_z son los coeficientes de difusión turbulenta. R es la velocidad de incremento o decremento del contaminante por reacción química, Q es la contribución por emisiones, D y W son los términos de pérdida debido a procesos de deposición seca y húmeda respectivamente.

2.22 Inventario de emisiones

La identificación de las fuentes que emiten contaminantes a la atmósfera se vuelve una actividad importante y a la vez compleja, que demanda la instrumentación y aplicación de métodos que permitan estimar el tipo y la cantidad de los contaminantes emitidos (DIGESA, 2005). Un instrumento importante en esta tarea lo constituye el inventario de emisiones, mediante el cual es posible identificar tanto a las fuentes emisoras, como el tipo y cantidad de contaminantes generados como resultado de la realización de procesos industriales y otras actividades específicas (DIGESA, 2005; CONAM, 2001) y evaluación de su situación constituye el primer paso en cualquier plan de acción que busque disminuir la contaminación atmosférica (Senamhi, 2013).

En el año 2001, el entonces Consejo Nacional del Ambiente, el actualmente MINAM, realizó el inventario de emisiones atmosféricas totales y estimó que los aportes sectoriales de transporte e industria significaron el 86 % y 14 % del inventario respectivamente, lo que permite identificar al sector transporte como la principal fuente de emisiones atmosféricas en la zona Metropolitana de Lima y Callao (CONAM, 2001; Senamhi, 2013).

El diagnóstico de la línea base constituye uno de los elementos del proceso de aplicación de los estándares, y tiene por finalidad evaluar de manera integral la calidad del aire en una zona y sus impactos sobre la salud y el ambiente, a través de estudios específicos como el monitoreo de la calidad del aire, inventario de emisiones y estudios epidemiológicos, siendo

así la base para la toma de decisiones correspondientes a la elaboración de los Planes de Acción y manejo de la calidad del aire a nivel local (DIGESA, 2005).

2.23 Fuentes de contaminación

Las fuentes móviles incluyen a las diversas formas de transporte como automóviles, camiones y aviones, entre otros. La principal fuente móvil de contaminación del aire es el automóvil, pues produce grandes cantidades de monóxido de carbono (CO) y cantidades menores de óxidos de nitrógeno (NOx) y compuestos orgánicos volátiles (COV) (Senamhi, 2013). Una fuente puntual se refiere a una fuente en un punto fijo o estacionario. Existen cientos de miles de fuentes estacionarias de contaminación del aire, como las plantas de energía, industrias químicas, refinerías de petróleo y fábricas. Según la industria o proceso específico, las fuentes estacionarias pueden emitir uno o varios contaminantes del aire además de muchos otros contaminantes peligrosos. Muchas de estas fuentes de contaminación, a su vez, generan productos de consumo útiles, crean millones de empleos y prestan servicios y comodidades, por lo que no resulta viable clausurarlas. Pero es urgente que implanten procesos para minimizar y manejar adecuadamente sus emisiones) (Senamhi, 2013).

Además de las actividades humanas, los fenómenos naturales y la vida animal y vegetal pueden jugar un papel importante en el problema de la contaminación del aire. Un gran número de investigadores han establecido que la vegetación (como pastos, cultivos, arbustos y bosques) emite cantidades significativas de hidrocarburos a la atmósfera, llamadas emisiones biogénicas (Senamhi, 2001).

III. METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

3.1 Área de estudio.

El área de estudio, corresponde a la información registrada a nivel de suelo por las diez estaciones de monitoreo de calidad del aire del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú, Senamhi-Lima, en el Área Metropolitana de Lima. En el cuadro 4 se muestran las coordenadas de ubicación de cada estación. Lima Metropolitana, es el área metropolitana más extensa (2811.65Km²) y poblada del Perú (9585636 habitantes) (INEI, 2013), con 1 395 576 vehículos (INEI, 2012). Está conformada por 49 distritos, 43 pertenecientes a la provincia de Lima y 6 distritos pertenecientes a la provincia de El Callao (https://es.wikipedia.org/wiki/%C3%81reas_metropolitanas_del_Per%C3%BA).

La calidad del aire en Lima Metropolitana se encuentra muy influenciada por las concentraciones de material particulado menor a 10 micrómetros (PM₁₀) (DGIA, 2013). Producto de la combustión vehicular, la principal fuente de contaminantes en Lima Metropolitana, estos gases interactúan en la atmósfera produciendo infinidad de reacciones químicas (Senamhi, 2013). Lima Metropolitana (LM), es el área metropolitana conformada por la conurbación integrada por los centros urbanos de las provincias de Lima y Callao.

Las emisiones atmosféricas relevantes que afectan a millones de personas que viven en la ciudad de Lima, las del parque automotor que circula diariamente por sus vías el mayor del país, es la fuente más importante (Senamhi, 2014a).

El aire, principalmente de las grandes ciudades ya no es un espacio limpio, sino que está invadido por gases y compuestos particulados y volátiles, relacionados con una serie de efectos adversos para la salud (Chung, 2008; Qiu, 2016). Las ciudades más pobladas del país como Lima, son las que tienen el aire más contaminado por la presencia de SO₂ y PM_{2,5}. Otras ciudades como Trujillo, Arequipa, Chiclayo y Cusco son motivo de preocupación por la cantidad de PM₁₀ presente en el aire (Chung, 2008).

Cuadro 4. Ubicación de las estaciones de monitoreo de calidad del aire Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú, Senamhi-Lima.

Estación	Longitud	Latitud	Provincia	Distrito	Altitud msnm
Jesús María (CMD)	77° 02' "W"	12° 04' "S"	Lima	Jesús María	123
ATE (ATE)	76° 55' "W"	12° 01' "S"	Lima	Ate	362
San Borja(SBJ)	77° 00' "W"	12° 06' "S"	Lima	San Borja	136
Santa Anita (STA)	76° 58' "W"	12° 02' "S"	Lima	Santa Anita	276
Carabayllo(CRB)	77° 02' "W"	11° 54' "S"	Lima	Carabayllo	190
Huachipa (HCH)	76° 56' "W"	12° 01' "S"	Lima	Huachipa	294
Puente Piedra (PPD)	77° 04' "W"	11° 51' "S"	Lima	Puente Piedra	180
San Martín de Porres (SMP)	77° 05' "W"	12° 00' "S"	Lima	San Martín de Porres	56
Villa María del Triunfo(VMT)	76° 55' "W"	12° 09' "S"	Lima	Villa María del Triunfo	292
San Juan de Lurigancho(SJL)	76° 59' "W"	12° 01' "S"	Lima	San Juan de Lurigancho	239

La figura 21 muestra el área de Lima Metropolitana, la figura 22 muestra las estaciones de calidad de aire de Senamhi y el cuadro 5 muestra la relación número y distrito.

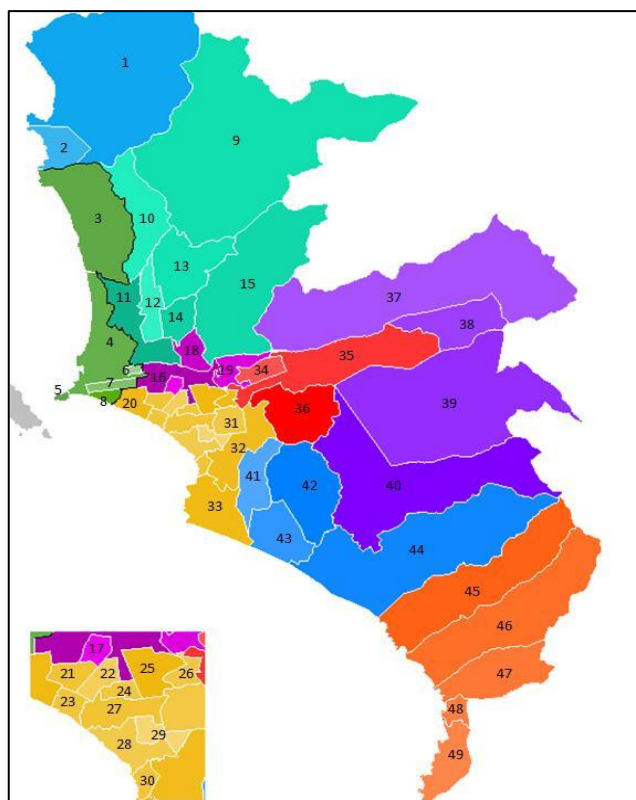


Figura 21. Mapa de los distritos de Lima Metropolitana en la provincia de Lima https://es.wikipedia.org/wiki/Lima_Metropolitana.

Cuadro 5. Distritos de Lima Metropolitana en relación a la figura 21.

N°	Distrito	N°	Distrito	N°	Distrito
1	Ancón	11	San Martín de Porres	21	Pueblo Libre
2	Santa Rosa	12	Los Olivos	22	Jesús María
3	Ventanilla	13	Comas	23	Magdalena
4	Callao	14	Independencia	24	Lince
5	La Punta	15	San Juan de Lurigancho	25	La Victoria
6	Carmen de La Legua R	16	Lima	26	San Luis
7	Bellavista	17	Breña	27	San Isidro
8	La Perla	18	Rimac	28	Miraflores
9	Carabayllo	19	El Agustino	29	Surquillo
10	Puente Piedra	20	San Miguel	30	Barranco
31	San Borja	38	Chaclacayo	45	Punta Hermosa
32	Santiago de Surco	39	Cieneguilla	46	Punta Negra
33	Chorrillos	40	Pachacámac	47	San Bartolo
34	Santa Anita	41	San Juan de Miraflores	48	Santa María del Mar
35	Ate	42	Villa María del Triunfo	49	Pucusana
36	La Molina	43	Villa El Salvador		
37	Lurigancho-Chosica	44	Lurin		

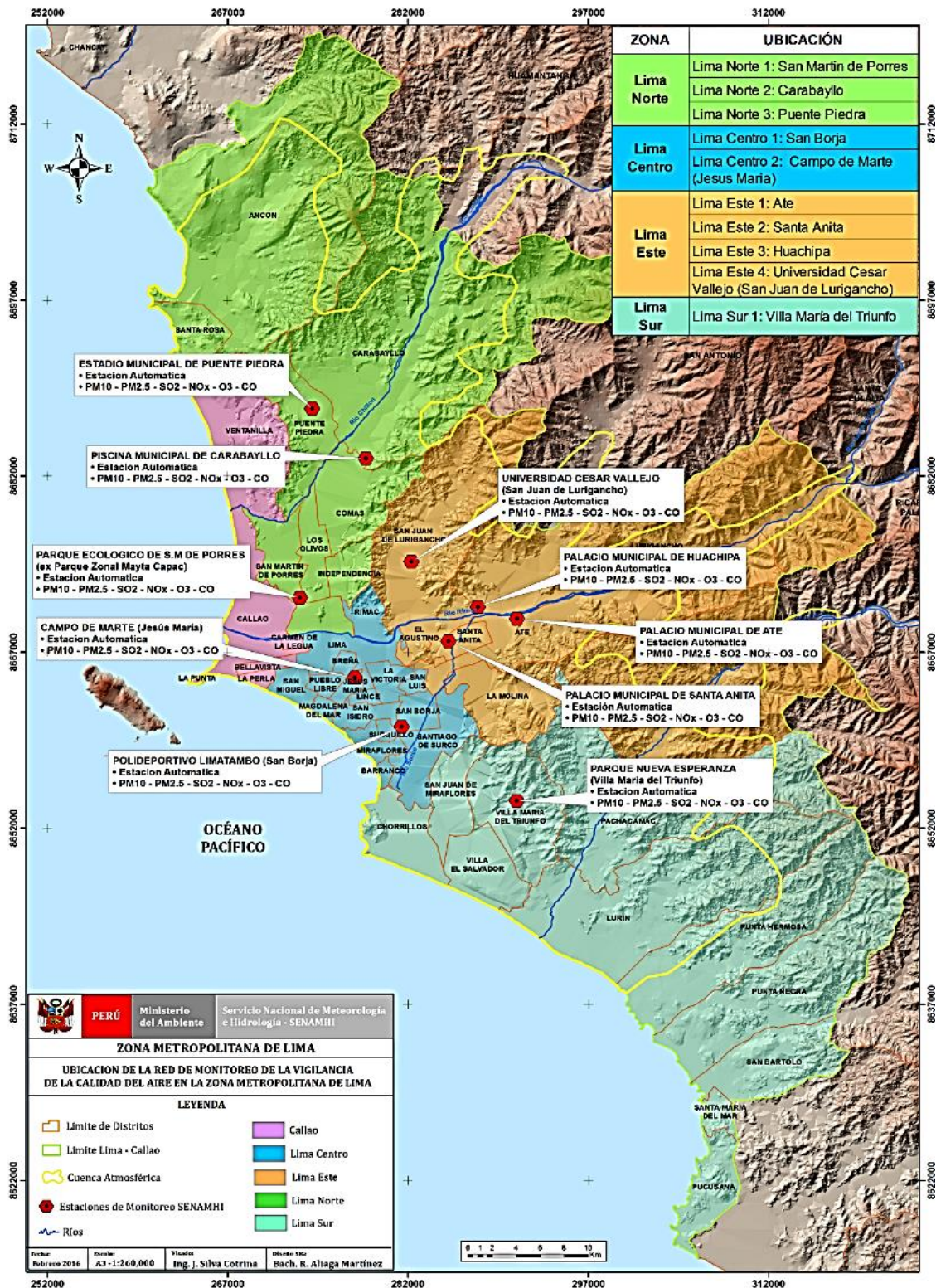


Figura 22. Estaciones de calidad del aire Senamhi-Lima (<http://www.senamhi.gob.pe/?p=0400>).

3.2 Descripción del equipo utilizado para la toma de datos observados.

A continuación se describe el equipo **TEOM 1405** usado por el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI), para la toma de datos, cuyos información será usada en esta tesis: **TEOM 1405**, toma mediciones de masa directa y continúa de partículas usando una microbalanza con un elemento cónico oscilante (TEOM). Este monitoreo mide partículas aerotransportadas PM₁₀ y otras como PM_{2.5} y PM₁. **El TEOM** es un verdadero instrumento "gravimétrico", que aspira aire del ambiente a través de una muestra de filtro a una velocidad de flujo constante, el filtro continuamente pesado calcula la concentración de la masa casi real de la materia particulada colectada. Además el equipo calcula la concentración de masa promedio a 1-h, 8-h y 24-h. El principio de pesaje utilizado en la microbalanza de elemento cónico oscilante, dado por el sensor transductor de masa es el resultado de la medición de un cambio en un parámetro este caso, la frecuencia. Algunas características de este equipo se indican en el cuadro 6 (TEOM 1405 Ambient Particulate Monitor).

Cuadro 6. Características del analizador de partículas TEOM 1405

Rango de medida	0 a 10 ⁶ µg/m ³ (1 g/m ³)
Resolución	0.1 µg/m ³
Precisión	+2.0 µg/m ³ (1-hour promedio), +1.0 µg/m ³ (24-hour promedio)
Exactitud	Medición de masa : +0.75 %
Concentración promedio de masa en tiempo real	10 min por defecto, 10 a 3600 segundos
Velocidad de entrada de datos	Cada 2 segundos
Rango de operación	La temperatura del aire muestreado -40 °C a 60 °C
	El sensor TEOM y unidades de control deben estar protegidos de la intemperie en el rango de 8 a 25 ° C.
	Un recinto al aire libre completo opcional proporciona protección contra la intemperie completa.

Continuación

Configuración estándar	Software guiado por menú para la interacción del usuario a través de un cuarto de una pantalla táctil
	Conexión y cables de interfaz, y la bomba de vacío
	Temperatura y presión para mantener constantes la velocidad de volumétricos.
	Velocidad de flujo principal : 3 L/min
	Velocidad de flujo de derivación 13.67 L/min
	Velocidad de flujo a través de entrada de la muestra 16.7 L/min
Almacenamiento de datos	Registro de datos interno de las variables especificadas por el usuario; capacidad de 500.000 registros.
Medio filtrante	Pallflex TX40, 13 mm diámetro efectivo
Requerimiento de potencia	Instrumento: 100-240 VAC, 440 VA, 47-63 Hz
	Bomba: 120 VAC/60 Hz: 4.25 A; 240 VAC/50 Hz: 2.25 A
Dimensiones física	W: (43.2 cm) x D: (48.3 cm) x H:(75 cm), peso 18Kg
Aprobación y certificación	U.S. EPA PM-10 Equivalent Monitor EQPM-1090-079

3.3. Caracterizar los datos de meteorología del Sistema Global de Pronóstico (GFS por sus siglas en inglés) para los meses de Febrero y Julio de 2016 para condiciones de frontera e inicial del modelo euleriano WRF-Chem en Lima Metropolitana

Las figuras 23 y 24 muestran el campo de altura de geopotencial en 1000 hPa para toda Sudamérica, para el 1 de febrero y julio de 2016 respectivamente. En la figura 23 se puede apreciar una extensa depresión a lo largo de la línea del ecuador, con dos núcleos de bajas presiones, una sobre los 70 °W y otra sobre los 90 °W. Este patrón sinóptico garantiza un flujo de aire en niveles bajos de la tropósfera de región este, típico para esta época del año en la región. Sin embargo en la figura 24, que correspondiente al mes de julio, se observa un patrón sinóptico más débil, lo que implica un flujo de aire menos definido, aunque en sentido general, predominantemente de región este.

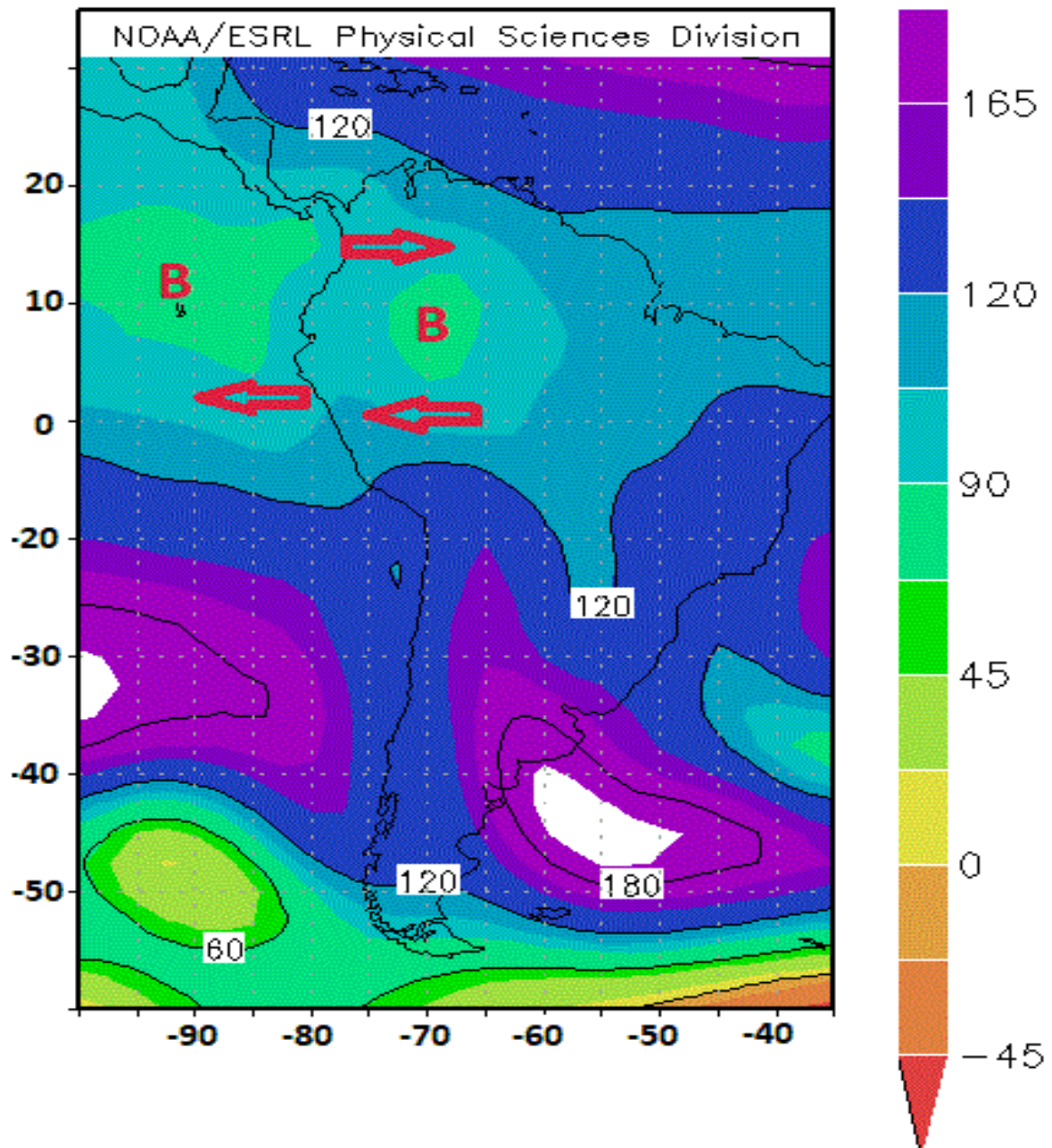


Figura 23. Altura de geopotencial para toda Sudamérica para el 1 de febrero de 2016. Eje horizontal: longitud. Eje vertical: latitud.

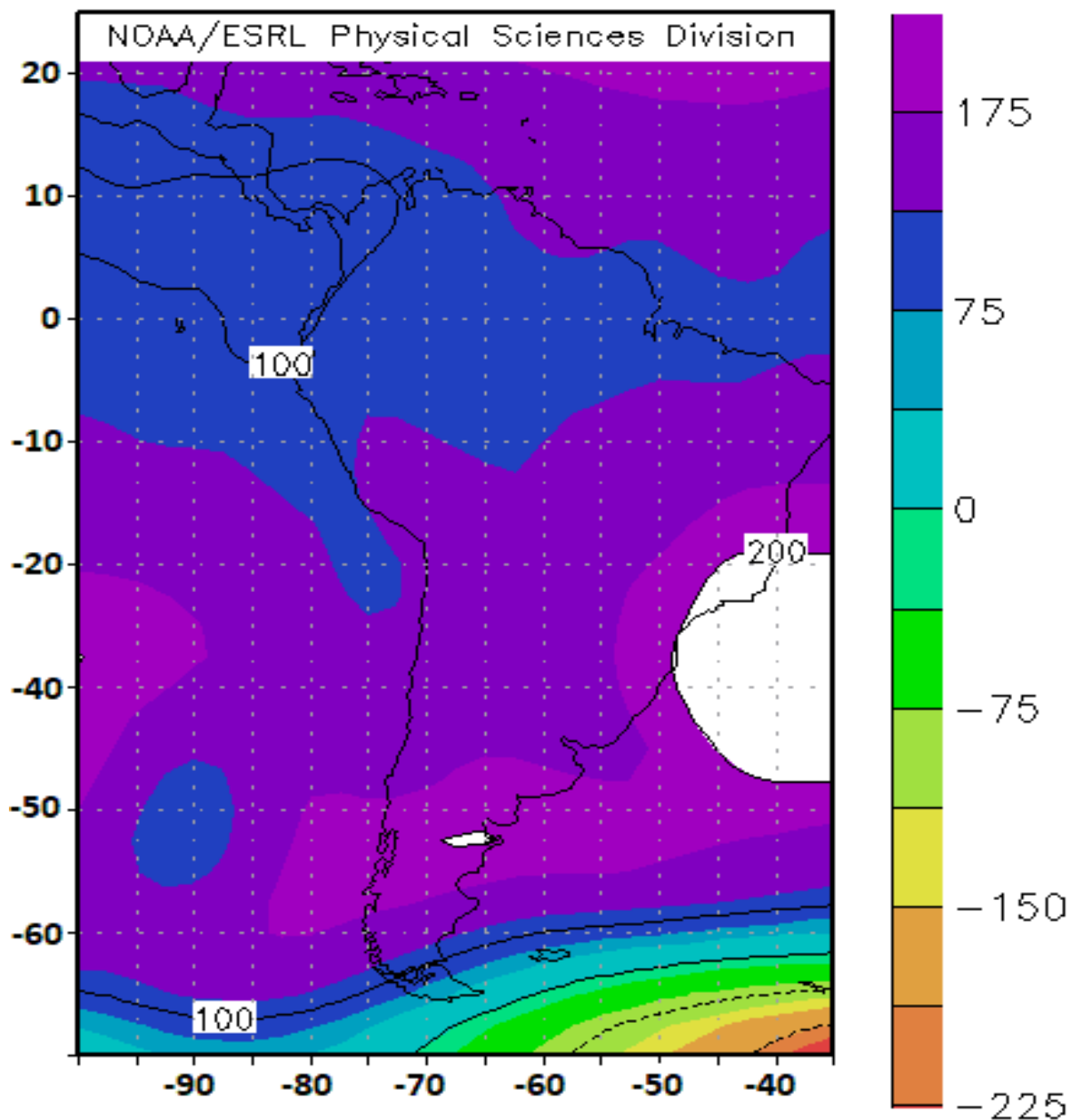


Figura 24. Altura de geopotencial para toda Sudamérica para el 1 de julio de 2016. Eje horizontal: longitud. Eje vertical: latitud.

Las figuras 25 y 26 muestran las distribuciones de las temperaturas para el 1 de febrero y julio de 2016 respectivamente, con un nivel eta de 0.995. Para ambos períodos se observa el patrón típico de distribución de la variable, con isotermas casi – paralelas a la cordillera de los Andes, pero con valores superiores en el mes de febrero, como es de esperar para esta época del año.

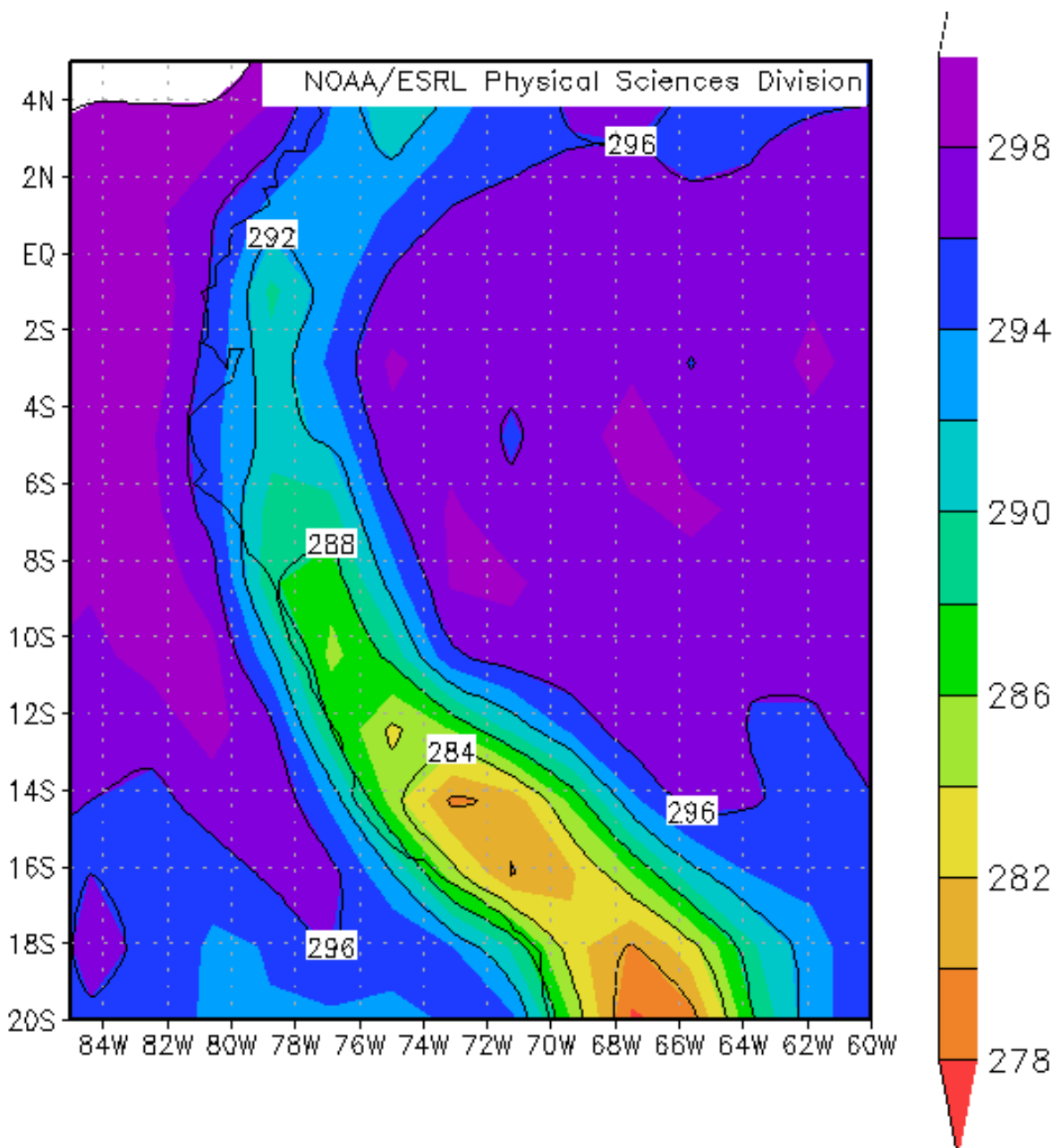


Figura 25. Distribución de la temperatura para el 1 de febrero de 2016. . Eje horizontal: longitud. Eje vertical: latitud.

En la figura 27 se muestra el mapa de distribución espacial de la humedad relativa en superficie del 1 de febrero de 2016 (al inicializar el modelo WRF-chem) para la zona centro occidental de Perú, lugar donde se encuentra la ciudad de Lima. En este caso se aprecia sobre Lima una humedad relativa de entre 70 y 75 %, inferior a la que muestra la figura 28, cercana al 90 %, que corresponde al 1 de julio de 2016.

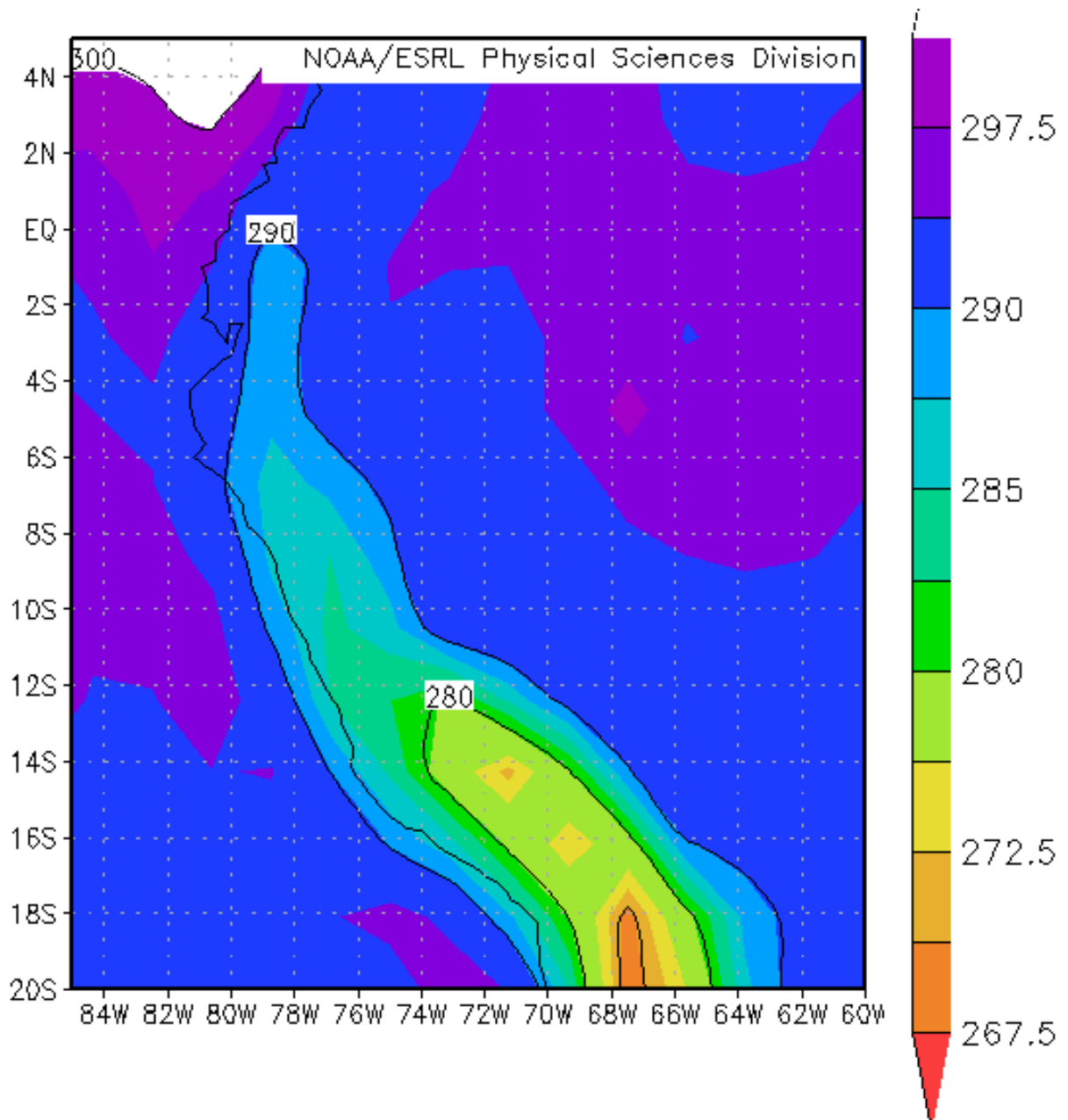


Figura 26. Distribución de la temperatura para el 1 de julio de 2016. .
Eje horizontal: longitud. Eje vertical: latitud.

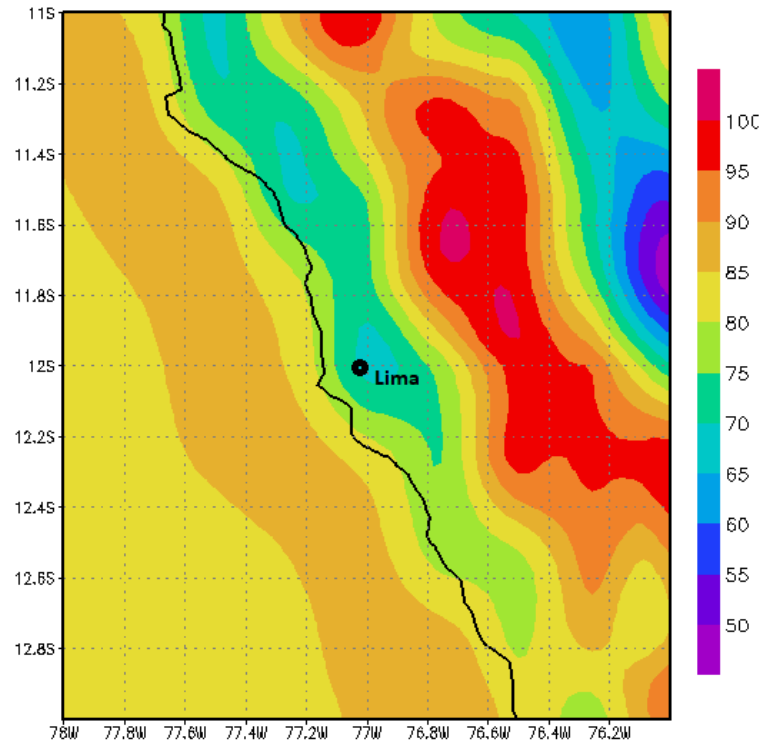


Figura 27. Muestra el mapa de distribución espacial de la humedad relativa en superficie del 1 de febrero de 2016. . Eje horizontal: longitud. Eje vertical: latitud.

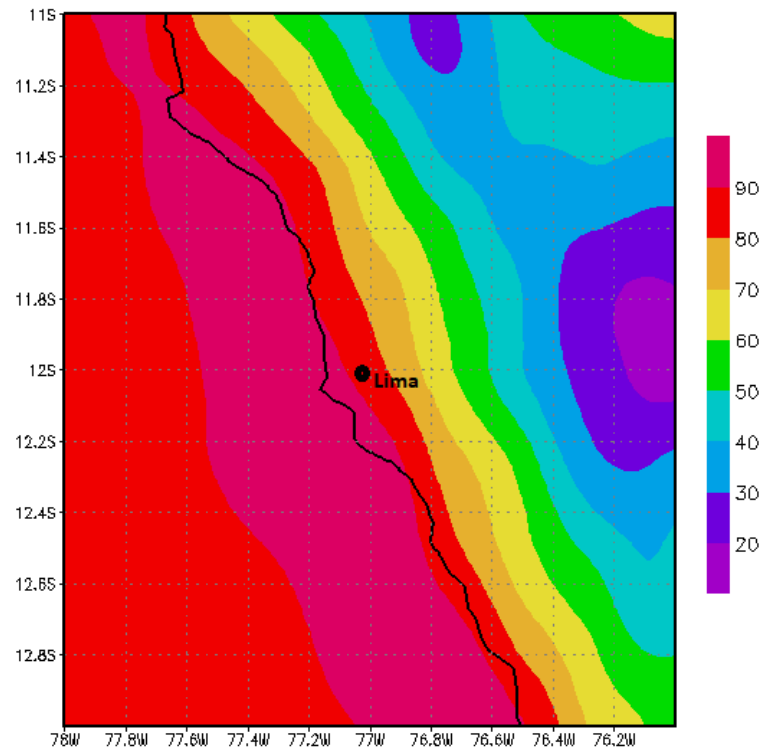


Figura 28. Muestra el mapa de distribución espacial de la humedad relativa en superficie del 1 de julio de 2016.

Para el caso de la temperatura, también para el 1 de febrero y el 1 de julio respectivamente. La figura 29 muestra para febrero una temperatura de 24 °C sobre Lima, mientras en la figura 30 se aprecia para julio una temperatura cercana a los 18 °C. En ambos casos, los valores de estas variables sobre la zona de estudio (Lima Metropolitana) se corresponden con los valores climáticos para las fechas de inicialización del modelo.

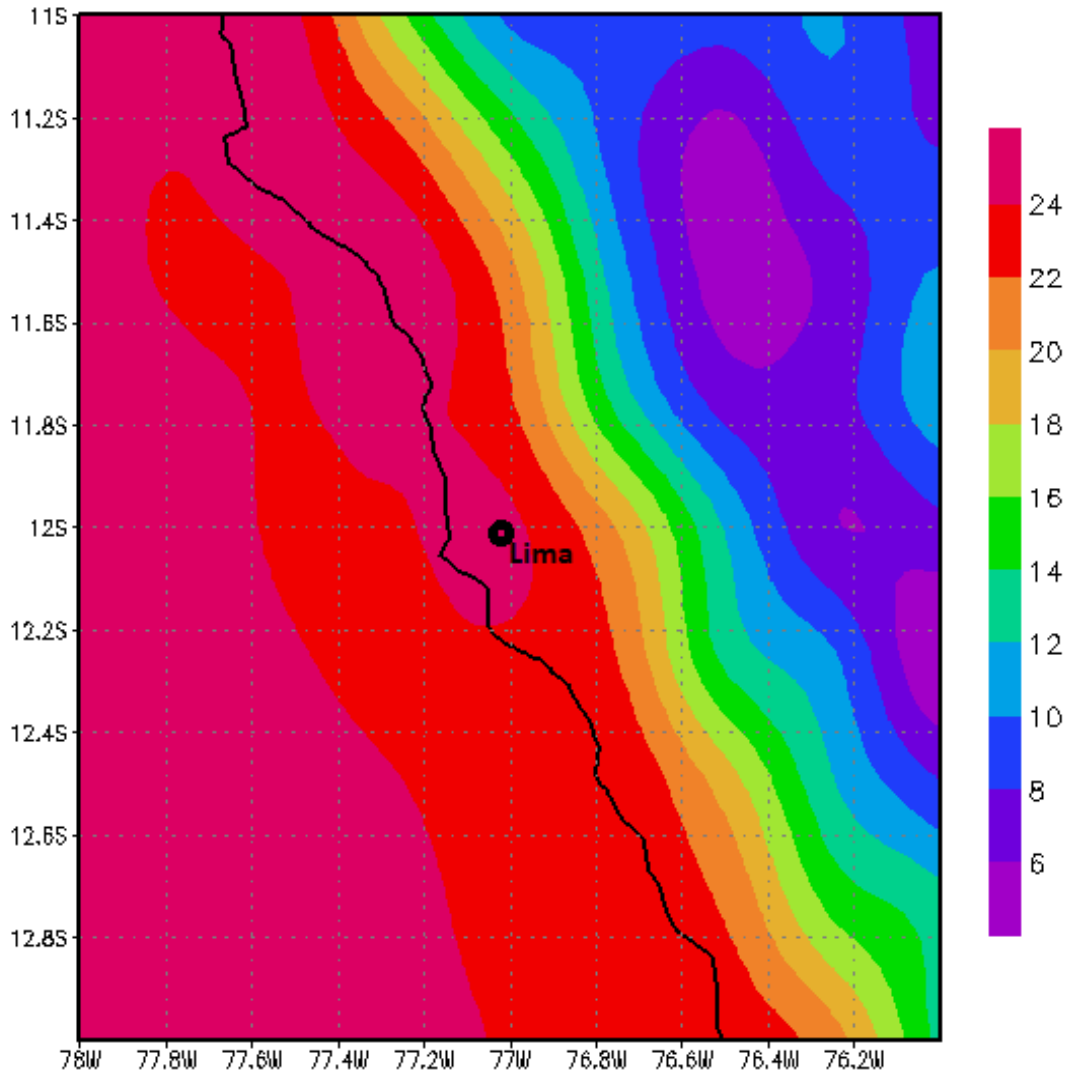


Figura 29. Muestra el mapa de distribución espacial de la temperatura en superficie del 1 de febrero de 2016. Eje horizontal: longitud. Eje vertical: latitud.

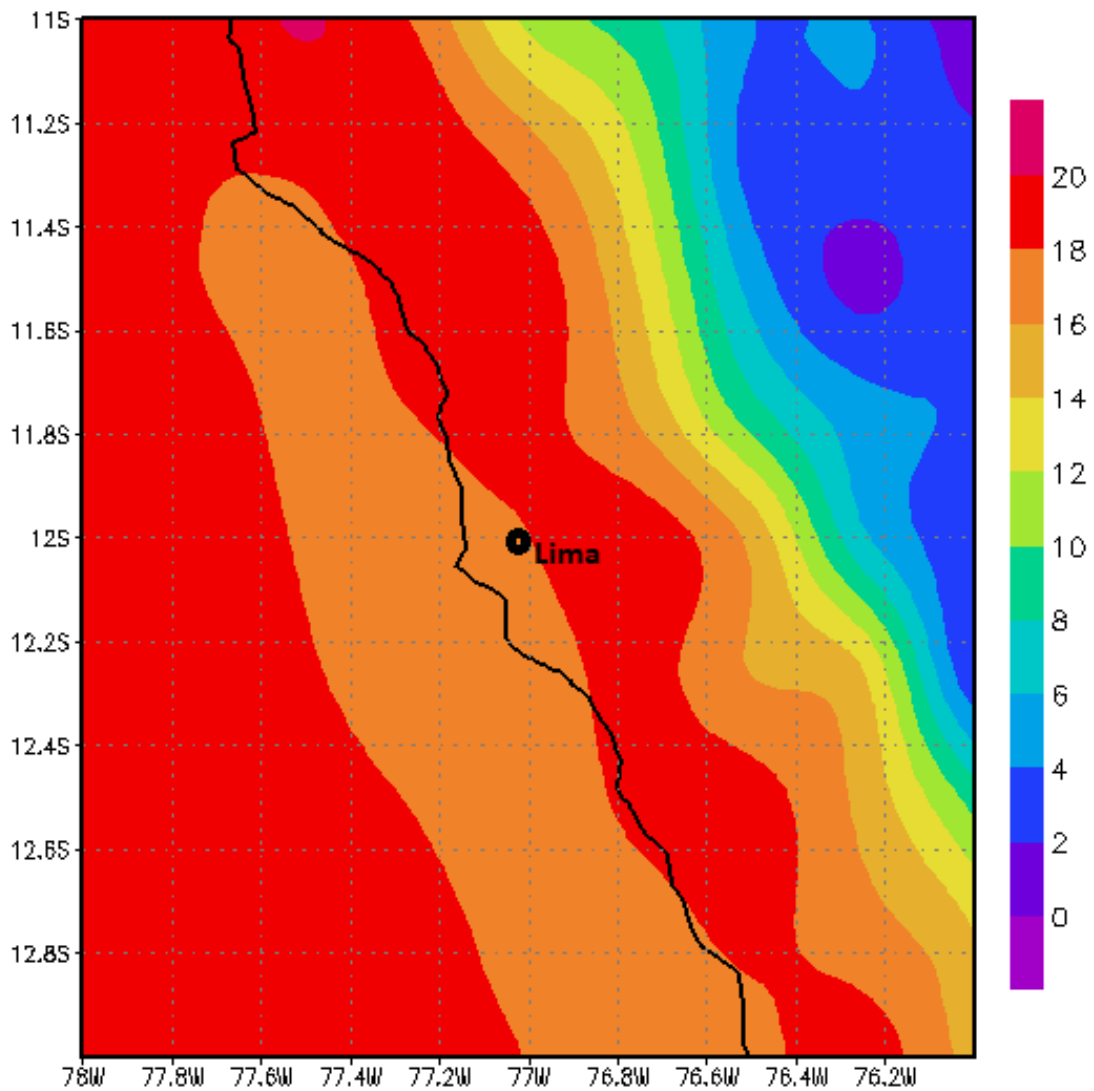


Figura 30. Muestra el mapa de distribución espacial de la temperatura en superficie del 1 de julio de 2016. Eje horizontal: longitud. Eje vertical: latitud.

La figura 31, muestra los campos medios de presión al nivel medio del mar para los meses de febrero (a) y julio (b). Se aprecia que en sentido general no existen grandes diferencias en la circulación de niveles bajos y en ambos casos el flujo general predominante sobre Lima es del nordeste. No obstante, en determinadas condiciones, temporalmente durante el día puede presentarse la circulación local, variando en determinada medida la circulación general.

En la figura 32, se muestra el campo de temperatura para la región, demarcándose con claridad un elevado gradiente térmico entre la costa y la cordillera. En este caso, las

temperaturas sobre Lima en febrero entre 20 y 21 °C, superiores a las de julio, por debajo de 19 grados.

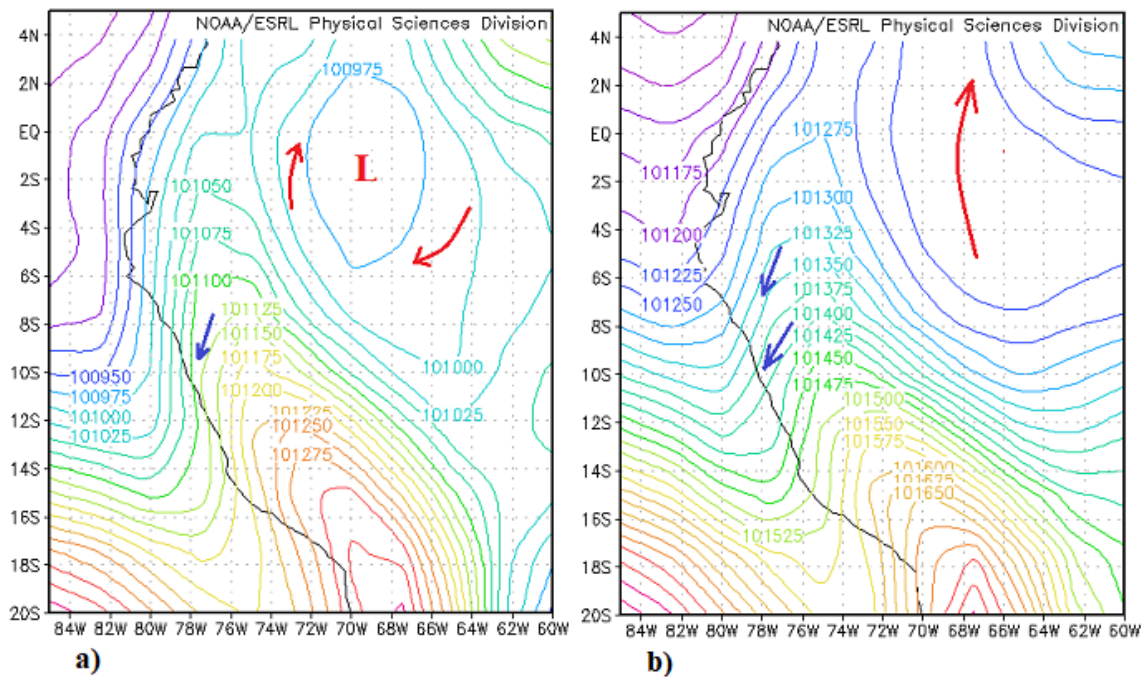


Figura 31. Campos medios de presión al nivel medio del mar para los meses de febrero (a) y julio (b).

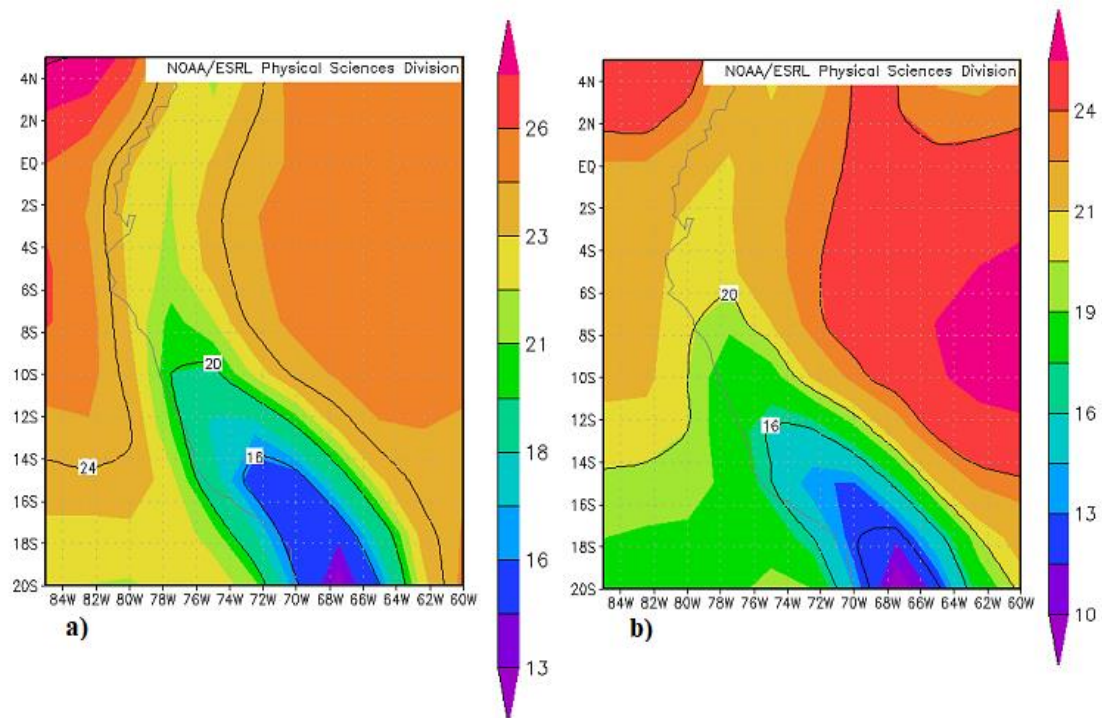


Figura 32. Campos medios de temperatura en superficie para los meses de febrero (a) y julio (b).

Para el caso de la humedad, se aprecia en la figura 33 que en febrero el valor promedio para Lima oscila alrededor de 93 %, mientras en julio cercanas a 82 %.

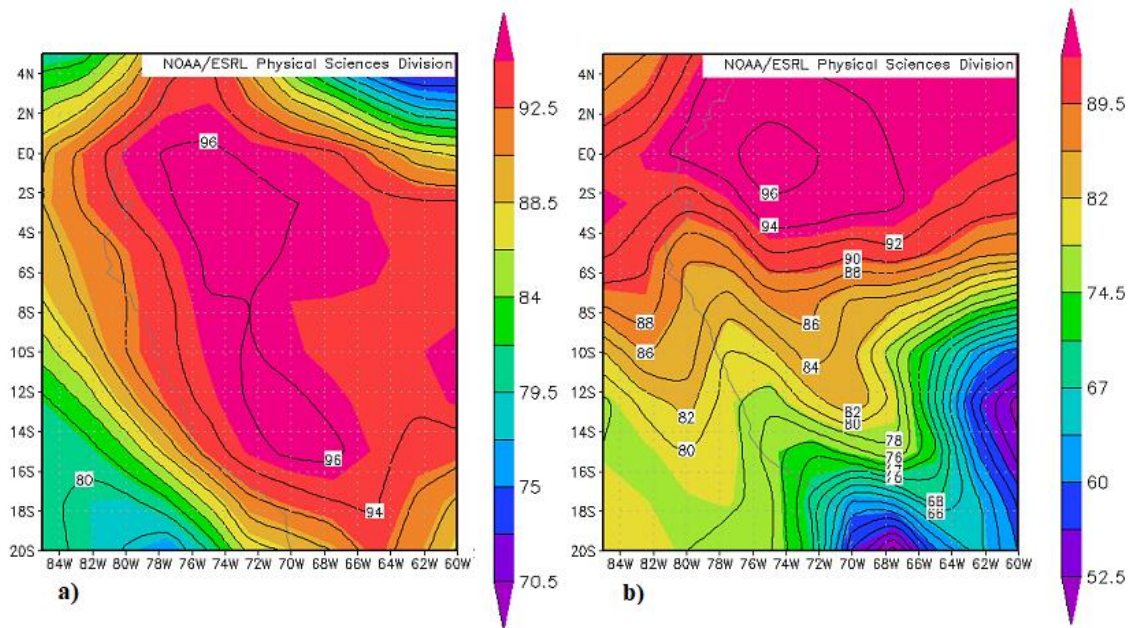


Figura 33. Campos medios de humedad relativa en superficie para los meses de febrero (a) y julio (b).

3.4 Emisiones en el modelo WRF-Chem

La construcción de los archivos de emisiones (wrfchemi_d01) propios del WRF-Chem consiste principalmente en adaptar la información de los inventarios de emisiones a las especies del mecanismo químico seleccionado en el modelo, distribuyéndolas espacial y temporalmente dentro del dominio de simulación (Gavidia, 2015).

No existe una metodología definida que sirva para la creación del archivo de emisiones antropogénicas para cualquier base de datos de emisiones para cualquier ciudad como Lima, debido a las diferencias entre cada base de datos (diferencias en especies, en unidades, resolución temporal, factores de emisión, etc.). Por tal motivo, el manual de usuario del WRF-Chem recomienda que la construcción de los archivos de emisión sea de forma independiente pero al mismo tiempo respetando los formatos y atributos de configuración definidos previamente (Peckham et al., 2012), donde la representación de emisiones sobre una grilla de tamaño adecuado proporciona gran certidumbre de cálculo (Andrade et al., 2015).

En el archivo de emisiones, la distribución espacial de las emisiones vehiculares, tiene un dominio con una resolución espacial de 5 km (ver Figura 34). Las emisiones vehiculares fueron distribuidas usando información del tipo de vías extraídas de la base de datos del proyecto OpenStreetMap, dicha información es descargada del sitio del servidor de descarga gratuita de Geofabrik (<http://download.geofabrik.de>). Información del número y tipo de vehículos, factores de emisión y kilómetros recorridos promedio por tipo también es requerida (Andrade et al., 2015; Vara et al.; 2016), esta información se encuentra detallada en el trabajo realizado por Arellano. (2013).

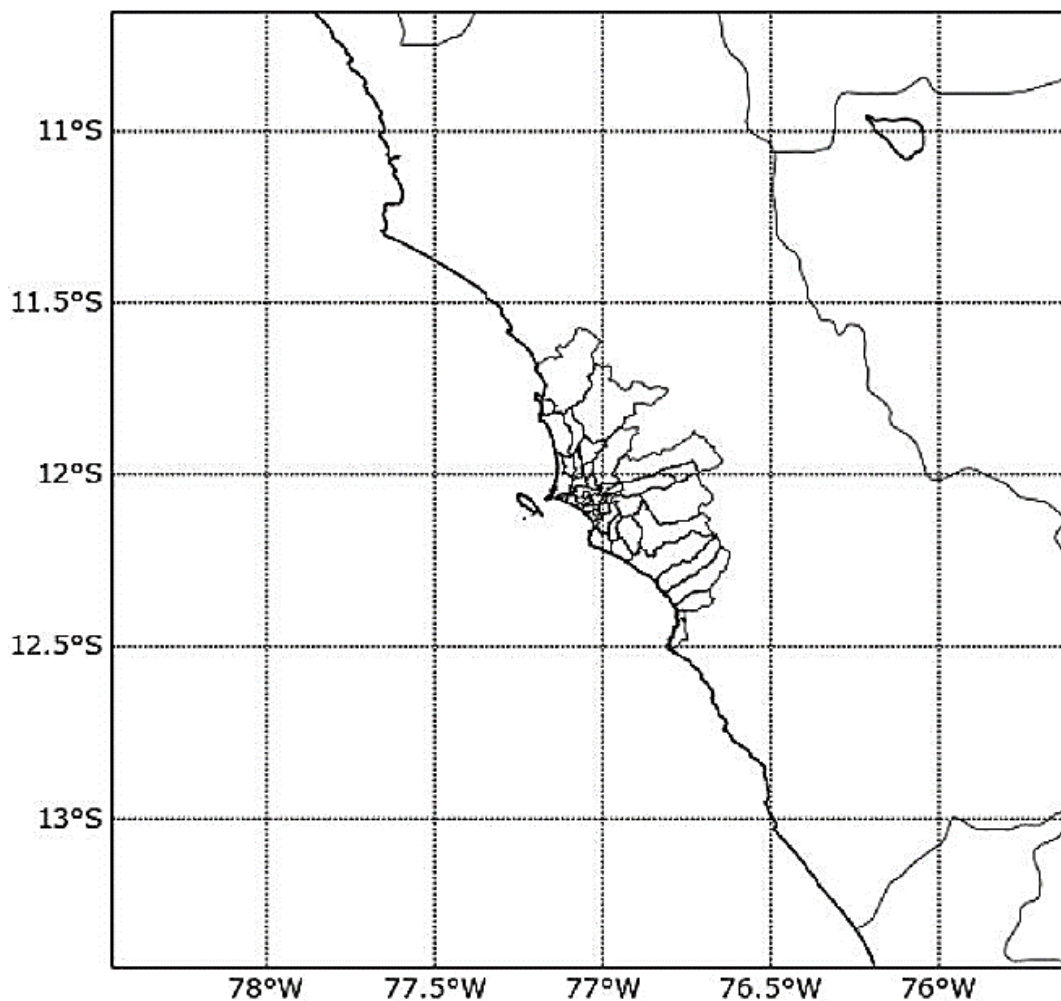


Figura 34. Dominio de simulación para la ciudad metropolitana de Lima con 5 km de resolución.

La figura 35, muestra un ejemplo del cálculo de tasas de emisión para una grilla de 5 km centrada en la ciudad de Lima Metropolitana, considerando la suma (en kilómetros) de todos los tipos de vías, representada por la variable SUMlongkm durante el proceso de cálculo de los mapas de distribución espacial.

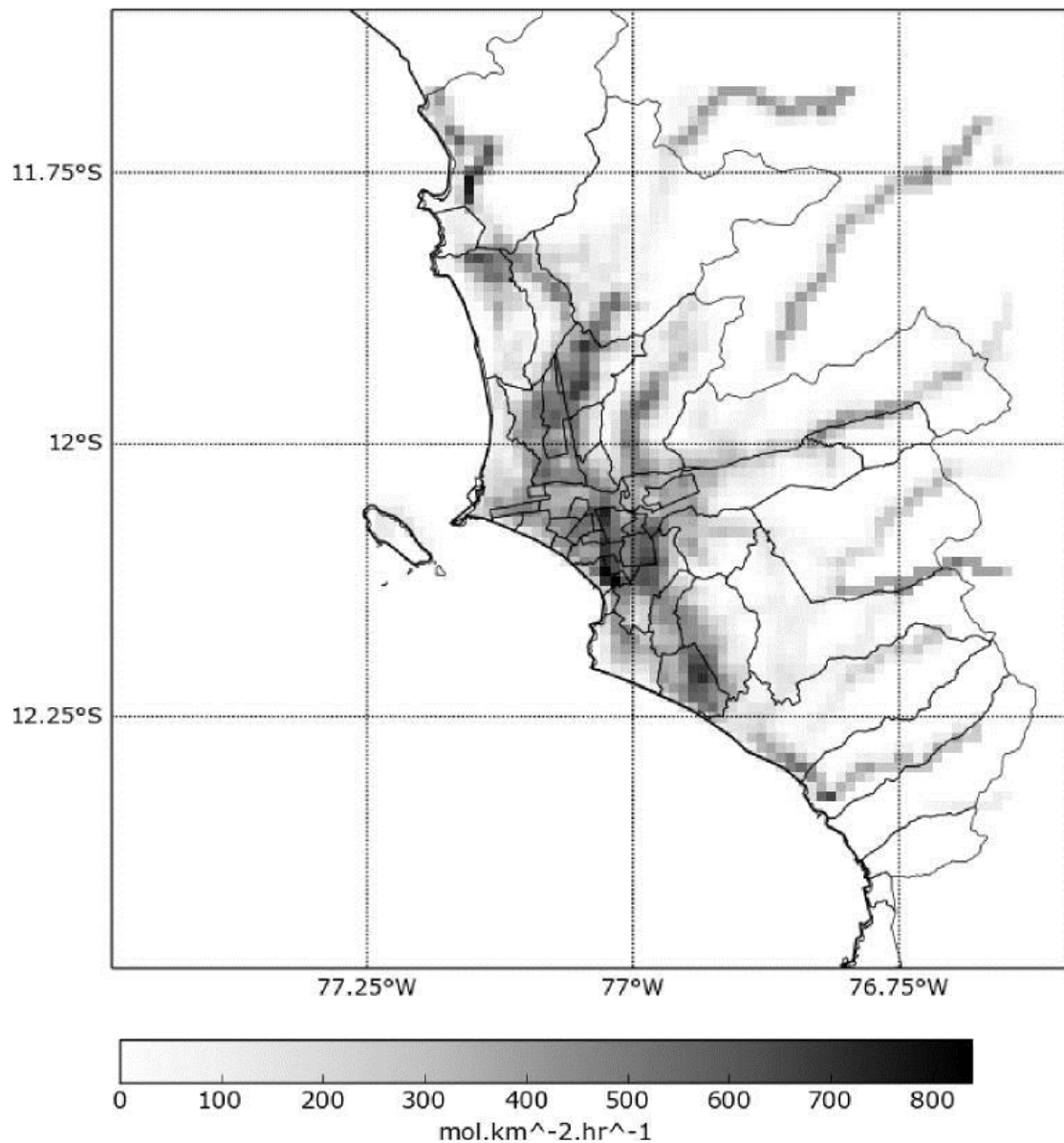


Figura 35. Emisiones vehiculares distribuidas en una grilla de 5 km de resolución espacial.

De esta figura 35, podemos observar como ciertas regiones presentan tasas de emisión elevadas, lo que indica una mayor densidad de vías de circulación en estas áreas. No obstante, dado que en una mega ciudad como Lima Metropolitana, el efecto urbano (representado además por otros tipos de vías como pasos peatonales, puentes, etc.) tendría en principio un impacto mayor en relación al nivel de emisión de contaminantes cuando comparado, por ejemplo, a áreas rurales con vías de circulación, el cálculo de las tasas de emisión para la grilla de 5 km lleva en consideración esta característica mediante la aplicación de la siguiente parametrización:

$grau_urba = \frac{SUMmainroa * (SUMlongkm - SUMmainroa)}{(SUMmainroa + 1)}$ con
 $SUMmainroa = SUMmotorwa + SUMtrunk + SUMprimary + SUMseconda + SUMtertiar$

Donde

- **grau_urba**: variable que sopesa la densidad de vías y el grado de urbanidad.
- **SUMmainroa**: longitud de vía en cada grilla considerando los tipos de vías motorway, trunk, primary, secondary y tertiary.
- **SUMlongkm**: longitud total de vía, o sea, SUMmainroa más la longitud de los otros tipos de vía no considerados como vías de circulación de vehículos automotores.
- **SUMmotorwa**: longitud de vía para el tipo motorway.
- **SUMtrunk**: longitud de vía para el tipo trunk.
- **SUMprimary**: longitud de vía para el tipo primary.
- **SUMseconda**: longitud de vía para el tipo secondary.
- **SUMtertiar**: longitud de vía para el tipo tertiary.

El cálculo de emisión total en un punto de grilla arbitrario donde la densidad de vías sea no nula procede de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$E = N * FE * IU \quad (71)$$

Donde

- **E**: Emisión (g/día)
- **N**: Número de vehículos
- **FE**: Factor de emisión (g/km)
- **IU**: Intensidad de Uso (Km/día)

Es importante resaltar, que los factores de emisión utilizados fueron adaptados de Arellano. (2013) y que están basados en el trabajo realizado por PROTRANSPORTE (<http://www.protransporte.gob.pe/pdf/biblioteca/2005/lineabaseambiental/capitulo8-9.pdf>, o en el documento de (Deuman y Walsh, 2005), a razón del nivel de detalle de este inventario. Así, para la consideración de estos factores de emisión se adaptaron 6 categorías de vehículos automotores junto con los factores de emisión de diversos contaminantes, que son mostrados en el cuadro 7, con el respectivo fraccionamiento indicado en el cuadro 8.

Cuadro 7. Factores de emisión (g/km) de acuerdo a cada tipo de vehículo.

Categoría	CO	NO_x	MP	SO₂	HC
Vehículos leves	13,9770	1,3225	0,3390	0,2280	1,7050
Taxis	14,7548	1,4670	0,3950	0,23825	2,2014
Camionetas	23,1785	1,0335	0,4250	0,4600	3,2380
Omnibus	6,64825	9,59725	1,43175	3,98825	2,4410
Camiones	8,6115	15,471	2,8750	1,8450	3,6965
Motocicletas	29,3800	0,0630	0,0000	0,0230	13,3200

El número de vehículos fue considerado de la base de datos del INEI (<http://www.inei.gob.pe/estadisticas/indice-tematico/transport-and-communications/>) y de la Gestión de Transportes de la Municipalidad Metropolitana de Lima, con año base 2012, correspondiente a un total de 1400000 vehículos aproximadamente.

Cuadro 8. Categorías y fracción vehicular utilizados

Categoría	Fracción
Vehículos Leves	0.4769
Taxis	0.0788
Camionetas	0.2760
Ómnibus	0.0308
Camiones	0.1228
Motocicletas	0.0148

Este inventario de emisiones está basado en factores de emisión de vehículos (Martins et al., 2006; Sánchez-Ccoyllo et al., 2009; Sánchez-Ccoyllo et al., 2018), considera el número de vehículos y el promedio de kilómetros recorridos por día como parámetros básicos para el cálculo de las emisiones de escape considerando diferentes tipos de vehículos, que para la ciudad de Lima han sido clasificados como (vehículos livianos particulares, vehículos livianos comerciales, buses, vehículos de alquiler(taxis), camiones livianos, medianos y pesados y motocicletas) y diferentes tipos de combustible (Deuman y Walsh, 2005).

3.5 Datos de concentraciones observadas por Senamhi de PM_{2.5} y PM₁₀ en febrero y julio de 2016.

Se usaron las concentraciones de PM_{2.5} y PM₁₀ observadas en febrero y julio del 2016 por la Dirección General de Investigación y Asuntos Ambientales (DGIA) del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI). Los resultados de la simulación serán comparados con datos registrados a nivel de superficie por las diez estaciones de la calidad del aire de Senamhi-Lima (Campo de Marte (**CMD**), Ate (**ATE**), Santa Anita (**STA**), San Borja (**SBJ**), Carabayllo (**CRB**), Santa María de Huachipa (**HCH**), Puente Piedra (**PPD**), San Martín de Porres (**SMP**), Villa María del Triunfo (**VMT**) y San Juan de Lurigancho (**SJL**).

3.6 Uso del WRF-Chem

Para la implementación de WRF_chem se emplearon las condiciones iniciales y de frontera del Sistema Global de Predicción (GFS, por sus siglas en inglés), con una resolución horizontal de 0.25° y limitada entre los 76° y los 78° de longitud oeste y entre los 13° y 11° de latitud sur. Se utilizaron los datos pronóstico de las 00:00 del Tiempo Universal Coordinado (UTC, por sus siglas en inglés) hasta 72 horas. El período de estudio seleccionado corresponde a los meses de febrero y julio 2016.

Estos datos operacionales de análisis y pronósticos globales están en grillas de 0.25 grados por 0.25 grados preparadas operativamente cada seis horas. Este producto es del Sistema de Asimilación de Datos Global (GDAS), que continuamente reúne información observada del Sistema de Telecomunicaciones Global (GTS), y otras fuentes, para muchos análisis. Los análisis están disponibles en la superficie a 27 niveles obligatorios de presión, de 1000 milibares a nivel del mar a 10 milibares, en la capa límite. Los parámetros incluyen la presión superficial, la presión del nivel del mar, la altura geopotencial, la temperatura, la temperatura de la superficie del mar, los valores del suelo, la capa de hielo, la humedad relativa, los vientos zonal(u) y meridional (v), el movimiento vertical, la vorticidad y el ozono. (<http://rda.ucar.edu/datasets/ds083.3/>).

La configuración del modelo WRF-chem fue realizado para un dominio, cuyas características se especifican en el cuadro 9. Como se indica las condiciones iniciales y de contorno del dominio externo, estas son tomadas del pronóstico del modelo global GFS con una resolución de 0.25°, inicializado en el mismo horario para el cual se realizan las

simulaciones de WRF-chem. En este cuadro la característica “Frecuencia de CC (Frecuencia de Condiciones de Contorno)” se refiere a la frecuencia con que las condiciones de contorno son capturadas de la salida del modelo base, en este caso, el GFS.

Cuadro 9. Principales características del dominio y datos iniciales y de frontera.

Características	Dominio
Límites	Entre los 13° y los 11° S Entre los 76° y los 78° de W
Paso horizontal de malla	5 km
Dimensiones (XYZ)	50puntos x 50 puntosx 27niveles
Paso de tiempo	30 s
Condiciones iniciales	GFS* 0.25° x 0.25° pronóstico
Condiciones de Contorno (CC)	GFS* 0.25° x 0.25° pronóstico
Frecuencia de CC (GFS)	6 h

Los esquemas de parametrización utilizados se muestran en el cuadro 10.

Cuadro 10. Configuración del WRF-chem para las simulaciones en Lima.

Atributos	Modelo de configuración
Periodo de simulación	Febrero y Julio 2016
Dominio	Lima, Perú
Opciones físicas	
Radiación de onda corta	Goddard
Radiación de onda larga	Rapid radiative transfer model
Capa límite	Yonsei University
Superficie de la tierra	Monin-Obukhov
Nubes cumulus	Grell three-dimensional
Microfísica de nubes	Lin
Opciones químicas	
Esquema fotoquímico	Fast-J
Mecanismo en fase gaseosa	RADM2
Opción de aerosoles	MADE/SORGAN
Resolución de grilla horizontal	5 km
Centro de la grilla	-12.4 ; -77.4

En la figura 36, se muestra el esquema WRF-chem que se ha aplicado en esta tesis.

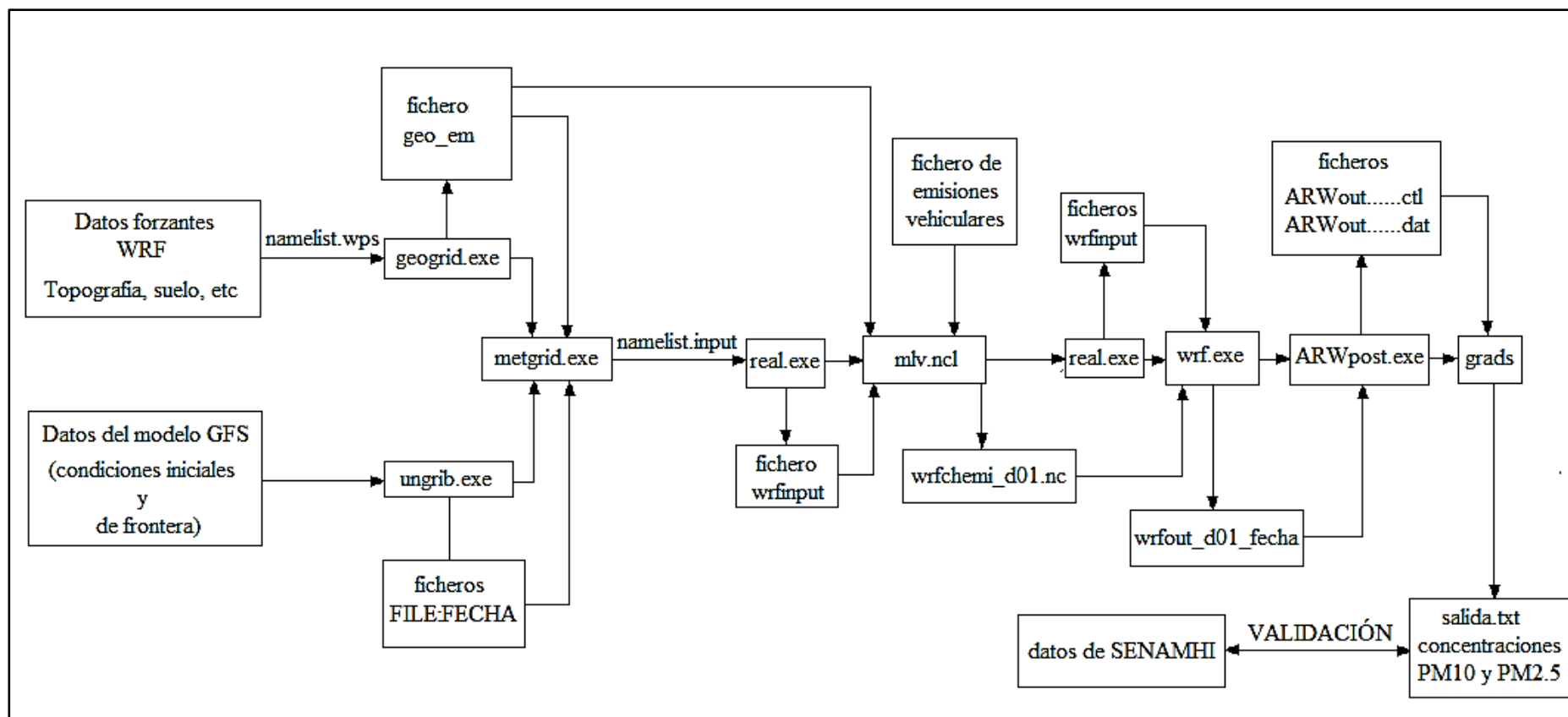


Figura 36. Muestra el esquema de funcionamiento del WRF-chem: entrada de datos (meteorología, topografía y emisiones), así como los datos de salida (PM₁₀ y PM_{2.5}).

3.7 Análisis estadístico

La verificación de las predicciones es el proceso de evaluación de la calidad de las predicciones. Este proceso es llamado validación o evaluación. Quizás no sea sorprendente, que puede haber diferentes puntos de vista sobre lo que constituye un buen pronóstico. Una amplia variedad de procedimientos de verificación de las predicciones existen, pero todos implican medidas de la relación entre un pronóstico o conjunto de previsiones, y la observación (s) correspondiente del predictor. Por tanto, cualquier método de verificación de predicciones implica necesariamente comparaciones entre pares coincidentes del predictando y las observaciones a que se refieren. El sesgo, mide la correspondencia entre el pronóstico promedio y el valor promedio observado del predictando. En última instancia, la justificación de cualquier trabajo de previsión es que soporte mejor la toma de decisiones (Wilks, 2006). Con respecto al primer objetivo específico, son necesarios evaluar varios parámetros estadísticos para interpretar el rendimiento del modelo (Bessagnet et al.,2016), tales como el error absoluto medio (MAE), raíz del error cuadrático medio (RMSE), índice de concordancia (IOA), coeficiente de correlación de Pearson (r) (Hurley, 2000; Shrivastava et al., 2015). Para evaluar la amplitud de los datos observados (**O_i**) y pronosticados (**P_i**) son necesarios evaluar el valor medio y desviación estándar.

3.7.1. Sesgo medio (MB)

$$\bar{O} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N O_i \dots\dots\dots(72)$$

$$\bar{P} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N P_i \dots\dots\dots(73)$$

$$MB = \bar{P} - \bar{O} \dots\dots\dots(74)$$

3.7.2 Sesgo medio normalizado (NMB)

$$NMB = \frac{\bar{P} - \bar{O}}{\bar{O}} \dots\dots\dots(75)$$

3.7.3 Error absoluto medio (MAE)

$$MAE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |P_i - O_i| \dots\dots\dots(76)$$

3.7.4 Error cuadrático medio (MSE)

$$MSE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |P_i - O_i|^2 \dots\dots\dots(77)$$

3.7.5 Raíz del error cuadrático medio (RMSE)

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (P_i - O_i)^2} \dots\dots\dots(78)$$

3.7.6 Índice de concordancia (IOA)

$$IOA = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^N (|P_i - O_{med}| + |O_i - O_{med}|)^2} \dots\dots\dots(79)$$

3.7.7 Coeficiente de correlación de Pearson (r)

$$r = \frac{N(\sum_{i=1}^N (O_i * P_i) - (\sum_{i=1}^N O_i) * (\sum_{i=1}^N P_i))}{\sqrt{\left[N(\sum_{ii=1}^N O_i^2) - (\sum_{i=1}^N O_i)^2 \right] * \left[N(\sum_{i=1}^N P_i^2) - (\sum_{i=1}^N P_i)^2 \right]}} \dots\dots\dots(80)$$

3.7.8 Mejora de la capacidad de pronóstico (MOS)

Aplicando el método Model Output Statistics (MOS), que es un tipo de estadística de post-procesamiento, una técnica utilizada para mejorar la capacidad de pronóstico de los modelos numéricos del tiempo, relacionando los resultados del modelo a los datos observados (<http://www.nws.noaa.gov/airquality/>; Wilkis, 2006; Lazi et al., 2014). Por ello, para desarrollar las ecuaciones de pronóstico de MOS es necesario tener un desarrollo conjunto

de datos incluyendo record histórico de las variables de interés, junto con el record de archivos de los pronósticos producidos por el modelo de pronóstico numérico del tiempo (NWP por sus sigls en inglés) para los mismos días en el que la variable de interés fue observada (Wilkis, 2006). La primera etapa es desarrollar relaciones empíricas entre las variables del tiempo de superficie observados y predictores de gran escala adecuados producidos por el modelo (Lazi et al., 2014). La segunda etapa es aplicar estas relaciones, que son usualmente ecuaciones de regresión independientes separadas a la salida del modelo de predicción del tiempo de las variables de escala grande y de superficie para mejorar el pronóstico original (Lazi et al., 2014). Una forma general de la ecuación lineal MOS puede ser escrita (Verzijlbergh et al., 2015):

$$Y = b_o + b_1 X_1 + b_2 X_2 + \dots + b_n X_n \dots\dots\dots(81)$$

Donde **Y** indica la variable predictando (variable dependiente en este caso variables de pronóstico de interés (PM_{2.5}, PM₁₀), **X_i** indican los predictores (contaminantes y variables meteorológicas simuladas o medidas (humedad relativa (HR), concentraciones de PM_{2.5}, PM₁₀) y b_i son obtenidos por una rutina de mínimos cuadrados.

Para la verificación de los resultados del modelo y la aplicación de la técnica estadística MOS se empleó los datos de diez estaciones de monitoreo de calidad del aire del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI), ubicadas en el Área Metropolitana de Lima. La técnica MOS fue aplicada con ayuda del paquete estadístico Statistical Package for the Social Sciences (SPSS) V. 15.1.

IV. RESULTADOS DE LA INVESTIGACIÓN Y DISCUSIÓN

4.1 Distribución espacial y temporal de las concentraciones horarias y diarias observadas y del modelo: Mes de febrero de 2016

Se presenta el análisis de la información de contaminantes con énfasis en material particulado PM₁₀ y PM_{2.5} observados en febrero de 2016 por el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI), así como los generados por el modelo WRF/chem.

4.1.1 Estación Jesús María-Campo de Marte (CDM): PM₁₀ y PM_{2.5}

La figura 37 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observados y pronosticados para la estación CDM en el mes de febrero de 2016.

El perfil de concentración de valores medios observados, muestra un descenso de la concentración entre las 0:00 horas y 5:00 de la mañana, horas donde el tráfico en la ciudad de Lima desciende, entre las 5:00 y 10:00 mañana se observa un incremento de la concentración de los valores medios, que es cuando el tráfico se activa, y corresponde a horas de mayor congestión vehicular de 7:00 a 9:00 horas (Senamhi 2011, Deuman y Walsh, 2005), alcanzando un valor máximo de 47.91 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 10:00 horas, observándose un pico típico del comportamiento del tráfico.

Después de las 16:00 horas, se observa que hay incremento de la concentración de los valores medios alcanzando un valor máximo de 46.30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 20:00 horas, que es una hora donde el tránsito vehicular es muy activo, y corresponde a las horas de mayor congestión vehicular de 18:00 a 20:00 horas (SENAMHI, 2013), que es donde se da el segundo pico típico, en este caso no es tan nítido, luego se observa una disminución de la concentración hasta las 23 horas. Esto sugiere, que este perfil de concentración sigue el comportamiento del tráfico, por lo que el grueso de la contaminación con material particulado PM₁₀ en esta zona, está en gran medida influenciada por las emisiones del transporte. La contaminación del aire en Lima está influenciada por el sector industrial

en un 14 % y 86 % por el sector transporte (SENAMHI, 2013), otras investigaciones indican que el material particulado fino es directamente emitido de plantas de potencia, motor de vehículos, instalaciones industriales y otras fuentes (Street et al., 2007). El perfil de concentración de valores máximos observados alcanzó un valor máximo de ($100.59 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a las 13:00 horas y tiene un comportamiento irregular. Los perfiles de concentraciones de valores medios, máximos y mínimos del modelo subestiman los perfiles de concentraciones de valores observados las 24 horas, y el perfil de concentración de valor medio del modelo no sigue el comportamiento del tráfico.

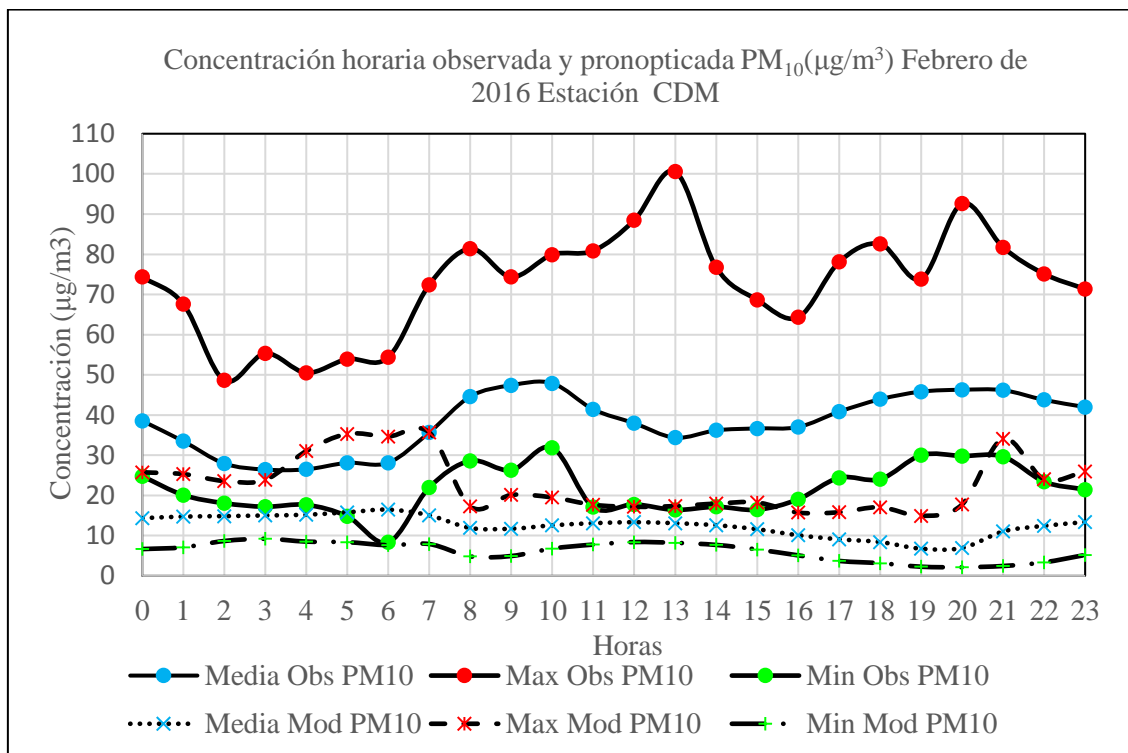


Figura 37. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CDM.

Las diferencias en las formulaciones matemáticas básicas, llevan a diferentes métodos de representar los datos. Los modelos de malla representan los datos en puntos de malla discretos y fijos, mientras que los modelos espectrales utilizan funciones de onda continua. Estas diferencias en la representación de los datos introducen diferentes tipos y cantidades de errores (sub y sobrestimaciones) en los análisis y pronósticos. Las diferencias entre los modelos numéricos de pronóstico del tiempo, influyen en los tipos de errores (subestimación o sobrestimación) que produce cada modelo y, por ende, en cómo debemos interpretar el pronóstico que genera. Algunas razones que se pueden identificar por los cuales estos errores se producen son: en cómo se resuelven las ecuaciones del modelo, la forma de representar

los datos de entrada, la extensión del dominio del modelo y el tipo y la escala de las estructuras meteorológicas que se pueden representar (The COMET Program, 2010 b). Además, es importante tener en cuenta que los niveles de contaminación en las calles urbanas están fuertemente afectados por las emisiones que toman lugar dentro de ellas. Sin embargo, el nivel de concentración y la distribución de la polución del aire dentro de la calle están gobernados por las condiciones físicas de los alrededores. Estas condiciones físicas fuertemente afectan la velocidad del viento y especialmente la dirección del viento dentro de ella (con los datos pronosticados en esta zona la dirección del viento fue de 284.7 grados ONO (modelo) y su modulo de 3.93 m/s (modelo), que según la escala de viento BEAUFORT le corresponde el grado 3 brisa débil). El flujo de aire generado dentro de las calles y alrededor de los edificios puede resultar en niveles de concentración muy diferentes en ubicaciones diferentes en la calle (Hester y Morrison, 2009).

La figura 38 muestra las distribuciones horaria de las concentraciones de valores medios observados y pronosticados. Con respecto a los valores observados la menor amplitud de ($15.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se produjo a las 6:00 de la mañana y la máxima de $31.03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a la 13:00 horas. Para los valores pronosticados, la menor y mayor amplitud fueron de 4.81 y $16.10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente que se dieron a las 12:00 y 21:00 horas. La amplitud de los valores medios del modelo subestimó a la amplitud de valores medios observados con un factor que varió en un rango de [0.16 a 0.99] con un valor promedio de 0.41 ± 0.21 , la amplitud de valores observados en general es mayor a la del modelo por un factor de 3.

Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), donde DS representa la desviación estándar de la concentración de PM_{10} observada fueron de [17.37 a $36.97 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [33.96 a $61.50 \mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente, mientras que estos valores para el modelo fueron de [2.64 a $11.12 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [10.34 a $23.95 \mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente.

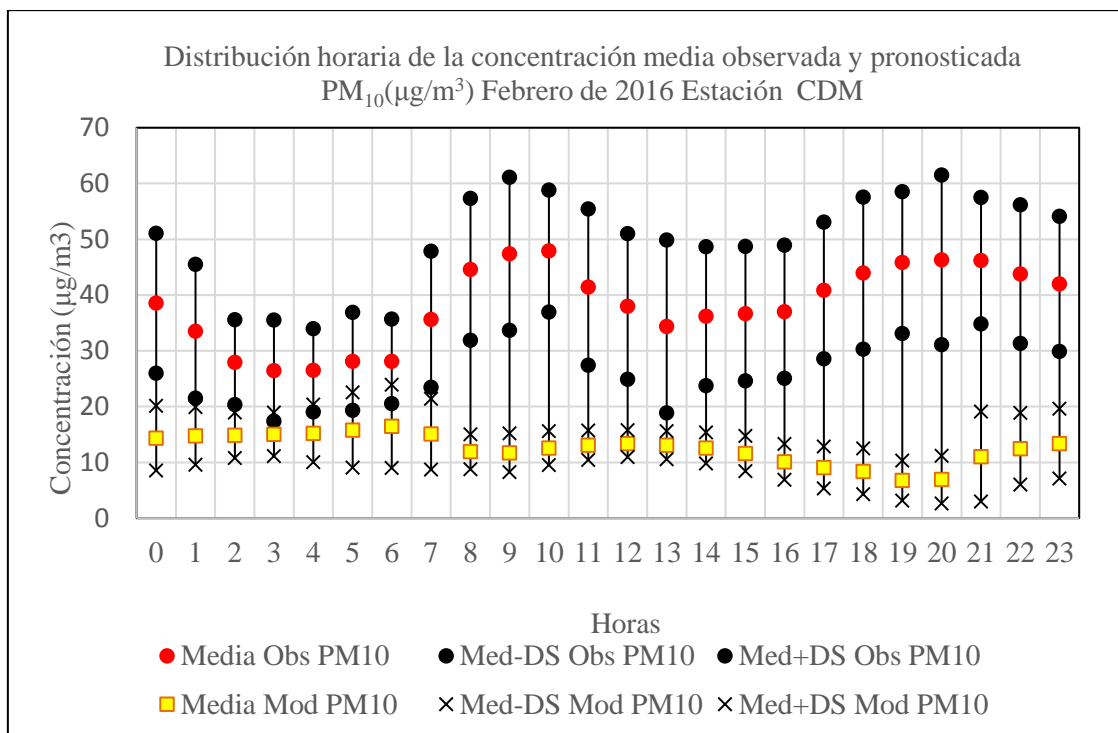


Figura 38. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CDM.

La figura 39 muestra los perfiles diarios de concentraciones media, mínima y máxima de PM₁₀ observados y pronosticados. Algunas partículas naturales son afectadas por acciones humanas, tales como niebla y suelos sopladados por el viento. El perfil de concentración máxima observada muestra un comportamiento irregular, con un valor máximo de 100.59 µg/m³ que corresponde al día 26, en esta zona el ECA (150 µg/m³, 24h, DS 074-2001 MINAM) no fue superado, esto no implica que la calidad del aire sea saludable. El perfil de concentración de valor medio de los días sábados (6, 13, 20 y 27) a domingos (7, 14, 21 y 28) muestra un descenso de las concentraciones de PM₁₀ de -9.9 %, -0.96 %, -15.5 % y -38.9 % respectivamente, que concuerda con la disminución del tráfico vehicular por ser día no laborable, tal como se aprecia en la (figura 41, Deuman y Walsh, 2005).

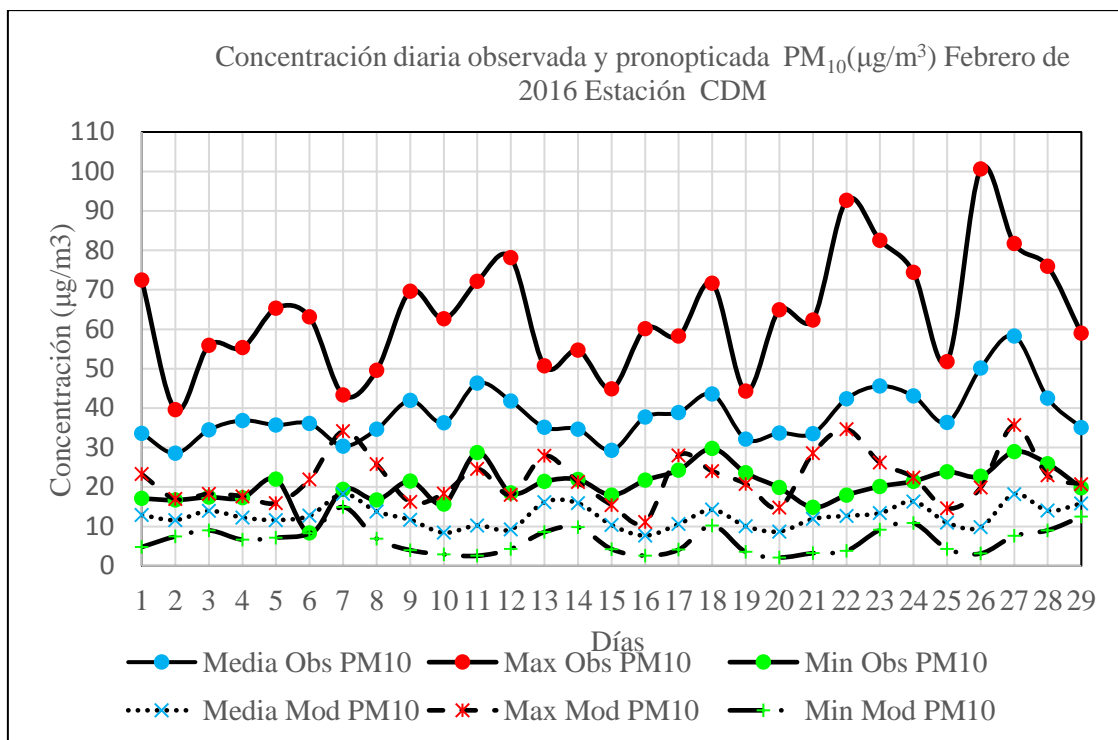


Figura 39. Perfiles diarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016. Estación CDM.

Los perfiles de concentraciones diarios medio, máximo y mínimo obtenido con el modelo subestiman los perfiles respectivos de concentraciones observados. El distrito de Jesús María es una zona urbanizada sin zona industrial, con áreas verdes por donde circulan autos ligeros y no tiene obstáculos naturales lo que facilita la dispersión de contaminantes. El factor que relaciona la concentración media diaria pronosticada y observada varió en un rango de [0.2 a 0.6], con un promedio de 0.34 ± 0.09 , por lo que el modelo subestimó los datos observados las 24 horas. Un estudio similar para PM₁₀ con WRF-chem, muestra que este factor para los meses de enero y junio está comprendido entre [0.00 a 0.25] y [0.00 a 0.60] respectivamente (Dumitrache et al., 2016). El humo y el hollín son los productos de la combustión incompleta de carbón, gasolina y diésel en hornos, sistema de calefacción doméstico y motores de vehículos (Wright, 2005).

La figura 40 muestra la distribución diaria de las concentraciones de valores medios observados y pronosticados de PM₁₀. Con respecto a los valores observados la menor amplitud de ($14.26 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se produjo el 2 de febrero y la máxima de ($40.19 \mu\text{g}/\text{m}^3$) el 23 de febrero. Para los valores pronosticados, la menor y mayor amplitud fueron de 4.36 y 17.69 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, que se dieron los días 2 y 27 de febrero. La amplitud de los valores

medios diarios del modelo subestimó la amplitud de valores medios observados con un factor que varió de [0.17 a 0.88] y un promedio de 0.42 ± 0.18 .

La figura 40 muestra las distribuciones diarias de las concentraciones de valores medios observados y pronosticados. Con respecto a los valores observados la menor amplitud de ($14.26 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se produjo el 2 de febrero y la máxima de ($40.19 \mu\text{g}/\text{m}^3$) el 23 de febrero. Para los valores pronosticados, la menor y mayor amplitud fueron de 4.36 y $17.69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, que se dieron los días 2 y 27 de febrero. La amplitud de los valores medios diarios del modelo subestimó la amplitud de valores medios diarios observados con un factor que varió de [0.17 a 0.88] con un promedio de 0.42 ± 0.18 , en general la amplitud observada es mayor por un factor de 2.83.

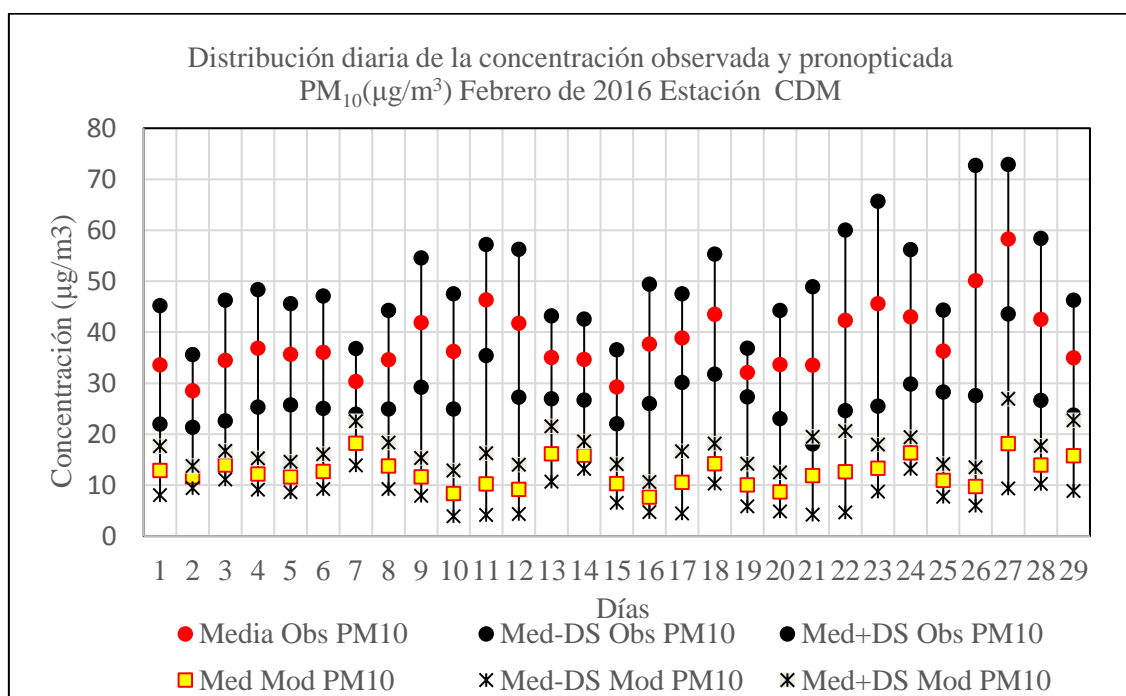


Figura 40. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM_{10} observado y del modelo :Febrero 2016, Estación CDM.

En esta estación de CDM el factor que relaciona las concentraciones medias horarias de PM_{10} observada y pronosticada varió de [1.71 a 6.78] con un promedio de 3.34 ± 1.41 , y el factor que relaciona las amplitudes horarias de PM_{10} observada y del modelo varió de [1.01 a 6.15] con un promedio de 3.07 ± 1.41 . Los modelos numéricos pueden sub o sobrestimar los valores observados, estos dependen de la calidad de la información de entrada que ha sido empleada, y particularmente de los datos de emisiones que por lo general son subestimados. La verificación y validación de modelos numéricos de sistemas naturales es

imposible, esto es porque los sistemas naturales nunca son cerrados y porque los resultados de los modelos no siempre son únicos, las observaciones y medidas están cargadas de inferencias y suposiciones (Oreskes et al., 1994).

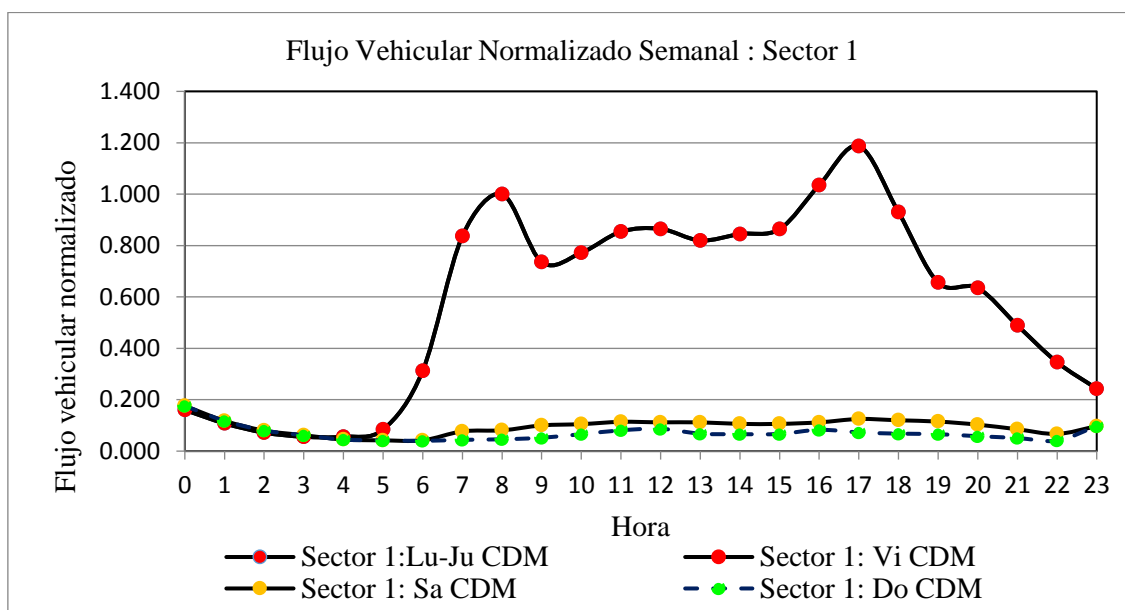


Figura 41. Flujo Vehicular Normalizado (Sector I): Pueblo Libre, Jesús María, Breña, Lince, La Victoria, Lima (Deuman y Walsh). Informe Final Estudio de Línea Base Ambiental COSAC I. En esta zona se aprecia que el día domingo el flujo vehicular disminuye.

4.1.2 Estación Ate (ATE): PM₁₀ y PM_{2.5}

La figura 42 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observados y pronosticados en la estación ATE en el mes de febrero de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un descenso de la concentración entre las 0:00 horas y 5:00 de la mañana, horas donde el tráfico vehicular en la ciudad de Lima disminuye, entre las 5:00 y 8:00 de la mañana se observa un incremento de la concentración de los valores medios, que es cuando el tráfico vehicular se activa, y alcanza un valor máximo de 143.03 µg/m³ a las 8:00 horas (pico típico de tráfico vehicular), que está dentro de la mayor congestión vehicular por la mañana de 7:00 a 9:00 horas (SENAMHI, 2011; Deuman y Walsh, 2005).

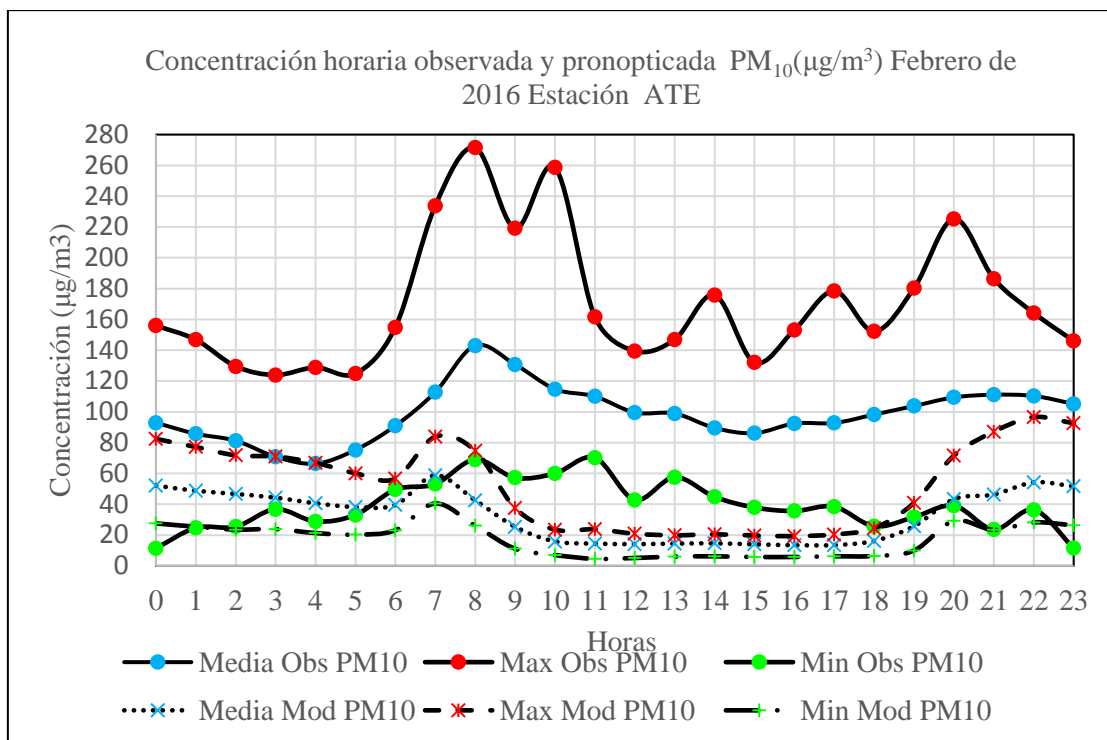


Figura 42. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.

Entre las 8:00 y 15:00 horas hay un descenso de la concentración, por la disminución del volumen del tráfico, por lo que las velocidades de emisiones bajan, entre las 16:00 y 21:00 horas se observa que hay un incremento de la concentración de 86.13 a 111.07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ que está en relación con el incremento del tráfico vehicular de 18:00 a 20:00 horas (SENAMHI, 2013), y el segundo pico formado no es tan bien definido como el primero, luego se observa una disminución de la concentración hasta las 23:00 horas. Esto sugiere que el grueso de la contaminación con material particulado en esta zona está en gran medida influenciada por las emisiones del transporte. El perfil de concentración de valor máximo observado alcanzó un valor máximo de 271.50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 8:00 horas superando el ECA de 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Un comportamiento similar se reporta en (Bathmanabhan y Saragur, 2010). A la misma hora el modelo pronosticó un valor de 74.76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Con los datos pronosticados, la dirección del viento fue de 288.2 grados (ONO) con un modulo de 2.82 m/s. En otras ciudades como Beijing también en los meses de verano se registraron concentraciones superiores a la norma (150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Street et al., 2007). La exposición al aire contaminado se relaciona con la morbilidad, mortalidad debido a enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Reátegui et al., 2018; Sánchez et al., Byeong et al., 2014; Dockery et al., 1993).

Los perfiles de concentraciones de valor medios, máximos y mínimos del modelo subestiman las concentraciones de los valores observados. El perfil de concentración de valores medios captura el comportamiento del tráfico, muestra la disminución de la concentración de 0:00 a 6:00 horas) debido a la disminución del tráfico, luego un aumento de la concentración mostrando un pico máximo ($58.74, \mu\text{g}/\text{m}^3$, 7:00 horas) característico de las horas de alto flujo vehicular, entre 10:00 y 17:00 muestra un descenso de la concentración debido a la disminución de tráfico, y después de las 5:00 horas un aumento progresivo de la concentración hasta las 22:00 horas, con un pico de concentración ($54.19 \mu\text{g}/\text{m}^3$) no tan evidente como el primero. La estimación realista de las emisiones de los contaminantes a nivel local es clave para la atribución exacta de los niveles de contaminantes cuando es usado en los modelos regionales y es muy importante para las estrategias de mitigación (Jena et al., 2015).

La figura 43 muestra las distribuciones horarias de las concentraciones de valores medios observados y pronosticados. Con respecto a los valores observados la menor amplitud de $37.76 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se produjo a las 3:00 de la mañana y la máxima de $117.17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a la 8 horas, que corresponden a horarios de mínimo y máximo transporte vehicular. Para los valores pronosticados, la menor y mayor amplitud fueron de 6.62 y $50.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que se dieron a las 17:00 y 22:00 horas respectivamente. La amplitud de los valores medios del modelo subestima a la amplitud de valores medios observados con un factor que varió entre [0.11 a 0.82], en general la amplitud observada supera con un factor de 4.47 a la amplitud del modelo. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), fueron de [45.59 a 84.45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [87.13 a 201.61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente, mientras que estos valores para el modelo fueron de [9.84 a 47.11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [10.34 a 23.95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente.

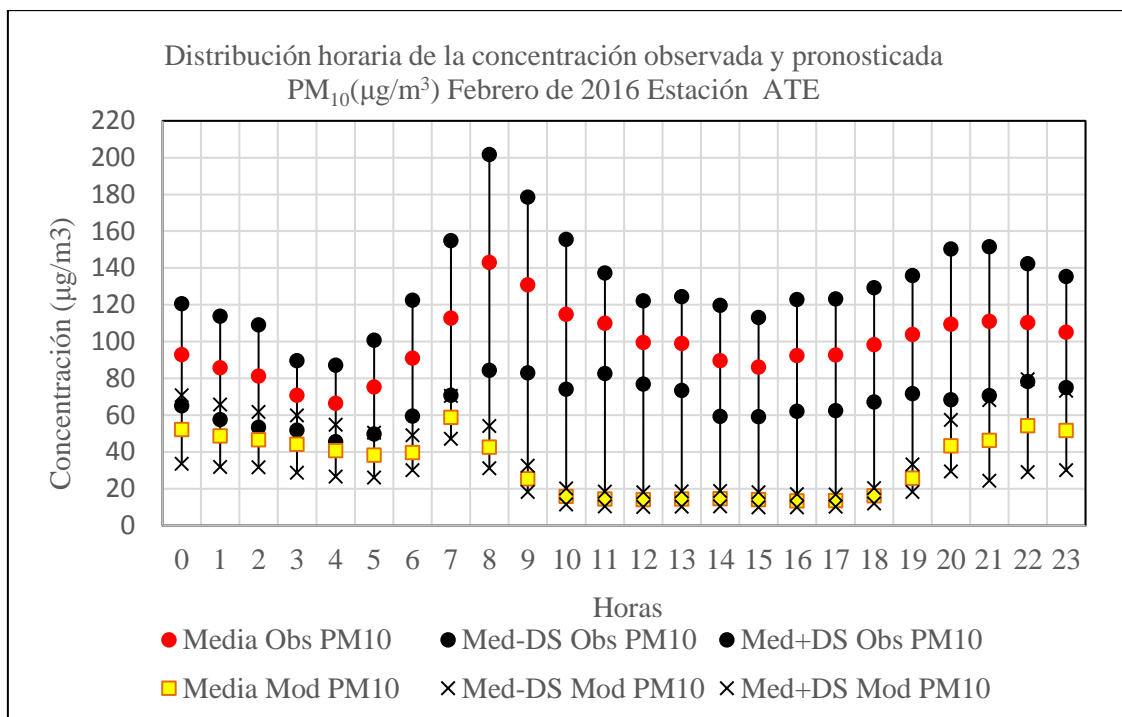


Figura 43. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.

La figura 44 muestra los perfiles diarios de concentraciones medio, máximo y mínimo observados y pronosticados de PM₁₀ para la estación ATE en febrero 2016. Los perfiles observados son irregulares. El perfil de concentración de valor medio del día sábado (6, 13, 20 y 27) a domingo (7, 14, 21 y 28) muestra un descenso de la concentración de PM₁₀ de -9.9 %, -0.96 %, -15.5 % y -38.9 % , que concuerda con la disminución del tráfico por ser día no laborable tal como se aprecia en la figura 45. Esto sugiere que el grueso de la contaminación en esta zona está en gran medida influenciada por las emisiones del transporte vehicular. La estación de ATE recibe aportes de fuentes móviles así como del sector industrial debido a que muchas fábricas e industrias se encuentran establecidas en este distrito. Según (INEI, 2014), en la zona de Lima Este se encuentra el 19.99 % de las empresas de Lima Metropolitana.

El factor que relaciona la concentración media diaria pronosticada y observada varió en un rango de [0.2 a 0.68], un estudio similar con WRF-chem y PM₁₀ muestra que este factor para los meses de enero y junio está comprendido entre [0.00 a 0.25] y [0.00 a 0.60] respectivamente (Dumitrache et al., 2016). El rango de variación de la concentración promedio diario de PM₁₀ pronosticado y observado variaron de [24.74 a 42.39 µg/m³] y [62.62 a 130.91 µg/m³] respectivamente. En un estudio realizado en la ciudad de Santiago

de Chile se observa que el modelo sub y sobreestima la concentración media observada (PM_{10} , 24 h), el rango del modelo y observado variaron de [10 a $380 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [10 a $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente (Saide et al., 2011).

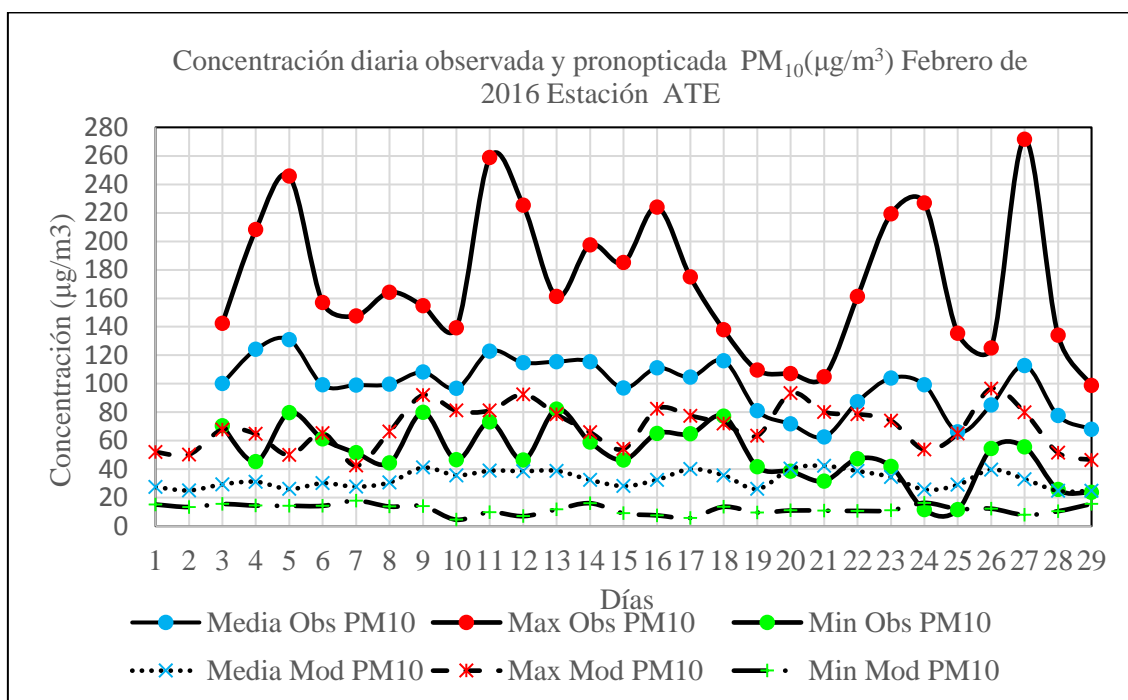


Figura 44. Perfiles diarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.

Los perfiles de concentraciones media, máximo y mínimo pronosticados por el modelo WRF/Chem subestiman los valores observados. Las razones por las que los modelos severamente subestiman los valores observados son atribuidos por ejemplo a la ausencia de fuentes en el inventario de emisiones (tales como polvo natural), así como componentes no modelados de material particulado (PM) (Steyn, 2012).

En esta zona el ECA ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 24h, DS 074-2001 MINAM) es superado, teniendo como valor máximo observado $271.50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que corresponde al día sábado 27. Estudios realizados en mega ciudades revelaron que el PM_{10} en Beijing fue el principal contaminante, y las fuentes primarias incluyen polvo fugitivo, polvo industrial, partículas de hollín emitidos de vehículos entre otras (Chan y Yao, 2008). En sitios urbanos e industrializados, las emisiones antropogénicas pueden llegar a ser tan grandes que las concentraciones de varias especies químicas indeseables (contaminantes) causan deterioro significativo de la calidad del aire (Wallace y Hobbs, 2006; Liu et al.; 2017).

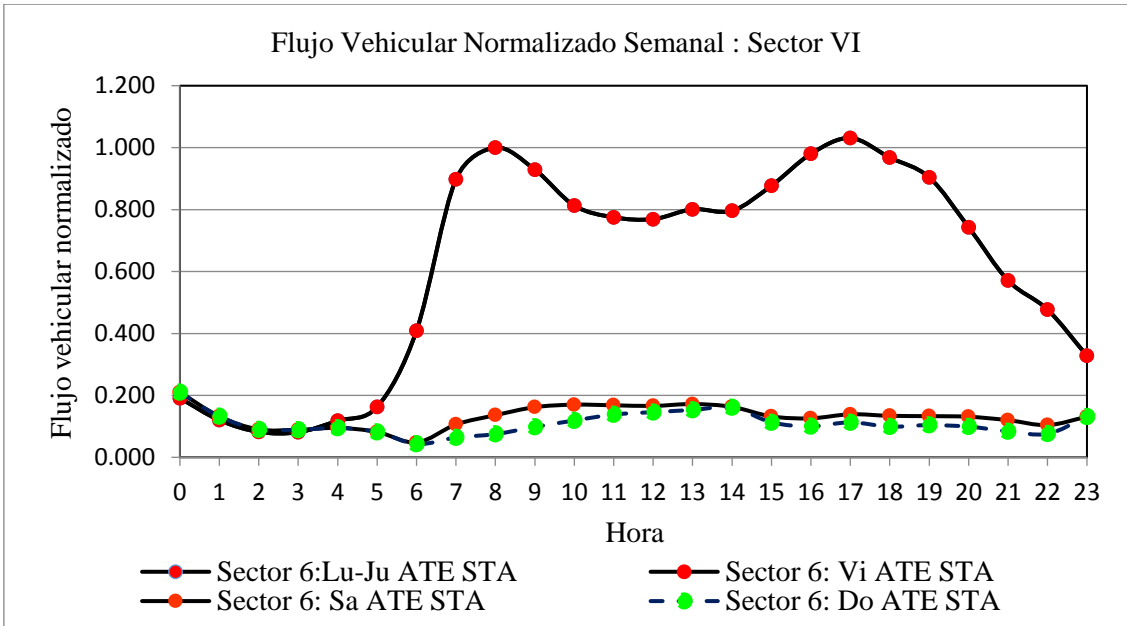


Figura 45. Flujo Vehicular Normalizado (Sector VI): ATE, Santa Anita (Deuman y Walsh, 2005). Informe Final Estudio de Línea Base Ambiental COSAC I.

La figura 46 muestra las distribuciones diarias de valores medios observados y pronosticados.

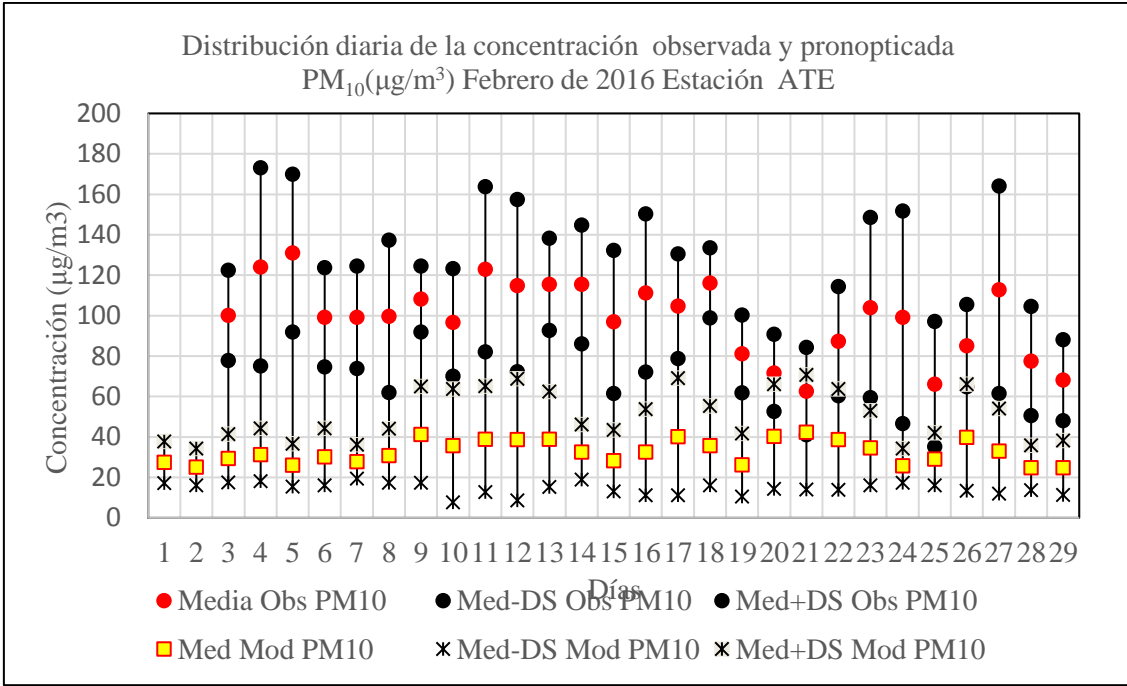


Figura 46. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.

Con respecto a los valores observados la menor amplitud de $32.64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se produjo el 9 de febrero y la máxima de $104.98 \mu\text{g}/\text{m}^3$ el 24 de febrero. Para los valores pronosticados, la menor y mayor amplitud fueron de 16.75 y $60.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, que se dieron los días 7 y 12 de febrero. La amplitud de los valores medios del modelo subestimó la amplitud de valores medios observados con un factor que varió de $[0.16$ a $1.46]$, en general la amplitud promedio observada superó por un factor de 2 a la amplitud del modelo. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), fueron de $[35.21$ a $98.83 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[84.27$ a $173.06 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, mientras que estos valores para el modelo fueron de $[7.69$ a $19.34 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[34.17$ a $70.73 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente.

La figura 47 muestra los perfiles horarios de concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$ media, máximo y mínimo observados y pronosticados. El perfil de concentración del valor medio observado, muestra una tendencia irregular, ascendente desde las 0:00 horas hasta las 8:00 de la mañana. Entre las 0:00 horas y 5:00 de la mañana hay un descenso en el tráfico vehicular, por lo que este aumento en la concentración sugiere que es producto de las actividades industriales y/o de transporte de contaminantes por el aire, pues en la zona de Lima Este se encuentran establecidas el 19.99 % de las industrias de Lima Metropolitana (INEI, 2014; SENAMHI, 2013), además la falta de áreas verdes en la zona posibilita la resuspensión de material particulado.

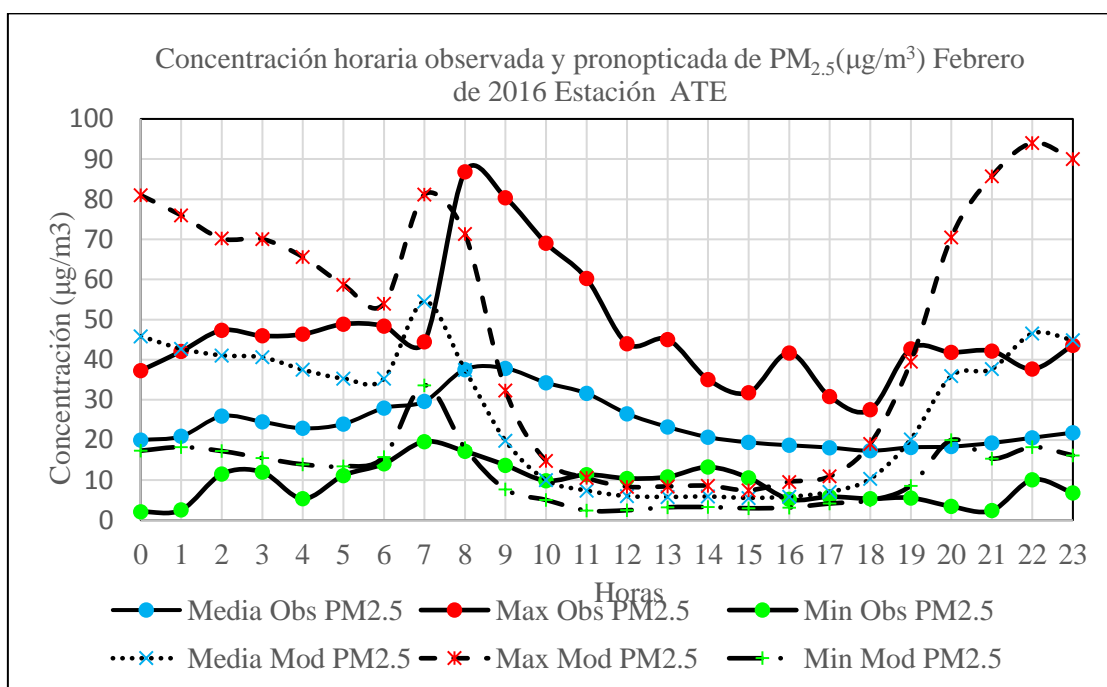


Figura 47. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de $\text{PM}_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.

El incremento de la concentración desde la 5:00 de la mañana ($23.97 \mu\text{g}/\text{m}^3$) hasta las 8:00 de la mañana ($37.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$), que es un pico característico del tráfico, está en relación con la activación del transporte vehicular. Desde las 8:00 de la mañana hasta las 18 horas ($18.13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) hay un descenso continuo de la concentración de $\text{PM}_{2.5}$, un leve incremento se produce de 18:00 a 23:00 horas. La velocidad del viento superficial afecta el transporte y dispersión de material particulado (PM), sin embargo la altura de capa límite planetaria (PBLH) es un factor crucial que afecta la dispersión de contaminantes, transporte y concentración superficial. La mayor altura de PBL causa un aumento del coeficiente de ventilación, lo que facilita el transporte y dispersión de PM_{10} dentro de la capa límite urbana y disminuye la concentración superficial de PM (Liao et al., 2015).

El perfil de concentración de valor medio de $\text{PM}_{2.5}$ generado por el modelo WRF/chem, captura el comportamiento típico de la concentración en relación al transporte vehicular, disminución de la concentración debido a la reducción de la activación del tráfico vehicular de 0:00 horas ($45.86 \mu\text{g}/\text{m}^3$) hasta las 6:00 horas ($35.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Muestra un pico de máxima concentración a las 7:00 horas ($54.49 \mu\text{g}/\text{m}^3$) característico en horas de alto volumen de tráfico. Entre las 10:00 y 17:00 horas hay una reducción del tráfico que se ve reflejado en un descenso de la concentración. El modelo sobrestima el perfil de valor medio desde las 0:00 horas hasta las 8:00 de la mañana, desde las 8:00 hasta 15:00 horas ($5.55 \mu\text{g}/\text{m}^3$) hay un descenso de la concentración, luego hay un incremento de la concentración hasta las 19 horas ($20.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$), desde las 8:00 hasta las 19:00 horas el modelo subestima los valores observado, posteriormente lo sobrestima mostrando un segundo pico ($46.53 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 22:00 horas). Los modelos de calidad del aire (AQ models) son confiables para simular aerosoles inorgánicos, hay aún vacíos en la representación de algunos procesos de la química de los aerosoles inorgánicos que influyen fuertemente en la concentración de $\text{PM}_{2.5}$ (Steyn, 2012). Estos sesgos en las simulaciones de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ se pueden atribuir a las incertidumbres en el inventario de emisiones (Liao et al., 2015).

El perfil de concentración máximo tiene un rango de [27.53 a $86.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$], y su máximo valor se registró a las 8:00 horas, por lo que en esta zona el ECA (PM 2.5, $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 24 horas, DS N°003-2008 MINAM) fue superado por un factor de 3.5. La Organización Mundial de la Salud (WHO) recomendó que concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$ no deberían exceder el valor de línea base de $10 \text{ mg}/\text{m}^3$ como promedio anual y $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como promedio diario (Jeanjea et al., 2016). En otras ciudades como Beijing el PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ fue superado por un factor de 7 (Chan y Yao, 2008).

La figura 48 muestra las distribuciones horarias de las concentraciones media observada y pronosticada de $PM_{2.5}$, la mayor y menor amplitud de valores observados fueron de $35.75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $11.33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente que se dieron a las 8:00 y 19:00 horas, que corresponde a horas punta del tráfico vehicular. La mayor amplitud de valores pronosticados fue de $56.24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 22:00 horas, y la mínima fue de $2.10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 15:00 horas. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración de $PM_{2.5}$ observada fueron de $[9.45 \text{ a } 23.29 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[22.97 \text{ a } 55.44 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, mientras que estos valores para el modelo fueron de $[4.50 \text{ a } 42.11 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[6.60 \text{ a } 74.65 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente.

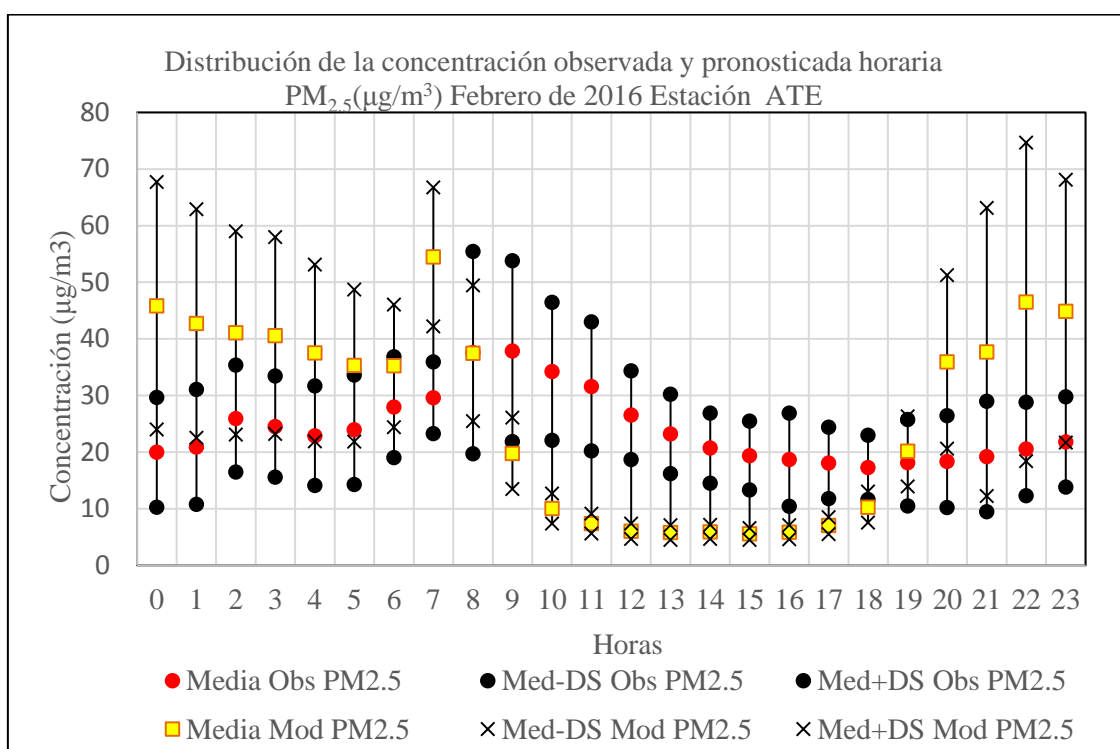


Figura 48. Distribución horaria de las concentraciones medias de $PM_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.

La figura 49, muestra los perfiles diarios de concentraciones media, máximo y mínimo de $PM_{2.5}$ observados y pronosticados. El perfil de valor medio y máximo observado superaron el ECA ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, DS N°003-2008 MINAM) los 29 días del mes y el perfil mínimo tres días (11, 18 y 27). Los factores que relacionan las concentraciones máximas y medias observadas con el ECA variaron en un rango de $[1.19 \text{ a } 3.47]$ y $[1.24 \text{ a } 2.47]$ respectivamente, con valores promedios de 1.92 ± 0.65 y 1.61 ± 0.25 . Estos valores para el modelo fueron de $[1.34 \text{ a } 3.76]$ y $[0.58 \text{ a } 1.59]$, con valores promedios de 2.63 ± 0.70 y 1.06 ± 0.00 respectivamente.

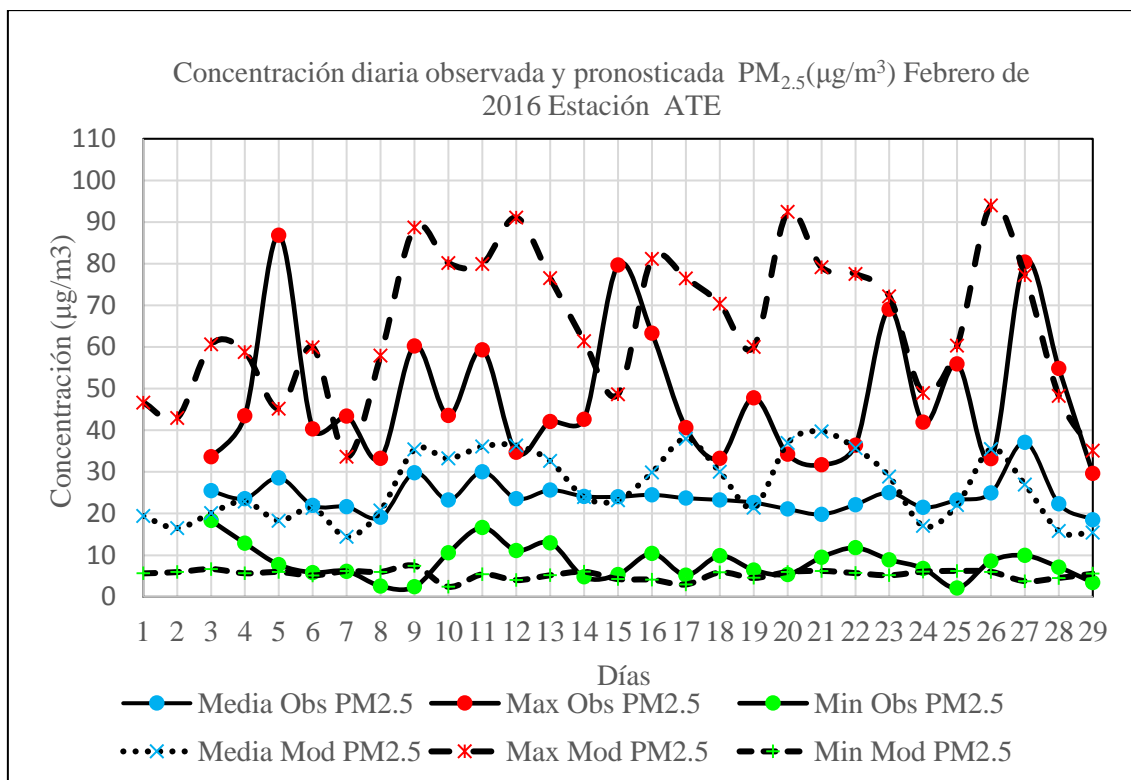


Figura 49. Perfiles diarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.

En las mega ciudades la polución con material particulado es el problema principal (Chan y Yao, 2008). En países en desarrollo como China estos límites son algunas veces superado por un orden de magnitud (Jeanjea et al., 2016). El aire contaminado con partículas menores a 2.5 micras de diámetro tiene un efecto adverso en la salud pública (Gao, et al., 2016; Pope et al., 2009). Los valores máximos pronosticados sobrestiman el ECA los 29 días del mes, mientras que los valores medios sub y sobrestiman este parámetro. De los días sábados (6, 13, 20 y 27) a domingos (7, 14, 21 y 28) se observa una disminución de las concentraciones medias de -1.38 %, -5.89 %, -6.12 % y -39.76 % respectivamente, lo cual está en relación con la disminución del tráfico vehicular por ser domingo día no laborable, tal como se aprecia en la **figura 45**. Los rangos de las variaciones de las concentraciones media del modelo y observado variaron de [14.44 a 39.72 µg/m³] y [18.53 a 37.12 µg/m³] respectivamente.

Otros estudios muestran que el modelo sub y sobreestima la concentración media observada (PM_{2.5}, 24 h), el rango del modelo y el observado variaron de [5 a 190 µg/m³] y [10 a 155 µg/m³] respectivamente (Saide et al., 2011). El material particulado es originado de una amplia variedad de fuentes y procesos (Manahan, 2000). La estación, la hora del día y la

ubicación (urbana / preurbana / rural, continental o marina) desempeñan un papel importante en la determinación de las características de los aerosoles, tales como la composición química, la distribución de tamaños y la concentración total (Dumitrache et al., 2016).

La figura 50 muestra las distribuciones horarias de las concentraciones media observada y pronosticada de PM_{2.5}, la mínima y mayor amplitud de valores observados fueron de 9.60 y 32.76 µg/m³ con un valor promedio de 19.88 ±7.32 µg/m³. Estos valores para el modelo fueron de 13.50, 61.56 µg/m³ y 38.05±15.17 µg/m³. La mayor desviación estándar del modelo implica mayor variabilidad de la concentración estimada. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración de PM_{2.5} observada fueron de [7.65 a 21.21 µg/m³] y [24.12 a 53.03 µg/m³], mientras que estos valores para el modelo fueron de [4.46 a 10.12 µg/m³] y [21.19 a 69.62 µg/m³] respectivamente.

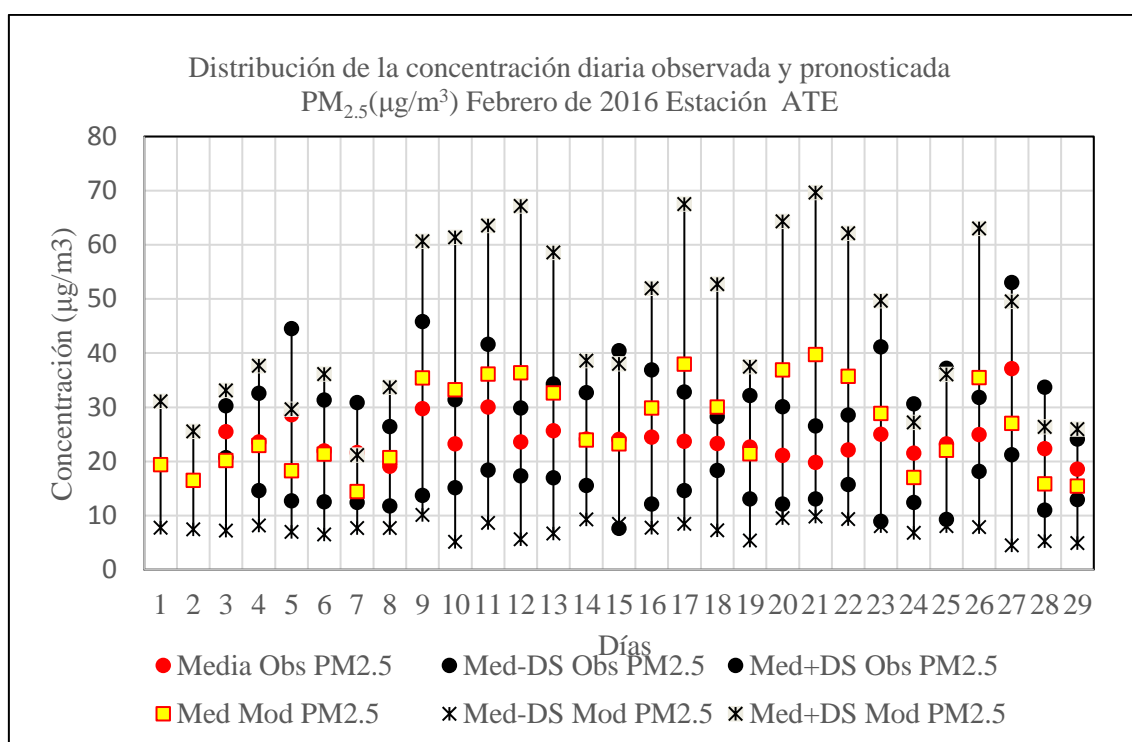


Figura 50. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación ATE.

El factor que relaciona las concentraciones medias horarias de PM₁₀ y PM_{2.5} observadas varió de [2.89 a 5.97], con un valor promedio de 4.26 ±0.99, lo que indica que la concentración de PM₁₀ en general es superior con un factor de 4.3 a la de PM_{2.5} en esta zona, otros estudios muestran que este factor en la estación de verano varió de [1.18 a 2.13](Deping et al., 2016).

4.1.3 Estación San Borja (SBJ): PM₁₀ y PM_{2.5}

La figura 51 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo observados y pronosticados. El perfil de concentración máximo de PM₁₀ observado, muestra un comportamiento irregular y se mantuvo en un rango de [67.82 a 141.71 µg/m³]. El perfil de concentración media observado sigue el comportamiento del tráfico vehicular, es decir disminuye entre las 0:00 horas (40.98 µg/m³) y 5:00 de la mañana (32.19 µg/m³), horario donde hay una disminución del tráfico vehicular

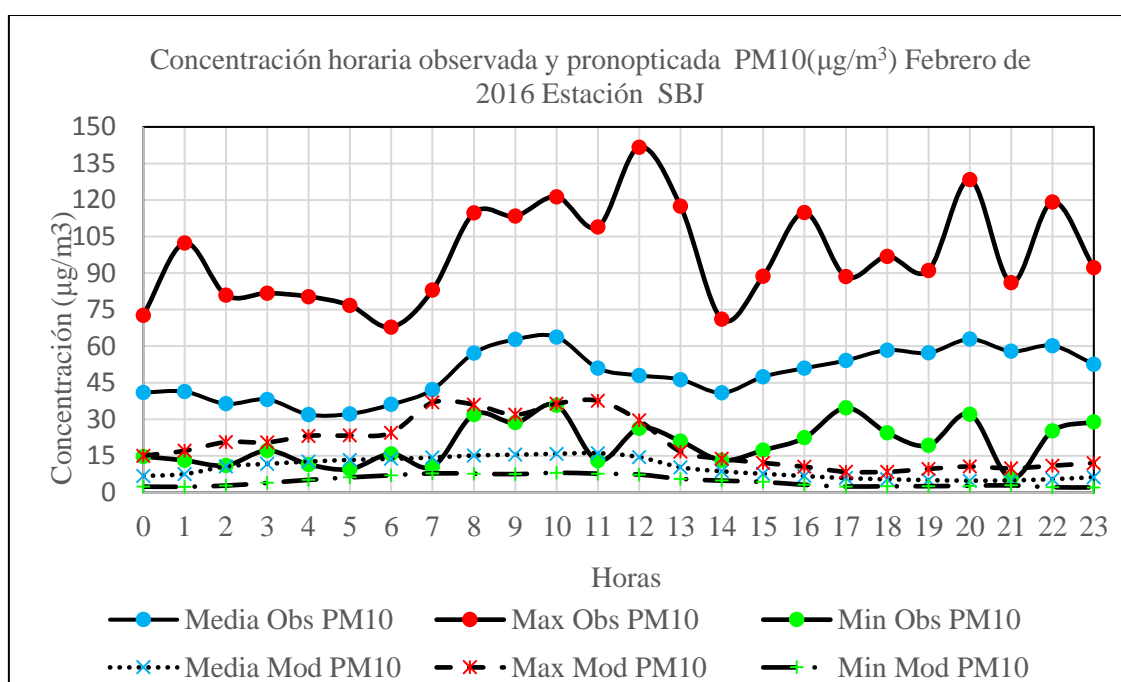


Figura 51. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.

La activación del tránsito vehicular después de las 5:00 de la mañana, genera el incremento de la concentración promedio de material particulado, alcanzando un valor máximo de 63.78 µg/m³ a las 10 am (primer pico característico del tráfico). Entre las 10:00 y 14:00 horas se observa un descenso de la concentración debido a la disminución del tráfico. A partir de las 14:00 horas (40.85 µg/m³) se produce un continuo incremento de la concentración, alcanzando un valor máximo de 62.87 µg/m³ a las 8:00 horas (segundo pico característico del tráfico), que corresponde a las horas punta del transporte. El grueso de la contaminación del aire en esta zona está influenciado por el material particulado proveniente del transporte vehicular. El material particulado proviene de los procesos de combustión de combustibles fósiles, de fuentes tanto móviles como fijas y de fenómenos naturales (Seinfeld y Pandis, 2006; Austin, 2002; Fenger, 1999).

Los valores medios observados no superan el ECA $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, el factor con respecto al valor promedio es 3. San Borja es un distrito que se caracteriza por tener grandes áreas verdes, que evitan la resuspensión de material particulado, además tiene poca actividad industrial, y un parque automotor ligero que circulan por sus vías. Su ubicación geográfica carente de obstáculos naturales facilita la dispersión de los contaminantes, en esta zona la dirección del viento con los datos pronosticado fue de 151.9 grados (SSE) con un modulo de 5.58 m/s.

El perfil de valor medio del modelo muestra un incremento continuo de la concentración de PM_{10} desde las 0:00 horas ($6.71 \mu\text{g}/\text{m}^3$) hasta las 11:00 de la mañana ($16.08 \mu\text{g}/\text{m}^3$), luego disminuye continuamente hasta las 23:00 horas ($6.21 \mu\text{g}/\text{m}^3$), por lo que el modelo no representa correctamente el comportamiento de la concentración de PM_{10} . El máximo valor registrado fue de $141.71 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 12 del día, a la misma hora el perfil de concentración máxima del modelo generó un valor de $29.50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Los perfiles de concentraciones PM_{10} del modelo subestiman a los perfiles observados, similar situación fue encontrado en un estudio realizado en la ciudad de Beijing con motivo de la Cooperación Económica Asia Pacífico (APEC 2014) (Guo, 2016). Estos sesgos en las simulaciones de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ se pueden atribuir a las incertidumbres en el inventario de emisiones (Liao et al., 2015).

La figura 52 muestra las distribuciones horarias de la concentraciones media observada y pronosticada de PM_{10} . La amplitud máxima de los valores observados fue de $47.30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y se dio a las 16:00 horas y la mínima fue de $26.52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y se dio a las 0:00 horas. La amplitud máxima del modelo fue de $17.09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y se generó a las 11:00 horas y la mínima fue de $2.90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y se generó a las 18:00 horas. La amplitud modelo subestimó a la amplitud observada con un factor que varió en un rango de [0.07 a 0.34] , con valor promedio de 0.22 ± 0.12 , es decir la amplitud. En general la amplitud observada es mayor por un factor de 6 a la amplitud del modelo.

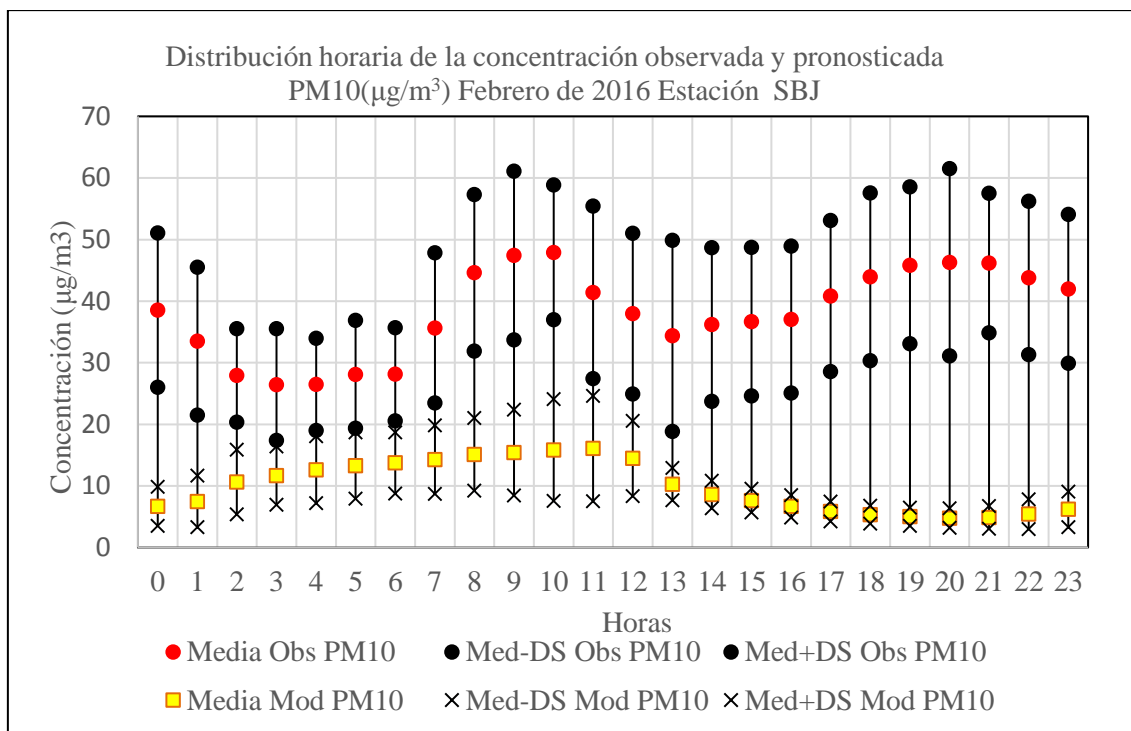


Figura 52. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.

Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración de PM₁₀ observada fueron de [15.59 a 43.90 µg/m³] y [46.63 a 86.13 µg/m³], mientras que estos valores para el modelo fueron de [3.01 a 9.21 µg/m³] y [6.38 a 24.63 µg/m³] respectivamente.

La figura 53 muestra las variaciones diarias de las concentraciones media, máximo y mínimo observados y pronosticados de PM₁₀. El perfil de concentración media observado, muestra un comportamiento bastante regular, y de los días sábados (6, 13, 20 y 27) a domingos (7, 14, 21 y 28) hay una disminución de las concentraciones de PM₁₀ de -9.4 %, -3.3 %, -9.5 % y -29.8 % respectivamente, debido a la reducción del tránsito por ser día domingo no laborable (figura 54), mientras que el modelo muestra una tendencia de incremento en estos porcentajes de los días sábados (6, 20 y 27) a domingos (7, 21 y 28) de 49 %, 24.1 % y 3.3 % con excepción del día sábado (13) a domingo (14) donde hay una reducción de -12.9 %. El rango de variación de la concentración promedio diario de PM₁₀ pronosticado y observado variaron de [6.32 a 13.05 µg/m³] y [36.28 a 72.44 µg/m³] respectivamente, es decir el modelo subestimó los valores observados. Otros estudios muestran que el modelo sub y sobreestima la concentración media observada (PM₁₀, 24 horas), el rango del modelo y observado variaron de [10 a 380 µg/m³] y [10 a 300 µg/m³] respectivamente (Saide et al., 2011).

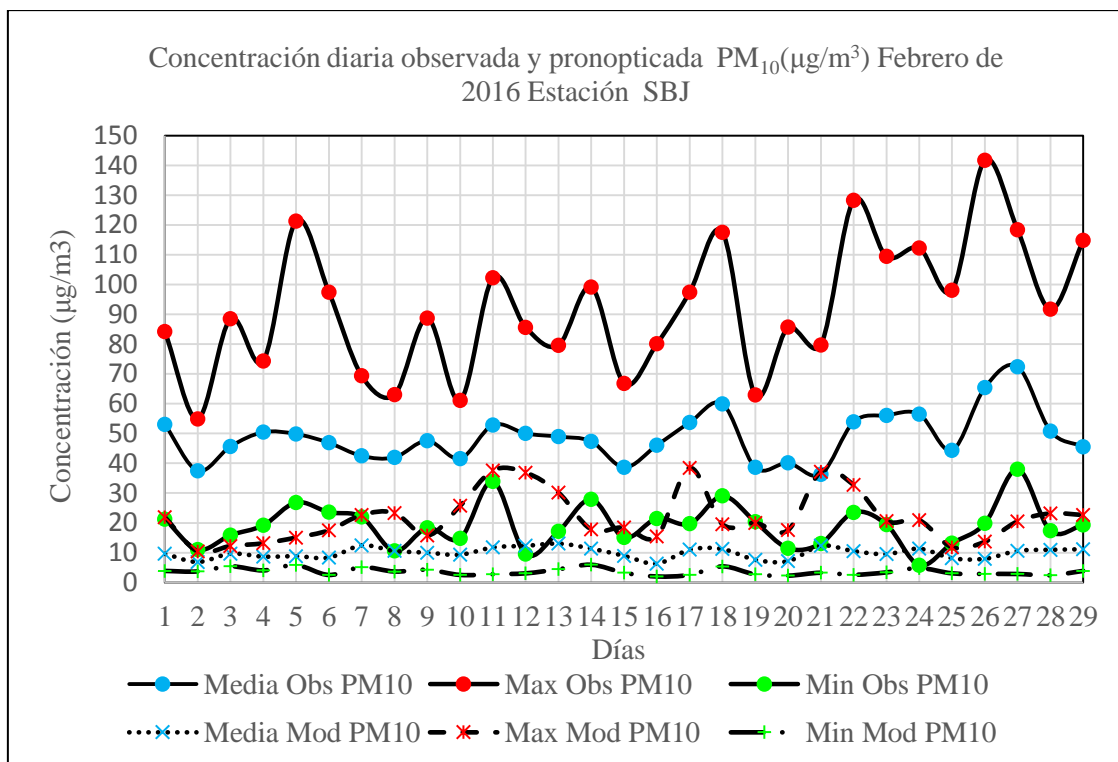


Figura 53. Perfiles diarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.

El perfil de concentración máximo observado muestra un comportamiento irregular y tiene un valor máximo de $141.71 \mu\text{g}/\text{m}^3$ registrado el día viernes 26, por lo que en esta zona el ECA $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no es superado.

El factor que relaciona la concentración media diaria pronosticada y observada varió en un rango de [0.12 a 0.34], un estudio similar con WRF-chem y PM_{10} muestra que este factor para los meses de enero y junio estuvieron comprendidos entre [0.00 a 0.25] y [0.00 a 0.60] respectivamente (Dumitrache et al., 2016).

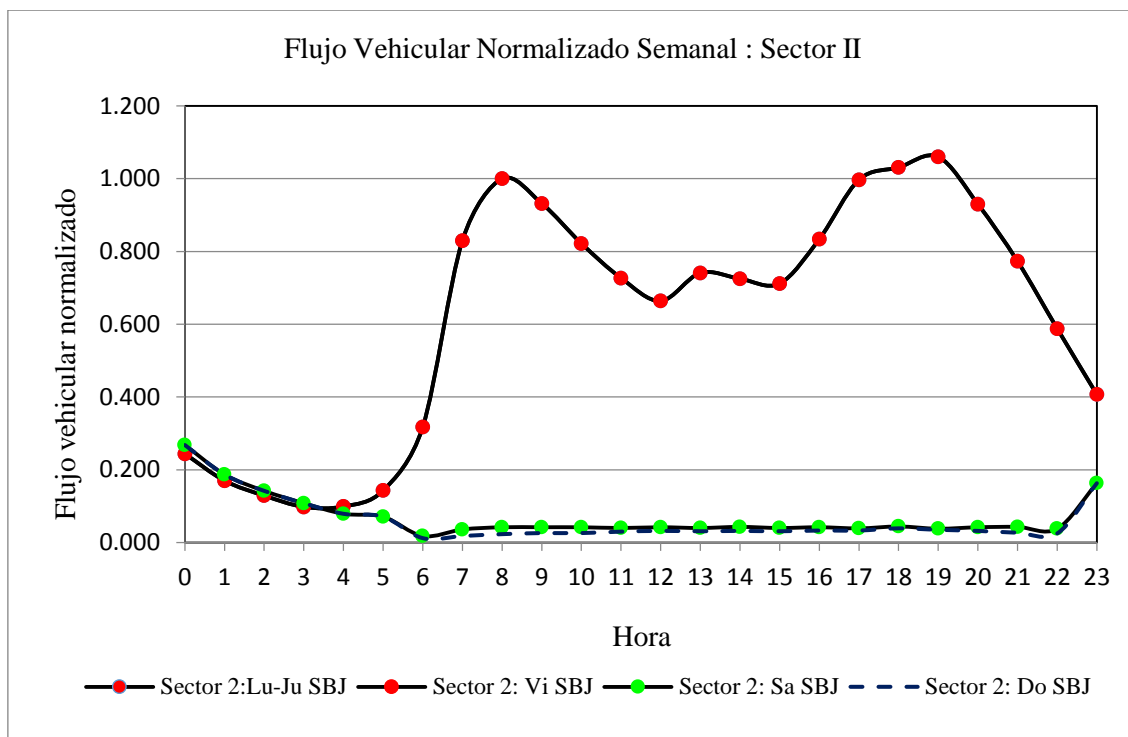


Figura 54. Flujo Vehicular Normalizado (Sector II): San Borja (Walsh, 2005). Informe Final Estudio de Línea Base Ambiental COSAC I.

La figura 55 muestra las amplitudes diarias del valor medio observado y del modelo de PM₁₀. Las amplitudes máxima y mínima observadas fueron de 66.22 y 19.52 µg/m³ registradas los días 26 (sábado) y 19 (viernes) respectivamente. Las amplitudes, máxima y mínima del modelo fueron de 21.11 y 4.02 µg/m³, que corresponden a los días 21 (domingo) y 3 (miércoles). La amplitud del modelo subestimó a la amplitud observada con un factor que varió de [0.10 a 0.74].

Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración diaria de PM₁₀ observada fueron de [16.95 a 48.37 µg/m³] y [53.88 a 98.51 µg/m³], con desviaciones estándares de 6.67 y 12.29 µg/m³, mientras que estos valores para el modelo fueron de [0.73 a 9.17 µg/m³] y [7.67 a 23.40 µg/m³], con desviaciones estándar de 2.01 y 4.02 µg/m³ respectivamente. Por lo que hay mayor dispersión de la concentración observada diaria con respecto a la pronosticada

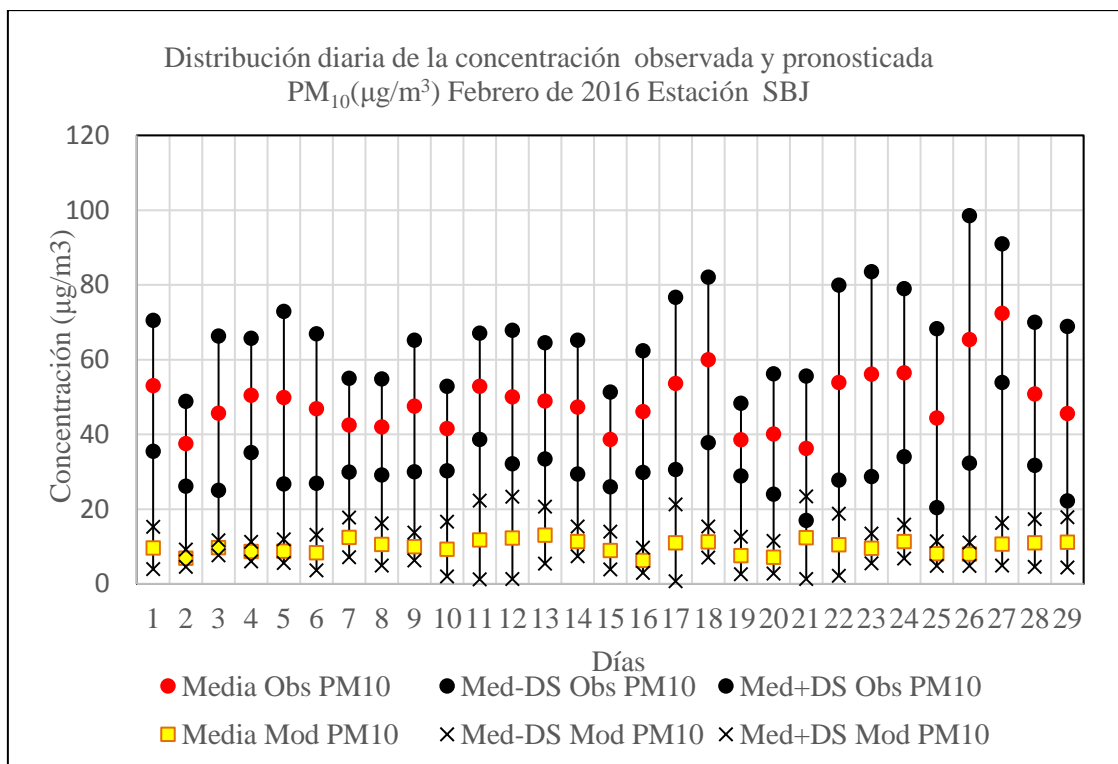


Figura 55. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.

La figura 56 muestra los perfiles de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{2.5} observados y pronosticados. El perfil de valores medio observado disminuye de 0:00 horas (13.95 µg/m³) a 4:00 horas (8.63 µg/m³) por disminución del tráfico y luego se incrementa paulatinamente hasta las 10:00 horas (20.05 µg/m³) (primer pico de máxima concentración promedio) que está en concordancia con la activación del tránsito vehicular entre las 5:00 y 9:00 de la mañana. Entre las 10:00 y 17:00 horas el perfil de concentración disminuye lentamente debido a la reducción del tráfico, posteriormente la concentración se incrementa y no presenta cambios bruscos de la misma. La poca variación de la concentración probablemente se debe al tamaño de las partículas PM_{2.5} que tienen tiempos de suspensión mayores (Hsieh, 2016), otros factores que lo pueden afectar son los meteorológicos (Avdakovic et al., 2016) tales como velocidad del viento, precipitación etc. En esta zona el ECA 25 µg/m³ no fue superado.

El perfil de concentración medio del modelo muestra un continuo incremento de la concentración desde las 0:00 horas (2.13 µg/m³) hasta las 12:00 horas (7.94 µg/m³), y de manera continua disminuye la concentración hasta las 23:00 horas (1.65 µg/m³), por lo que el modelo no captura el perfil del tráfico. El modelo en todo momento subestimó al perfil de concentración medio observado. Algunas razones por las cuales el modelo subestima los

valores observados son los sesgos negativos en los precursores gaseosos de PM (tales como SO_2 y NO_x) y sesgos introducidos por el manejo meteorológico tales como velocidad del viento) (Steyn, 2012).

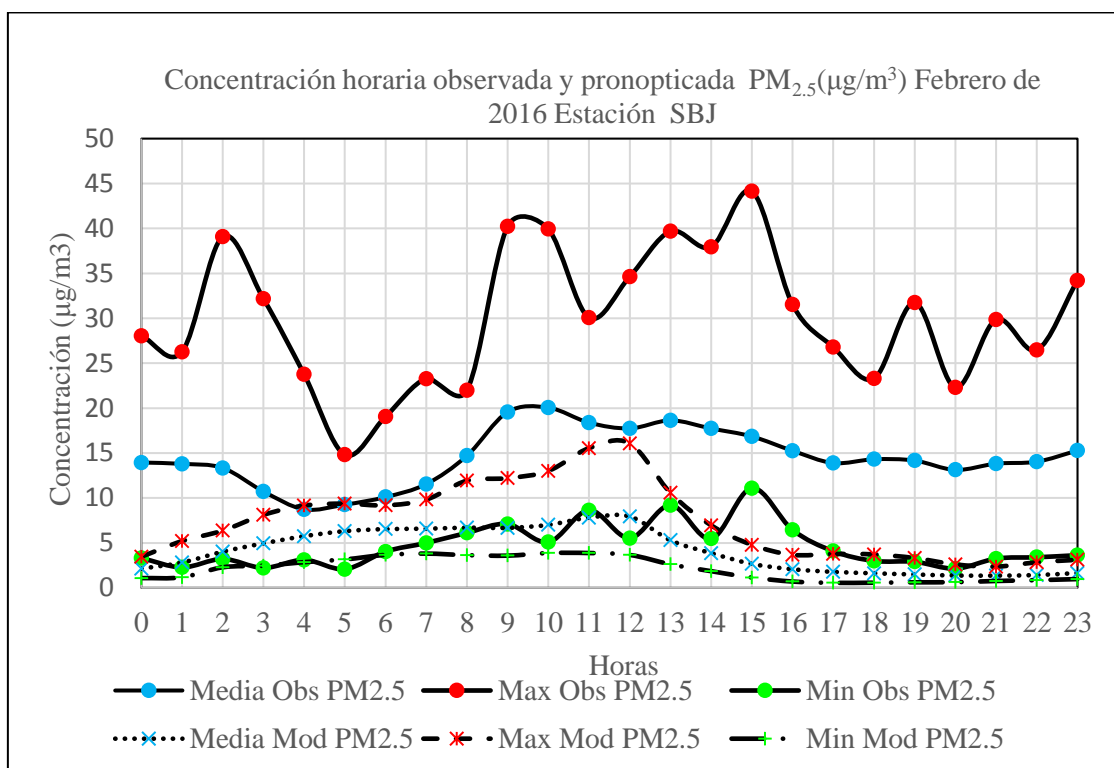


Figura 56. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de $\text{PM}_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.

El perfil de concentración máxima observado, muestra un comportamiento irregular alcanzando un valor máximo de $44.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ registrado a las 15:00 horas, superando el valor del (ECA $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$), con un factor de 1.9, lo cual pone en riesgo la salud pública. Se ha demostrado que el material particulado (MP) es uno de los principales contaminantes en el aire en entornos urbanos, pues esta compuesto de partículas inhalables que penetran en la región torácica del sistema respiratorio, generando efectos adversos para la salud (Li, 2017; Hai, 2018).

La figura 57 muestra las distribuciones horarias de las concentraciones del valor medio observado y pronosticado de $\text{PM}_{2.5}$, se observa que las amplitudes máxima y mínima observados fueron de 17.54 y $7.47 \mu\text{g}/\text{m}^3$, y se dieron a las 2:00 y 5:00 de la mañana respectivamente, y del modelo fueron de 7.94 y $0.90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y se dieron a las 12:00 y 21:00 horas. La amplitud del modelo subestimó a la amplitud observada con un factor que varió de [0.07 a 0.64]. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración

horaria de $PM_{2.5}$ observada fueron de $[3.92 \text{ a } 12.79 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[12.99 \text{ a } 27.31 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, con desviaciones estándares de 6.67 y $12.29 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que estos valores para el modelo fueron de $[2.73 \text{ a } 1.56 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[5.80 \text{ a } 3.26 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente. Por lo que hay mayor dispersión de la concentración observada con respecto al estimado.

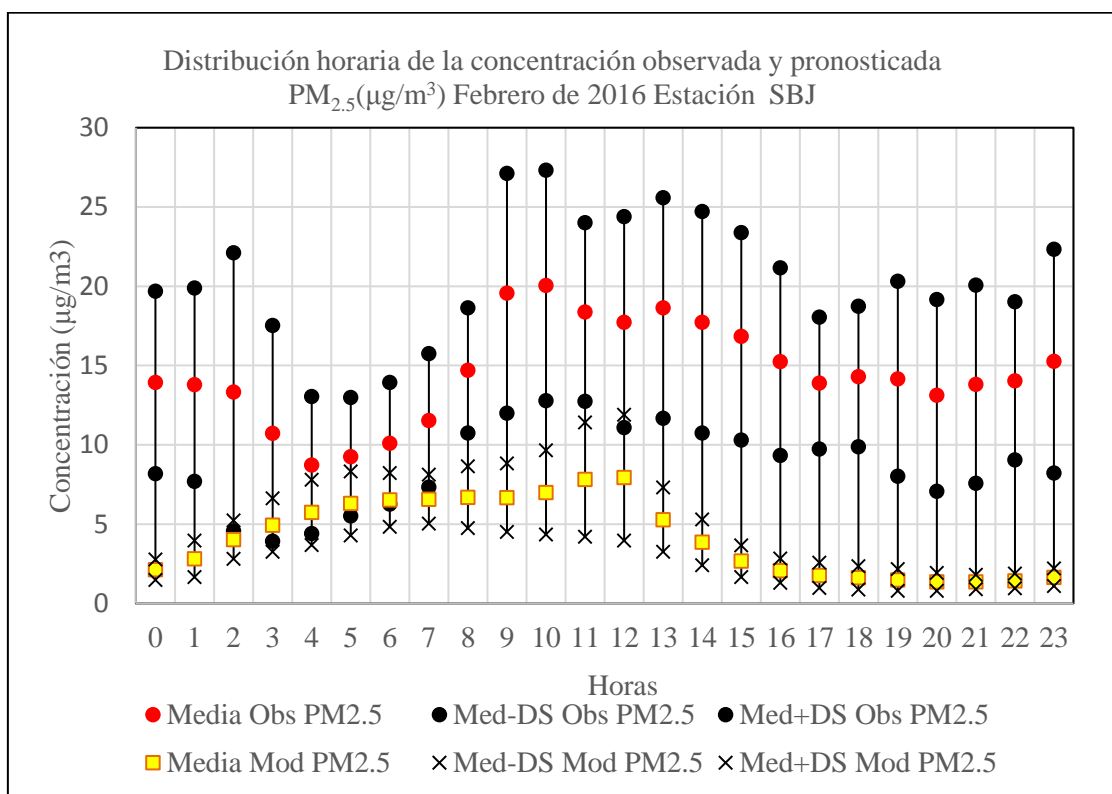


Figura 57. Distribución horaria de las concentraciones medias de $PM_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.

La figura 58 muestra los perfiles de concentraciones $PM_{2.5}$ diarios de la media, máxima y mínima de valores observados y pronosticado. El perfil máximo muestra una tendencia irregular, alcanzando un valor máximo de $44.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ registrado el día 9 de febrero, lo cual supera el ECA $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que pone en riesgo la salud pública.

La materia particulada atmosférica (PM) consiste en partículas minúsculas de materia sólida o líquida, con diámetros que varían de $0.001 \mu\text{m}$ a $100 \mu\text{m}$. El tiempo durante el cual el PM se suspende en la atmósfera varía desde unas pocas horas hasta algunas semanas. Cuánto más pequeña es una partícula, más tiempo permanecerá en el aire. Las partículas atmosféricas pueden afectar el clima mediante el forzamiento radiativo directo e indirecto, y sirven como condensación de nubes o núcleos de hielo que modifican los caracteres microfísicos de las nubes. Las concentraciones de PM atmosférica que exceden las normas pueden causar visibilidad deficiente e inducir al clima regional nebuloso. Además, las

partículas finas también dañan la salud respiratoria y cardiovascular, e incluso el ADN (Li, et al., 2015b). El perfil de valor medio muestra una disminución de las concentraciones de los días sábados (6, 13, 20 y 27) a domingos (7, 14, 21 y 28) de 0.9 %, -16.7 %, -7.6 % y -21.1%, lo cual está en relación con la disminución del transporte vehicular por ser domingo día no laborable. Los valores pronosticados por el modelo para los días 10, 11, 12, 13, 17, 21 y 22 no se muestran porque la amplitud del valor medio está en un rango negativo y positivo. El modelo subestima los valores observados.

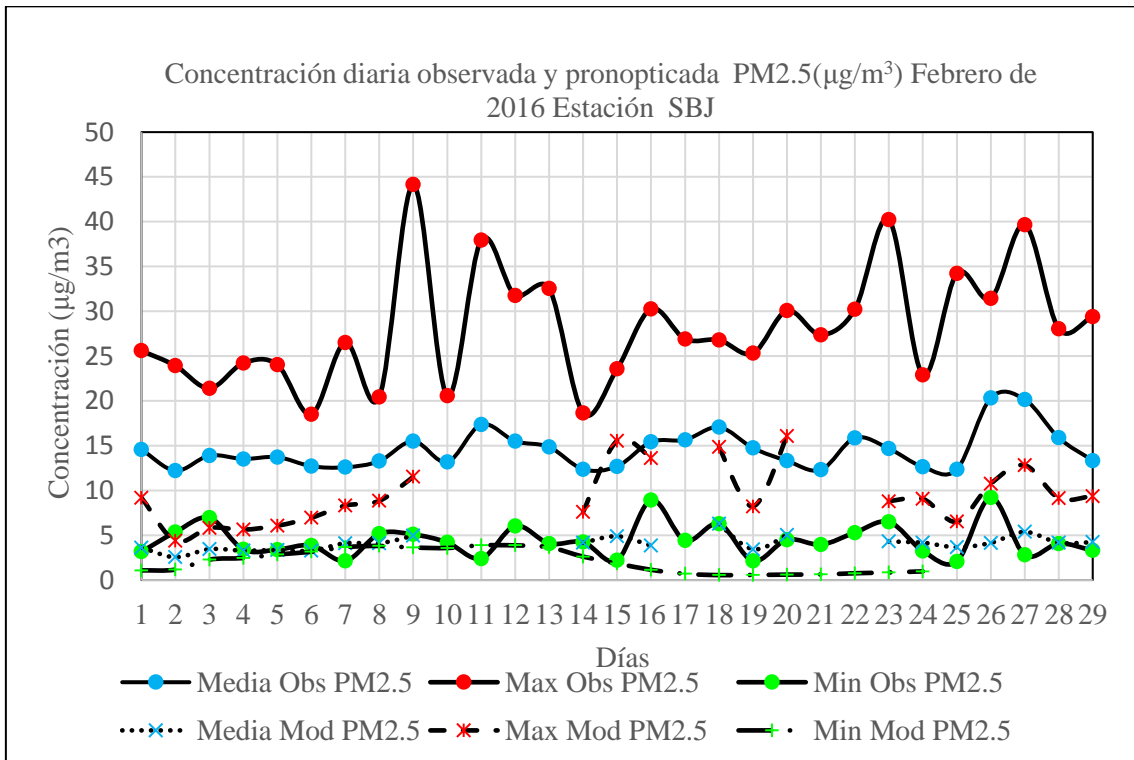


Figura 58. Perfiles diarios de concentraciones de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.

Los rangos de variación de la concentración media del modelo y observado variaron de [2.56 a 6.26 µg/m³] y [12.21 a 20.32 µg/m³] respectivamente. En otros estudios el rango del modelo y observado variaron de [5 a 190 µg/m³] y [10 a 155 µg/m³] respectivamente (Saide et al., 2011).

La figura 59 muestra las distribuciones diarias de las concentraciones del valor medio observado y pronosticado, se observa que las amplitudes máxima y mínima observadas fueron de 20.91 y 7.23 µg/m³ y se dieron los días 26 y 3 de febrero respectivamente, y del modelo fueron de 8.78 y 2.64 µg/m³ y se dieron los días 18 y 2 de febrero. La amplitud del modelo subestimó a la amplitud observada los 29 días del mes con un factor que varió de

[0.26 a 0.78]. En esta estación de SBJ el factor que relaciona las concentraciones medias horarias de PM_{10} y $PM_{2.5}$ observadas varió en un rango de [2.30 a 4.79], con un valor promedio de 3.42 ± 0.63 , lo que indica que la concentración de PM_{10} en general supera con un factor de 3.4 a la de $PM_{2.5}$ en esta zona, este factor es altamente dependiente de la humedad relativa (Yin et al., 2016), otros estudios muestran que este factor en la estación de verano varió de [1.18 a 2.13] (Deping et al., 2016). Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración diaria de $PM_{2.5}$ observada fueron de [4.83 a 16.50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [13.35 a 30.61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$], mientras que estos valores para el modelo fueron de [0.58 a 3.88 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [2.09 a 10.65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente. Por lo que hay mayor dispersión de la concentración observada con respecto al estimado. El factor que relaciona la concentración media horaria de $PM_{2.5}$ observado y del modelo varió de [1.52 a 10.18], indicando que el modelo subestimó las 24 horas los datos observados de $PM_{2.5}$.

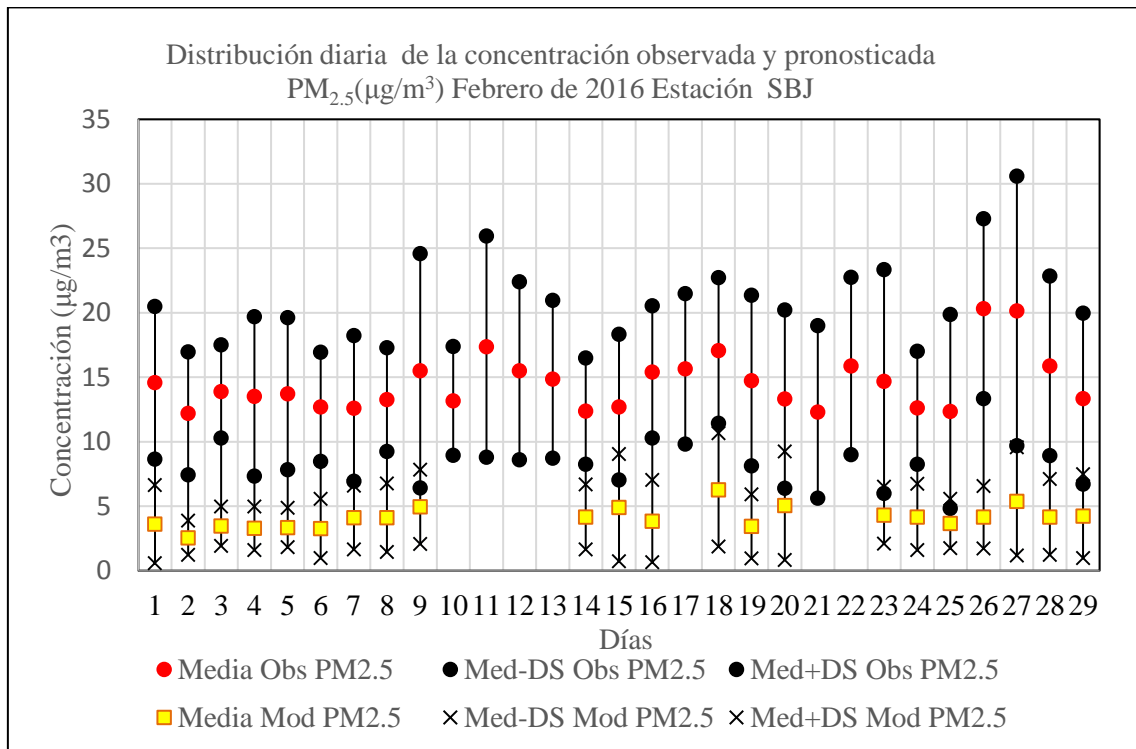


Figura 59. Distribución diaria de las concentraciones medias de $PM_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SBJ.

4.1.4 Estación San Anita (STA): PM_{10} y $PM_{2.5}$

La figura 60 muestra los perfiles de concentraciones PM_{10} media, máximo y mínimo observados y pronosticados. El perfil de concentración medio observado, disminuye entre las 0:00 horas ($76.79 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y 5:00 de la mañana ($57.17 \mu\text{g}/\text{m}^3$), horario donde hay una disminución del tráfico vehicular. La activación del tránsito vehicular después de las 5:00

de la mañana, genera el incremento de la concentración de material particulado PM_{10} , alcanzando un valor máximo de $87.13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 8:00 horas (primer pico de concentración de horas punta). A partir de las 8:00 horas se observa una disminución continua de la concentración alcanzando un valor de $61.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 14:00 horas por el descenso del flujo vehicular, luego se produce un incremento de la concentración, alcanzando un valor de $81.13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 21:00 horas, segundo pico de la concentración, no tan evidente. En general este perfil sigue el comportamiento del tráfico.

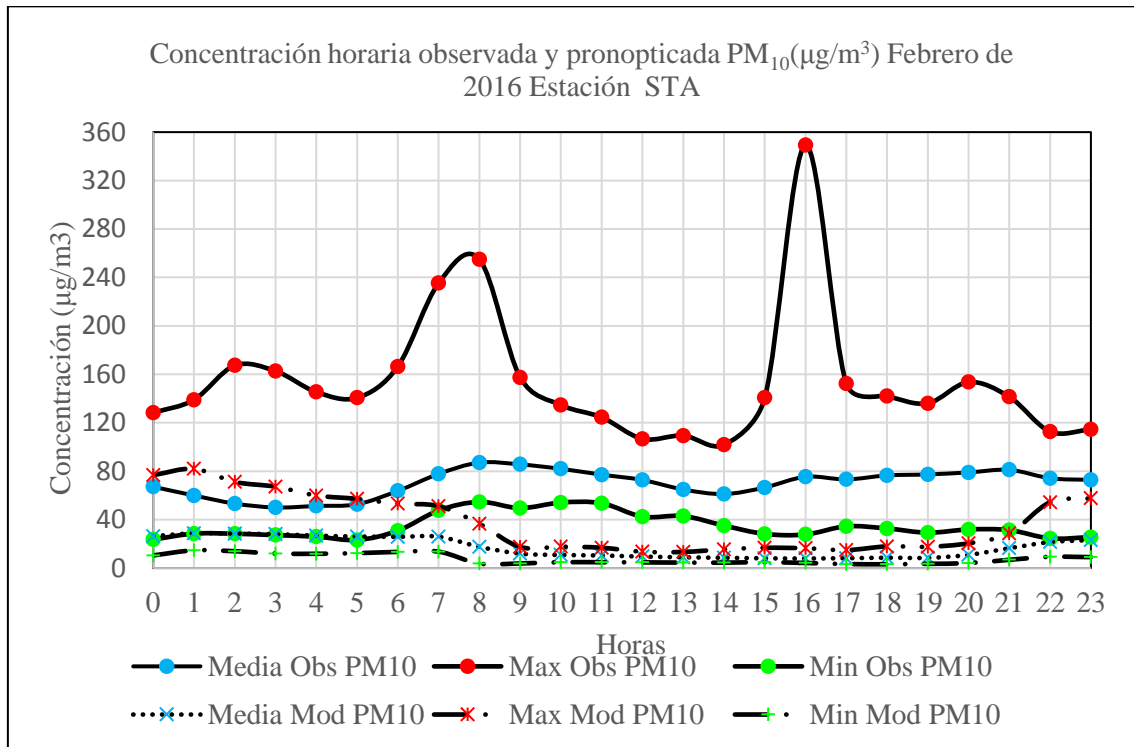


Figura 60. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.

Los valores medios observados no superan el ECA $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Sin embargo el perfil de valores máximos observados superaron nueve veces a las (2:00, 3:00, 6:00, 7:00, 8:00, 9:00, 16:00, 17:00 y 20:00 horas) el valor del ECA, alcanzando un valor máximo de $349.30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 16:00 horas. El material particulado ha sido clasificado como el más dañino para el medio ambiente y la salud humana (Walungama et al., 2016; Ostro, 2004). La estación de Santa Anita recibe aportes no solo de fuentes móviles sino también de fuentes industriales, pues muchas fábricas e industrias se encuentran establecidas en dicho distrito (SENAMHI, 2013). Según los datos estimados la dirección del viento fue de 174.7 grados (Sur) con un modulo de 3.58 m/s.

El perfil de concentración media del modelo subestimó las concentraciones del valor medio observado. Este perfil muestra una leve variación entre las 0:00 horas ($26.39 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y 7:00 de la mañana ($25.91 \mu\text{g}/\text{m}^3$), el primer pico en horas punta de transporte no es tan evidente. La concentración desciende entre las 7:00 y 17:00 horas, que corresponde a horas donde el tráfico disminuye. Después de las 18:00 horas la concentración aumenta de manera continua alcanzando un valor de $23.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 23:00 horas. Por lo descrito el modelo captura las características del tráfico, pero no muestra claramente los picos de alto flujo vehicular. Esto se debe probablemente al cambio de uso de la tierra y la formación de la cubierta urbana, como un símbolo notable de la expansión urbana, juegan un papel importante en el clima regional y la calidad de las simulaciones del aire. Los cambios en la superficie urbana modifican las propiedades dinámicas y térmicas de la superficie (Liao et al., 2015). Estos sesgos en las simulaciones de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ se pueden atribuir a las incertidumbres en el inventario de emisiones (Liao et al., 2015). Por lo descrito, el grueso de la contaminación con PM_{10} en esta zona está influenciada por las emisiones del transporte vehicular.

La figura 61 muestra las distribuciones diarias de las concentraciones media observada y pronosticado PM_{10} . Las amplitudes máxima y mínima observadas fueron de 116.86 y 29.22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ registrados a las 16:00 y 13:00 horas. Las amplitudes, máxima y mínima del modelo fueron de 31.68 y 4.54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ generados a la 1:00 y 16:00 horas. El factor que relaciona la amplitud del modelo con el observado varió en un rango de [0.05 a 0.66]. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración horaria de $\text{PM}_{2.5}$ observada fueron de [16.98 a 62.59 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [74.36 a 133.84 $\mu\text{g}/\text{m}^3$], mientras que estos valores para el modelo fueron de [4.37 a 15.39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [10.58 a 44.56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente. Por lo que hay mayor dispersión de la concentración observada con respecto al estimado.

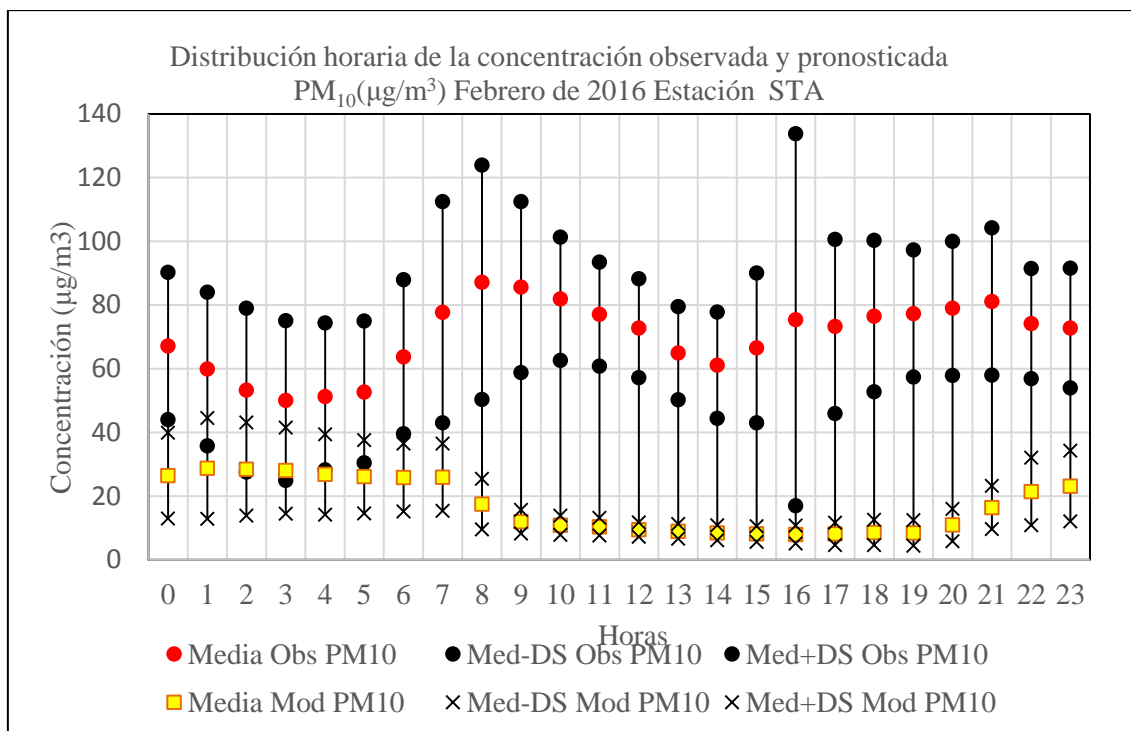


Figura 61. Distribución horaria de las concentración medias de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.

La figura 62 muestra los perfiles de concentraciones PM_{10} diarios media, máxima y mínima observados y pronosticados. Se observa que las concentraciones del material particulado de los días sábados (6, 13 y 27) a domingos (7, 14 y 28) día no laborable con menor flujo vehicular disminuyeron en -6.7 %, -4.4 % y -38.8 % y del sábado (20) a domingo (21) se dió un leve incremento de menos de 1 %. El perfil de concentración máxima observado supera el ECA $150 \mu g/m^3$ los días 11 ($152.70 \mu g/m^3$), 12 ($153.60 \mu g/m^3$), 24 ($349.30 \mu g/m^3$) y 27 ($255.00 \mu g/m^3$).

El factor que relaciona la concentración media diaria pronosticada y observada varió en un rango de [0.17 a 0.40], un estudio similar con WRF-chem y PM_{10} muestra que este factor para los meses de enero y junio variaron de [0.00 a 0.25] y [0.00 a 0.60] respectivamente (Dumitrache et al., 2016). Otra razón más por la que el modelo subestima al observado es porque muchos componentes importantes del PM_{10} no son aún incluidos en los modelos como por ejemplo el polvo arrastrado por el viento, además las emisiones son inciertas así como algunos procesos en el modelo (Steyn, 2012).

Los rangos de variación de las concentraciones promedio diario de PM_{10} pronosticado y observado variaron de [11.11 a $29.34 \mu g/m^3$] y [52.84 a $119.95 \mu g/m^3$] respectivamente. Otros estudios muestran que el modelo sub y sobreestima la concentración media observada

(PM₁₀, 24 h), el rango del modelo y observado variaron de [10 a 380 µg/m³] y [10 a 300 µg/m³] respectivamente (Saide et al., 2011).

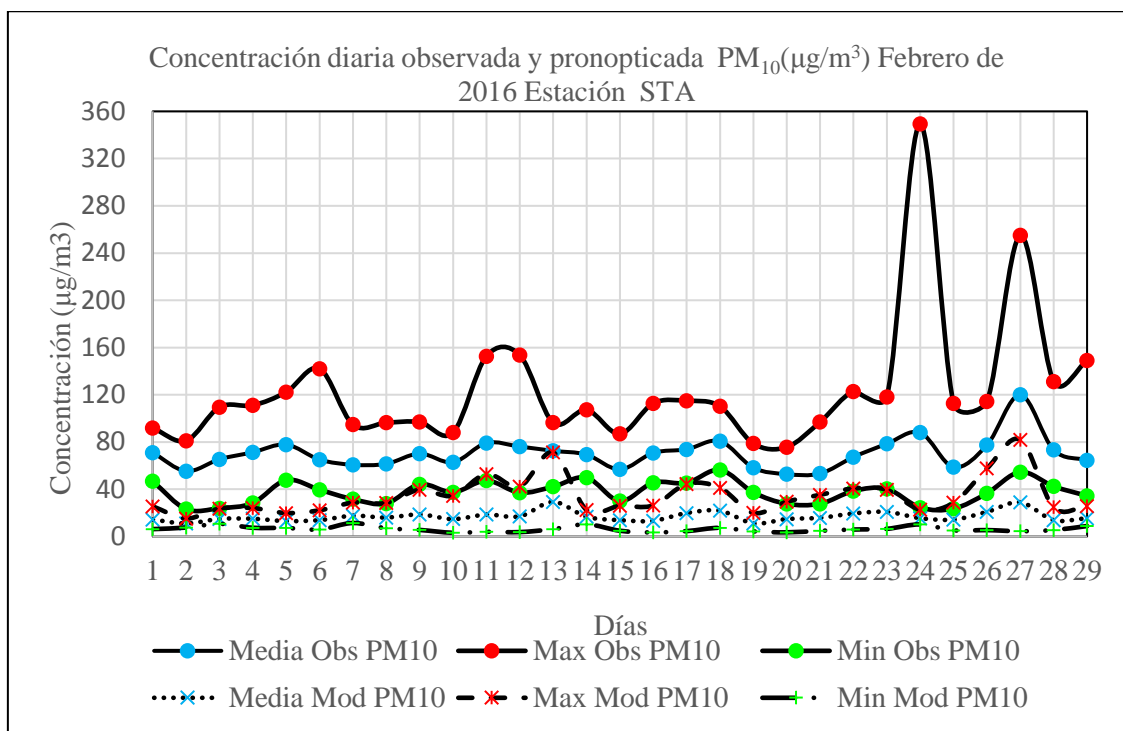


Figura 62. Perfiles diarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.

El transporte urbano y su interacción dentro de la ciudad es uno de las razones principales para el incremento de problemas de contaminación del aire en la sociedad de hoy (Gokhale, 2008). En sitios urbanos e industrializados, las emisiones antropogénicas pueden llegar a ser tan grandes que las concentraciones de varias especies químicas indeseables (contaminantes) causan deterioro significativo de la calidad del aire (Wallace y Hobbs, 2006). Lo descrito sugiere que el grueso de la contaminación en esta zona es provocada por las emisiones del transporte.

La figura 63 muestra las distribuciones diarias del valor medio observado y pronosticado. Las amplitudes, máxima y mínima de valores observados fueron de 128.89 y 22.92 µg/m³, que se dieron los días 24 y 1 de febrero. Para el modelo estos valores fueron de 52.14 y 5.36 µg/m³ generados los días 27 y 2 de febrero. La amplitud del valor medio generado subestimó la distribución de valores observados con un factor que varió en un rango de [0.11 a 2.36].

Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración diarias de PM_{2.5} observada fueron de [23.58 a 66.57 µg/m³] y [66.30 a 173.47 µg/m³] respectivamente,

mientras que estos valores para el modelo fueron de [1.93 a 12.27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [13.79 a 55.06 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente. Por lo que hay mayor dispersión de la concentración observada con respecto al estimado.

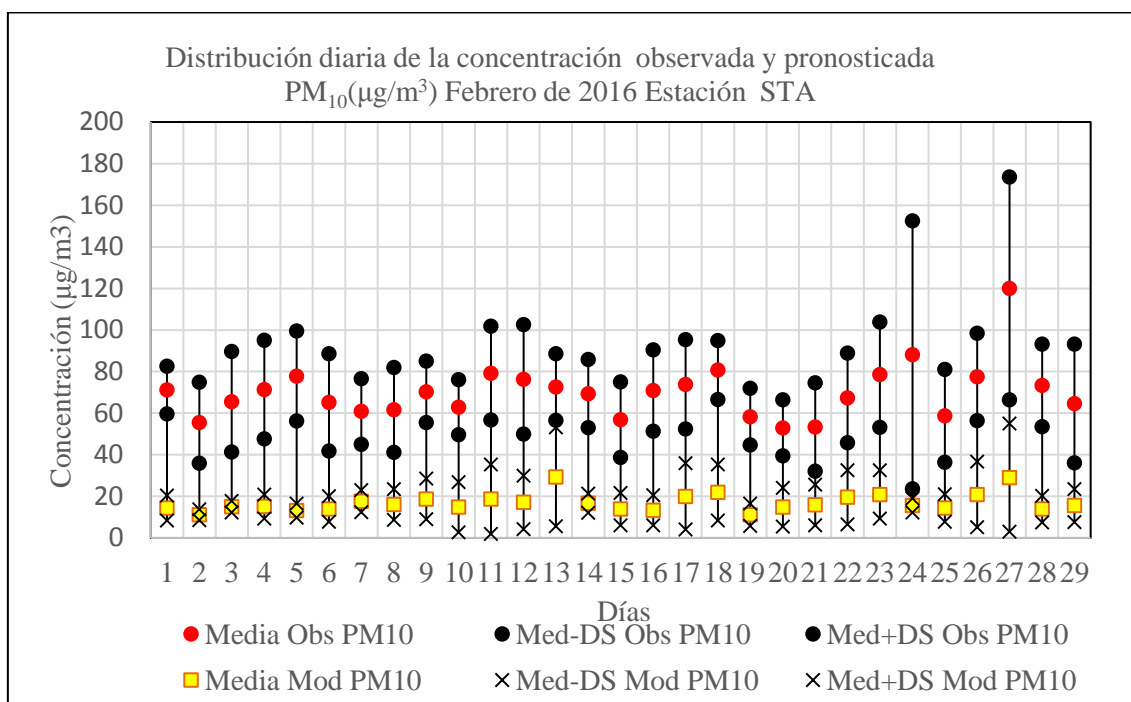


Figura 63. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.

La figura 64 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de $\text{PM}_{2.5}$ observados y pronosticados. El perfil de valores medios entre la 0:00 horas y 4:00 de la mañana muestra una disminución de la concentración de 22.40 a 19.85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, que son horas donde el tráfico vehicular disminuye. A partir de la 5:00 de la mañana se observa que hay un incremento de la concentración, que es cuando el tráfico en Lima se activa y a las 9:00 horas alcanza un valor de 34.56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y el primer pico característico del transporte se nota claramente. Entre las 9:00 y 16:00 horas se produce una disminución continua de la concentración, que es cuando el flujo vehicular disminuye, a partir de las 16:00 horas se produce un incremento en forma continua de la concentración y alcanza un valor máximo de 25.42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 22:00 horas, que corresponde al segundo pico del flujo vehicular.

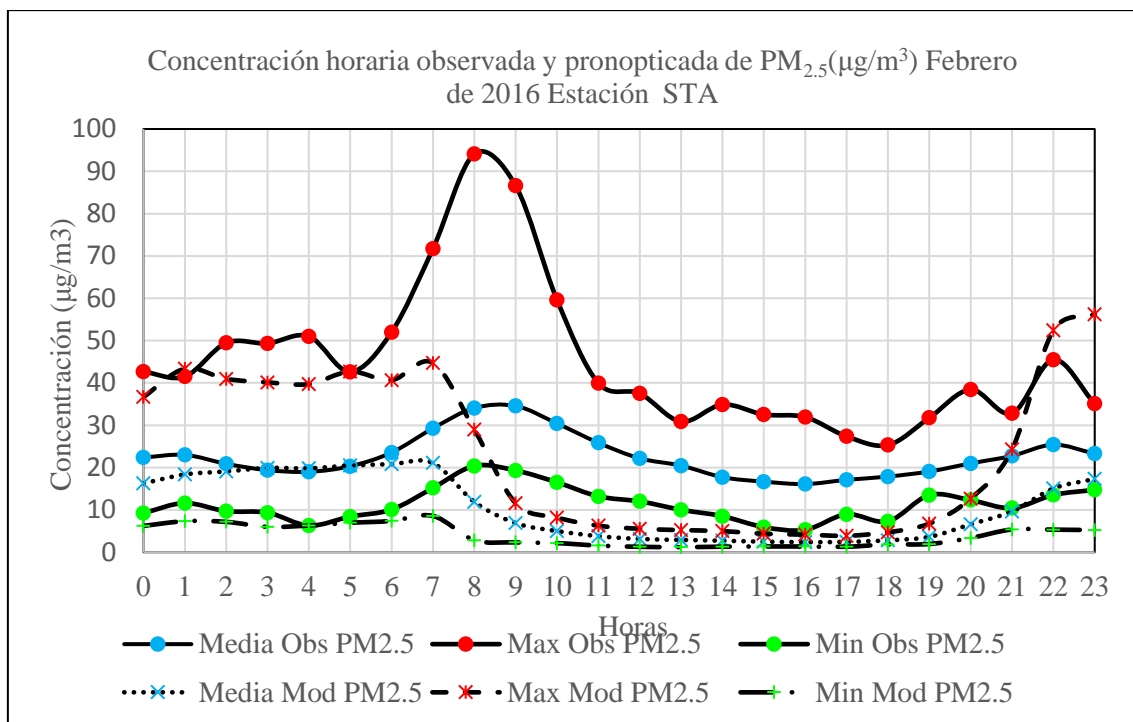


Figura 64. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.

Los valores observados medios superan el valor del ECA de 25 µg/m³ seis veces (7:00, 8:00, 9:00, 10:00, 11:00 y 22:00 horas). El PM_{2.5} a menudo se considera muy peligroso para la salud humana debido a su tamaño ultrafino (aproximadamente 1/30 parte del ancho promedio de un cabello humano). Algunos estudios sugieren que el PM_{2.5} es considerado la fracción más dañina del PM₁₀ (Hernandez et al., 2017; Ostro et al., 2015). El PM_{2.5} no solo puede penetrar profundamente dentro de los pulmones, sino que también puede ingresar al torrente sanguíneo, causando una variedad de problemas de salud que incluyen enfermedades cardíacas y otras complicaciones cardiovasculares. El PM_{2.5} es a menudo el resultado de la combustión de combustibles fósiles de los gases de escape de los vehículos, la producción industrial y las plantas de energía, así como de fuentes naturales como el polvo arrastrado por el viento y la actividad volcánica (UNICEF, 2016).

El perfil de concentración media del modelo muestra un incremento continuo de la concentración de PM_{2.5} desde las 0:00 horas (16.28 µg/m³) hasta las 7:00 horas (21.10 µg/m³), no sigue la tendencia del tráfico en estas horas, sin embargo muestra el primer pico característico del transporte. De 7:00 y 16:00 horas el modelo muestra una continua disminución de la concentración de PM_{2.5}, que es cuando captura el comportamiento del tráfico subestimando los valores observados. Posteriormente continuamente incrementa el nivel de la concentración alcanzando un valor máximo de 17.32 µg/m³ a las 23 horas y no

muestra el segundo pico de horas punta del tráfico. Por lo descrito el modelo sólo captura el comportamiento del tráfico después de las 7:00 horas.

El perfil de concentración máxima observado superó las 24:00 horas el (ECA de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, DS N° 003-2008 MINAM) , alcanzando un valor máximo de $94.10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 8:00 de la mañana que es considerado hora punta en el tráfico vehicular en Lima. El perfil de concentración máxima del modelo entre las 0:00 a 8:00 horas y 21:00 a 23:00 horas superó el ECA. En general el modelo subestima los valores observados.

La figura 65 muestra las distribuciones horarias del valor medio de $\text{PM}_{2.5}$ observado y pronosticado. Las amplitudes del modelo sobrestiman al observado entre las 0:00 y 6:00 horas y entre las 8:00 y 21:00 lo subestima. Las amplitudes máxima y mínima de valores observados fueron de 28.63 y $7.95 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que se dieron a las 12:00 y 18:00 horas, mientras que para el modelo estos valores fueron de 27.01 y $1.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ generados a las 23:00 y 16:00 horas respectivamente.

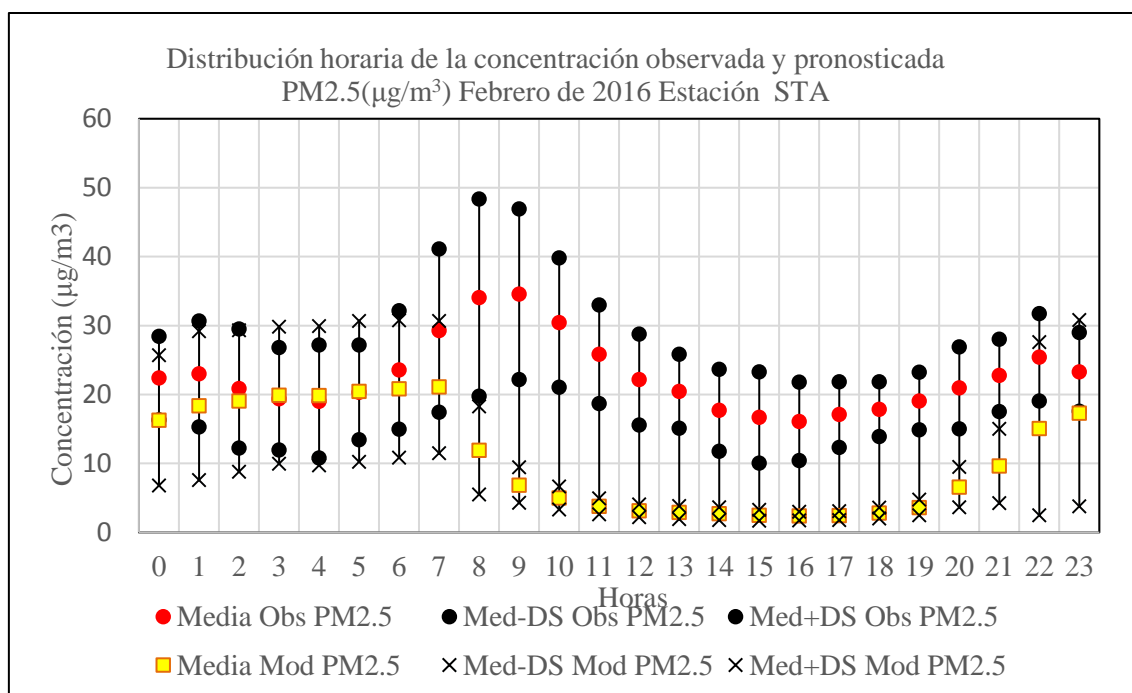


Figura 65. Distribución horaria de las concentraciones medias de $\text{PM}_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.

Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración horaria de $\text{PM}_{2.5}$ observada fueron de $[10.05$ a $22.19 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[21.80$ a $48.39 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, mientras que estos valores para el modelo fueron de $[1.72$ a $11.52 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[3.01$ a $30.83 \mu\text{g}/\text{m}^3]$

respectivamente. Por lo que hay mayor dispersión de la concentración observada con respecto al estimado.

La figura 66 muestra los perfiles de concentraciones $PM_{2.5}$ diarias media, máximo y mínimo observado y pronosticado. El perfil de valores medio diario observado superó el ECA $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ cinco veces los días 9 ($27.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 11 ($26.61 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 19 ($25.02 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 26 ($26.94 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y 27 ($40.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Además los días sábados (13, 20 y 27) a domingos (14, 21 y 28) hay una disminución de la concentración de $PM_{2.5}$ de -14.1% , -12.9% y -52.4% por ser día no laborable con menos flujo vehicular. El perfil de concentración máximo superó el ECA los 29 días del mes, alcanzando un valor máximo de $94.10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo cual pone en riesgo la salud pública de las personas que transitan por el lugar. La exposición a contaminantes atmosféricos plantea riesgos para la salud de los residentes. La contaminación del aire no solamente impacta la salud, también tiene consecuencias potenciales importantes para los ecosistemas naturales, rendimientos de las cosechas, visibilidad, y forzante radiactiva (Zhong et al., 2016).

Los perfiles de valores medio y mínimo del modelo subestimaron a los perfiles observados. Los días 11, 13 y 27 el modelo generó datos sin consistencia estadística, por lo que fueron eliminados (amplitudes con valores negativos). Las emisiones del tráfico vial son uno de los más grandes contribuidores de la contaminación del aire en ambientes urbanos, contribuyendo hasta un 66% de materia particulada con diámetro aerodinámico menor que $2.5 \mu\text{m}$ ($PM_{2.5}$) (Jeanjean et al., 2016), además tanto las circulaciones sinópticas como la meteorología local desempeñan un papel importante en la calidad del aire al afectar la difusión, el transporte y la deposición de contaminantes atmosféricos (Xu et al., 2016a; Pasch et al., 2011).

Los rangos de variación de las concentraciones media del modelo y observado variaron de [4.85 a $17.79 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [17.32 a $40.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente, por lo que el modelo sub y sobreestimó los datos observados. Otros estudios muestran que el rango del modelo y observado variaron de [5 a $190 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [10 a $155 \mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente (Saide et al., 2011).

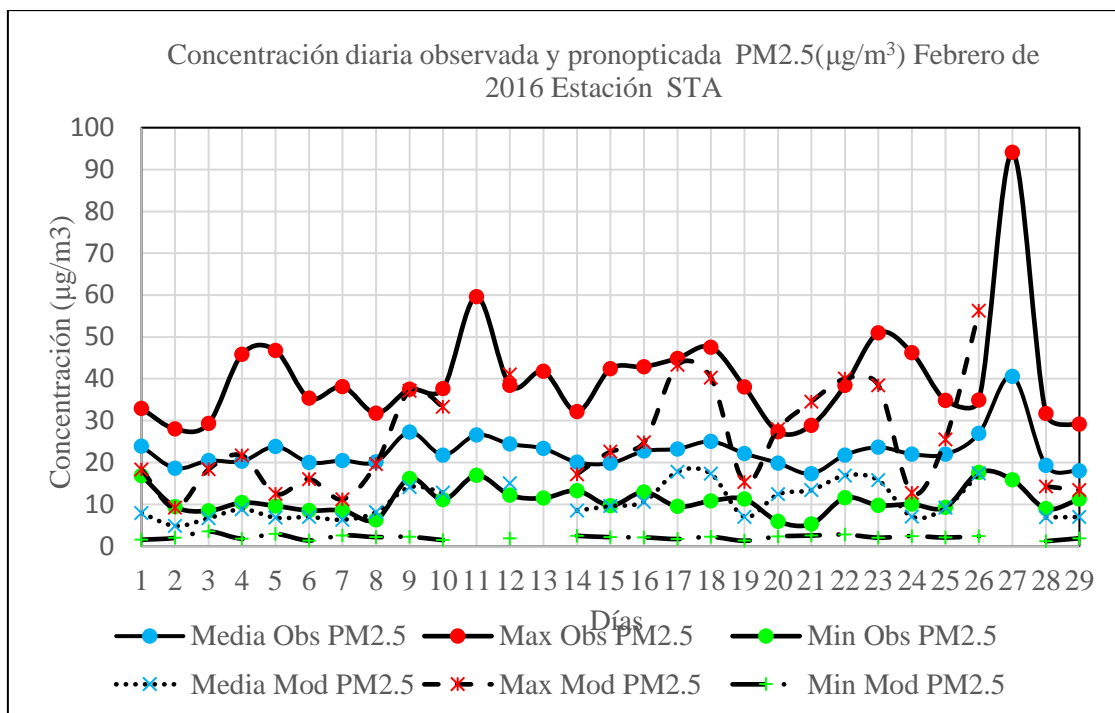


Figura 66. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.

La figura 67 muestra las distribuciones diarias de PM_{2.5} del valor medio observado y pronosticado. Las amplitudes máxima y mínima de valores observados fueron de 41.60 y 8.55 µg/m³, que se dieron los días 27 y 1 de febrero respectivamente. Para el modelo estos valores fueron de 33.78 y 4.64 µg/m³ generados los días 17 y 2 de febrero respectivamente. La amplitud del valor medio generado sobrestimó en -44.8 % a la amplitud de valores observados.

En la estación STA, el factor que relaciona las concentraciones medias horarias de PM₁₀ y PM_{2.5} observadas varió de [2.48 a 4.68], con un valor promedio de 3.19 ±0.66, lo que indica que la concentración de PM₁₀ triplica la concentración de PM_{2.5} en esta zona, otros estudios muestran que este factor en la estación de verano varió de [1.18 a 2.13](Deping et al., 2016). El factor que relaciona la variabilidad o amplitud horaria de PM₁₀ observado y del modelo varió de [1.52 a 20.66], lo que indica que el modelo subestimó los datos observados las 24 horas. El factor que relaciona la concentración media horaria de PM_{2.5} observado y del modelo varió de [0.96 a 7.05], indicando que el modelo sobre y subestima los datos observados, su valor promedio de 3.79±2.55 indica que los datos observados en general superan a los del modelo con un factor de 3.8, y el factor de la amplitud de concentración horaria media PM_{2.5} pronosticado y observada varió de [0.34 a 3.21], lo que confirma la sobre y sub estimación del modelo.

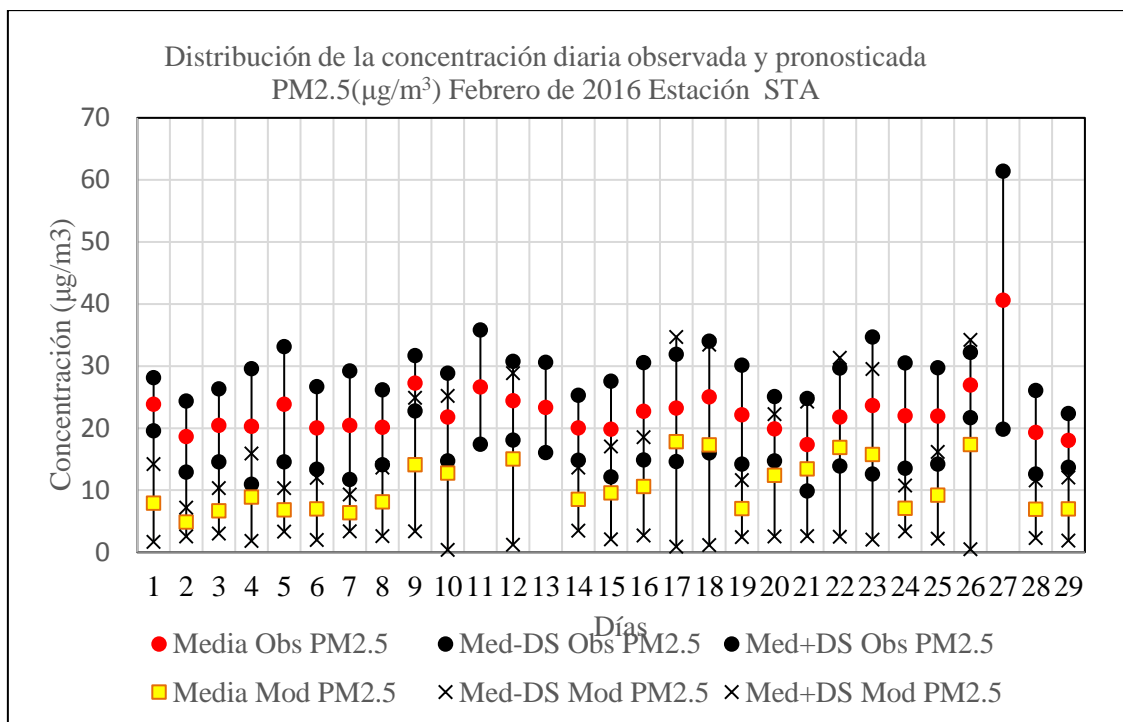


Figura 67. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación STA.

4.1.5 Estación Carabayllo (CRB): PM₁₀ y PM_{2.5}

La figura 68 muestra los perfiles de concentraciones horarias de PM₁₀ media, máximo y mínimo observados y pronosticados. El perfil de concentración de valor medio observado entre las 0:00 horas (89.21 µg/m³) y 5 horas (46.52 µg/m³) muestra un descenso (-47.9 %) de la concentración en forma continua, lo cual está en concordancia con la disminución del tráfico vehicular en ese rango de horas. A partir de las 5:00 horas se observa un incremento continuo de la concentración (151.2 %) que es cuando el tráfico vehicular se activa, alcanzando un valor máximo de 116.86 µg/m³ a las 10:00 horas (primer pico del transporte) . En el distrito de Carabayllo la concentración promedio de PM₁₀ en el mes de marzo de 2015 fue de 99.6 µg/m³, valor que aumentó en 15.8 % en relación al mes anterior. En el mes de febrero de 2016, el máximo valor obtenido de PM₁₀ que se registró fue de (82.0 µg/m³) (INEI, 2016).

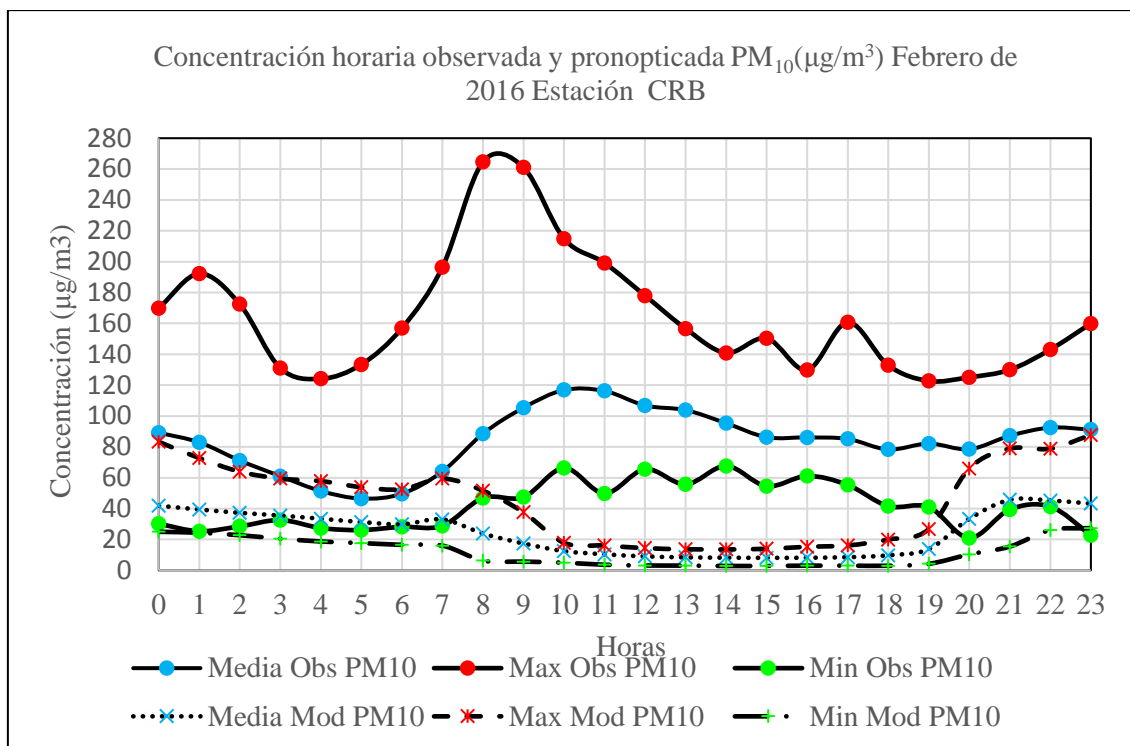


Figura 68. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.

Entre las 11:00 horas (116.24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y 18:00 horas (78.33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) hay un descenso de la concentración debido a la disminución del flujo vehicular, posteriormente la concentración aumenta por el incremento del tráfico vehicular, alcanzando un valor máximo de 92.49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 22:00 horas (el segundo pico del tráfico no es tan evidente como el primero), este perfil de concentración sigue el comportamiento del tráfico. Con respecto al modelo, se observa un descenso continuo de la concentración de PM₁₀ entre las 0.00 horas (41.90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y 6 horas (29.83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Desde las 7:00 horas (33.03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (se observa el primer pico del transporte) hasta las 17:00 horas (8.55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) la concentración disminuye continuamente, entre las 18:00 horas (9.77 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y 21:00 horas (45.73 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) la concentración aumenta continuamente (se observa el segundo pico del transporte), y a las 23:00 horas alcanza un valor de 43.25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. El perfil de concentración de valor medio PM₁₀ del modelo subestima en todo el rango de tiempo (0:00-23:00 horas) al perfil de concentración de valores medios observados y captura los detalles del comportamiento del tráfico. Incertidumbres en las emisiones genera incertidumbres en las concentraciones de PM₁₀. La mayoría de modelos de transporte químico (CTMs) son modelos fuera de línea, que significa que la meteorología se calcula antes de la química. Usualmente la meteorología para estos modelos (tales como el WRF/chem) esta disponible en una resolución de 1:00 hora, 3:00 horas o 6 horas (en nuestro caso GFS a 6 h). La integración en línea de la predicción numérica del tiempo con

la química atmosférica, la transformación y el transporte permite que todos los campos tridimensionales meteorológicos se utilicen en cada momento, variando de segundos a algunos minutos. Esto reduce las inconsistencias en los procesos relacionados con los aerosoles, la química y la meteorología (Werner et al., 2015).

El perfil de concentración máximo observado tiene un comportamiento que está en relación con el tráfico vehicular, entre la 1:00 y 4:00 horas muestra un descenso de la concentración de -34.43 % y entre las 5:00 y 8:00 horas un aumento de 98.37 %, que son horas de menor y mayor tráfico. En esta zona el ECA $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ es excedido 14 veces en 24 horas alcanzando un valor máximo de $264.64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 8:00 horas, que está en el rango de horas punta del tráfico vehicular por la mañana. El viento permite dispersar los contaminantes y por lo tanto disminuye su concentración, las variaciones del clima influyen en la dirección y dispersión de los contaminantes, según los datos pronosticados la dirección del viento fue de 193.4 grados (Sur) con un modulo de 2.43 m/s (escala 2 de Beaufort flojito). Los aerosoles atmosféricos son un peligro para la salud humana, altas concentraciones puede resultar en síntomas agudos en corto tiempo, como asma y bronquitis, y los efectos a largo plazo, tales como reducción de la función pulmonar (Carnevale et al., 2015). El crecimiento demográfico y el incremento de las actividades industriales generan riesgos ambientales, los cuales son parte del problema ambiental global (INEI, 2015). Por lo descrito el grueso de la concentración de PM_{10} está influenciada por el tráfico vehicular en esta zona.

La figura 69 muestra las distribuciones horarias de las concentraciones de PM_{10} del valor medio observado y pronosticado. Las amplitudes máxima y mínima de valores observados fueron de 88.55 y $36.77 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que se dieron las 9:00 y 16:00 horas. Para el modelo estos valores fueron de 35.73 y $6.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ generados a las 21:00 y 15:00 horas. La amplitud de valores medios generados subestima las 24 horas a la amplitud de valores observados con un factor que varió en un rango de [0.11 a 0.77], en general la amplitud observada supera con un factor de 4.4 a la amplitud estimada. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración horaria de PM_{10} observada fueron de [23.52 a $82.76 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [67.93 a $156.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$], mientras que estos valores para el modelo fueron de [4.90 a $30.89 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [11.15 a $63.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente. Por lo que hay mayor dispersión de la concentración observada con respecto al estimado.

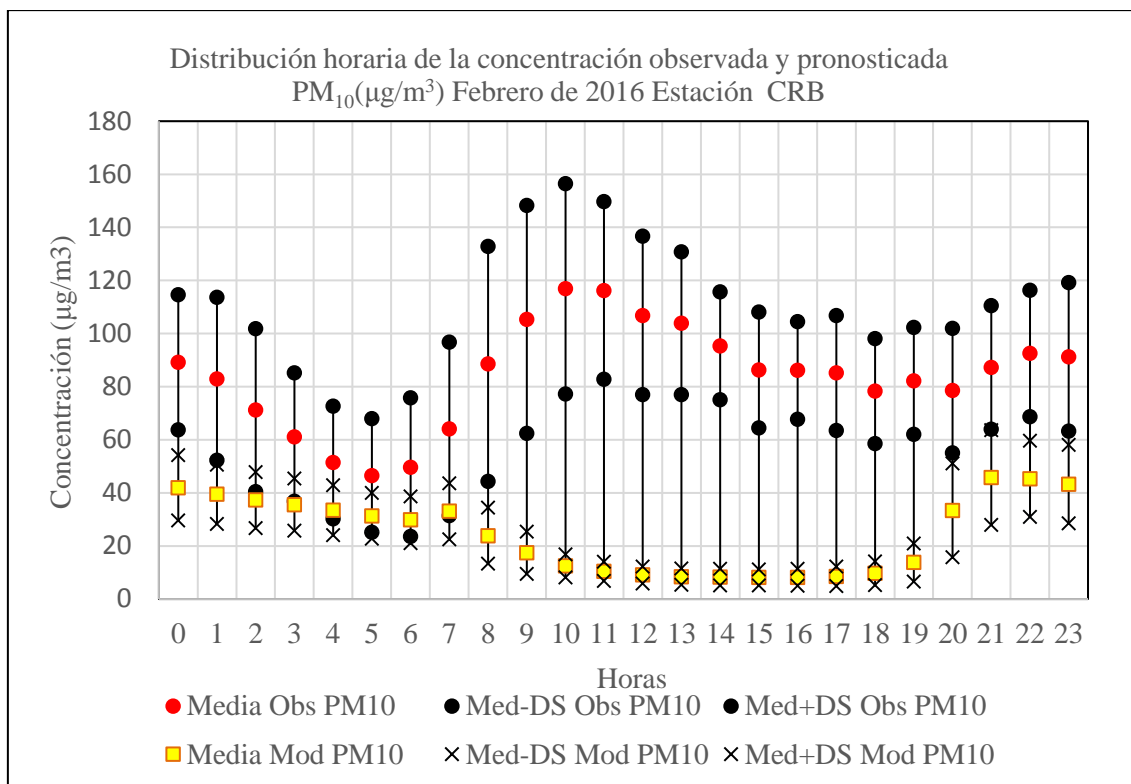


Figura 69. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.

La figura 70 muestra los perfiles diarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{10} observados y pronosticados. El perfil de valores medios diarios observados varió en un rango de [45.28 a 156.36 $\mu g/m^3$], el ECA es superado el día sábado 28. Además de los días sábados (6, 13 y 20) a domingos (7, 14 y 21) hay una disminución de las concentraciones de PM_{10} de -15.74 %, -9.75 % y -3.64 %, por ser día no laborable con menor nivel de tráfico vehicular. La concentración observada de PM_{10} registrada el día sábado 27 fue de 156.38 $\mu g/m^3$ y el día domingo 28 no se registraron datos al igual que los días 3, 9 y 29. El perfil de concentración máxima superó el ECA siete veces los días 4 (150.37 $\mu g/m^3$), 5 (151.43 $\mu g/m^3$), 11(199.19 $\mu g/m^3$), 17 (163.27 $\mu g/m^3$), 24 (173.09 $\mu g/m^3$), 26 (162.08 $\mu g/m^3$) y 27 (264.64 $\mu g/m^3$). En esos mismos días las concentraciones pronosticadas por el modelo fueron de (26.03, 24.45, 21.22, 17.82, 26.67 y 32.71 $\mu g/m^3$). Los perfiles de valores medio, máximo y mínimo del modelo subestimaron a los perfiles observados. Otros estudios que han sido realizados con el WRF/chem para $PM_{2.5}$ y PM_{10} han encontrado que las concentraciones observadas fueron usualmente subestimadas (Zhong, 2016). El factor que relaciona la concentración media diaria pronosticada y observada varió en un rango de [0.18 a 0.59], un estudio similar con WRF-chem y PM_{10} muestra que este factor para los meses de

enero y junio está comprendido entre [0.00 a 0.25] y [0.00 a 0.60] respectivamente (Dumitrache et al., 2016).

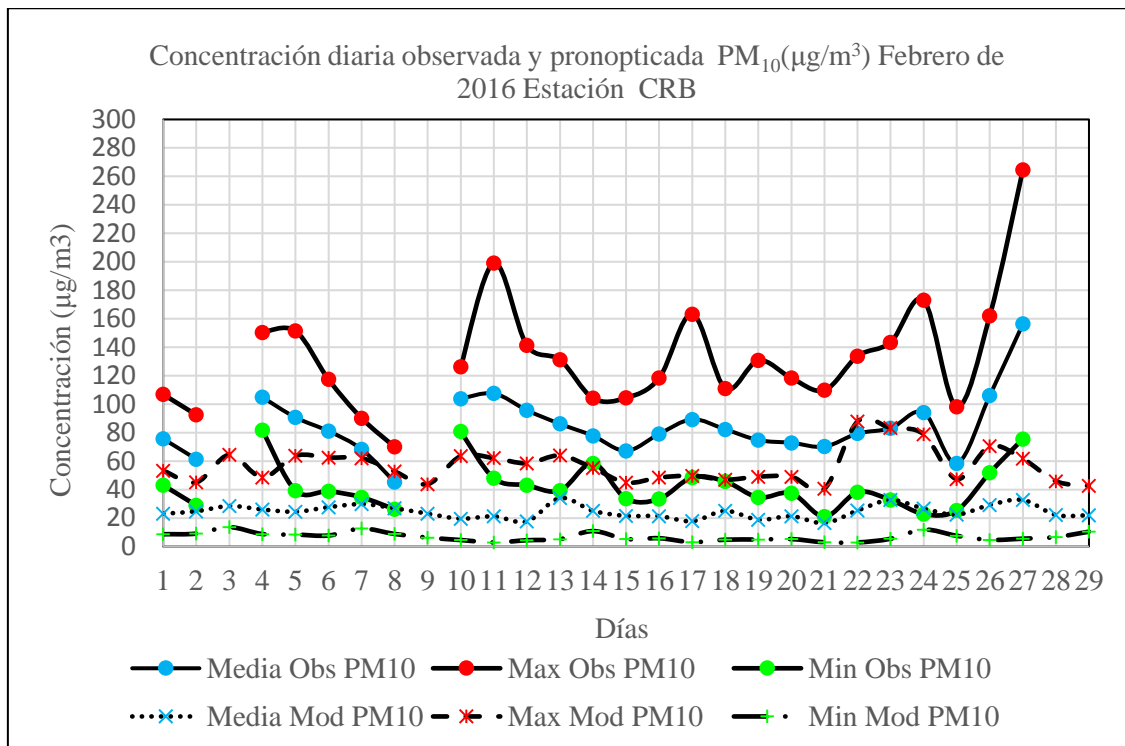


Figura 70. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.

El rango de variación de la concentración promedio diario de PM₁₀ pronosticado varió en un rango de [16.45 a 34.09 µg/m³]. Un estudio realizado en la ciudad de Santiago de Chile muestra que el modelo sub y sobreestima la concentración media observada (PM₁₀, 24 h), el rango del modelo y el observado variaron de [10 a 380 µg/m³] y [10 a 300 µg/m³] respectivamente (Saide et al., 2011). En un estudio conducido por Gao et al. (2014) en Japón, compararon las concentraciones de PM₁₀ simuladas y medidas en seis lugares y encontraron que el modelo subestima el promedio anual en todos los lugares excepto en uno (Zhong et al., 2016).

La **figura 71** muestra las distribuciones diarias de PM₁₀ del valor medio observado y pronosticado. Las amplitudes máxima y mínima de valores observados fueron de 174.10 y 24.98 µg/m³ y se dieron los días 27 y 14. Para el modelo estos valores fueron de 49.65 y 24.41 µg/m³ generados los días 22 y 15 respectivamente. La amplitud del valor medio generado por el modelo subestimó los 29 días a la amplitud de los valores observados, con un factor que varió de [0.24 a 1.04]. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración diaria de PM₁₀ observada fueron de [20.40 a 72.90 µg/m³] y [70.17 a

243.43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$], mientras que estos valores para el modelo fueron de [0.45 a 14.68 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [29.06 a 56.78 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente. Por lo que hay mayor dispersión de la concentración observada con respecto al estimado.

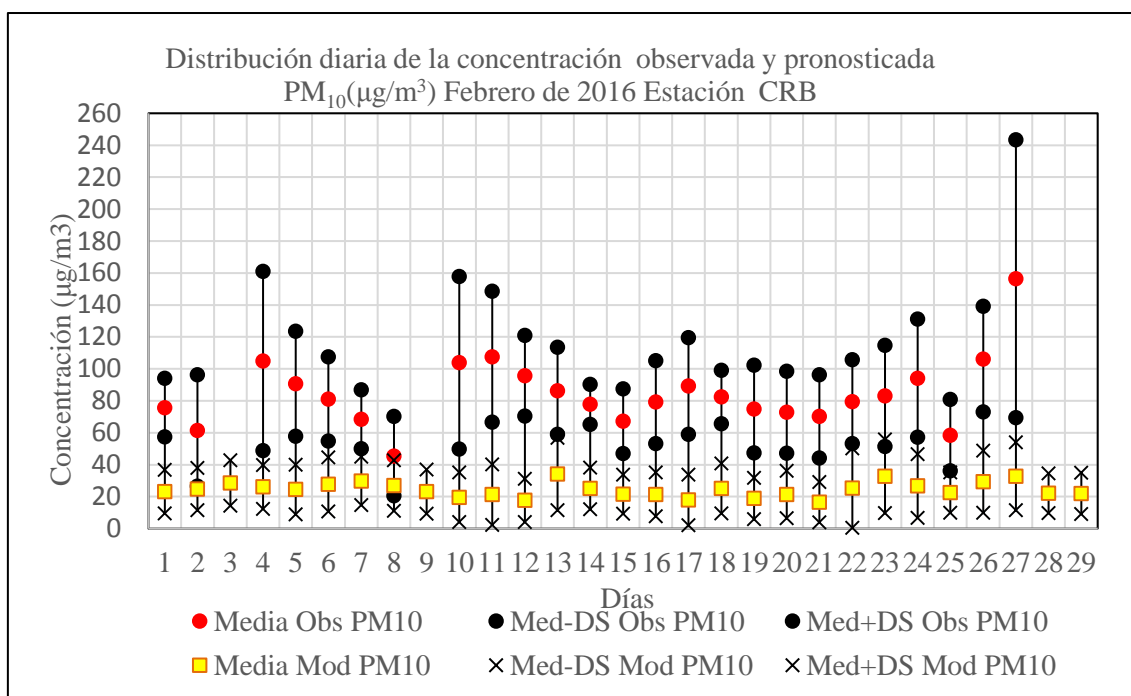


Figura 71. Distribución diaria de las concentraciones media de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.

La figura 72 muestra los perfiles horarios de concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$ media, máximo y mínimo observados y pronosticados. El perfil de valor medio observado entre las 0:00 y 5:00 horas la concentración disminuyó en -34.44 % de 21.46 a 14.07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, lo cual está en relación con la reducción del tráfico vehicular. La activación del tráfico vehicular generó un incremento de la concentración de $\text{PM}_{2.5}$ desde las 6:00 horas (16.33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) hasta las 11:00 horas (28.83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Desde las 19:00 a 23:00 horas hay un incremento continuo de la concentración de 14.52 a 22.26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ que también está en relación con el incremento del tránsito. El ECA (25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) es superado cuatro veces a las 10:00 (27.11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 11:00 (28.83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 12:00 (27.47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y 13:00 (26.57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) horas. El perfil de concentración máxima observado, muestra un comportamiento irregular y su rango fue de [25.82 a 82.58 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] superando las 24 horas el valor del ECA. La contaminación del aire es un problema importante de salud pública, el mayor impacto en la salud humana se encuentra en las zonas urbanas, donde los niveles de contaminación están en su punto más alto. De particular preocupación es el impacto en la salud de la exposición a las partículas finas ($\text{PM}_{2.5}$) (Hitchcock, 2014). Un exceso de materia particulada inhalada puede presentar

efectos adversos para la salud tales como muerte prematura, cáncer al pulmón, enfermedades cardiovasculares y ataques de asma entre otras consecuencias para la salud (Jeanjean et al., 2016).

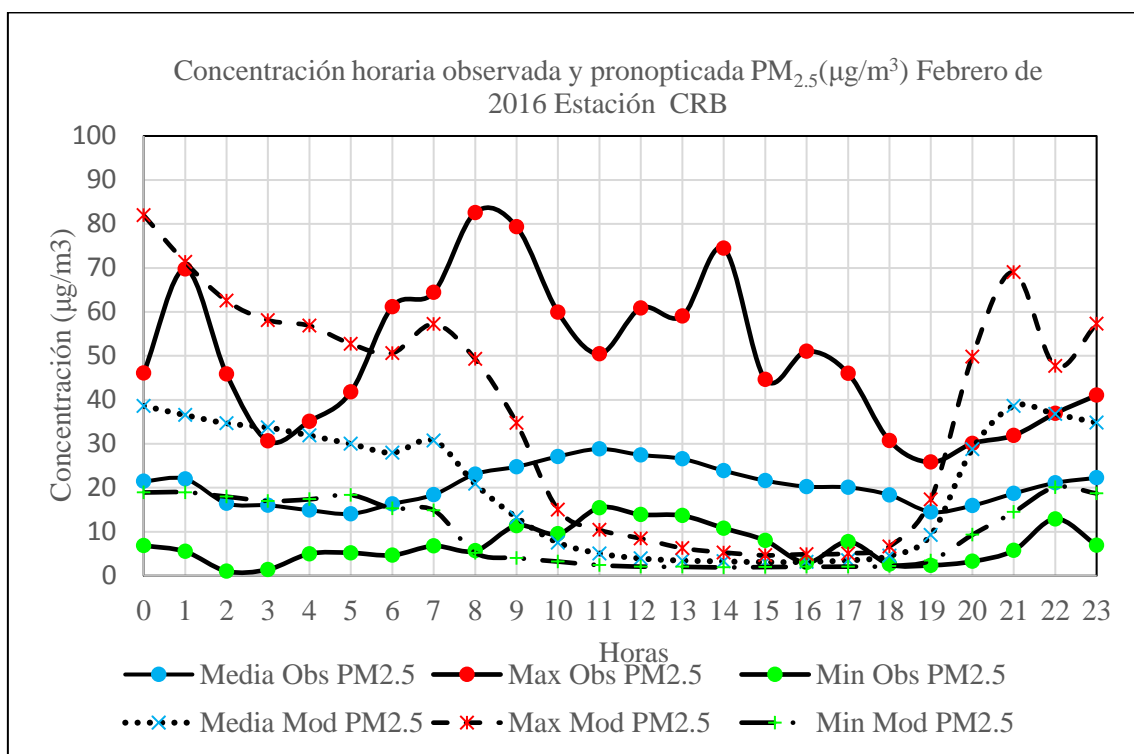


Figura 72. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.

El perfil de concentración media del modelo muestra una disminución de la concentración PM_{2.5} desde las 0:00 horas (38.62 µg/m³) hasta las 6:00 horas (27.98 µg/m³), en este rango de tiempo el modelo sobreestimó el perfil de concentración observado, a las 7:00 horas muestra el primer pico característico del transporte. Desde las 7:00 a 18:00 horas la concentración disminuye subestimando el perfil de concentración observado, lo cual esta en relación a la disminución del flujo vehicular. Entre las 19:00 y 21:00 horas (38.58 µg/m³), el perfil de concentración del modelo incrementa sobreestimando los datos observados y muestra el segundo pico de horas punta. Hay trabajos donde se reportan que los modelos subestiman la concentraciones de masa de PM₁₀ y PM_{2.5} entre (20-50%) y (10-50%) respectivamente (Tuccella et al., 2012). Por lo descrito el modelo captura el comportamiento del flujo vehicular. En general en esta zona la concentración de PM_{2.5} se relaciona con el tráfico vehicular.

La figura 73 muestra las distribuciones horarias de las concentraciones media observada y pronosticada de PM_{2.5}. La mínima y máxima amplitud observadas fueron de 11.99 y 29.95

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ y se produjeron a las 19:00 y 8:00 horas respectivamente, y la mínima y máxima amplitud del modelo fueron de 1.53 y 33.13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y se produjeron a las 16:00 y 21:00 horas. El factor que relaciona las amplitudes del modelo y el observado varió en un rango de [0.07 a 2.29], y el factor que relaciona el valor medio de $\text{PM}_{2.5}$ Mod/ $\text{PM}_{2.5}$ Obs varió en un rango de [0.13 a 2.18] lo que confirma que el modelo sub y sobreestimó los datos observados.

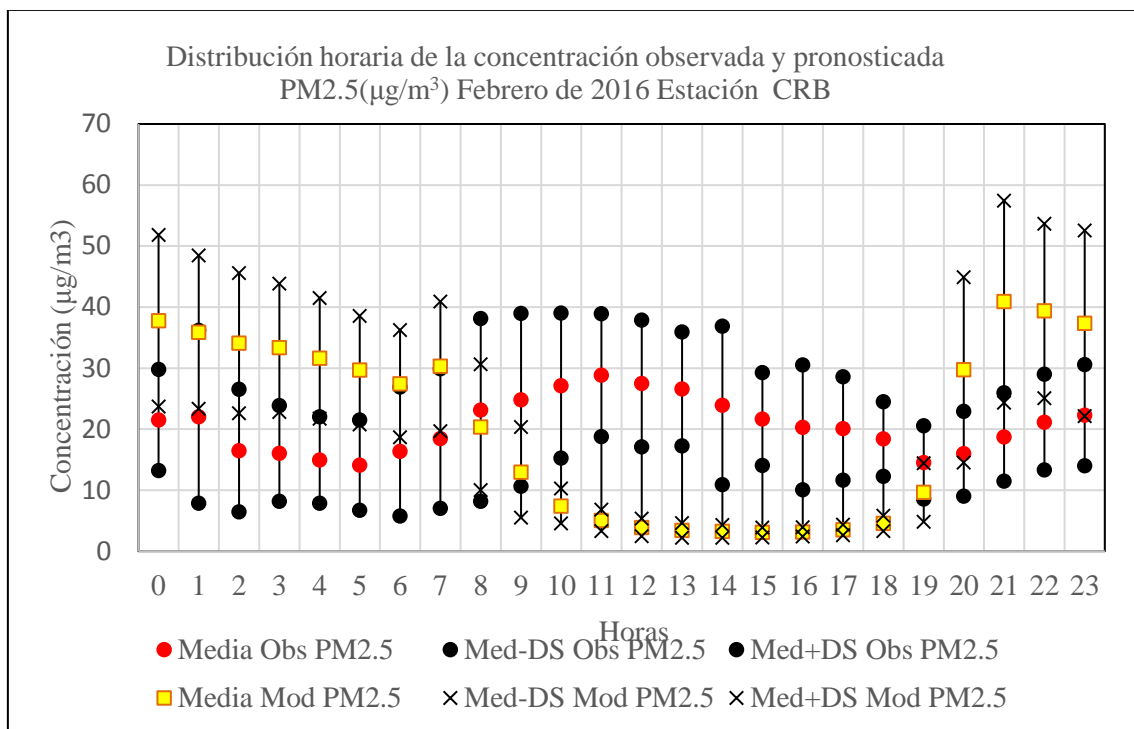


Figura 73. Distribución horaria de las concentraciones media de $\text{PM}_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.

La figura 74 muestra los perfiles diarios medio, máximo y mínimo observados y pronosticados de $\text{PM}_{2.5}$. El perfil de valores medio diario observado superó el ECA los días 9 ($29.07 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 10 ($25.91 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 11 ($25.59 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y 27 ($44.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Además de los días sábados (6, 13 y 20) a domingos (7, 14 y 21) hay una disminución de las concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$ de -8.08 %, -1.06 % y -18.01 % respectivamente por ser los domingos días no laborables con menos nivel de tráfico vehicular. La concentración observada de $\text{PM}_{2.5}$ registrada el día sábado 27 fue de $44.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y los días 3 y 28 no se registraron datos. La Organización Mundial de la Salud recomendó que las concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$ no deberían exceder el valor de línea base de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como promedio anual y $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como promedio diario (Jeanjean et al., 2016). Los rangos de variación de las concentraciones observadas y pronosticadas diarios fueron de [15.08 a $44.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [15.12 a $30.21 \mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente. Otros estudios muestran que la concentración promedio de $\text{PM}_{2.5}$ fue de

137.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y la predicción fue de 201.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que representa un 47 % de sobre estimación (Wang et al., 2014). El perfil de valor medio del modelo superó el ECA tres veces los días 13 (30.21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y 26 (26.82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y 27 (27.95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

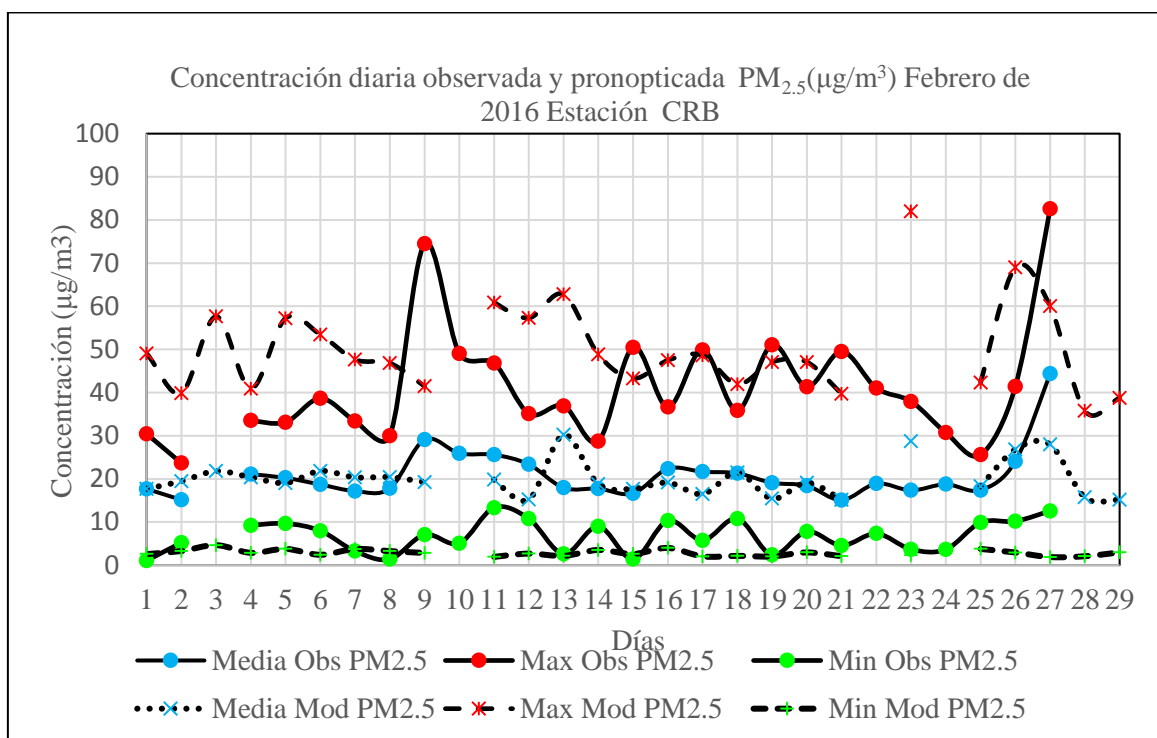


Figura 74. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de $\text{PM}_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.

Los perfiles de valores medio, máximo y mínimo del modelo se mantienen dentro del rango de valores de cada perfil observado. Estos sesgos en las simulaciones de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ se pueden atribuir a las incertidumbres en el inventario de emisiones (Liao et al., 2015). Los errores en la simulación de la estimación de la humedad superficial y energía influyen en flujos de calor latente y humedad en la atmósfera, que afectan la circulación local, la energía potencial convectiva disponible (CAPE), la formación de nubes y el patrón de lluvia (Tuccella et al., 2015; Pielke, 2001; Holt et al., 2006). Es importante tener en cuenta que las barreras de vegetación reducen la exposición peatonal de partículas ultrafinas hasta en un 37 % bajo condiciones de viento. (Jeanjean et al., 2016).

La figura 75 muestra las distribuciones diarias de las concentraciones media observada y pronosticada. El modelo sobre-estima la amplitud observada con excepción del días 9. Los rangos de las amplitudes observadas y pronosticadas fueron de [8.74 a 44.36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y de [22.40 a 48.57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente, lo que significa que hay mayor dispersión en los datos pronosticados. El factor que relaciona las concentraciones medias horarias de PM_{10} y

PM_{2.5} observadas varió en un rango de [3.04 a 5.66], otros estudios muestran que este factor en la estación de verano varió de [1.18 a 2.13] (Deping et al., 2016). Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración diaria de PM_{2.5} observada fueron de [6.12 a 22.18 µg/m³] y [20.43 a 66.54 µg/m³] respectivamente, mientras que estos valores para el modelo fueron de [0.56 a 7.73 µg/m³] y [24.85 a 63.48 µg/m³] respectivamente.

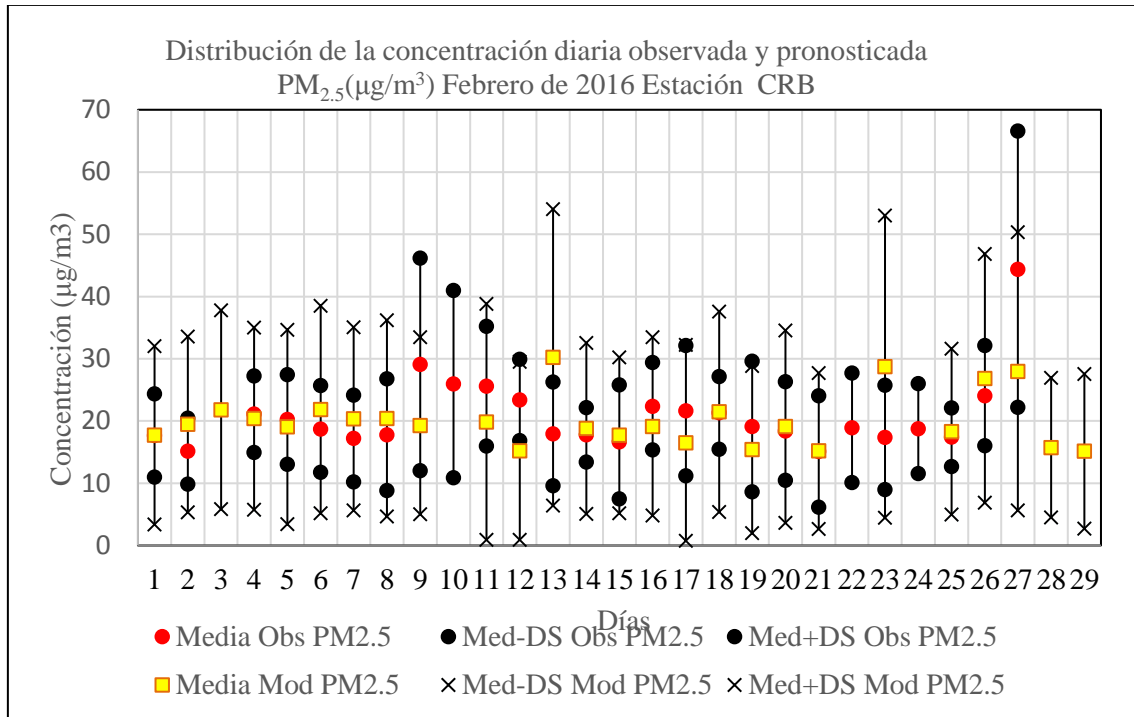


Figura 75. Distribución diaria de las concentraciones media de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación CRB.

4.1.6 Estación Huachipa (HCH): PM₁₀ y PM_{2.5}

La figura 76 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observados y pronosticados en la estación HCH. El perfil de valor medio observado, muestra un descenso de la concentración entre las 0:00 horas (79.60 µg/m³) y 4:00 de la mañana (60.45 µg/m³), en este rango de horas, el flujo vehicular desciende, entre las 5:00 y 9:00 mañana se observa un incremento de la concentración de los valores medios, que es cuando el tráfico vehicular se activa, y corresponde a horas de mayor congestión vehicular de 7:00 horas (76.49 µg/m³) a 9:00 horas (105.52 µg/m³) (Senamhi, 2013; Deuman y Walsh, 2005) y claramente se nota el primer pico de la activación tráfico por la mañana. Entre las 10:00 horas (97.66 µg/m³) y 17:00 horas (70.67 µg/m³) hay una disminución de la concentración de PM₁₀, que es consecuencia de la disminución del flujo vehicular. Entre las 17:00 y 20:00 horas (89.01 µg/m³) el perfil de concentración de PM₁₀ muestra un aumento

debido al incremento del tráfico vehicular, y se observa el segundo pico de horas punta de transporte, las horas de mayor congestión vehicular se registran de 18:00 a 20:00 horas (SENAMHI, 2013). Por lo descrito este perfil de concentración es característico del tráfico vehicular, y el grueso de la contaminación con material particulado en esta zona está en gran medida influenciada por las emisiones del transporte.

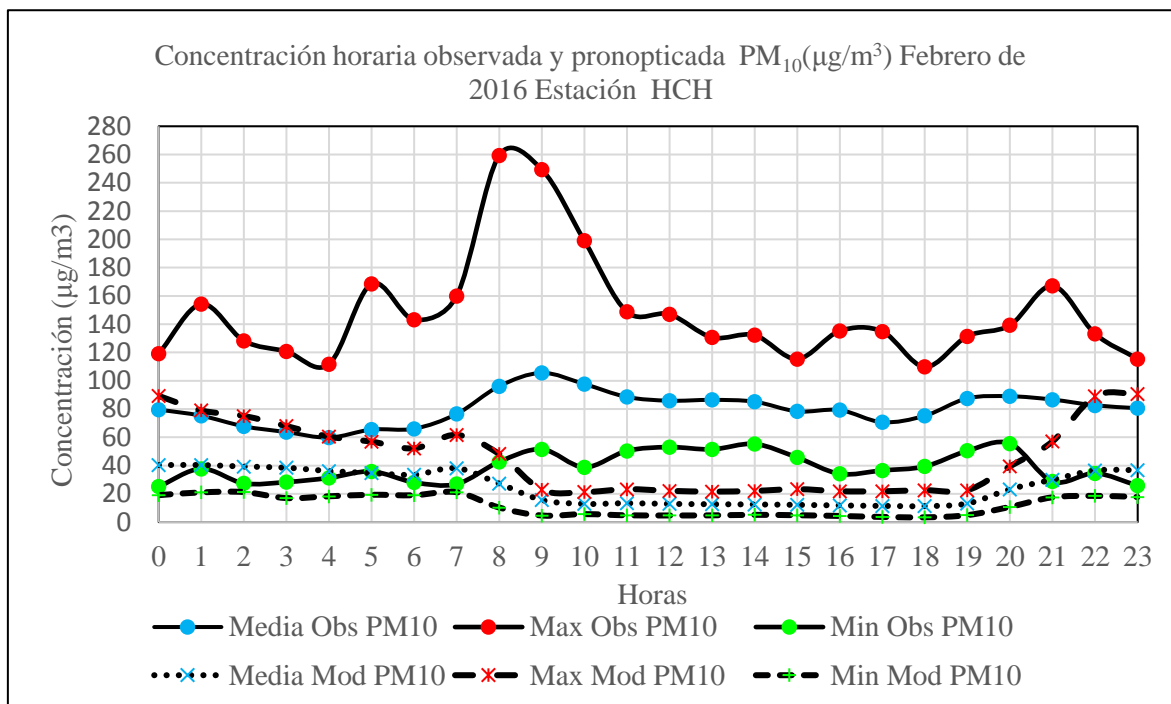


Figura 76. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.

Según el Informe Técnico N°4 de Flujo Vehicular por unidades de peaje del INEI de abril de 2016, en febrero de 2016, el índice de flujo vehicular total en Lima, que registra el tráfico de vehículos ligeros y pesados en las unidades de peaje, creció en 9.8 %, respecto a lo obtenido en el mismo mes del año anterior.

(https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/boletines/informe-tecnico-n04_flujo-vehicular-feb2016.pdf). El perfil de concentración de valores máximos observados muestra dos picos de valores que superan el ECA y ambos corresponden a horas punta en el tráfico vehicular, el primero a las 8 horas donde el valor fue de (259.40 µg/m³) y el segundo a las 20 horas con un valor de 167.10 µg/m³. La velocidad del viento (en esta zona la dirección y velocidad del viento fue de 169.2 grados –Sur y 2.77 m/s) puede afectar la concentración y su dispersión depende de la turbulencia de la atmósfera.

El perfil de concentración de PM_{10} del modelo subestimó el perfil de concentración observado las 24 horas, y captura el comportamiento del tráfico muestra el primer pico característico del transporte a las 7:00 horas ($38.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y el segundo pico no se muestra, pues la concentración aumento de 19:00 a 23:00 horas. Una razón más que se puede dar a los ya mencionados por las cuales el modelo puede subestimar es que existen procesos dinámicos complejos para los que no existe un modelo determinista que describa el proceso completo (Baudrit et al., 2016), es decir son incertidumbres propias del modelo que contribuyen a errores en el pronóstico. Hay emisiones que no hemos considerado por no tener datos, tales como emisiones biogénicas y fijas, que contribuyen a los errores en las estimaciones. Un estudio realizado al este de Asia (China y Japón), muestra que el modelo WRF/chem subestimó las concentraciones de PM_{10} y que tuvo dificultad para reproducir concentraciones de PM_{10} en enero, y en Nepal, el rendimiento del modelo fue pobre cuando la concentración observada de PM_{10} fue alta (Zhong et al., 2016).

La figura 77 muestra las distribución horarias de las concentraciones de valores medios observado y pronosticado de PM_{10} . Con respecto a los valores observados la menor amplitud de ($34.79 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se produjo a las 15:00 horas y la máxima de $80.61 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 8:00 horas. Para los valores pronosticados, la menor y mayor amplitud fueron de 8.23 y $37.58 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente que se dieron a las 10:00 y 22:00 horas. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración horaria de PM_{10} observada fueron de [37.02 a $68.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [78.52 a $145.27 \mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente, mientras que estos valores para el modelo fueron de [6.35 a $27.28 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [16.01 a $57.49 \mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente.

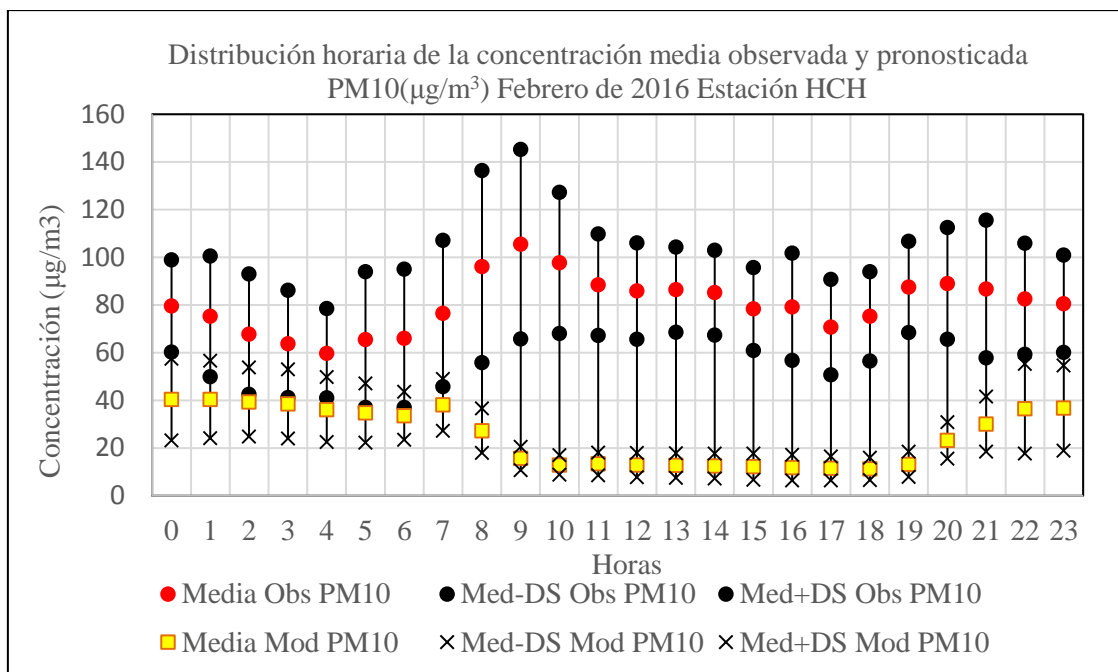


Figura 77. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.

La figura 78 muestra los perfiles diarios de concentraciones media, mínima y máxima de PM₁₀ observados y pronosticados. El perfil de concentración máxima observada muestra un comportamiento irregular, y se mantuvo en un rango de [80.10 a 259.40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] superando el ECA cinco días del mes, el factor que relaciona la concentración máxima observada con el ECA es de 1.73 y con el WHO es de 5.19. Algunas de las razones por las que el modelo sobre y sub estima incluye la subestimación de las emisiones antropogénicas o capacidad limitada del modelo en simular algunas variables meteorológicas que afectan significativamente la calidad del aire (Cai et al., 2016), además las partículas finas causan algunos de los efectos más adversos en la salud (Slezakova et al., 2012; Cai et al., 2016).

El perfil de concentración de valores medios de los días sábados (6, 13, 20 y 27) a domingos (7, 14, 21 y 28) muestran un descenso de la concentraciones de PM₁₀ de -7.7 %, -6.98 %, -5.5 % y -27.8 %, respectivamente, que concuerda con la disminución del tráfico por ser día no laborable, tal como se aprecia en las figuras 41, 45 y 54. El perfil de concentración de valores diarios medio máximo y mínimo obtenido con el modelo subestima los valores de concentración de valores medios observados. El factor que relaciona la concentración media diaria pronosticada y observada varió en un rango de [0.22 a 0.46], un estudio similar con WRF-chem y PM₁₀ mostró que este factor para los meses de Enero y Junio está comprendido entre [0.00 a 0.25] y [0.00 a 0.60] respectivamente (Dumitrache et al., 2016).

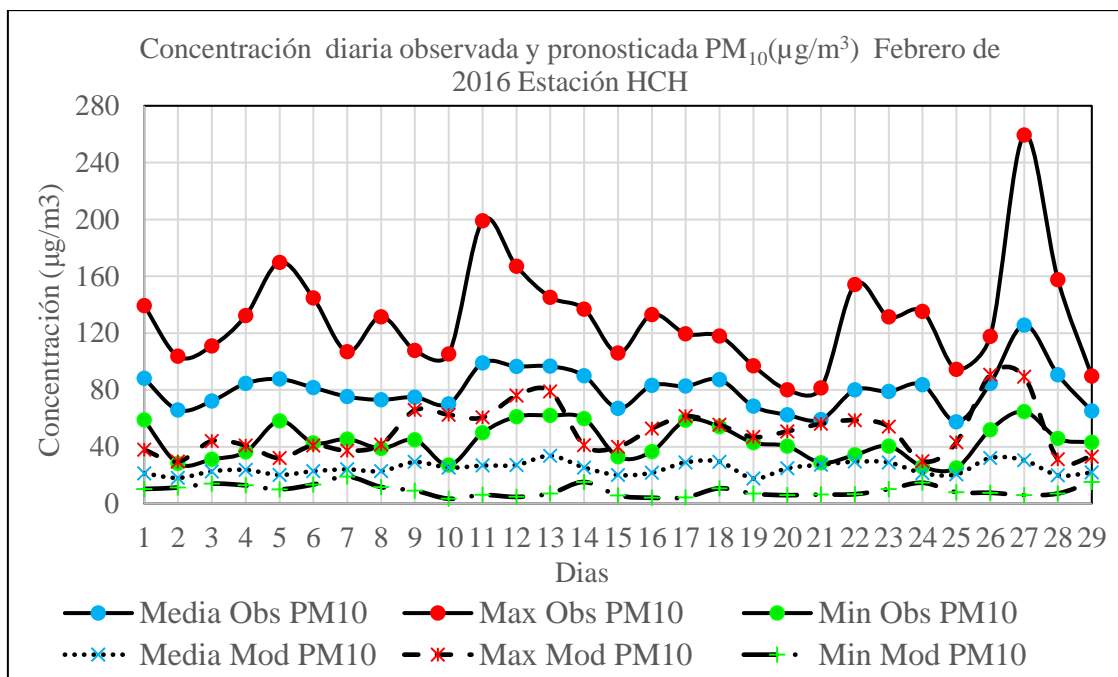


Figura 78. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.

El rango de variación de las concentraciones promedios diarios de PM₁₀ pronosticado y observado variaron de [17.62 a 150.00 µg/m³] y [57.48 a 259.40 µg/m³] respectivamente. Un estudio realizado en la ciudad de Santiago de Chile se observa que el modelo sub y sobreestima la concentración media observada (PM₁₀, 24 h), el rango del modelo y observado variaron de [10 a 380 µg/m³] y [10 a 300 µg/m³] respectivamente (Saide et al., 2011). En esta zona el ECA (150 µg/m³, 24h dado por el DS 074-2001 MINAM) no es superado, teniendo como valor máximo observado (125.60 µg/m³) que corresponde al día sábado 27.

La figura 79 muestra las distribuciones diarias de las concentraciones de valores medios observado y pronosticado. Con respecto a los valores observados la menor amplitud (22.86 µg/m³) se produjo el día sábado 20 de febrero y la máxima de (94.12 µg/m³) el día domingo 27 de febrero. Para los valores pronosticados, la menor y mayor amplitud fueron de 6.65 y 50.19 µg/m³ que se dieron los días 24 y 26 de febrero respectivamente. La amplitud de los valores medios del modelo subestima la amplitud de valores medios observados, con un factor que varía de [0.12 a 1.46]. En esta estación el factor que relaciona las concentraciones medias horarias de PM₁₀ observada y pronosticada varió de [1.65 a 7.57], lo que confirma que el modelo subestimó los datos observados. La amplitud de datos observados es mayor por un factor de 1.6 al simulado.

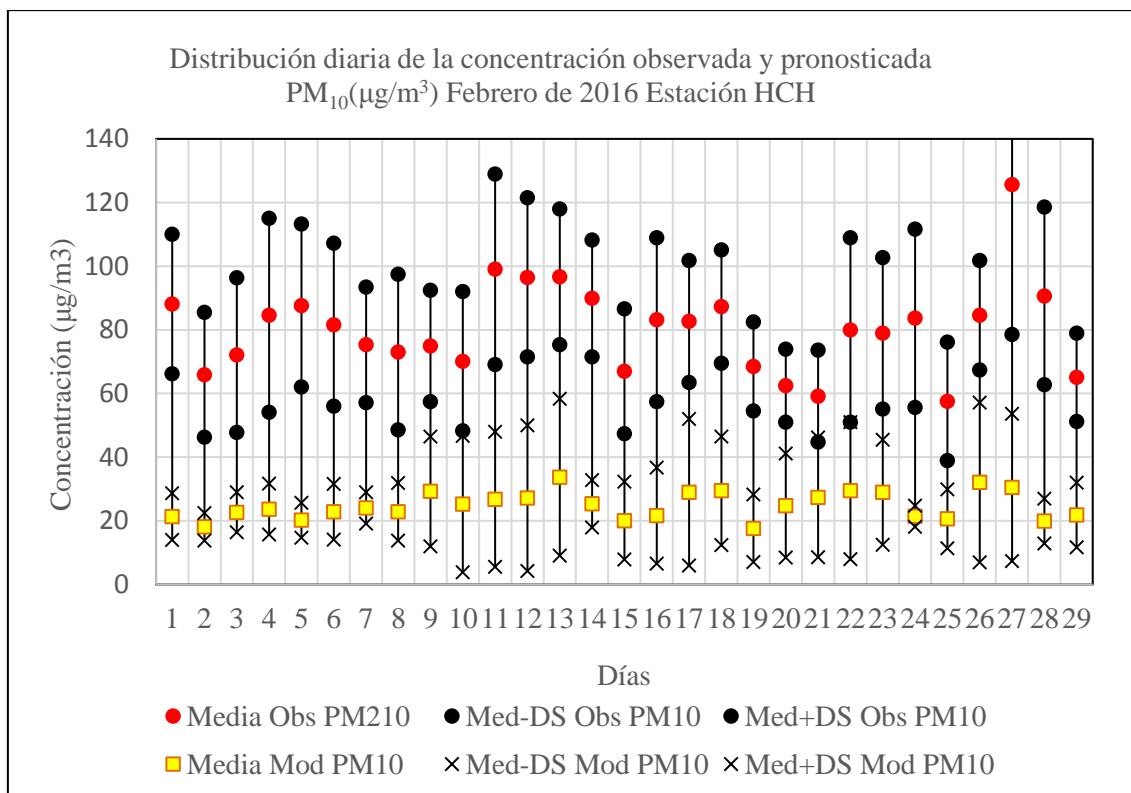


Figura 79. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.

La figura 80 muestra los perfiles horarios de concentraciones de PM_{2.5} media, máximo y mínimo observados y pronosticados. Se observa que el perfil de concentración de valor medio entre las 0:00 horas y 5:00 horas disminuye levemente la concentración y aumenta en forma continua entre las 5:00 y 9:00 horas de 12.34 a 27.37 µg/m³ respectivamente, lo cual está en relación con la reducción y aumento del tráfico vehicular en esos rangos de horas, además muestra el pico de horas punta del tráfico. Entre las 09:00 y 15.00 horas (9.80 µg/m³) hay una disminución de la concentración, que esta en relación a la disminución del transporte en esas horas, luego un incremento hasta las 19.00 horas (13.75 µg/m³). Desde las 19:00 a 23:00 horas hay una pequeña disminución de la concentración de 13.75 a 11.46 µg/m³. El segundo pico no se muestra, y el ECA 25 µg/m³ fue superado una vez a las 9.00 horas (27.37 µg/m³).

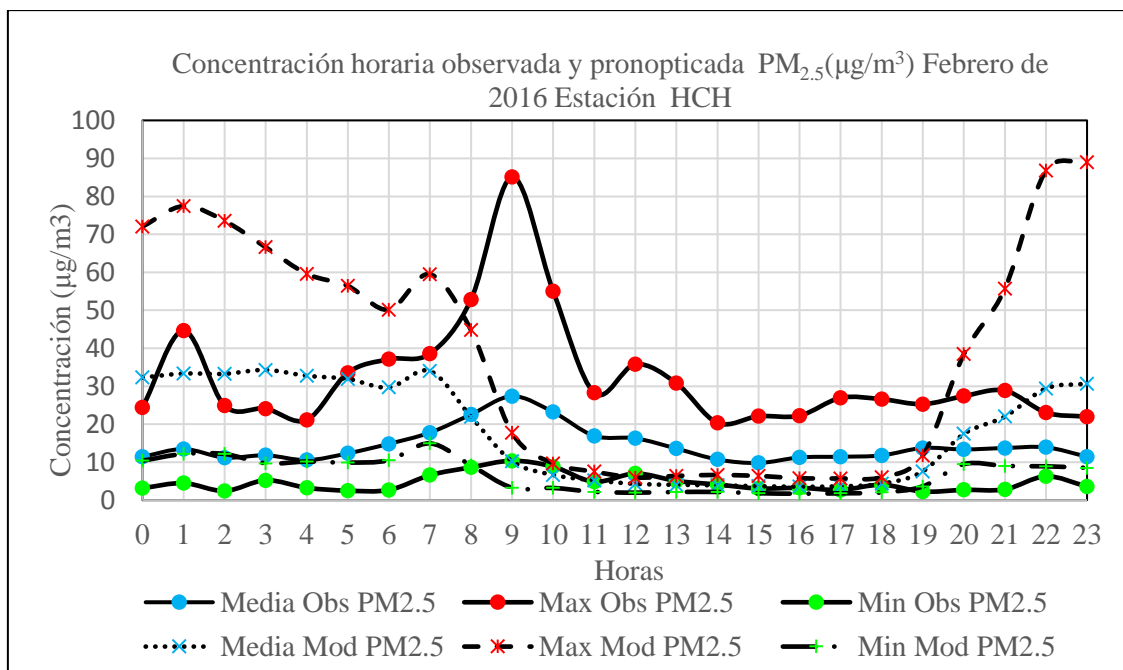


Figura 80. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.

El modelo en general captura el comportamiento del tráfico, disminución de la concentración de 0:00 a 06:00 horas, a las 07:00 horas (34.01 µg/m³) muestra el primer pico característico del transporte, el segundo pico no se muestra. El modelo sobreestima la concentración observada entre las 0:00 y 8:00 horas y de 20:00 a 23:00 horas, además muestra una disminución de la concentración de manera continua de 07:00 a 17:00 horas. Teniendo en cuenta que en la zona este de Lima están instaladas el 19.9 % de empresas, y al no haber sido consideradas sus emisiones (no hay datos), algún error debe darse en los valores estimados. Otros factores podrían contribuir a los sesgos son los aportes de contaminantes por transporte de otras zonas, otros estudios muestran que hay aportes de hasta el 65 % (Gao, et al., 2016).

Por lo descrito el grueso de la concentración en esta zona se relaciona con el tráfico vehicular. El tráfico vehicular es considerado entre las fuentes de emisiones más relevantes, y el material particulado es uno de los contaminantes más peligrosos para la salud (Slezakova et al., 2012).

La figura 81 muestra las distribuciones horarias de las concentraciones de PM_{2.5} media observada y pronosticada. De 0:00 a 8:00 horas y de 20:00 a 23:00 horas el modelo sobrestima la amplitud observada. La máxima y mínima amplitud observada fueron de 31.43 y 7.88 µg/m³ y se produjeron a las 8:00 y 20:00 horas, que son las horas punta del tráfico

vehicular. La máxima y mínima amplitud del modelo fueron de 44.44 y 1.92 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y se produjeron a las 22:00 y 16:00 horas respectivamente. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración horaria de $\text{PM}_{2.5}$ observada fueron de [4.69 a 13.47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [14.40 a 43.08 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente, mientras que estos valores para el modelo fueron de [2.60 a 22.59 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [4.51 a 51.63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente. Estar expuesto a altas concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$ es perjudicial para la salud, sobre todo si consideramos el tiempo de vida en la atmósfera de $\text{PM}_{2.5}$ varía de días a semanas mientras que el PM_{10} perdura pocas horas a días. La velocidad de sedimentación de $\text{PM}_{2.5}$ es de 0.02 cm/s y del PM_{10} alrededor de 0.5 m/s (Jeanjean et al., 2016).

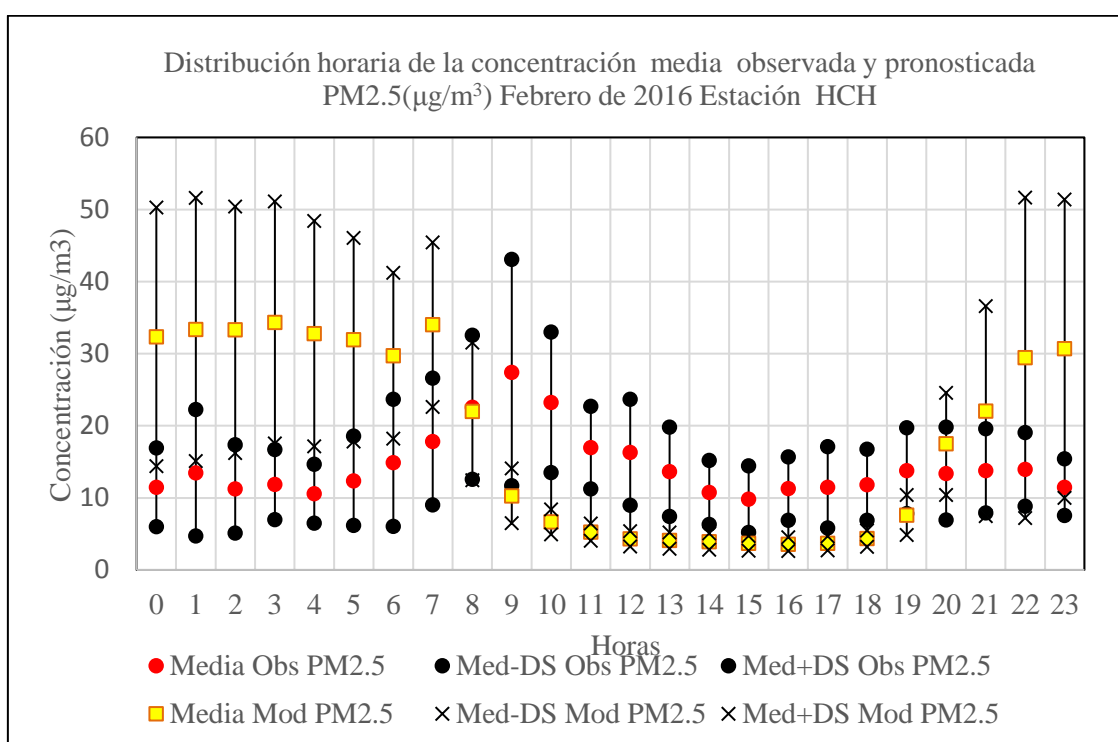


Figura 81. Distribución horaria de las concentraciones medias de $\text{PM}_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.

La figura 82 muestra los perfiles diarios de $\text{PM}_{2.5}$ medio, máximo y mínimo observados y pronosticados. El perfil de valor medio observado y del modelo se intersectan seis veces, y el modelo por lo general sobrestima al valor observado. El perfil de valores máximos diarios observado supera el ECA 21 días del mes, y el máximo valor observado fue el día sábado 27 (85.10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Hay una asociación bien establecida entre cortos tiempos de exposición y material particulado suspendido con diámetros aerodinámicos menores que 2.5 micrones con la morbilidad y mortalidad cardiopulmonar (Saunders, 2015). Además del día sábado (6, 13, 20 y 27) a domingo (7 y 14, 21 y 28) hay una disminución de la concentración de $\text{PM}_{2.5}$ por

ser día no laborable con menos nivel de tráfico vehicular, tal como se aprecia en las figuras 41, 45 y 54. Los días 17 y 18 no hubo datos observados. Los porcentajes de disminución fueron de -6.4%, -13.47%, -16.41% y -36.63% respectivamente. Para el modelo fueron de -30.99%, -43.47%, 12.51% , los datos del día 27 fueron eliminados por que el rango de su amplitud tenía parte negativa.

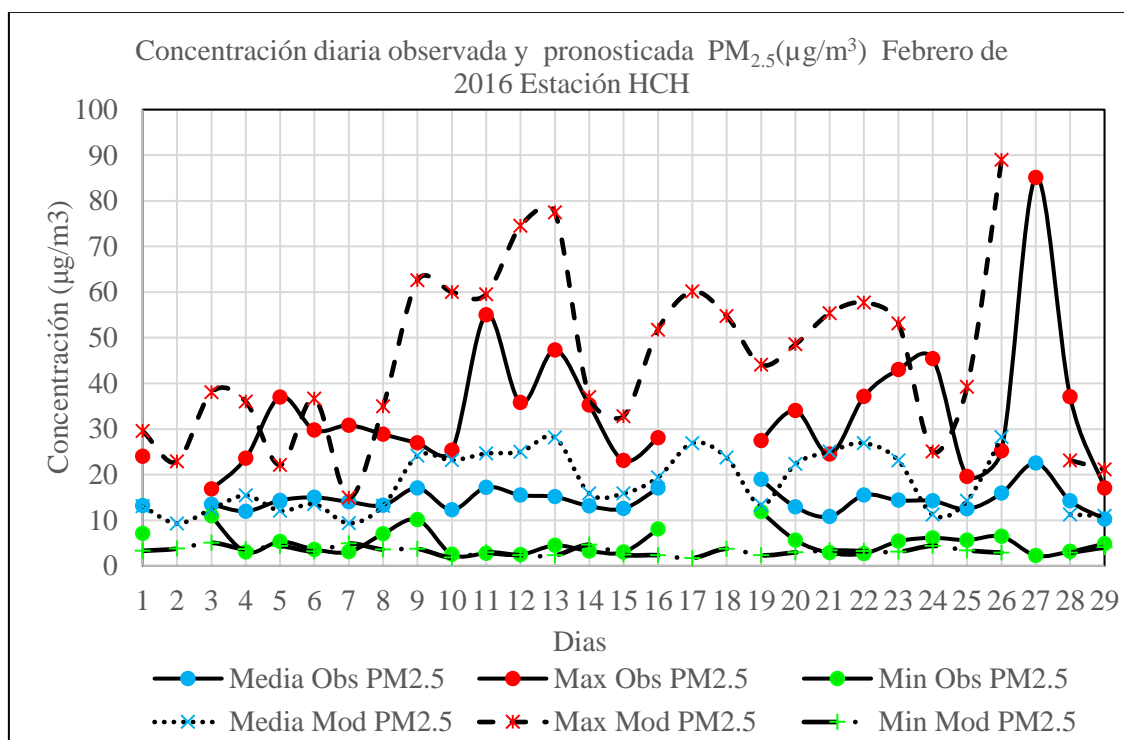


Figura 82. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.

Los rangos de variación de la concentraciones del modelo y observado variaron de [9.31 a 28.25 µg/m³] y [10.27 a 22.52 µg/m³] respectivamente. En un estudio realizado en la ciudad de Santiago de Chile se observa que el modelo sub y sobreestima la concentración media observada (PM_{2.5}, 24 h), el rango del modelo y observado varían de [5 a 190 µg/m³] y [10 a 155 µg/m³] respectivamente (Saide et al., 2011).

La figura 83 muestra las distribuciones diarias de las concentraciones media observada y pronosticada. El modelo sobrestima la amplitud observada desde el día 8 al 18, 20 al 23 y del 25 al 26. La máxima y mínima amplitud observada fueron de 38.99 y 3.8 µg/m³ y se produjeron los días 27 y 3 de febrero, mientras que la máxima y mínima amplitud del modelo fueron de 54.51 y 6.84 µg/m³ y se dieron los días 13 y 7 respectivamente. El factor que relaciona las concentraciones medias horarias de PM₁₀ y PM_{2.5} observadas varió de [3.86 a 7.99], con un valor promedio de 5.86 ± 1.14 , lo que indica que la concentración de PM₁₀ en

general es 5.86 veces mayor que el de $PM_{2.5}$ en esta zona, otros estudios muestran que este factor en la estación de verano varió de [1.18 a 2.13] (Deping et al., 2016). Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración diarias de $PM_{2.5}$ observada fueron de [3.02 a 13.05 $\mu g/m^3$] y [13.32 a 42.02 $\mu g/m^3$] respectivamente, mientras que estos valores para el modelo fueron de [0.86 a 6.12 $\mu g/m^3$] y [12.75 a 55.37 $\mu g/m^3$] respectivamente.

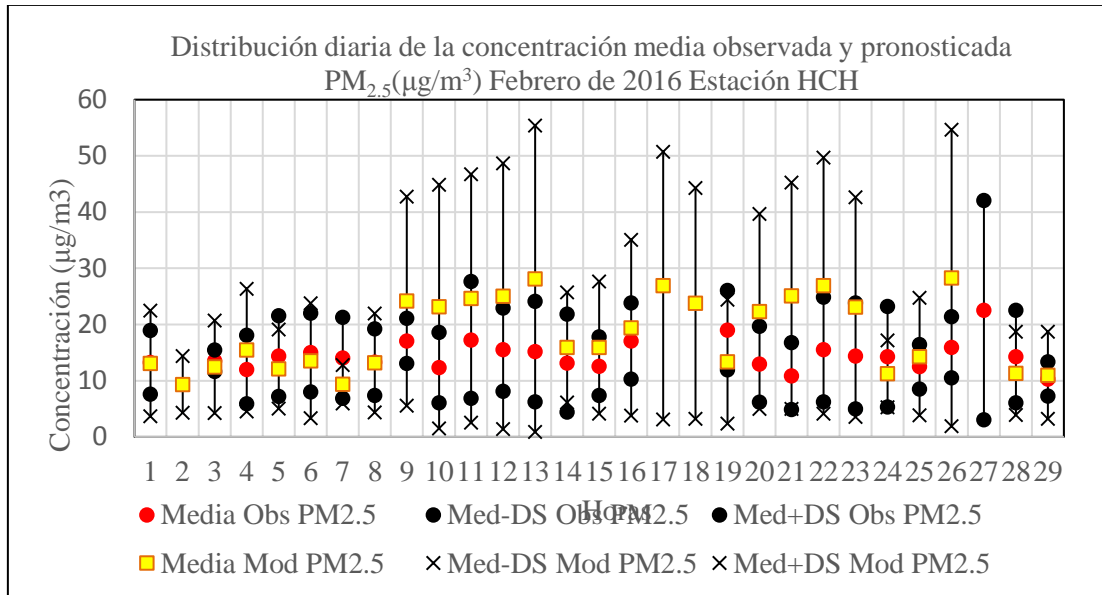


Figura 83. Distribución diaria de las concentraciones medias de $PM_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación HCH.

4.1.7 Puente Piedra (PPD): PM_{10} y $PM_{2.5}$

La figura 84 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{10} observados y pronosticados para la estación PPD. El perfil de valor medio observado, muestra el comportamiento del tráfico entre las 0:00 horas (101.56 $\mu g/m^3$) y 5:00 horas (69.43 $\mu g/m^3$), y un aumento de la concentración hasta las 10:00 horas debido a la activación del tráfico, y a esta hora muestra el primer pico relacionado con el aumento del flujo vehicular. De 10:00 a 16:00 horas (174.54 $\mu g/m^3$) hay un incremento de la concentración y alcanza su máximo valor promedio, posteriormente hay un descenso de la concentración hasta las 23:00 horas (116.69 $\mu g/m^3$). El comportamiento de este perfil de concentración no se ajusta después de las 10:00 horas al tráfico, esto podría ser consecuencia del tráfico intenso en el cono norte de Lima, sobre todo en las horas punta (<https://www.americatv.com.pe/noticias/actualidad/trafico-cono-norte-problema-nunca-acabar-n247511>), y al transporte de contaminantes de los alrededores o zonas alejadas por el aire. Factores meteorológicos tales como la dirección y velocidad del viento

contribuyen a esto. Por la zona de Puente Piedra circulan vehículos pesados, así como vehículos pesados de carga de 3 a 7 ejes tales como tráileres, semi trailers y camiones, que según el Informe Técnico N°4 de Flujo Vehicular por unidades de peaje del INEI de Abril de 2016 aumentó en 8.9 % comparado con lo registrado en febrero del año anterior. El valor medio superó el ECA ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) de 14:00 a 19:00 horas, lo que genera una disminución de la calidad del aire y que las personas estén expuestas en ciertas horas del día a niveles de PM elevados que afectan la salud pública.

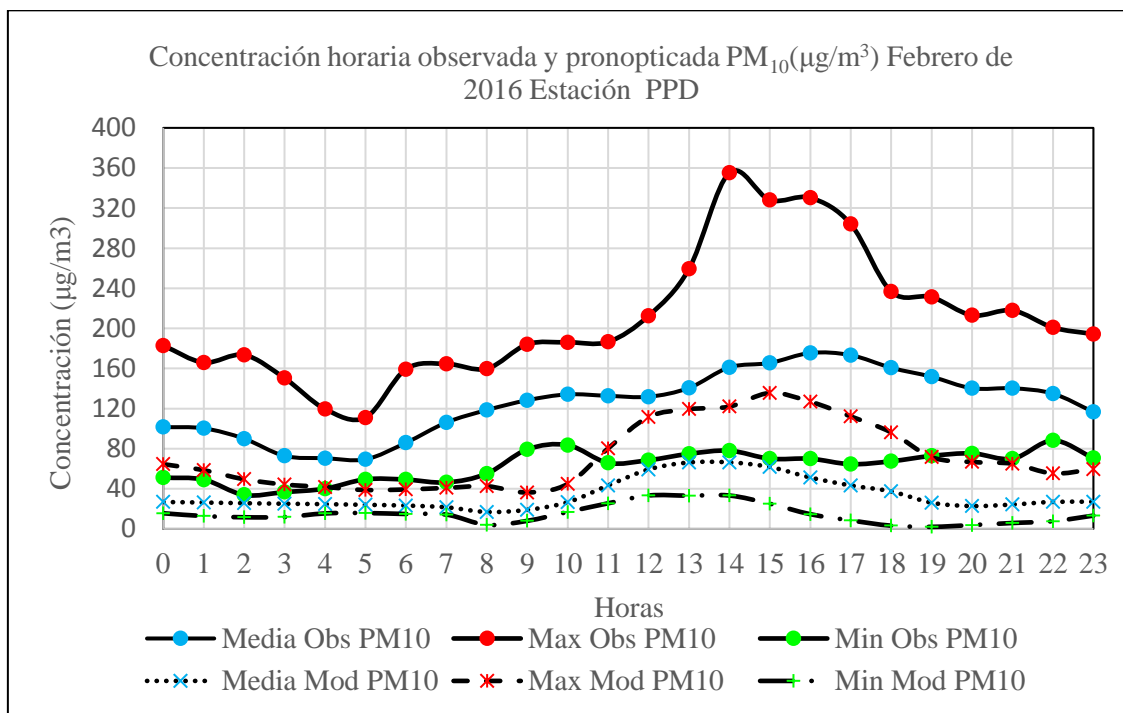


Figura 84. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.

El perfil de concentración de valores máximos observados prácticamente supera el ECA durante las 24:00 horas, alcanzando a las 14:00 horas su máximo valor de $355.30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

El perfil de valor medio del modelo subestima el valor observado las 24 horas. El modelo de 0:00 horas ($26.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a 8:00 horas ($16.92 \mu\text{g}/\text{m}^3$) muestra un descenso de la concentración, y un aumento continuo de la concentración hasta las 14:00 horas ($66.38 \mu\text{g}/\text{m}^3$), posteriormente un descenso hasta las 20:00 horas ($22.81 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y un ligero aumento hasta las 23:00 horas ($27.03 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Por lo descrito el modelo no captura las características del tráfico. Las diferencias mostradas entre lo observado y estimado, pueden provenir de la falta de emisiones de los procesos de erosión eólica y de la inexactitud del polvo

resuspendido inducido por el tráfico, de la formación de compuestos orgánicos secundarios, y en general, de la falta de conocimiento del proceso (Im et al., 2010).

La figura 85 muestra las distribuciones horarias de las concentraciones de valores medios observados y pronosticados de PM₁₀. Con respecto a los valores observados la menor amplitud de 37.82 µg/m³ se produjo a las 5:00 horas y la máxima de 169.54 µg/m³ a las 16:00 horas. Para los valores pronosticados, la menor y mayor amplitud fueron de 11.75 y 64.21 µg/m³ que se dieron a las 6:00 y 17:00 horas respectivamente. La amplitud de los valores medios del modelo subestima a la amplitud de valores medios observados, con un factor que varió en un rango de [0.18 a 0.67].

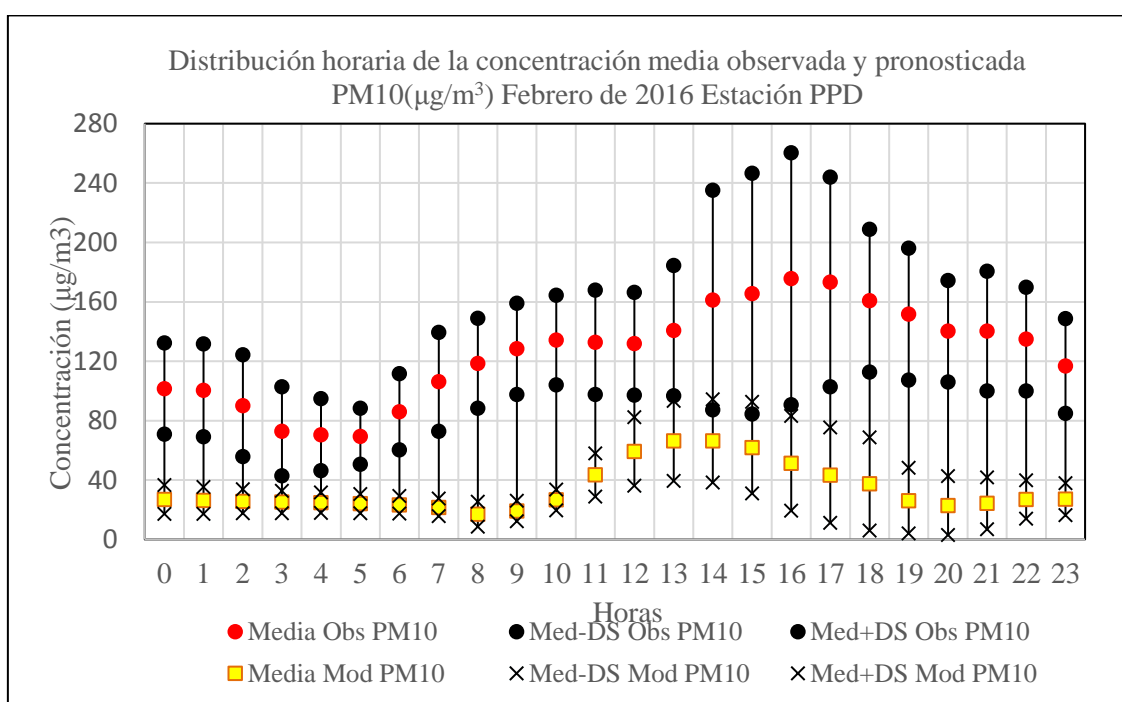


Figura 85. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.

Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración horarias de PM₁₀ observada fueron de [42.83 a 112.72 µg/m³] y [88.34 a 260.30 µg/m³] respectivamente, mientras que estos valores para el modelo fueron de [2.92 a 39.31 µg/m³] y [25.29 a 94.42 µg/m³] respectivamente.

La figura 86 muestra los perfiles diarios de concentraciones media, mínima y máxima de PM₁₀ observados y pronosticados. El perfil de concentración máxima observado muestra un comportamiento irregular, las concentraciones de PM₁₀ de valores medios de los días sábados (6 y 20) a domingos (7 y 21) muestran un descenso de -24.5 y -11.4 %, que

concuenda con la disminución del tráfico por ser el día domingo no laborable, sin embargo del día sábado 13 a domingo 14 hubo un incremento de PM_{10} de 7.1 % probablemente debido al transporte de contaminantes por el aire desde otras zonas. En esta zona el ECA ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 24h) es superado en cinco días por el perfil del valor medio, con un valor medio máximo de $171.85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que se registró el día 14. Para el modelo los porcentaje de variación de la concentración de los días sábados (6,13, 10 y 27) a domingos (7, 14, 21 y 28) fueron 18.15%, -7.16%, -13.91% y -1.77%. Los vehículos emiten varios gases tóxicos y partículas en la atmósfera, con la creciente preocupación por los problemas de salud respiratoria y bronquial, las partículas inhalables y respirables son de primordial importancia que necesitan ser evaluados y controlados (Gokhale, 2008).

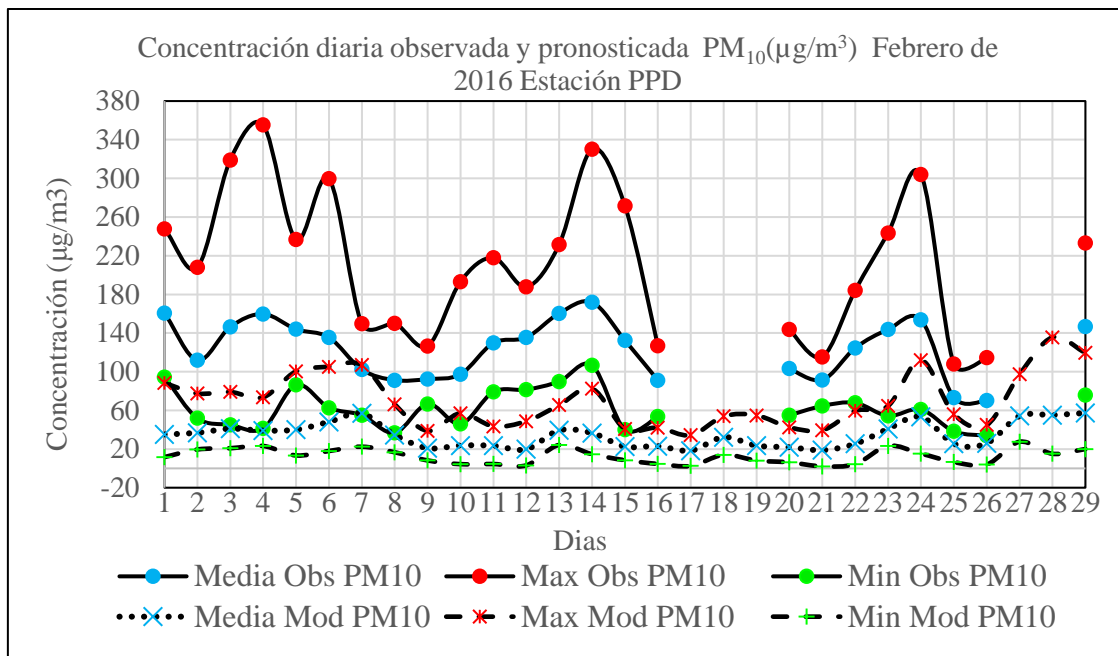


Figura 86. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.

El factor que relaciona la concentración media diaria pronosticada y observada varió en un rango de [0.15 a 0.56], un estudio similar con WRF-chem y PM_{10} muestra que este factor para los meses de enero y junio está comprendido entre [0.00 a 0.25] y [0.00 a 0.60] respectivamente (Dumitrache et al., 2016).

La figura 87 muestra las distribuciones diarias de las concentraciones de valores medios observados y pronosticados de PM_{10} . Con respecto a los valores observados la menor amplitud del valor medio fue de $33.53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se produjo el día 21 de febrero y la máxima de

166.46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ el día 4 de febrero. Para los valores pronosticados, la menor y mayor amplitud fueron de 16.36 y 86.08 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ que se dieron los días 9 y 29 de febrero respectivamente.

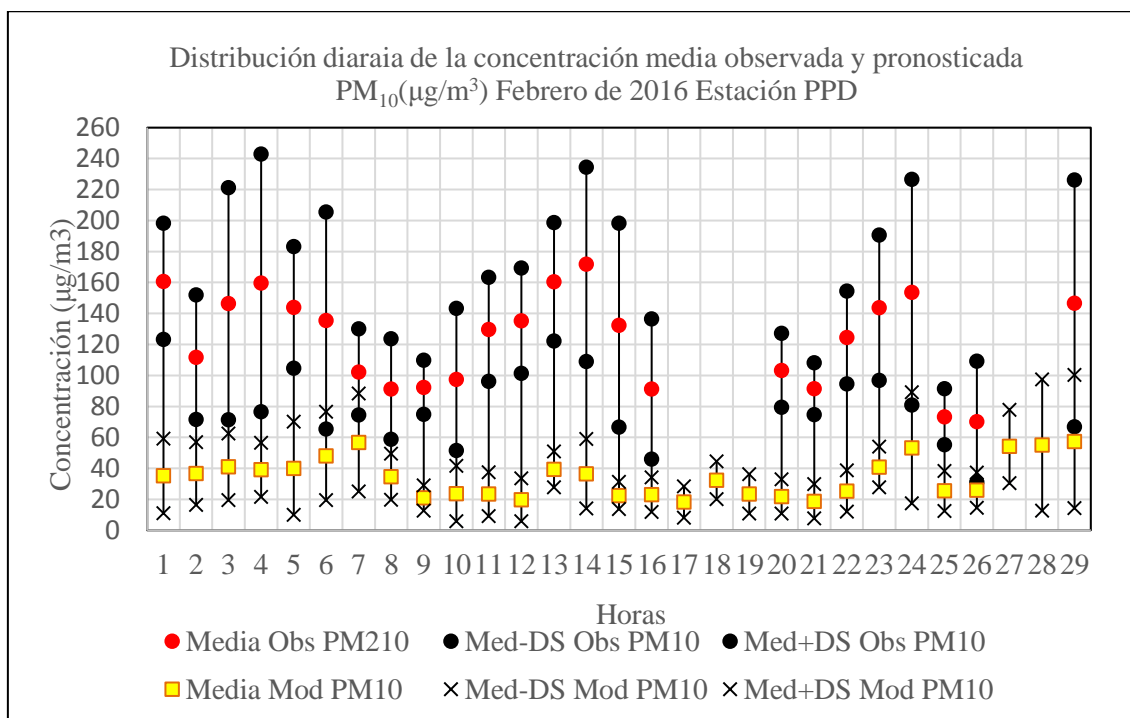


Figura 87. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.

La amplitud de los valores medios del modelo subestima y sobreestima la amplitud de valores medios observados, con un factor que varió en un rango de [0.13 a 1.14]. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración diarias de PM_{10} observada fueron de [31.21 a 123.29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [91.39 a 243.00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente, mientras que estos valores para el modelo fueron de [5.81 a 30.56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [28.41 a 100.39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente. En general la amplitud promedio horaria observada es superior al estimado con un factor de 2.4.

La figura 88 muestra los perfiles horarios de concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$ media, máximo y mínimo observado y pronosticado. Se observa que el perfil de concentración de valor medio entre las 0:00 horas (23.02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y 5:00 horas (22.18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) disminuye levemente, y aumenta en forma continua entre las 5:00 hasta las 10:00 horas (38.07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) respectivamente, mostrando el primer pico característico y el segundo pico relacionado con el tráfico se dió a las 21.00 horas. El perfil de concentración máximo supera el ECA las 24 horas y el perfil de valores medios lo superó desde las 8:00 horas hasta las 22:00 horas.

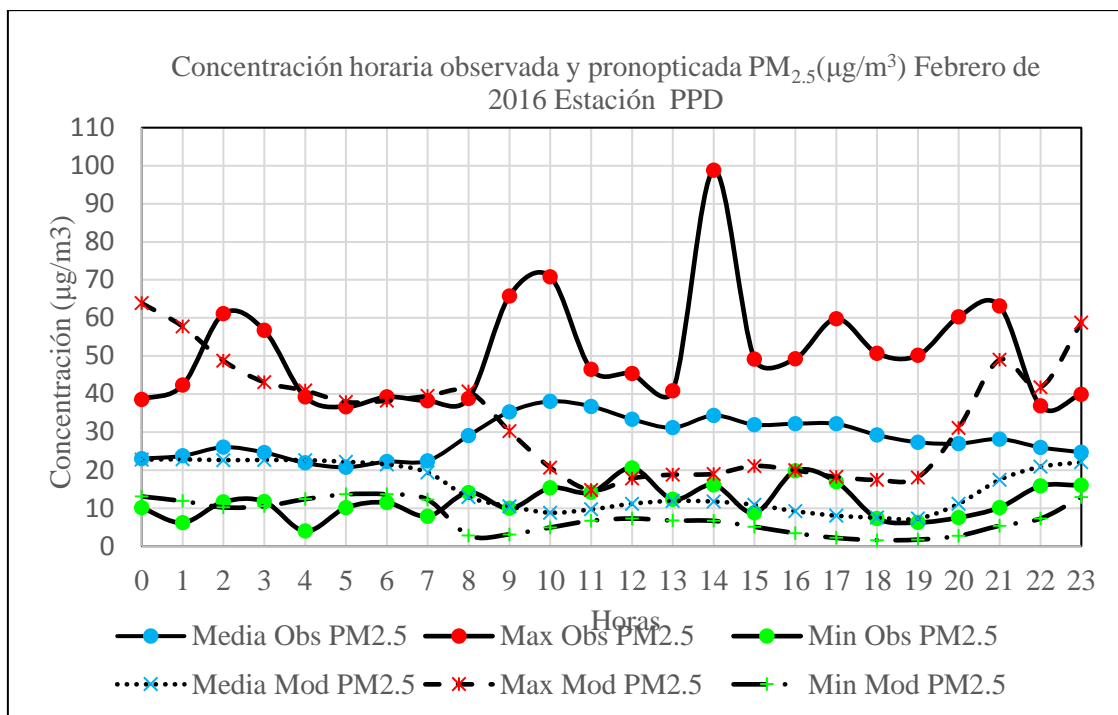


Figura 88. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.

La dispersión y el transporte de los contaminantes ocurren de manera simultánea y pueden ser afectados por variables meteorológicas. El modelo subestimó de 6:00 a 23.00 horas los datos observados y su perfil no muestra los picos del transporte y no captura el comportamiento del tráfico. En el rango de 0:00 a 6:00 horas el modelo sub y sobrestima la concentración observada. Errores en la estimaciones son consecuencia de las parametrizaciones de física, química y aerosoles del modelo usados, que funcionan de manera óptima para resoluciones horizontales de ~ 10 km.y más allá (Zhang et al., 2015 a). Ha sido bien estudiado que el material particulado a nivel del suelo con diámetro aerodinámicos $\leq 2.5\mu\text{m}$ tienen efectos adversos en la salud pública y que la exposición a niveles altos de PM 2.5 ha sido encontrado que incrementa considerablemente el riesgo en la salud en individuos que sufren de enfermedades cardiovasculares y respiratorias (Liu et al., 2017a)..

La figura 89 muestra las distribuciones horarias de las concentraciones media de PM_{2.5} observada y modelo. En general la amplitud promedio horaria observada es superior al estimado con un factor de 1.8. La máxima y mínima amplitud observadas fueron de 31.88 y 11.25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y se produjeron a las 14:00 y 22:00 horas respectivamente. La máxima y mínima amplitud del modelo fueron de 21.69 y 4.30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y se produjeron a las 21:00 y 11:00 horas

respectivamente. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de las concentraciones horarias de PM_{2.5} observada fueron de [11.70 a 28.53 µg/m³] y [28.68 a 50.29 µg/m³], mientras que estos valores para el modelo fueron de [2.48 a 15.23 µg/m³] y [11.76 a 33.23 µg/m³] respectivamente

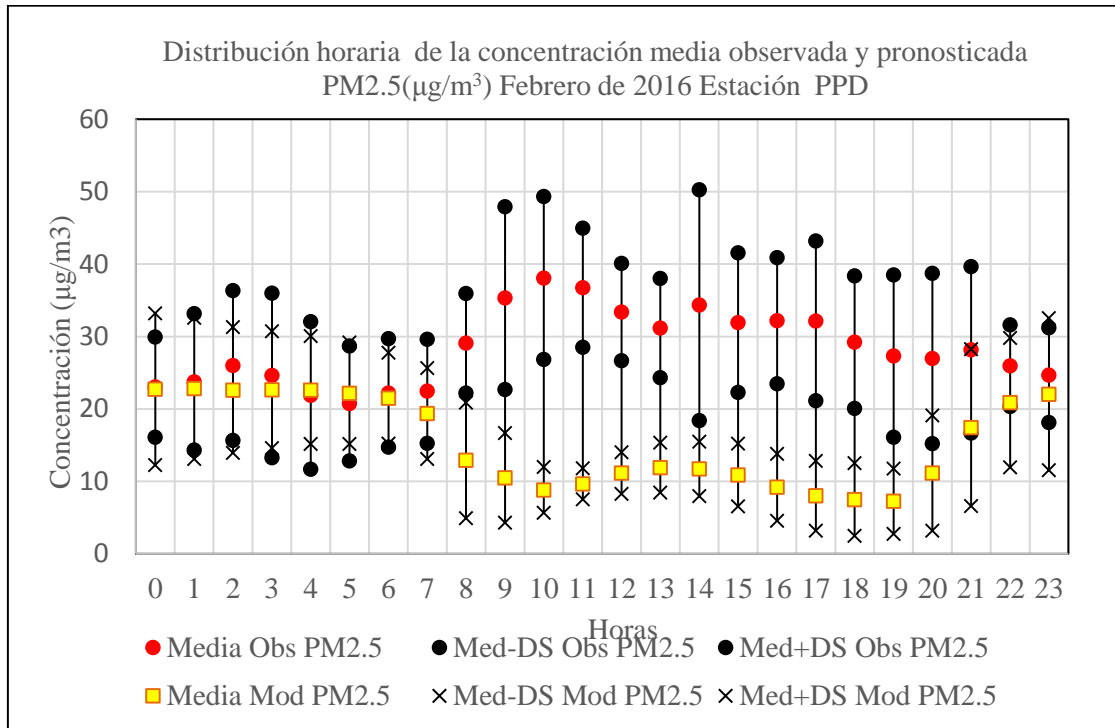


Figura 89. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.

El factor PM_{2.5}/PM₁₀ que relaciona las concentraciones medias horarias observadas varió de [0.18 a 0.34], con valor promedio de 0.24 ±0.05, esta relación es fuertemente influenciada por la humedad, será comparada con los valores obtenidos en el mes de julio. . Otros estudios muestran que este factor en la estación de verano varió de [1.18 a 2.13] (Deping et al., 2016) y en el invierno este factor varió entre [1.25 a 1.67] y en el verano y otoño este rango fue más alto (Qiu et al., 2016). La concentración de PM₁₀ supera en general con un factor de 4.4 la concentración de PM_{2.5}.

La figura 90 muestra los perfiles diarios de PM_{2.5} medio, máximo y mínimo observados y pronosticados. El perfil de valores máximos diarios observado supera el ECA 16 días del mes, y el máximo valor observado fue el día 4 de febrero (355.30 µg/m³). Además de los días sábados (6, 13 y 20) a domingos (7, 14 y 21) hay una disminución de la concentración de PM_{2.5} de -16.61 %, -1.71% y -11.60% respectivamente, por ser día no laborable con menos nivel de tráfico vehicular. Los días 17, 18, 19, 27 y 28 no hubo datos observados. El

perfil de concentración máximo, superó el ECA las 24 horas. El perfil del valor medio del modelo subestima a los valores medios observados las 24 horas. Para el modelo de los días sábados (6, 13, 20 y 27) a domingos (7, 14, 21 y 28) los porcentajes de variación de las concentraciones fueron de 1.34%, -33.52%, -11.19% y -18.98%. Los rangos de variación de las concentraciones medias del modelo y observado variaron de [9.69 a 25.18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y de [21.37 a 35.11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente.

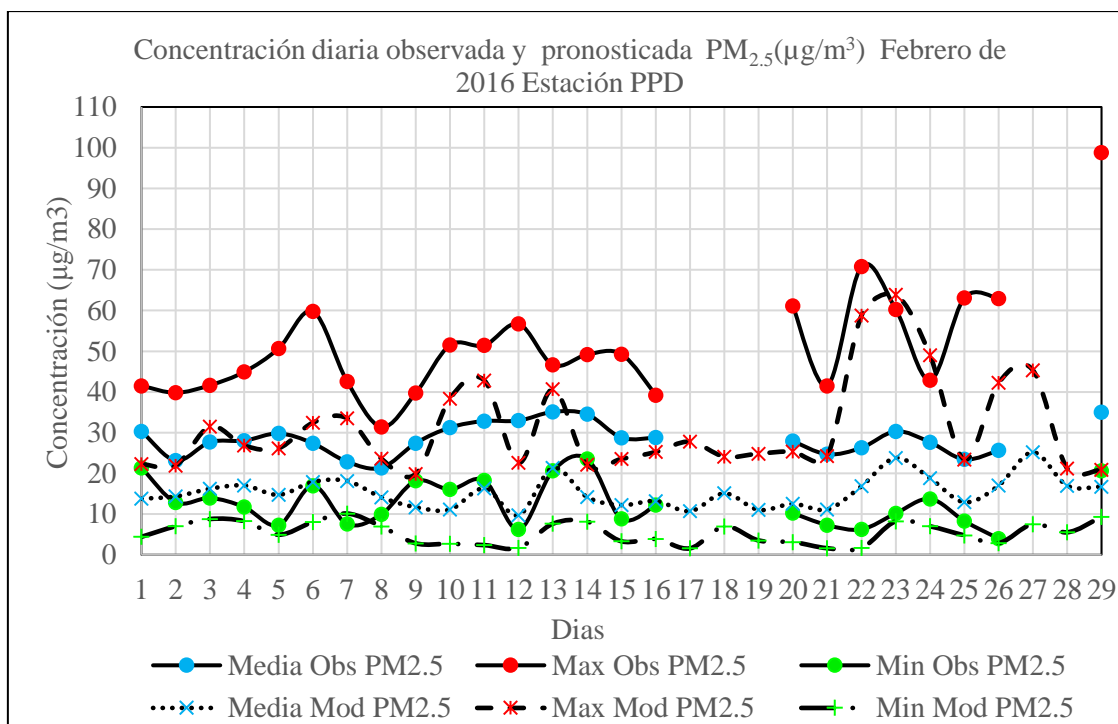


Figura 90. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de $\text{PM}_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.

La contaminación del aire es una mezcla compleja de gases y partículas cuyas fuentes y composición varían espacialmente y temporalmente. Mientras que cientos de compuestos químicos diferentes se pueden medir en el aire, los gobiernos típicamente miden solo un pequeño subconjunto de gases y partículas como indicadores de los diferentes tipos de contaminación del aire y los diferentes tipos de fuentes principales que contribuyen a la contaminación (IHME, 2018). El $\text{PM}_{2.5}$, es el predictor más consistente y robusto de mortalidad por enfermedades cardiovasculares, respiratorias y de otro tipo en estudios de exposición a la contaminación del aire a largo plazo (IHME, 2018).

La figura 91 muestra las distribuciones diarias de las concentraciones medias de $\text{PM}_{2.5}$ observada y pronosticada. El modelo sobrestima y subestima la amplitud observada, con un factor que varió de [0.33 a 1.61]. La máxima y mínima amplitud observadas fueron de 45.43

y $10.10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y se produjeron los días 29 y 1 de febrero. La máxima y mínima amplitud del modelo fueron de 32.36 y $8.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y se dieron los días 23 y 28 respectivamente. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración diarias de $\text{PM}_{2.5}$ observada fueron de $[8.86$ a $27.18 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[28.09$ a $57.72 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente, mientras que estos valores para el modelo fueron de $[0.64$ a $13.20 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[15.67$ a $39.97 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente.

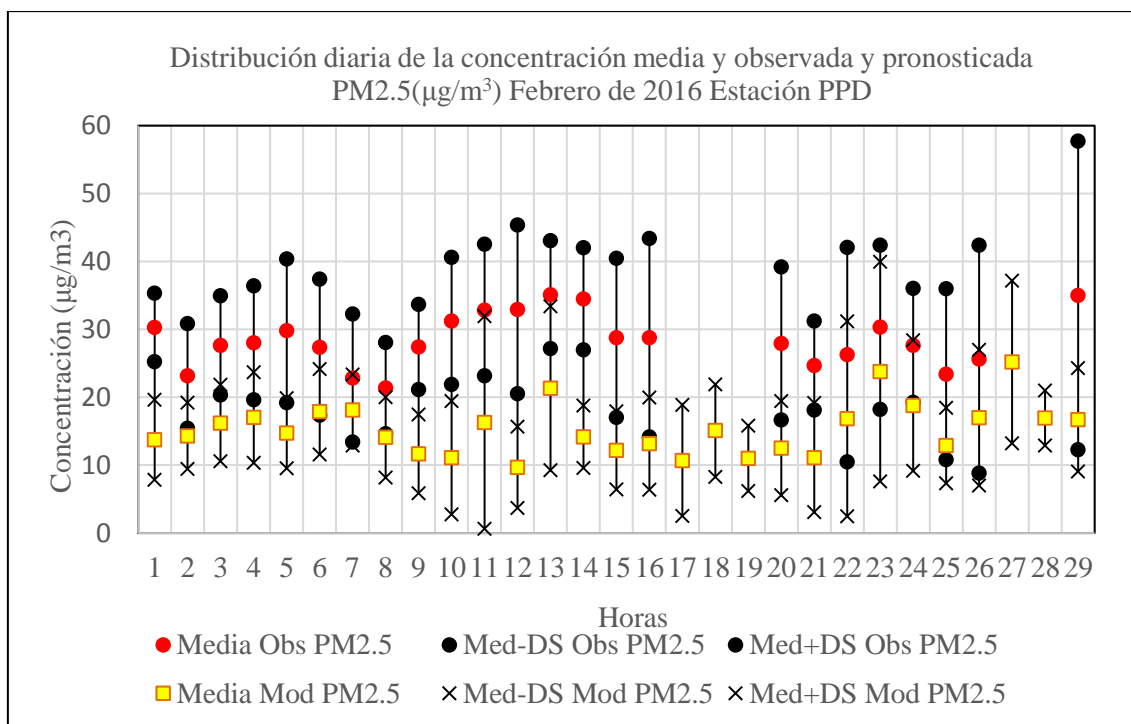


Figura 91. Distribución diaria de las concentraciones medias de $\text{PM}_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación PPD.

4.1.8 Estación San Martín de Porres (SMP): PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$

La figura 92 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{10} observados y pronosticados en la estación SMP. El perfil de valor medio observado, entre las 0:00 y 4:00 horas muestra un comportamiento que se relaciona con el comportamiento del tráfico vehicular, es decir hay un descenso de la concentración de 37.42 a $22.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$, de 5:00 horas ($23.08 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a 11:00 horas ($48.59 \mu\text{g}/\text{m}^3$) hay un incremento de la concentración de manera continua, esto se debe a la activación del transporte vehicular en la ciudad de Lima y se observa el primer pico relacionado con el transporte. Entre las 12:00 y 23:00 horas el perfil de concentración de valor medio disminuye de manera continua alcanzando un valor final de $41.01 \mu\text{g}/\text{m}^3$, segundo pico entre las 5:00 y 20:00 horas no se

nota. El perfil de valor medio no superó el ECA ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$), manteniéndose en el rango de $[22.42 \text{ a } 48.69 \mu\text{g}/\text{m}^3]$.

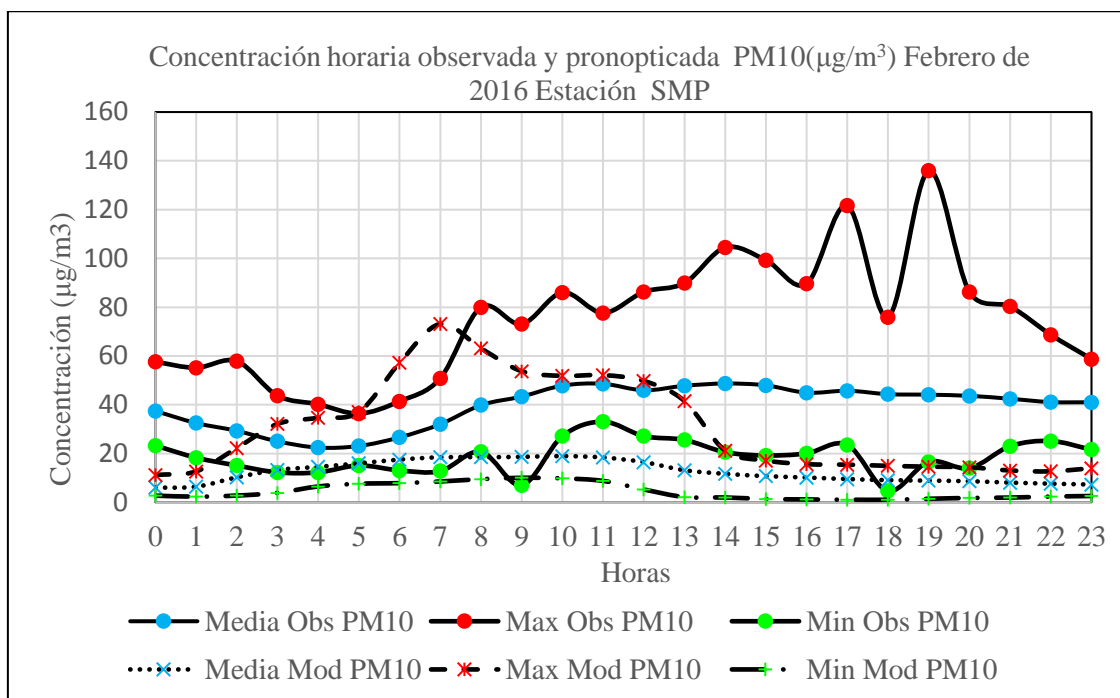


Figura 92. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.

El perfil de concentración máxima observado muestra un descenso de la concentración de 0:00 a 5:00 horas que esta de acuerdo con el comportamiento del tráfico vehicular, a las 8:00 horas una hora de máximo flujo vehicular la concentración alcanza un nivel de $79.97 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un valor máximo de $135.94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 19:00 horas, su rango de variación fue entre $[36.39 \text{ a } 135.94 \mu\text{g}/\text{m}^3]$. El perfil de concentración medio estimado varía en un rango de $[5.90 \text{ a } 18.94 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, y subestima al perfil de valor medio observado las 24 horas, con un factor que varió de $[0.27 \text{ a } 0.39]$, teniendo un valor máximo de $18.94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que se produce a las 10:00 horas. El modelo no muestra los picos en horas punta del transporte, no captura las características del transporte. El perfil de concentración máxima varió en un rango de $[36.39 \text{ a } 135.94 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y la del modelo de $[11.20 \text{ a } 73.12 \mu\text{g}/\text{m}^3]$. En esta zona el ECA (PM₁₀, $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) no es superado, sin embargo el máximo valor registrado esta próximo a este valor, lo que implica que las personas podrían estar expuestas y su salud verse afectada. Para mitigar estas consecuencia negativas, es esencial tener un mejor entendimiento de las fuentes de emisiones de contaminantes del aire y magnitudes, así como el transporte atmosférico y composición química sobre la región (Zhong et al., 2016). Por ejemplo, los estudios de emisiones en ruta han establecido que los vehículos diesel para servicio pesado (HDDV) o

emisores pesados contribuyen predominantemente hasta 50% de NO₂, 41% de NO_x, 51% de CO, 77% de carbono negro (BC), 70% de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y 60% de las emisiones de material particulado (Kyung et al., 2018).

En la madrugada, cuando la atmósfera es estable y los vientos débiles, las partículas se mantienen en suspensión y el aumento progresivo de la humedad relativa hasta aproximadamente las 5:00 horas ayuda a la disminución de las concentraciones de las partículas. Pasada esa hora, la disminución de la humedad relativa, el incremento de la temperatura y el aumento de la actividad vehicular favorecen que las partículas en suspensión aumenten (SENAMHI, 2014b). En el año de 2014, la concentración máxima registrada en esta zona fue de 60.3 µg/m³ (SENAMHI, 2014b) que representa 2.3 veces con relación al 2016, la degradación de la calidad del aire de esta zona tiene muchos factores tales como incremento diario de vehículos, actividad comercial, otros factores son las características geográficas y meteorológicas (SENAMHI 2014b). Hay varios aspectos de la simulación que contribuyen a la sobre o sub estimación de los datos observados, una es que el modelo simula para un año determinado, haciendo uso de un inventario de emisiones de otros años (Amnuaylojaroe et al., 2014).

La figura 93 muestra las distribuciones horarias de las concentraciones de valores medios observados y pronosticados de PM₁₀. Con respecto a los valores observados la menor amplitud de 11.45 µg/m³ se produjo a las 5:00 horas y la máxima de 43.57 µg/m³ a las 19:00 horas. Para los valores pronosticados, la menor y mayor amplitud fueron de 5.13 y 22.89 µg/m³ que se dieron a las 0:00 y 7:00 horas respectivamente. La amplitud de los valores medios del modelo subestima a la amplitud de valores medios observados. Mecanismos complejos influyen en la dispersión de los contaminantes tales como la topografía, variaciones del clima del lugar así como la dirección del viento. En esta zona la dirección del viento a partir de velocidades zonal y meridional pronosticadas fue de 169 grados (sur) con una intensidad de 3.73 m/s.

Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de la concentración horarias de PM₁₀ observada fueron de [16.47 a 35.51 µg/m³] y [28.38 a 67.81 µg/m³] respectivamente, mientras que estos valores para el modelo fueron de [3.26 a 9.79 µg/m³] y [8.55 a 29.90 µg/m³] respectivamente.

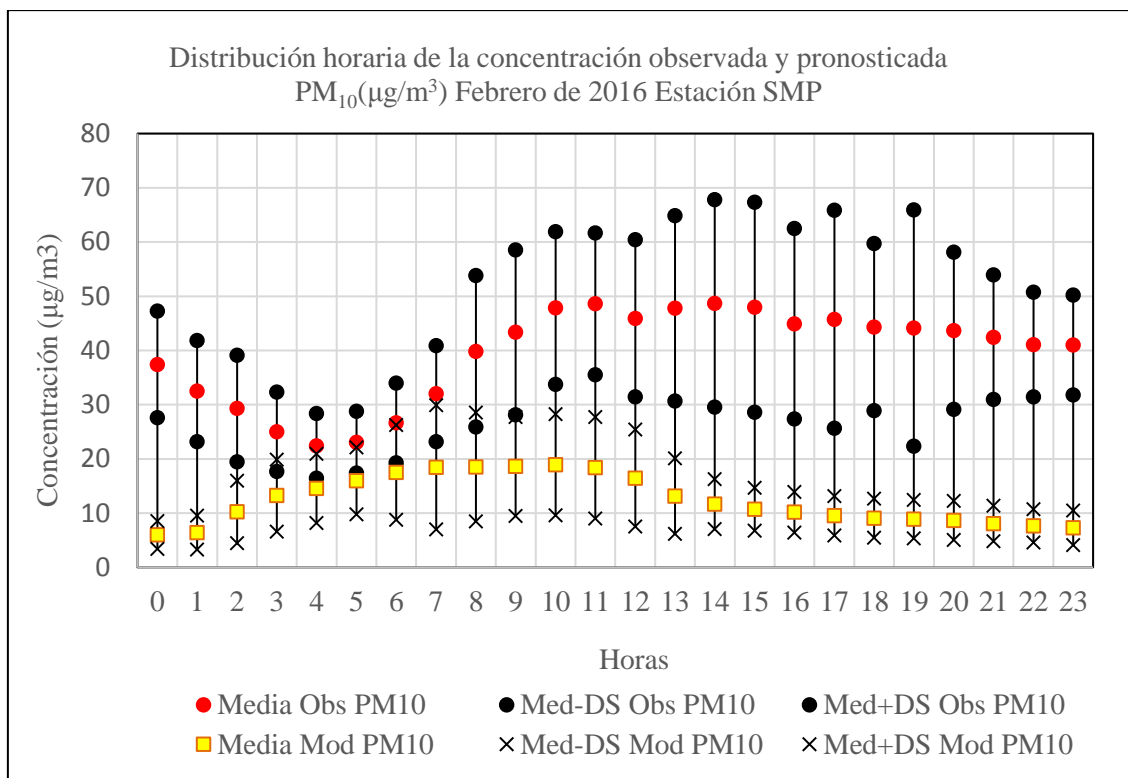


Figura 93. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.

La figura 94 muestra los perfiles diarios de concentraciones media, mínima y máxima de PM₁₀ observados y pronosticados. El perfil de concentración máxima observado muestra un comportamiento irregular, se observa que del día sábado 6 a domingo 7 hay un descenso de la concentración de PM₁₀ de -31.49 %, que concuerda con la disminución del tráfico por ser día no laborable, sin embargo de los días sábados (13, 20 y 27) a domingos (14, 21 y 28) se produce un incremento de la concentración de 4.15, 22.94 y 51.21 % respectivamente, que probablemente se debe al transporte de contaminantes por el aire desde otras zonas. La máxima concentración registrada fue de 135.94 µg/m³. El perfil de concentración máximo pronosticado subestima en todo momento al perfil de concentración máximo observado. El perfil de concentración de valores medios observados de los días sábados (6, 13, 20 y 27) a domingos (7, 14, 21 y 28) muestran un descenso de las concentraciones, con porcentajes de 14.05, 9.42, 9.04 y 18.30 % respectivamente. Estos porcentajes para el modelo fueron de 33.93%, -22.34%, 1.61 y -54.38%. En esta zona el ECA (150 µg/m³, 24h) no fue superado, su valor medio máximo fue de 56.06 µg/m³ que se registró el día sábado 27.

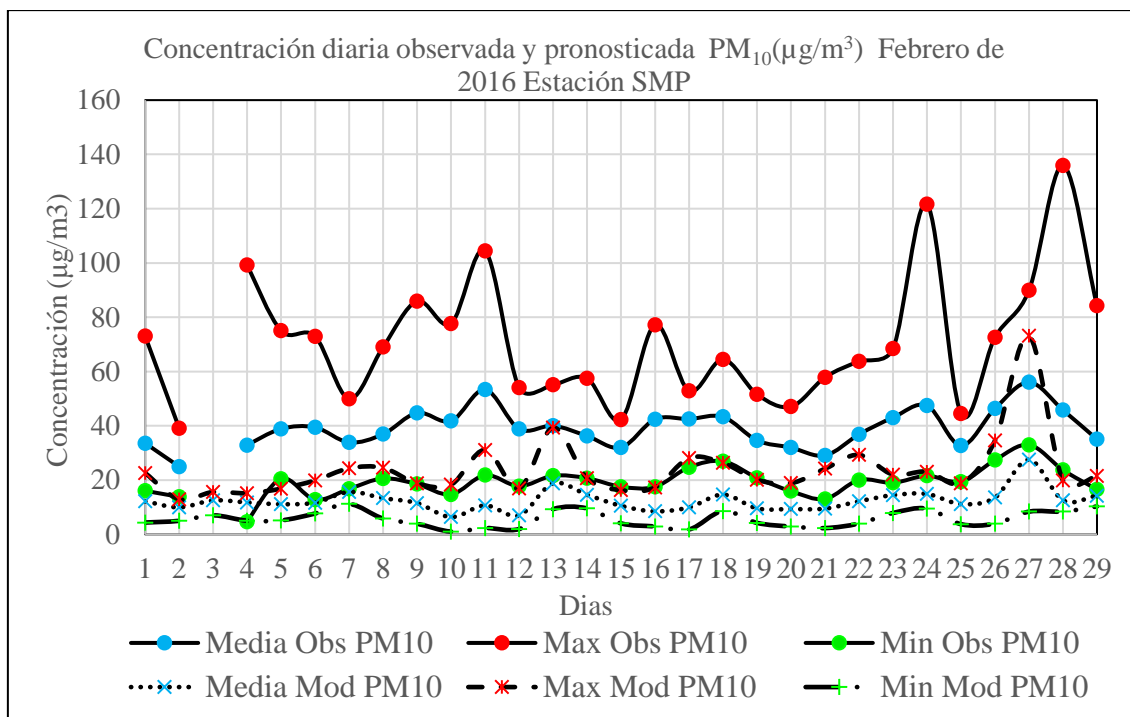


Figura 94. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.

El factor que relaciona las concentraciones media diaria pronosticada y observada varió en un rango de [0.15 a 0.49], un estudio similar con WRF-chem y PM₁₀ muestra que este factor para los meses de Enero y Junio está comprendido entre [0.00 a 0.25] y [0.00 a 0.60] respectivamente (Dumitrache et al., 2016). Los rangos de variación de las concentraciones promedio diario de PM₁₀ pronosticado y observado fueron de [6.38 a 27.53 µg/m³] y [25.00 a 56.06 µg/m³] respectivamente. Otros estudios muestran que el modelo sub y sobreestimó la concentración media observada (PM₁₀, 24 h), los rangos del modelo y observado variaron de [10 a 380 µg/m³] y [10 a 300 µg/m³] respectivamente (Saide et al., 2011).

La figura 95 muestra las distribuciones diarias de las concentraciones de valores medios observados y pronosticados de PM₁₀. Con respecto a los valores observados la menor amplitud de 13.18 µg/m³ se produjo el día 25 y la máxima de 51.22 µg/m³ el día 28. Para los valores pronosticados, la menor y mayor amplitud fueron de 4.23 y 43.11 µg/m³ que se dieron los días 2 y 27 respectivamente. La amplitud de los valores medios del modelo subestimó a la amplitud de valores medios observados, con un factor que varió de [0.12 a 1.36].

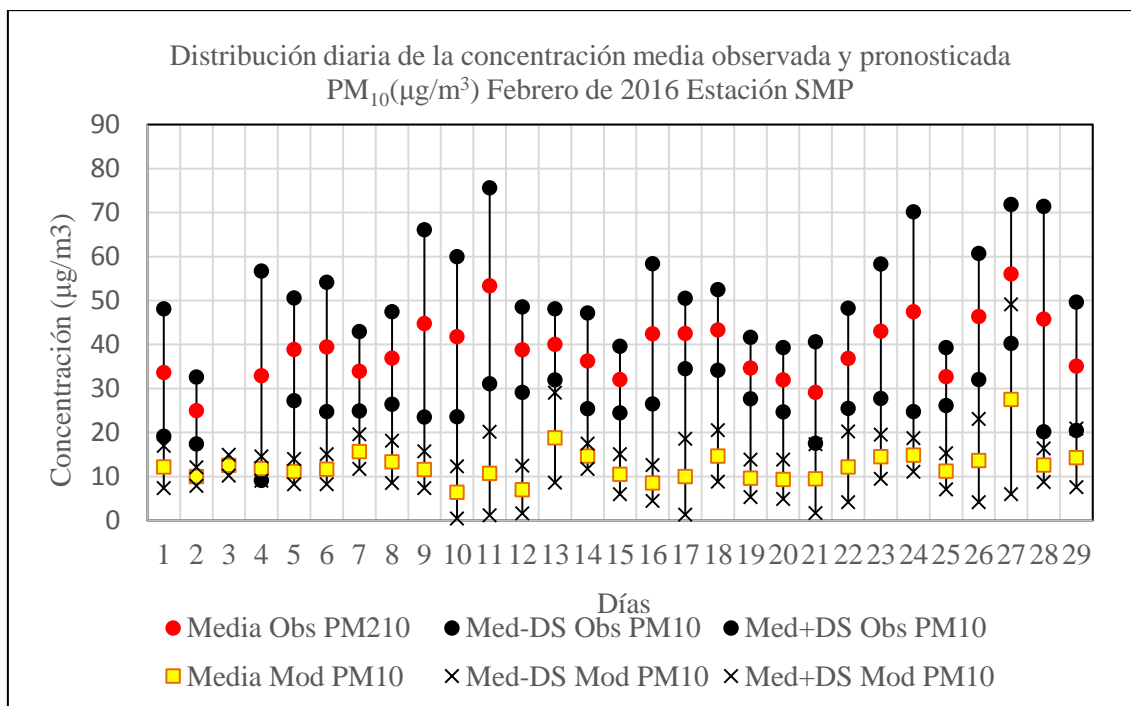


Figura 95. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.

La figura 96 muestra los perfiles horarios de concentraciones de PM_{2.5} media, máximo y mínimo observado y modelado. El perfil de concentración de valor medio observado entre las 0:00 horas (12.77 µg/m³) y 5:00 horas (8.33 µg/m³) disminuye y luego incrementa alcanzando un valor pico a las 11:00 horas (17.71 µg/m³), a las 17:00 horas (10.38 µg/m³) alcanza su mínimo valor y un segundo pico de observa a las 22:00 horas (14.45 µg/m³). El perfil de concentración de valores medios del modelo aumenta de 0:00 horas (7.76 µg/m³) a 6:00 horas (13.61 µg/m³), este valor es el primer pico en relación al tráfico, luego se observa un descenso continuo de la concentración hasta las 17:00 horas (1.98 µg/m³) y un aumento continuo de la concentración se da hasta las 23:00 horas, por lo que no se muestra el segundo pico de horas punta del tráfico. El perfil de concentración promedio del modelo entre las 3:00 y 7:00 horas sobreestima los datos observados y lo subestima de 8:00 a 22:00 horas. El modelo no captura el comportamiento del tráfico.

El perfil de concentración máximo observado muestra un comportamiento irregular con un registro máximo de 36.99 µg/m³ registrado a las 15:00 horas, y superó once veces el valor del ECA 25 µg/m³ entre las 8:00 y 22:00 horas. El valor máximo registrado superó al ECA y WHO (25 µg/m³) con un factor de 1.48, mientras que en otras ciudades como Beijing y Shanghai este factor es de 10 y 6 en relación a WHO (Chan y Yao 2008). Una buena estimación de las emisiones de gases precursores de aerosoles y aerosoles primarios en los

inventarios de emisiones es crucial para estimar los impactos de los aerosoles sobre la calidad del aire y el cambio climático y evaluar estrategias de reducción coherentes (de Meij et al., 2006).

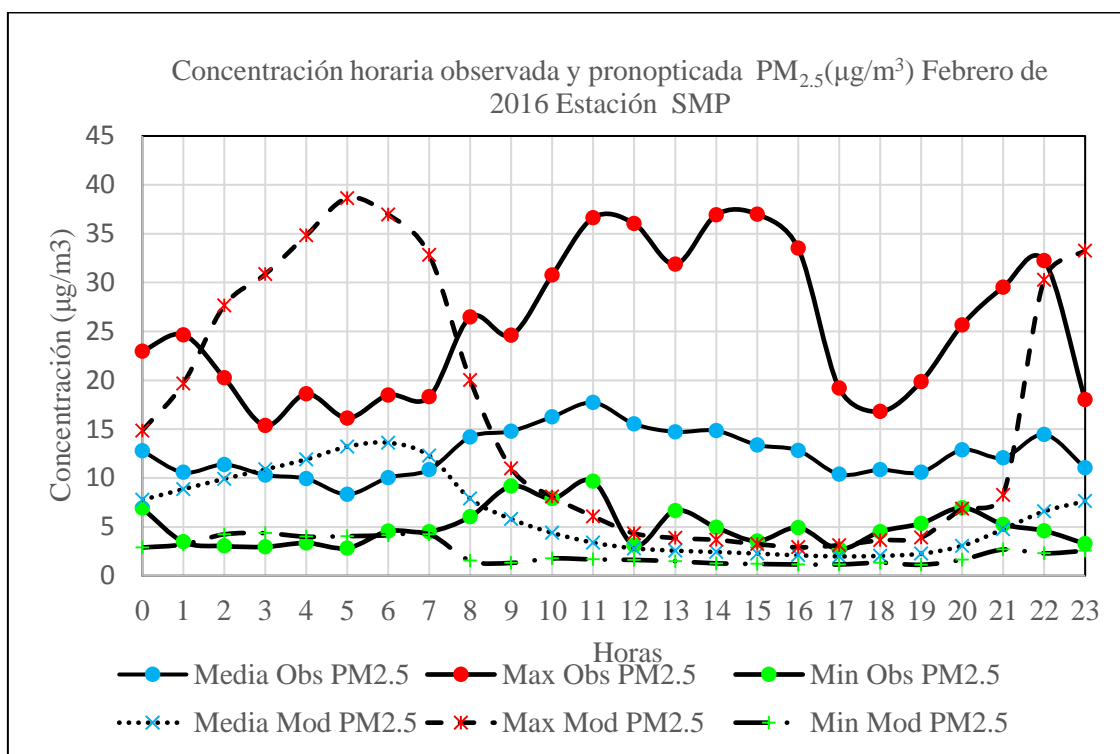


Figura 96. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.

Otras razones que pueden influir en una mala estimación, es la falta de una buena representación de la meteorología local, tales como los patrones de viento, altas presiones de una dirección determinada pueden influir en la dispersión de los contaminantes. Por ejemplo en la ciudad Beijing la calidad del aire limpio fue relacionado a las altas presiones de oeste a noroeste (Xu et al., 2016b). En general la concentración promedio de PM₁₀ superó con un factor de 3.2 a la de PM_{2.5}.

La figura 97 muestra las distribuciones horarias de las concentraciones de valores medios observados y pronosticados de PM_{2.5}. Con respecto a los valores observados la menor amplitud de 5.96 µg/m³ se produjo a las 5:00 horas y la máxima de 17.33 µg/m³ a las 14:00 horas. Para los valores pronosticados, la menor y mayor amplitud fueron de 0.89 y 16.97 µg/m³ que se dieron a las 17:00 y 6:00 horas respectivamente. La amplitud de los valores medios del modelo subestimó la amplitud de valores medios observados con un factor que varió en un rango de [0.15 a 0.98]. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de

la concentración horarias de PM_{2.5} observads fueron de [4.98 a 10.92 µg/m³] y [11.31 a 24.57 µg/m³] respectivamente, mientras que estos valores para el modelo fueron de [1.16 a 5.12 µg/m³] y [2.42 a 22.09 µg/m³] respectivamente.

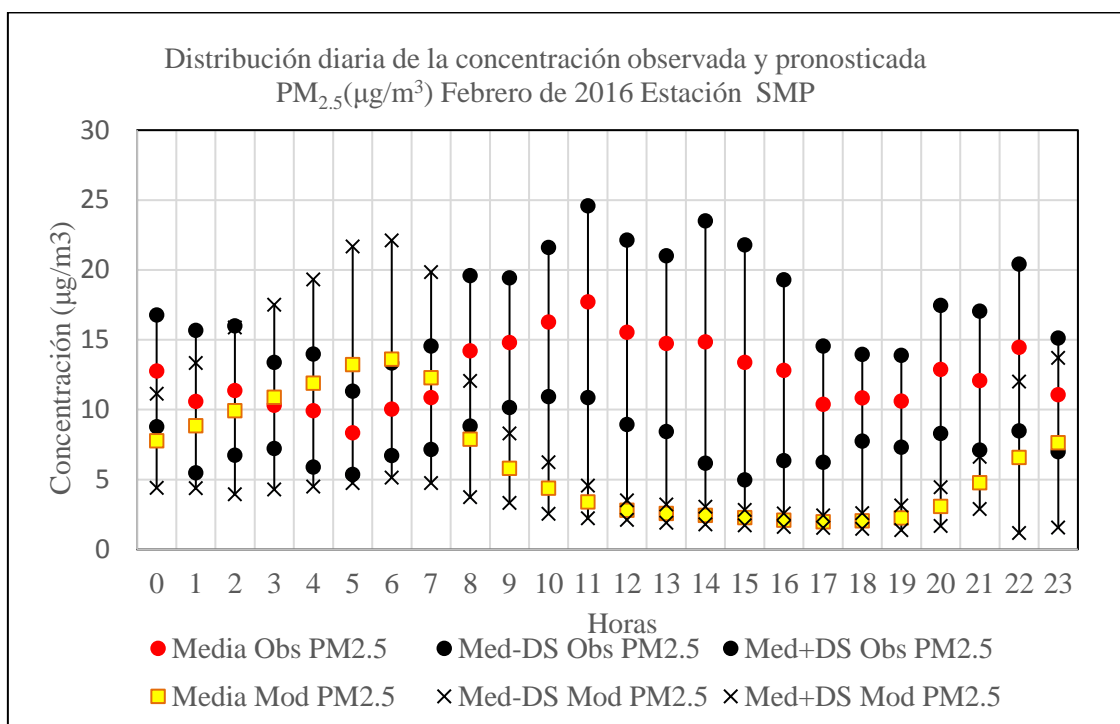


Figura 97. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.

La figura 98 muestra los perfiles diarios de PM_{2.5} medio, máximo y mínimo observados y pronosticados. Los días 1, 2, 3 y 4 no hubo medidas observadas. El perfil de concentración del valor medio observado y del modelo variaron en rangos de [9.73 a 17.16 µg/m³] y de [3.17 a 13.26 µg/m³], lo que indica que el modelo subestima los valores observados. El perfil de valor medio observado muestra un incremento de 19.94 % de la concentración del día sábado (6) a domingo (7), debido probablemente al transporte de contaminantes por el aire, mientras que de los días sábados (13, 20 y 27) a domingos (14, 21 y 28) hay una disminución de las concentraciones de PM_{2.5} de -39.98 %, -13.15 % y -25.64 % respectivamente, probablemente por ser día no laborable con menos nivel de tráfico vehicular. El modelo sólo muestra un descenso de la concentración del sábado (13) a domingo (14) de -59.31%. El perfil de valores máximos diarios observado superaron el ECA (25 µg/m³) durante 9 días del mes, debido a lo cual la salud de las personas podría verse afectada y el máximo valor observado fue el día 9 de febrero (36.99 µg/m³). El perfil de valores máximos diarios del modelo superó el ECA 4 días. El modelo subestimó y sobrestimó los valores máximos.

A pesar de mejoras significantes en la calidad del combustible y la tecnología de los motores, los ambientes urbanos actuales están principalmente dominados por emisiones del tráfico vehicular. Actualmente se reconoce que muchas de las sustancias emitidas directamente por vehículos en la atmósfera o indirectamente producidos a través de reacciones fotoquímicas representa un serio peligro para la salud humana (Vardoulaki et al., 2003). El objetivo principal de la reducción de la contaminación es proteger la salud humana, pero hay aún mucho debate acerca de los efectos específicos en la salud.

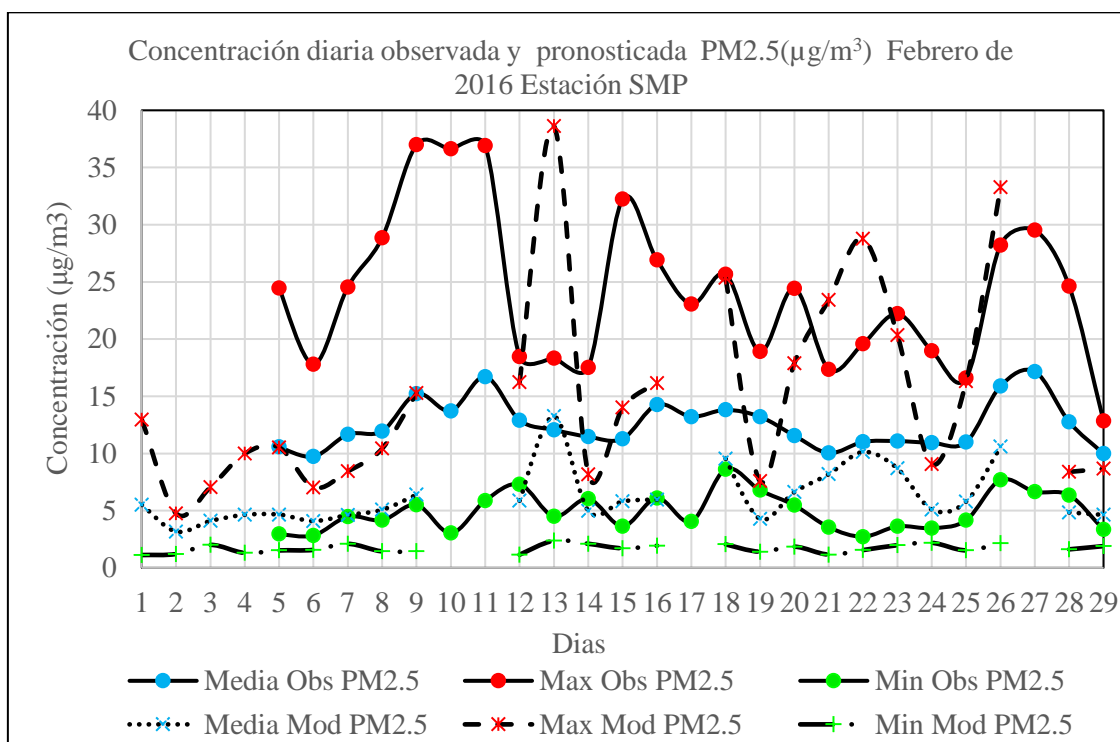


Figura 98. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.

El material particulado puede tomar muchas formas, incluyendo cenizas y polvo y gases de escape de vehículos a motor es una fuente principal. Las partículas más pequeñas se cree ampliamente causan el mayor daño desde que ellos son profundamente inhalados dentro del pulmón y puede posiblemente entrar en el torrente sanguíneo (Currie et al., 2009).

Como cualquier modelo matemático de un sistema natural, un modelo climático es una simplificación. El grado de simplificación aceptada determina la complejidad del modelo y restringe la aplicabilidad del modelo para ciertas preguntas. Las soluciones de los modelos climáticos dependen fundamentalmente de la elección exacta de las parametrizaciones (Stocker, 2014).

La figura 99 muestra las distribuciones diarias de las concentraciones de valores medios observados y pronosticados de PM_{2.5}. Con respecto a los valores observados la menor amplitud de 4.43 µg/m³ se produjo el día 29 y la máxima de 19.53 µg/m³ el día 9. Para los valores pronosticados, la menor y mayor amplitud fueron de 2.37 y 26.26 µg/m³ que se dieron los días 2 y 13 respectivamente.

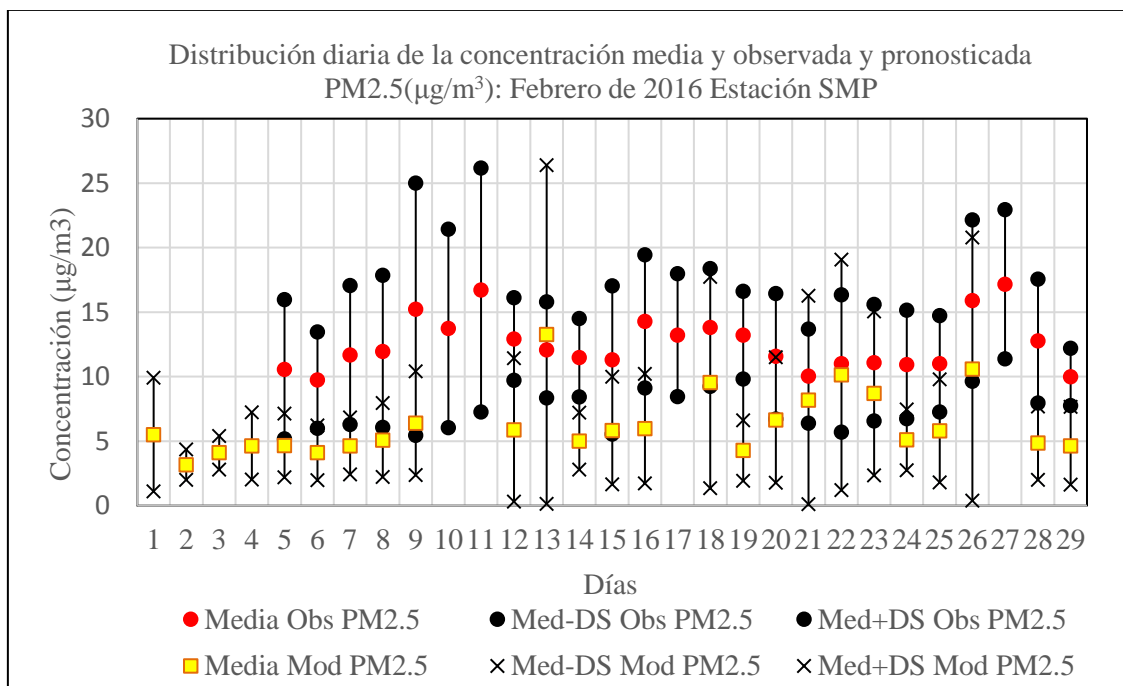


Figura 99. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SMP.

El factor que relaciona las concentraciones medias horarias de PM₁₀ y PM_{2.5} observadas varió de [2.26 a 4.41], con un valor promedio de 3.16 ± 0.55 , lo que indica que la concentración de PM₁₀ es 3 veces mayor a la de PM_{2.5} en esta zona, otros estudios muestran que este factor en la estación de verano varió de [1.18 a 2.13] (Deping et al., 2016) (Qiu et al., 2016).

4.1.9 Estación Villa María del Triunfo (VMT): PM₁₀ y PM_{2.5}

La figura 100 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observados y pronosticados en la estación VMT. El perfil de concentración máximo observado muestra un comportamiento irregular, y durante las 24 horas superó el ECA (150 µg/m³), con un rango de concentración que varió de [197.75 a 691.01 µg/m³], con un factor que varió de [3.96 a 13.82] con respecto a (WHO 50 µg/m³, 2016) en un rango de [1.32 a 4.61] con respecto al ECA(15050 µg/m³).

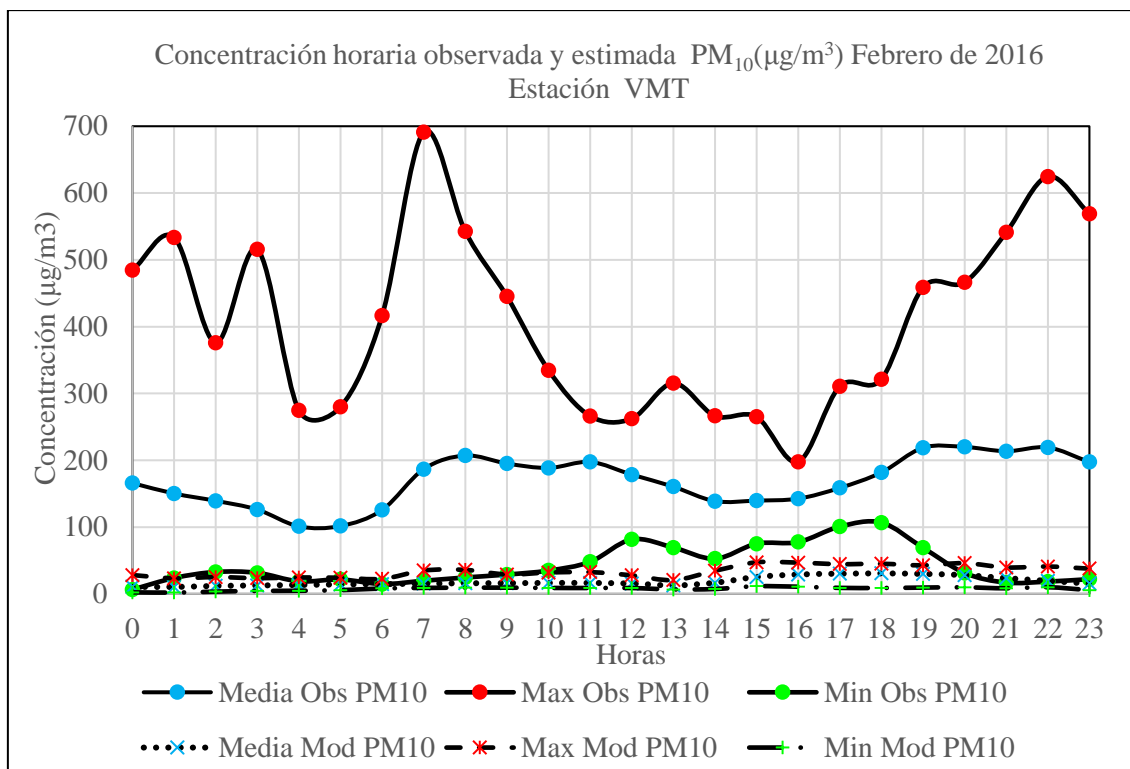


Figura 100. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación VMT.

El perfil de valor medio observado, entre las 0:00 y 4:00 horas muestra un comportamiento que se relaciona con el comportamiento del tráfico vehicular, es decir hay un descenso de la concentración de 165.79 a $101.02 \mu g/m^3$, lo que representa una reducción de 39.07% en ese lapso de tiempo. Sin embargo de 5:00 horas ($101.53 \mu g/m^3$) a 8:00 horas ($207.08 \mu g/m^3$) hay un incremento de 104% en el nivel de concentración, que superó el ECA, y muestra el primer pico relacionado al tráfico vehicular a las 8:00 horas, esto se debe a la activación del transporte vehicular en la ciudad de Lima. Entre las 7:00 y 13:00 horas y después de las 17:00 el valor medio superó el ECA. El segundo pico relacionado al transporte se dio a las 19:00 horas ($218.70 \mu g/m^3$). La concentración media varió en un rango de [101.02 a $219.16 \mu g/m^3$]. Industrias pesadas como las cementeras que hay una en esta zona, contribuyen con una amplia variedad de contaminantes tales como material particulado (Ahmad et al., 2013).

Por lo descrito este perfil sigue las características del transporte, y las normas (ECA, $150 \mu g/m^3$; WHO, $50 \mu g/m^3$) son superados ampliamente. El Material particulado ha sido asociado con resultados cardiopulmonares adversos en múltiples ciudades (Tovalin et al., 2003; WHO, 2016). Cuanto mayor sea la velocidad del viento, mayor será la dilución de los contaminantes y menor será la concentración de contaminantes.

El perfil de concentración medio estimado no sigue el comportamiento del tráfico, y varió en un rango de [10.34 a 30.63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] subestimando al perfil de valor medio observado con un factor que varió de 0:00 a 23:00 horas en un rango de [0.10 a 0.14]. No muestra ningún pico en relación al transporte de horas punta, pues su perfil es casi lineal.

Las fuentes móviles contribuyen con un 50% o más en las concentraciones de material particulado en las áreas urbanas (MINAM, 2014; WHO, 2015). Los sesgos dependen de varios factores tales como el inventario de emisiones usado, la resolución horizontal y parametrizaciones de la turbulencia de capa límite planetaria (Tuccella et al., 2012).

La figura 101 muestra la distribución horaria de la concentración de valores medios observados y pronosticados de PM_{10} . Con respecto a los valores observados la menor y mayor amplitud fueron de 69.98 y 283.02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y se produjeron a las 16:00 y 22:00 horas respectivamente, para los valores pronosticados estos valores fueron de 7.31 y 18.06 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y se dieron a las 13:00 y 16:00 horas.

Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de las concentraciones horarias de $\text{PM}_{2.5}$ observada fueron de [13.95 a 145.49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [160 a 360.62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$], mientras que estos valores para el modelo fueron de [4.08 a 22.31 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [22.31 a 38.95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente.

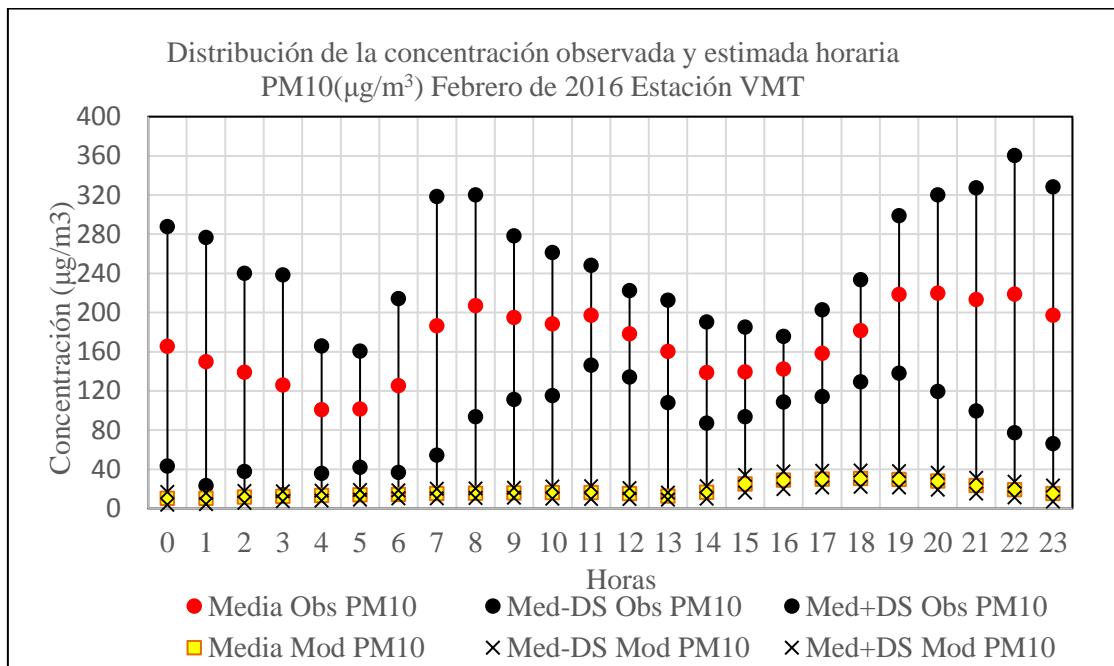


Figura 101. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación VMT.

La figura 102 muestra los perfiles diarios de PM₁₀ medio, máximo y mínimo observados y pronosticados. Los días 9, 10 y 11 no hubo medidas observadas.

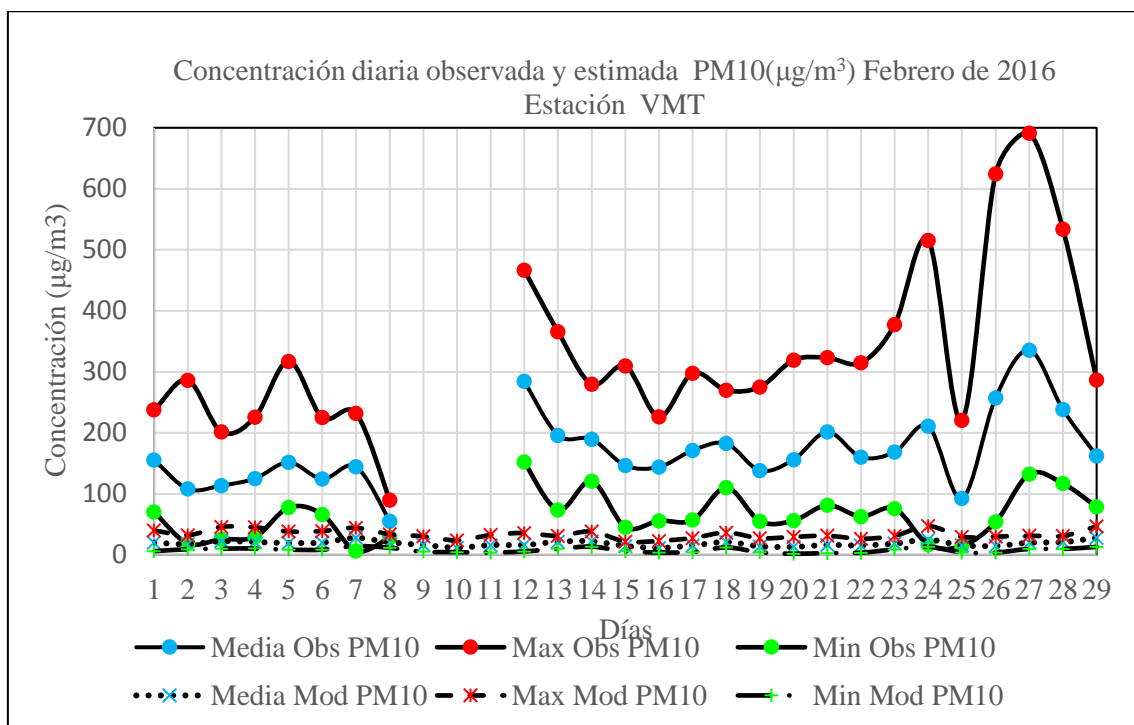


Figura 102. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación VMT.

El perfil de valores máximos diarios observados varió en un rango de [89.63 a 691.01 µg/m³] y superó el PM₁₀ (ECA 150 µg/m³, WHO 50 µg/m³) durante 25 días del mes, lo que pone en riesgo la salud de las personas del lugar. El elevado nivel de concentración de PM₁₀ que hay en este distrito, probablemente se debe al transporte de contaminantes por el aire, al transporte de vehículos pesados que circulan por sus calles, que por lo general son unidades antiguas, producción de cemento y otras industrias asentadas en este distrito que generan emisiones. El perfil de concentración del valor medio observado y del modelo varían en un rango de [55.08 a 335.51 µg/m³] y de [11.43 a 27.87 µg/m³] respectivamente, lo que indica que el modelo subestimó los valores observados en un rango de [-79.25 a -91.69 %]. El estudio realizado por (Tuccella et al., 2012) muestra que los modelos pueden subestimar el PM₁₀ en un rango de 20 a 50 %.

El perfil de valor medio observado muestra un incremento de 16.17 % de la concentración del día sábado (6) a domingo (7), debido probablemente al transporte de contaminantes por el aire, mientras que de los días sábados (13, 20 y 27) a domingos (14, 21 y 28) hay una disminución de la concentración de PM₁₀ de -3.30 %, -20.44 % y -29.01 % respectivamente,

probablemente por ser día no laborable con menos nivel de tráfico vehicular. La calidad del aire no solamente impacta en la salud humana, pero también tiene consecuencias potenciales importantes para ecosistemas naturales, rendimiento de las cosechas, visibilidad y forzamiento radiativo (Seinfeld y Pandis, 2006; Zhong et al., 2016).

La figura 103 muestra la distribución diaria de la concentración de valores medios observados y pronosticados de PM₁₀. Con respecto a los valores observados la menor y mayor amplitud fueron de 40.74 y 319.76 µg/m³ y se produjeron los días 8 y 27 respectivamente, para los valores pronosticados estos valores fueron de 9.43 y 30.46 µg/m³ y se dieron a los días 15 y 29. En el mes de febrero en la estación de Villa María del Triunfo (VMT) no hubo datos observados de PM_{2.5}.

Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de las concentraciones diarias de PM_{2.5} observada fueron de [24.07 a 175.63 µg/m³] y [75.46 a 495.39 µg/m³], mientras que estos valores para el modelo fueron de [4.41 a 16.70 µg/m³] y [16.87 a 43.10 µg/m³] respectivamente.

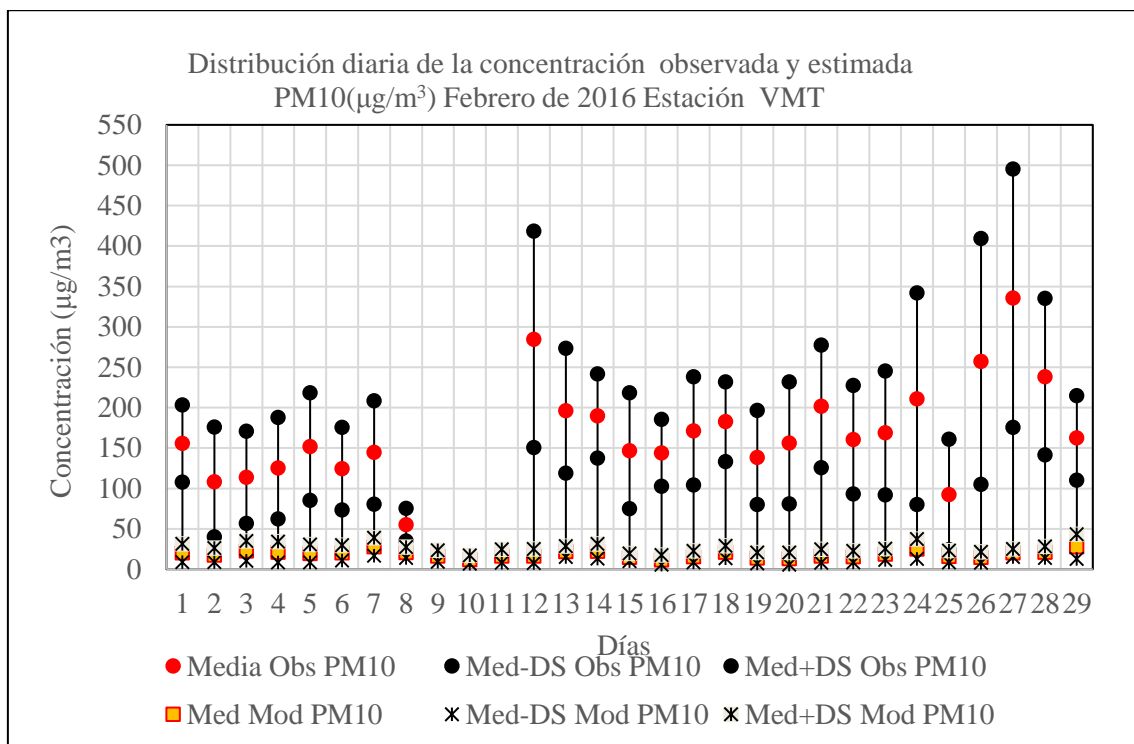


Figura 103. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación VMT.

4.1.10 Estación San Juan de Lurigancho (SJL): PM₁₀ y PM_{2.5}

La figura 104 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observados y pronosticados para la estación SJL en el mes de febrero de 2016. El perfil de concentración máximo observado muestra un comportamiento irregular, y a las 8:00, 9:00 10:00 y 17:00 horas superó el valor del ECA (150 µg/m³), y su valor máximo fue de 183.20 µg/m³ a las 10 am. Los factores promedios con respecto al ECA y WHO son de 1.22 y 3.66 respectivamente.

El perfil de valor medio observado varió en un rango de [56.71 a 96.21 µg/m³], y entre las 0:00 y 5:00 horas muestra un comportamiento que se relaciona con el comportamiento del tráfico vehicular, pues hay un descenso de la concentración de 76.32 a 56.71 µg/m³, lo que representa una reducción de 25.69 % en la concentración de PM₁₀ en ese lapso de tiempo. Debido a la activación de tráfico vehicular de 6:00 horas (58.44 µg/m³) a 10:00 horas (96.21 µg/m³) hay un incremento de 64.63 % en el nivel de concentración de PM₁₀, en esta estación el ECA no fue superado. Los picos relacionados con las horas de mayor flujo vehicular se dieron a las 10:00 y 22:00 horas. Por lo descrito este perfil se relaciona con el tráfico de vehículos. Las condiciones atmosféricas inestables contribuyen a la mezcla vertical y dispersan los contaminantes. En esta zona la dirección de la velocidad del viento fue de 186.0 grados (sur) con un modulo de 2.27 m/s.

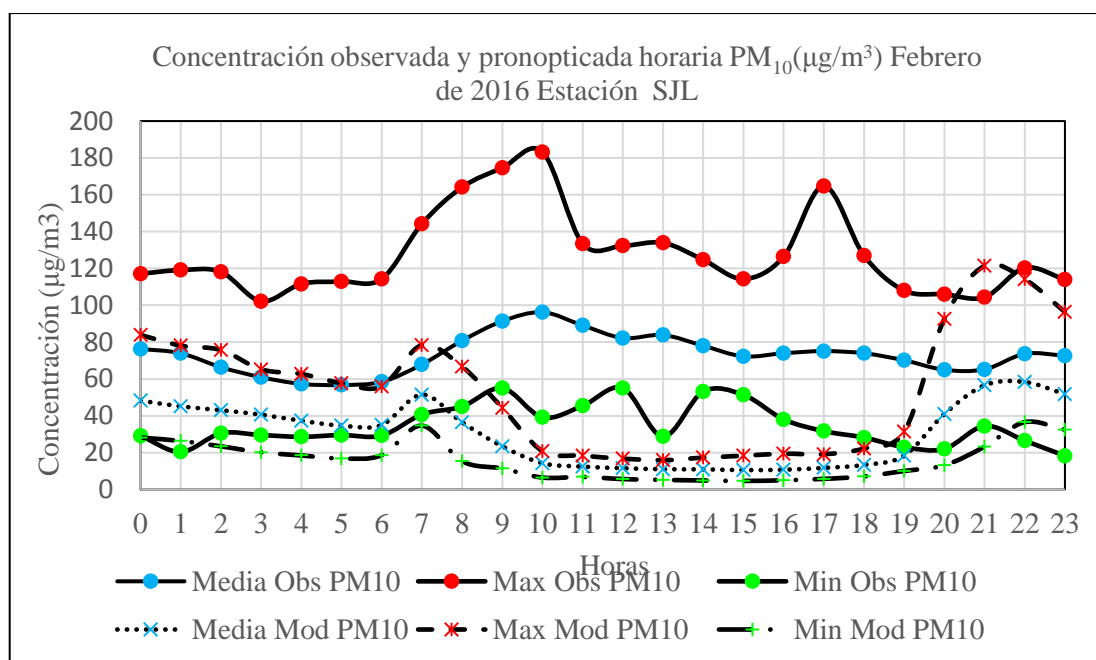


Figura 104. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.

Una de las posibles razones por la que los modelos subestiman las concentraciones de material particulado es la incertidumbre en las emisiones. Para mejorar nuestro entendimiento sobre la calidad del aire, el inventario de emisiones antropogénicas debe estar bien representado (Amnuaylojaroen et al., 2014). Comparaciones de inventarios de emisiones ha revelado grandes diferencias en estas estimaciones de emisiones, encontrándose que las diferencias por ejemplo en emisiones de carbono orgánico primario puede ser tan alto como 140 % (Zhong et al., 2016).

El perfil de concentración medio estimado sigue el comportamiento del tráfico, y varía en un rango de [10.52 a 57.89 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] subestimando las 24 horas al perfil de valor medio observado con un factor que varió en un rango de [0.19 a 0.60]. Muestras los dos picos característicos del transporte a las 7:00 y 22:00 horas con concentraciones de 51.48 y 58.33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. Por lo descrito el modelo captura el comportamiento del tráfico.

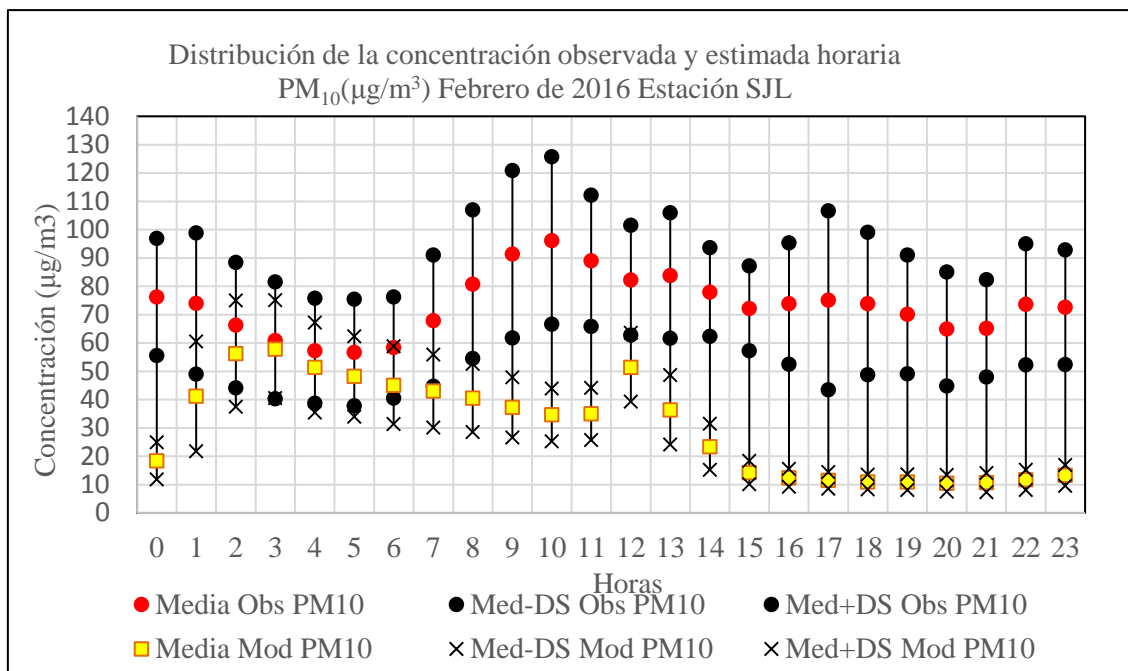


Figura 105. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.

La figura 105 muestra la distribución horaria de la concentración del valor medio observado y modelo, se observa que las amplitudes máxima y mínima observadas fueron de 29.98 y 63.09 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y se dieron a las 15:00 y 17:00 horas, y del modelo fueron de 5.21 y 38.84 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y se dieron a las 18:00 y 1:00 horas. La amplitud del modelo subestima a la amplitud observada con un factor que varía de [0.09 a 0.85]. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de las concentraciones horarias de PM_{2.5} observada fueron de [37.91 a 66.66

$\mu\text{g}/\text{m}^3$) y $[75.41 \text{ a } 125.76 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, mientras que estos valores para el modelo fueron de $[7.35 \text{ a } 39.34 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[13.46 \text{ a } 78.62 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente.

La figura 106 muestra los perfiles diarios de PM_{10} medio, máximo y mínimo observados y pronosticados. El perfil de valores máximos diarios observados tiene un comportamiento irregular y varía en un rango de $[74.48 \text{ a } 183.20 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y superó el PM_{10} (ECA $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ WHO $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) los días 24 y 27, lo que pone en riesgo la salud de las personas del lugar. Los factores que relacionan la máxima concentración registrada en el mes de febrero con respecto al ECA y WHO son 1.22 y 3.66 respectivamente.

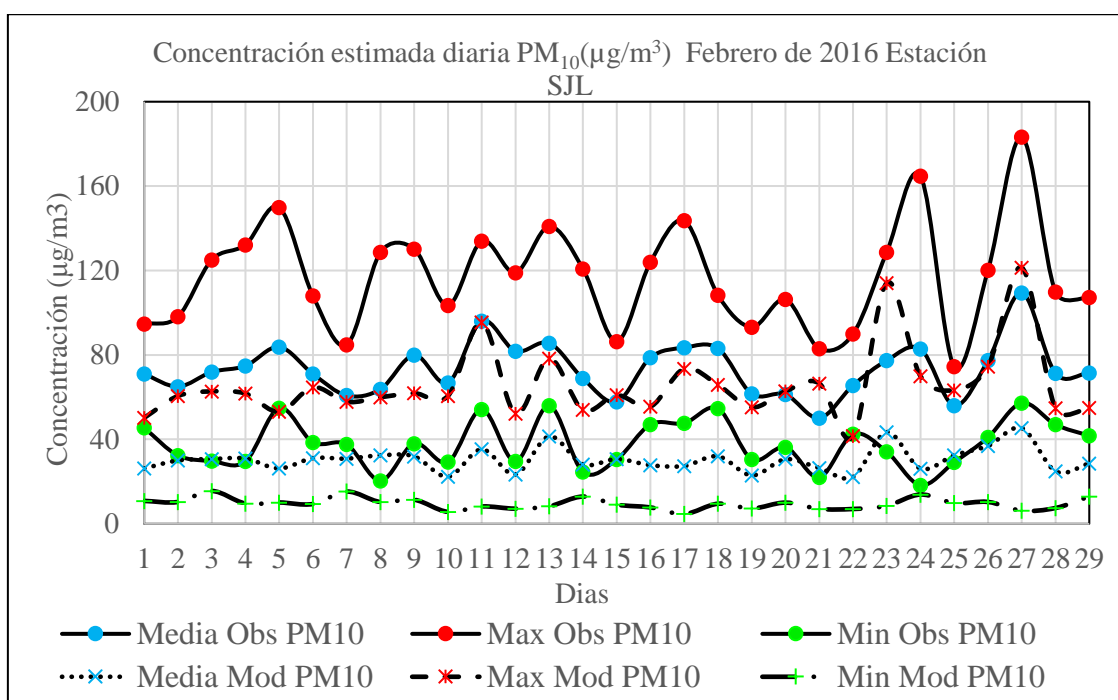


Figura 106. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.

El perfil de concentración del valor medio observado y del modelo variaron en un rango de $[50.08 \text{ a } 109.42 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y de $[22.17 \text{ a } 45.32 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente. El perfil de valor medio observado muestra una disminución de la concentración de PM_{10} de los días sábados (6, 13, 20 y 27) a domingos (7, 14, 21 y 28) de -14.41 %, -19.57 %, -18.32 % y -34.84 %, este comportamiento probablemente es porque los domingos son días con menos nivel de tráfico vehicular por ser días no laborables.

La figura 107 muestra la distribución diaria de la concentración de valores medios observados y pronosticados de PM_{10} . Con respecto a los valores observados la menor amplitud de $23.55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se produjo el día 25 y la máxima de $66.53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ el día 27. Para los valores pronosticados, la menor y mayor amplitud fueron de 25.12 y $68.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que se dieron los días 22 y 27 respectivamente. La amplitud de los valores medios del modelo subestima a la amplitud de valores medios observados con un factor que varió en un rango [0.42 a 1.57]. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de las concentraciones diarias de $PM_{2.5}$ observadas fueron de [33.11 a $76.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [67.05 a $142.68 \mu\text{g}/\text{m}^3$], mientras que estos valores para el modelo fueron de [4.49 a $17.40 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [34.73 a $79.37 \mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente.

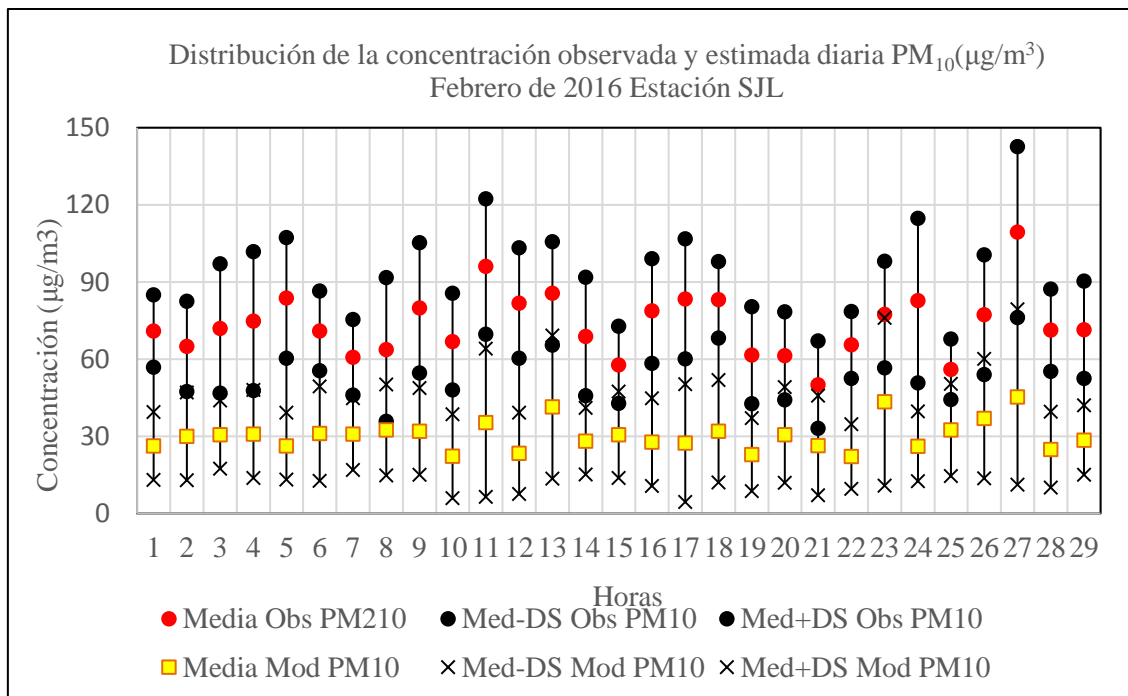


Figura 107. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM_{10} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.

La figura 108 muestra los perfiles horarios de concentraciones de $PM_{2.5}$ media, máximo y mínimo observados y pronosticados. El perfil de concentración máximo observado muestra un comportamiento irregular que varía en un rango de [32.65 a $62.61 \mu\text{g}/\text{m}^3$], estos valores se registraron en horarios de menor y mayor intensidad del tráfico vehicular 22:00 y 10:00 horas respectivamente. El perfil de concentración máximo superó las 24 horas el valor del ECA y WHO de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y el factor que relaciona el máximo valor registrado con el ECA es de 2.5, mientras que en otras ciudades como Beijing y Shanghai este factor es de 10 y 6 en relación a WHO (Chan y Yao, 2008). El perfil de concentración máximo pronosticado, varió

en un rango de [6.41 a 119.67 $\mu\text{g}/\text{m}^3$], y presenta un comportamiento irregular sobreestimando y subestimando el perfil de concentración máximo observado. La salud y los impactos ambientales del transporte vehicular es hoy en día uno de los temas más discutidos, pues su volumen está creciendo cada año. Por consiguiente, varios contaminantes tales como óxidos de nitrógeno, material particulado, e hidrocarburos aromáticos policíclicos son emitidos a la atmósfera causando la declinación de la calidad del aire, que resulta en cientos de miles de muertes prematuras cada año (Slezakova et al., 2012).

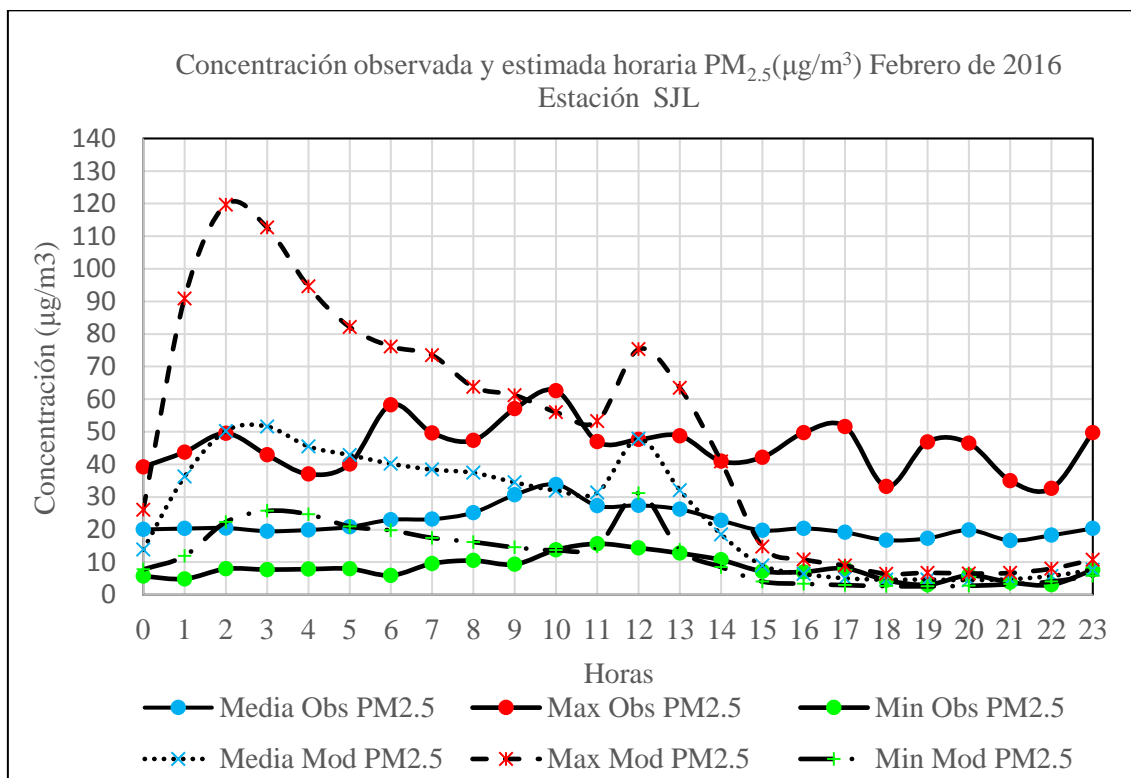


Figura 108. Perfiles horarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.

El perfil de concentración de valor medio observado entre las 0:00 horas ($20.02 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y 5:00 horas ($20.80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) la concentración de PM_{2.5} prácticamente permanece constante, en este horario el tráfico en Lima disminuye notablemente tal como se muestran en las figuras 41, 45 y 54. Desde las 5:00 ($20.80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a 10:00 ($33.82 \mu\text{g}/\text{m}^3$) horas la concentración de PM_{2.5} aumentó en un 62.60 %, esto debido a la activación del tráfico vehicular y se aprecia el primer pico debido al flujo vehicular. De 10:00 a 18:00 horas hay un descenso de la concentración y a las 19:00 horas ($19.81 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se aprecia el segundo pico debido al flujo intenso del tráfico en esa hora, este perfil de concentración describe el comportamiento del

tráfico. El perfil del modelo no captura el comportamiento del tráfico, su comportamiento es irregular, muestra dos picos uno a las 3:00 horas y el otro a las 12:00 horas.

Otros estudios revelan que el nivel de concentración de $PM_{2.5}$ en otras ciudades como Xigu District una zona industrial y Yuzhong County una zona rural en China registraron valores de $295.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $110.27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente (Qiu et al., 2016). Impulsados por la continua urbanización e industrialización y un rápido crecimiento en el consumo de energía y el número de vehículos de motor, frecuentes episodios de contaminación han ocurrido en la mayoría de las ciudades. Una concentración masiva creciente de partículas en la atmósfera podría tener un impacto adverso en la salud humana, la visibilidad y el cambio climático (Qiu et al., 2016).

La figura 109 muestra la distribución horaria de las concentraciones de valores medios observados y pronosticados de $PM_{2.5}$. Con respecto a los valores observados la menor y mayor amplitud fueron de 13.61 y $27.70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y se produjeron a las 5:00 y 10:00 horas respectivamente, que son horarios donde hay menor y mayor tráfico vehicular. Para los valores pronosticados estos valores fueron de 1.84 y $40.52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y se dieron a las 21:00 y 3:00 horas, estos valores no siguen el comportamiento de horas punta del tráfico vehicular. Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de las concentraciones horarias de $PM_{2.5}$ observadas fueron de $[7.33$ a $20.07 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[23.69$ a $47.67 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, mientras que estos valores para el modelo fueron de $[3.47$ a $35.60 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[5.44$ a $71.87 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente.

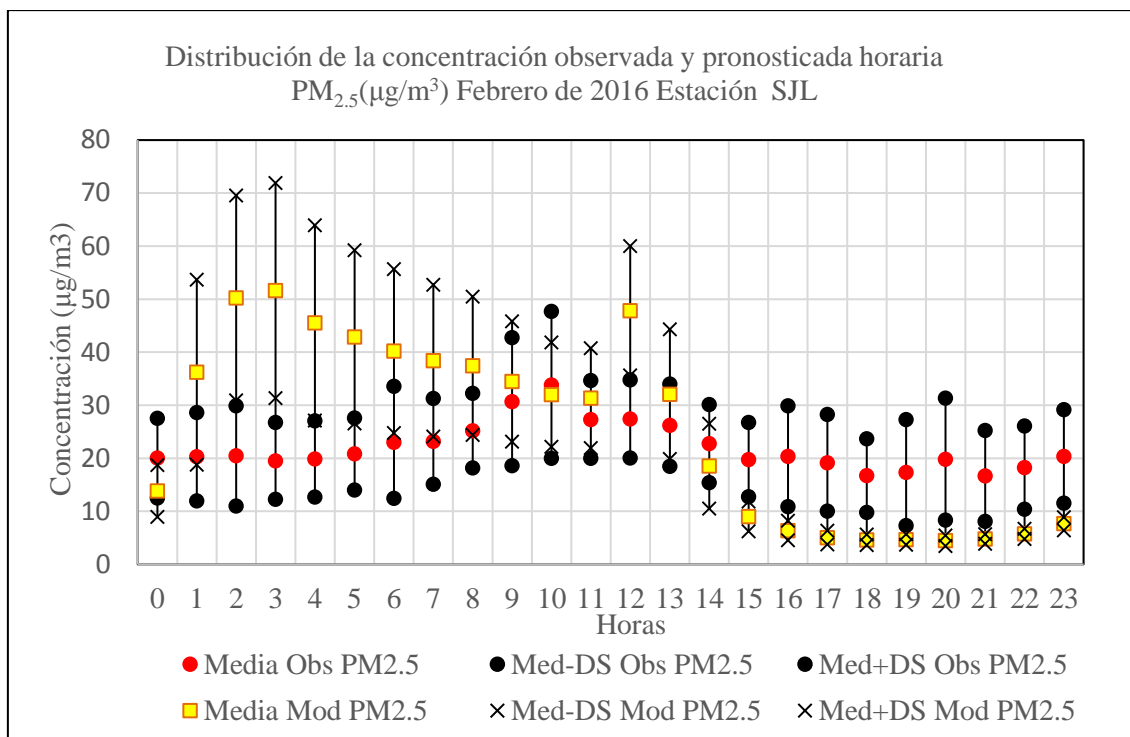


Figura 109. Distribución horaria de las concentraciones medias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.

La figura 110 muestra los perfiles diarios de PM_{2.5} medio, máximo y mínimo observados y pronosticados. El perfil de valores máximos diarios observados tiene un comportamiento irregular y varió en un rango de [24.84 a 62.61 µg/m³] y superó el ECA (25 µg/m³) 28 de los 29 días del mes, lo que supone un riesgo para la salud de las personas del lugar. El factor que relaciona la máxima concentración registrada en el mes de febrero con respecto al ECA es 2.5. Las recientes publicaciones y debates científicos acerca de la calidad del aire ha estado centrado más y más en las medidas de controles potenciales y acciones regulatorias que pueden ser tomadas por las Autoridades Nacionales para reducir las emisiones de los precursores de contaminantes atmosféricos. Entre estos contaminantes, la atención específica está dirigida sobre aerosoles atmosféricos, como ellos actúan en el clima y calidad de aire, ellos perjudican los ecosistemas (Carnevale et al., 2015).

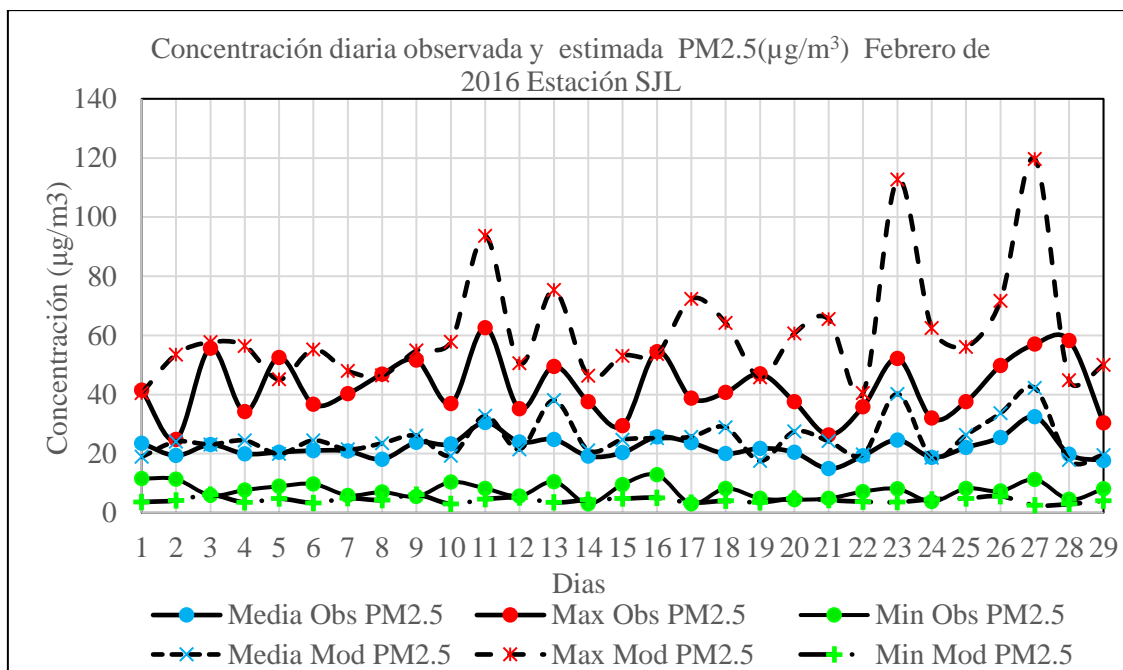


Figura 110. Perfiles diarios de concentraciones media, máxima y mínima de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.

Los perfiles de concentraciones de los valor medios observado y del modelo variaron en un rango de [14.90 a 32.48 µg/m³] y de [17.54 a 42.20 µg/m³] respectivamente, los rangos de valores son similares, lo que significa que el modelo representa bastante bien la información real. En esta estación el modelo subestima y sobrestima a los valores observados. La concentración media observada de PM_{2.5} del día sábados 6 a domingo 7 muestra un leve incremento de 1.76% en la concentración y de los días sábados (13, 20 y 27) a domingos (14, 21 y 28) una disminución de -22.76 %, -27.03 % y -45.01 % respectivamente, este comportamiento probablemente se debe porque los domingos son días con menos nivel de tráfico vehicular por ser días no laborables. El modelo también muestra descensos de las concentraciones de -12.54%, -44.47%, -11.77% y -56.68% respectivamente. Los modelos numéricos de pronóstico del tiempo son también afectados por las incertidumbres relacionados a sus esquemas de parametrizaciones, tales como la radiación y microfísica de nubes (Carnevale et al., 2015).

La figura 111 muestra las distribuciones diarias de las concentraciones de valores medios observados y pronosticados de PM_{2.5}. Con respecto a los valores observados la menor amplitud de 7.28 µg/m³ se produjo el día 2 y la máxima de 27.79 µg/m³ el día 11. Para los valores pronosticados, la menor y mayor amplitud fueron de 25.66 y 70.45 µg/m³ que se dieron los días 1 y 27 respectivamente.

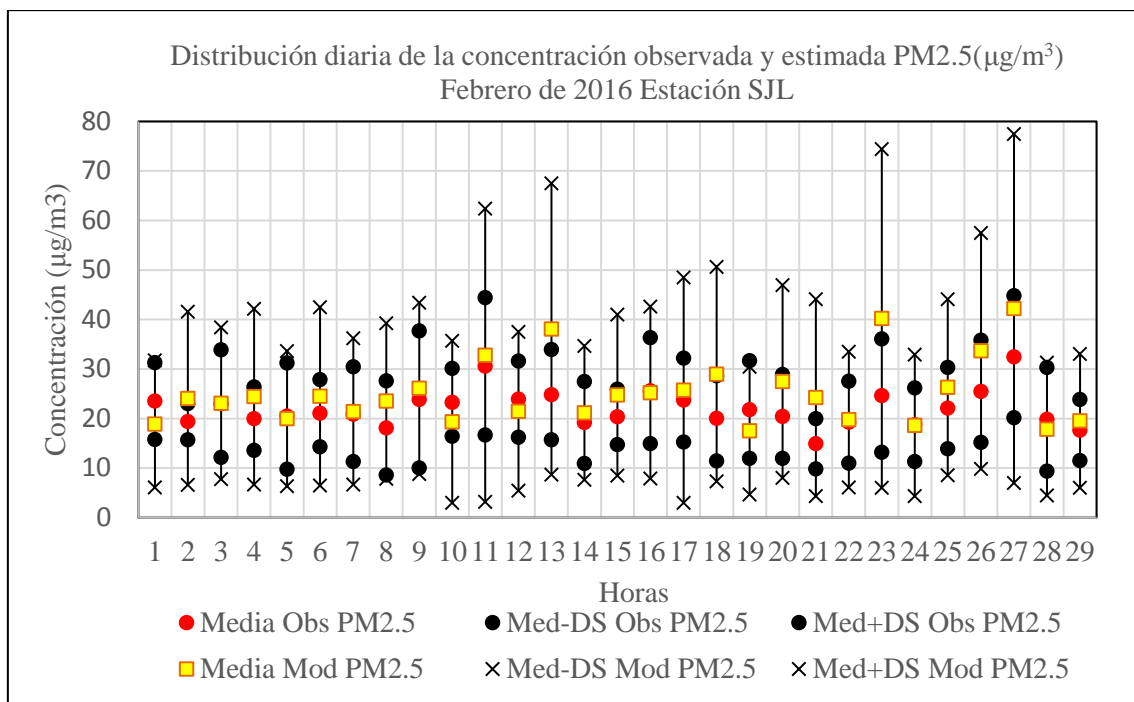
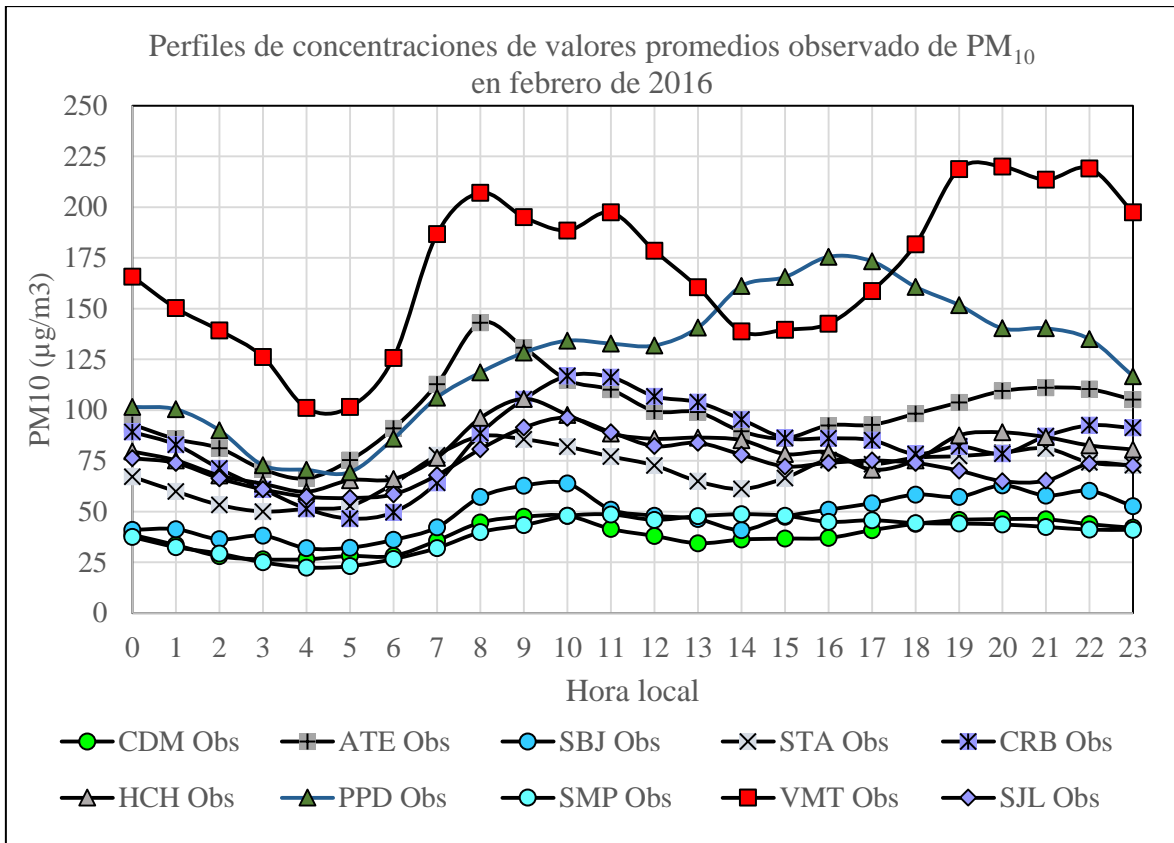


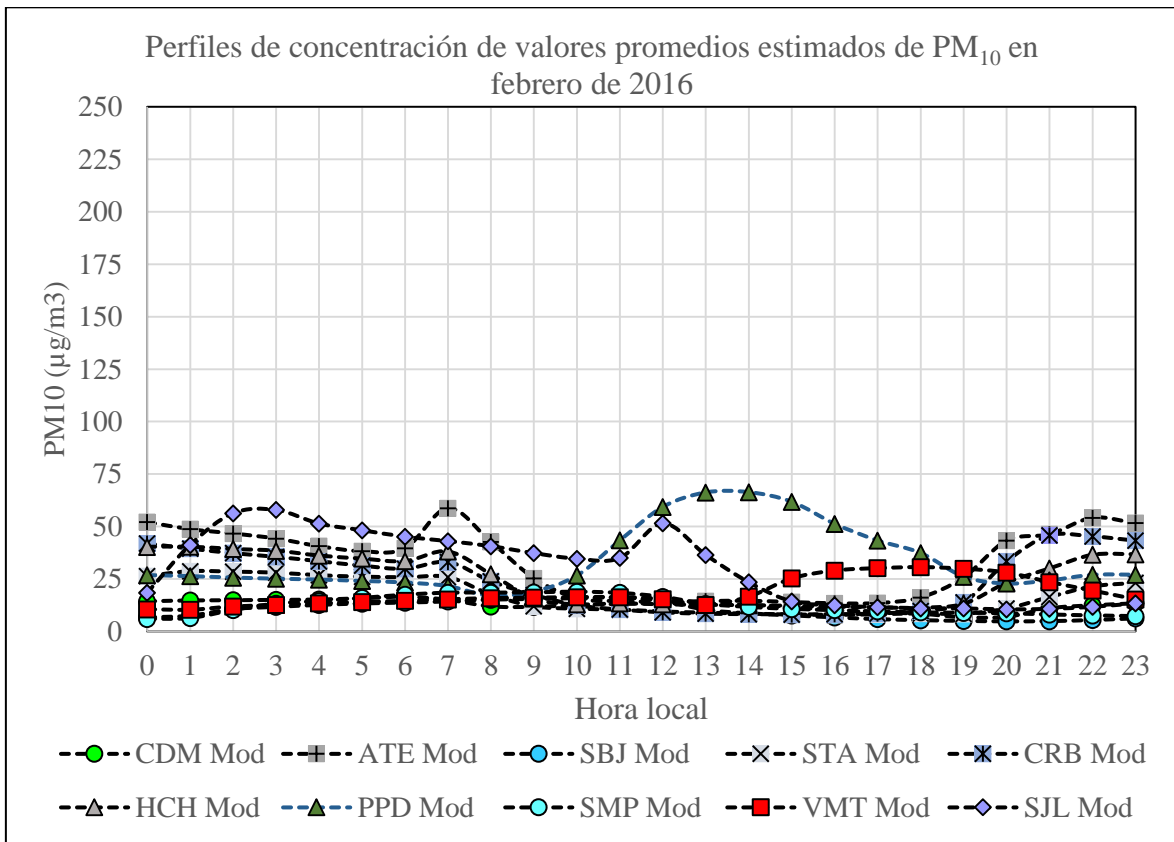
Figura 111. Distribución diaria de las concentraciones medias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero 2016, Estación SJL.

La amplitud de los valores medios del modelo sobreestimó a la amplitud de valores medios observados con un factor que varía en un rango [5.5 a 2.37] durante los 29 días. El factor que relaciona las concentraciones medias horarias de PM₁₀ y PM_{2.5} observadas varió en un rango [2.54 a 4.42], con un valor promedio de 3.39 ± 0.38 , lo que indica que la concentración de PM₀ en general supera con un factor de 3.4 a la concentración de PM_{2.5}, otros estudios muestran que este factor en la estación de verano varió de [1.18 a 2.13] (Deping et al., 2016). Las variabilidades (promedio-DS) y (promedio+DS), de las concentraciones diarias de PM_{2.5} observadas fueron de [8.60 a 20.14 µg/m³] y [19.95 a 44.83 µg/m³], mientras que estos valores para el modelo fueron de [2.96 a 9.81 µg/m³] y [30.44 a 77.43 µg/m³] respectivamente.

A manera de resumen, se presentan las gráficas de los valores medios observados y pronosticados de las diez estaciones de calidad del Aire de Senamhi de PM₁₀ y PM_{2.5} respectivamente.



(a)



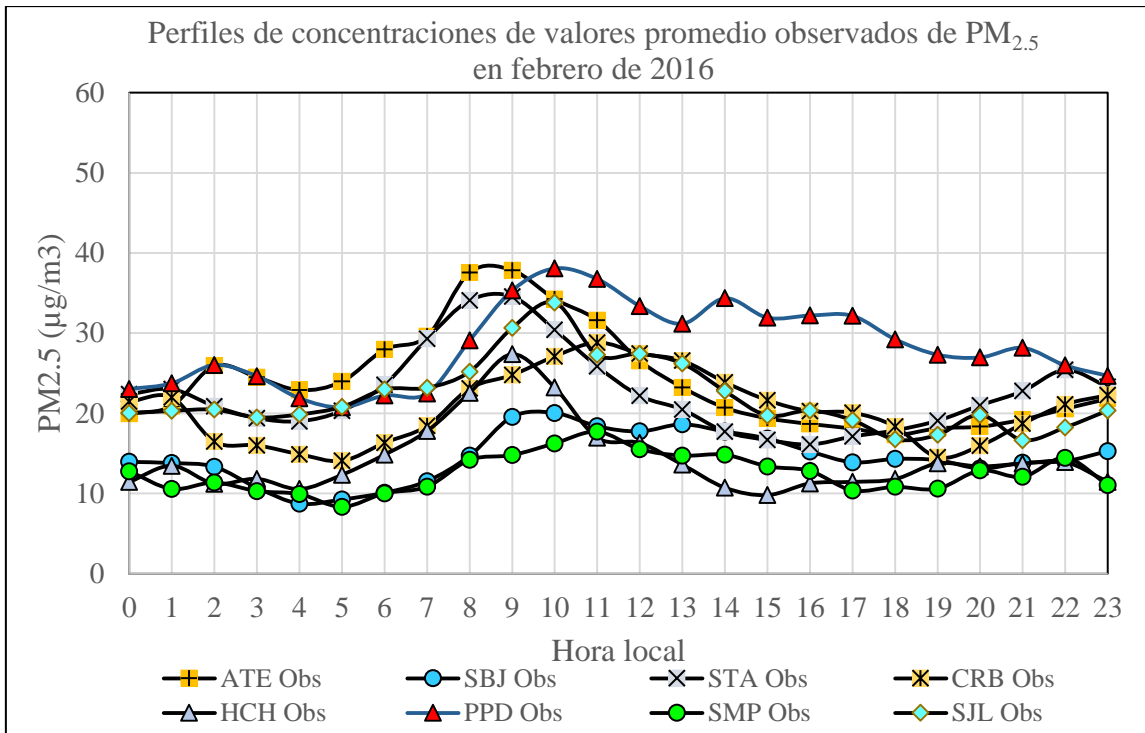
(b)

Figura 112. Perfiles horarios de concentraciones medias observados (a) y estimados (b) de las diez estaciones analizadas de PM_{10} en febrero de 2016.

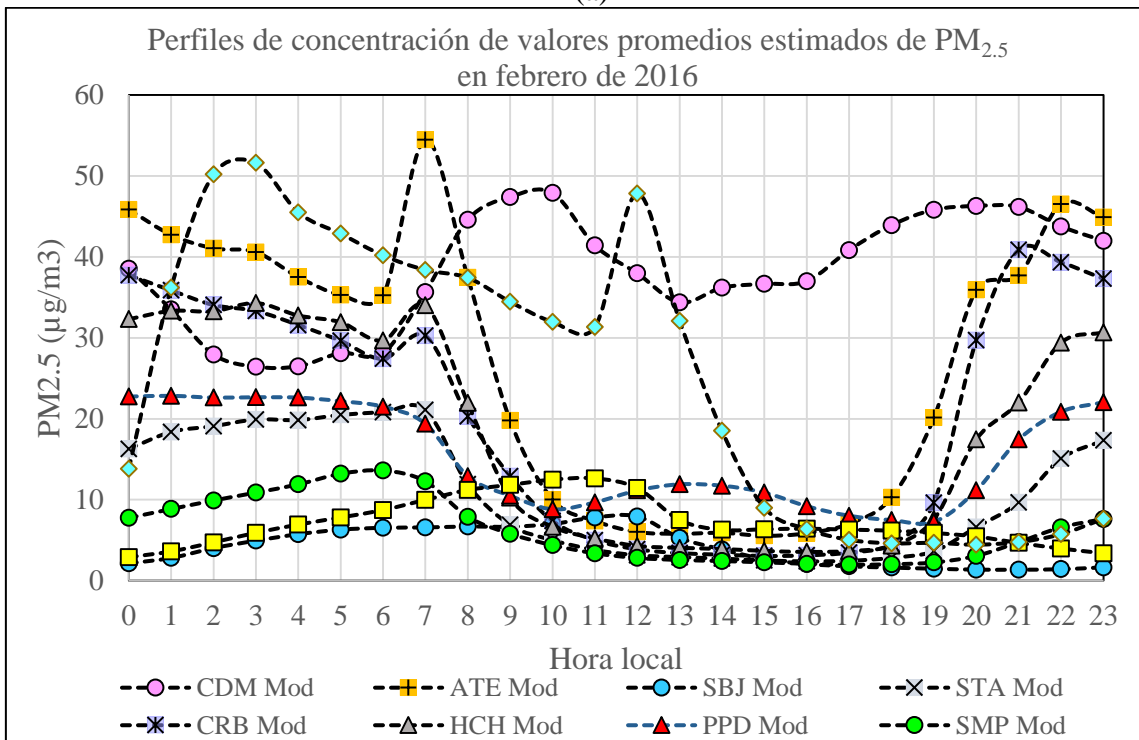
La figura 112 (a y b) muestra en conjunto el comportamiento del valor medio de las concentraciones observadas y estimadas en febrero de 2016. En **(a)** aprecia que hay un comportamiento que se relaciona con el tráfico vehicular, es decir descenso de la concentración entre las 0:00 y 5:00 horas debido a la disminución del flujo vehicular y un incremento entre las 5:00 y 9:00 horas que es cuando el tráfico se activa, y entre las 16:00 y 21:00 horas hay una tendencia a incrementar la concentración, debido al aumento del flujo vehicular.

Los perfiles de concentraciones medias de PM_{10} en las zonas de CDM, SMP y SBJ son muy parecidos y representan los valores más bajos registrados en el mes de febrero de 2016, mientras que los distritos de STA, SJL, HCH, CRB y ATE se muestran como un conjunto agrupado con tendencias muy similares y los distritos de PPD y VMT muestran los valores más altos de PM_{10} y en muchas horas exceden la norma. En **(b)** se muestra el comportamiento de las concentraciones de PM_{10} estimadas en las diez estaciones. El modelo en los distritos de PPD, STA, CRB, HCH y ATE reproduce la tendencia de la disminución de las concentraciones entre las 0:00 y 5:00 de la mañana. En otros distritos como CDM la concentración prácticamente permanece constante, en los distritos de SMP, SBJ y VMT la tendencia es a incrementar, mientras que en el distrito SJL hay marcadas diferencias de su comportamiento.

Las diferencias mostradas entre lo observado y pronosticado en la estación PPD, pueden provenir de la falta de procesos no considerados tales como las emisiones de los procesos industriales, erosión eólica, polvo resuspendido inducido por el tráfico vehicular, biogénica y de la formación de compuestos orgánicos secundarios.



(a)



(b)

Figura 113. Perfiles horarios de concentraciones medias observados (a) y estimados (b) de las diez estaciones analizadas de $PM_{2.5}$ en febrero de 2016.

La figura 113 muestra el comportamiento de las concentraciones observadas (a) y estimadas (b) de $PM_{2.5}$. Entre las 0:00 y 5:00 horas en todos los distritos la concentración está por debajo de la norma. Entre las 6:00 y 13:00 de la tarde en los distritos donde la concentración

está por debajo de la norma son SMP y SBJ, mientras que en los demás distritos la concentración sobrepasa el ECA respectivo. Después de las 14:00 horas en todos los distritos la concentración no supera el ECA con excepción de PPD.

Con respecto al modelo, el comportamiento es un tanto irregular, probablemente debido al tamaño de la partícula, que por su tamaño tiende a permanecer mayor tiempo en la atmósfera y mayor posibilidad de sufrir cambios por reacciones químicas e hidratación. En los distritos SBJ, VMT, SMP, PPD, SJL y HCH el modelo muestra una tendencia de incremento en la concentración en las primeras horas de la madrugada. Entre las 0:00 y 5:00 de la mañana el modelo estima valores por encima de la norma en los distritos de CDM, HCH, SJL, HCH y ATE. Después de la 16:00 horas la tendencia es un incremento de la concentración de PM_{2.5}.

Se han mencionado varias razones por las cuales un modelo numérico del tiempo subestima o sobrestima los datos observados. Hay un número de fuentes potenciales de errores aleatorios, incluyendo las asunciones hechas en el modelo, errores en los datos de entrada, y errores de muestreo asociados con las medidas, así como posibles errores sistemáticos que pueden ser difíciles de especificar.

En relación a errores asociados con el modelo, se puede mencionar lo siguiente: **Forma del aerosol y morfología:** el modelo trata los aerosoles como partículas esféricas con una configuración carcasa/núcleo (Barnard et al., 2010, Adachi y Buseck, 2008), sin embargo, las partículas pueden tener geometrías complejas con partes sobresalientes y poros que son difíciles de inferir de las técnicas convencionales usadas para estudiarlas (Adachi et al., 2007). El microscopio electrónico de barrido (SEM) y el microscopio electrónico de transmisión (TEM), son herramientas útiles para caracterizar este tipo de material. **Asunciones con respecto a las densidades de las especies químicas:** en el modelo a cada constituyente se le asigna una densidad. En el caso del hollín (BC) la densidad está en un rango de 1.7 a 1.9 g/cm³, si se elige el punto medio el error posible en la densidad es $\pm 5\%$, y el error sistemático podría resultar en una magnitud desconocida (Barnard et al., 2010). **Asunciones con respecto al índice de refracción.** Para el hollín (BC), y la luz verde (550 nm) se han definido índices de refracción complejos plausibles con la parte real **n** variando de 1.75 a 1.95 y, la parte compleja **k** variando de 0.63 a 0.79. Eligiendo el punto medio los errores aleatorios son de $\pm 5\%$ y $\pm 11\%$ para n y k respectivamente (Barnard et al., 2010). **La conversión de masa de carbono orgánico (OC) a masa de materia orgánica (OM).** Varios estudios sugieren que el factor de conversión varía en un rango de 1.4 a 2.3 y depende

del tipo de aerosol (Barnard et al., 2010). La incertidumbre estimada del instrumento OC / EC es $\pm 0,2 \mu\text{g} / \text{m}^3$, y la incertidumbre en las mediciones de masa PM_{2,5} del instrumento TEOM es $\pm 5\%$, los errores en las concentraciones numéricas son $\pm 10\%$. Los errores sistemáticos son más difíciles de manejar porque pueden ser difíciles de especificar (Barnard et al., 2010). Otras razones que podemos mencionar con respecto a los sesgos (subestimación y sobreestimación) en las estimaciones de PM₁₀ y PM_{2,5}, es porque no se cuenta en la actualidad con la caracterización del parque automotor, que influye directamente en las emisiones, al no tener información actualizada tampoco se tuvo en cuenta las emisiones puntuales, mucho menos la orografía del Área Metropolitana de Lima que influye también en la distribución de los contaminantes, que podrían ayudar a mejorar el rendimiento del modelo.

4.2. Evaluación de parámetros estadísticos de datos observados y pronosticados del mes de febrero 2016.

Parámetros estadísticos evaluados para PM₁₀ y PM_{2,5}: media de datos observado(O) y pronosticados(P), sesgo medio(MB), sesgo medio normalizado(NMB), error absoluto medio(MAE), error absoluto medio normalizado(NMAE), error cuadrático medio(MSE), raíz del error cuadrático medio(RMSE), índice de concordancia(IOA) y coeficiente de Pearson(r). Se observa que en todas las estaciones analizadas, el factor de Pearson r varió entre $-1 < r < 1$, el rango positivo significa que en algunos horarios hay una relación directa entre la concentración observada y pronosticada por el modelo WRF/chem, mientras que en otros horarios la relación es inversa. El uso de bases de datos de emisiones que integran información específica sobre centros urbanos en bases de datos más amplios es relevante para una buena representación de las emisiones en los modelos de pronóstico del clima y la química a escala local y regional (Alonso et al., 2010). El índice de concordancia (IOA) en todos los casos es un valor positivo.

4.2.1. Estación CDM: PM₁₀

*No hay datos observados de PM_{2,5} en el mes de febrero.

En la estación CDM (cuadro 11), se muestran los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM₁₀, con rangos de $[26.44 \text{ a } 47.91 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[6.76 \text{ a } 16.47 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente, con valores promedios de $38.27 \pm 7.08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $12.48 \pm 2.68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de 3.07. En otros estudios realizados con el WRF-chem muestran que en la estación de verano estos parámetros fueron de 83.2 y 50.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Xu et al., 2016a) con un factor de

PM₁₀obs/PM₁₀pro de 1.65 y de 20.01 y 14.84 µg/m³ (Balzarini et al., 2015) con un factor de 1.35.

Cuadro 11. Parámetros estadísticos de PM₁₀ Estación CDM, Febrero 2016.

Hora	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación CDM: PM ₁₀ , Febrero 2016									
0	38.55	14.36	-24.20	-0.63	24.20	0.59	785.29	28.02	0.34	-0.11
1	33.50	14.74	-18.76	-0.56	18.81	0.53	489.93	22.13	0.60	0.22
2	27.95	14.85	-13.09	-0.47	13.10	0.45	220.19	14.84	0.83	0.39
3	26.44	15.02	-11.42	-0.43	11.56	0.40	197.68	14.06	0.87	0.39
4	26.49	15.20	-11.29	-0.43	11.89	0.43	180.98	13.45	0.87	0.35
5	28.11	15.80	-12.31	-0.44	13.32	0.46	232.45	15.25	0.82	0.33
6	28.14	16.47	-11.67	-0.41	11.91	0.41	189.82	13.78	0.85	0.51
7	35.66	15.07	-20.59	-0.58	20.59	0.56	533.63	23.10	0.54	0.49
8	44.60	11.91	-32.69	-0.73	32.69	0.71	1234.42	35.13	0.12	-0.01
9	47.41	11.72	-35.69	-0.75	35.69	0.73	1476.68	38.43	0.13	-0.10
10	47.91	12.57	-35.34	-0.74	35.34	0.72	1391.10	37.30	0.06	-0.27
11	41.42	13.09	-28.33	-0.68	28.33	0.64	1018.20	31.91	0.24	-0.27
12	37.98	13.35	-24.63	-0.65	24.63	0.61	795.60	28.21	0.36	-0.31
13	34.38	13.09	-21.28	-0.62	21.28	0.56	706.59	26.58	0.53	-0.20
14	36.20	12.59	-23.61	-0.65	23.61	0.62	719.81	26.83	0.46	-0.07
15	36.68	11.60	-25.08	-0.68	25.08	0.66	771.71	27.78	0.45	0.10
16	37.01	10.10	-26.91	-0.73	26.91	0.70	870.49	29.50	0.43	0.01
17	40.84	9.09	-31.75	-0.78	31.75	0.77	1162.97	34.10	0.27	0.04
18	43.93	8.40	-35.53	-0.81	35.53	0.80	1409.22	37.54	0.17	0.45
19	45.40	6.76	-38.65	-0.85	38.65	0.84	1639.98	40.50	0.10	0.25
20	46.88	6.93	-39.96	-0.85	39.96	0.84	1824.21	42.71	0.09	0.08
21	46.54	11.04	-35.51	-0.76	35.57	0.75	1433.29	37.86	0.05	0.07
22	44.02	12.44	-31.57	-0.72	31.57	0.69	1201.55	34.66	0.15	-0.10
23	42.31	13.37	-28.94	-0.68	28.94	0.64	1048.92	32.39	0.21	-0.25

El sesgo medio promedio (MB) vario en un rango de [-39.96 a -11.28 µg/m³], con un valor promedio de -25.78 ± 9.19 µg/m³, otros estudios para este parámetro muestran valores de -32.8 µg/m³ (Xu et al., 2016a) y -5.17 µg/m³ (Balzarini et al., 2015) respectivamente. El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de [-85 % a -41 %] con un valor promedio mensual de -65 ± 14 %, otros estudios muestran valores de -25.82% (Balzarini et al., 2015) y -39.3 µg/m³ (Xu et al., 2016a) respectivamente. El error absoluto medio normalizado (NMAE), varió en un rango de [0.40 a 0.84] con un valor promedio mensual de 0.63 ± 0.13 . La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de [13.45 a 42.71 µg/m³] con valor promedio de 28.59 ± 9.14 µg/m³, en otro estudio se muestra un valor de 16.60 µg/m³ (Balzarini et al., 2015). El índice de concordancia (IOA) varió en un rango

de [0.05 a 0.87] con un promedio mensual de 0.40 ± 0.28 y el factor de Pearson r varió en un rango de [-0.31 a 0.51] con un valor promedio de 0.08 ± 0.26 , en otro trabajo este valor promedio fue de 0.38 (Balzarini et al., 2015). Por definición debe cumplirse que $MAE < RMSE$, en este caso se cumple que el valor promedio de MAE ($25.97 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($28.59 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.2.2. Estación ATE: PM₁₀ y PM_{2.5}

En la estación ATE (cuadro 12), se muestran los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM₁₀, con rangos de [$66.36 \pm 143.03 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [$13.14 \pm 58.98 \mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente, con valores promedios de $99.23 \pm 18.09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $33.40 \pm 17.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de 2.97. Otros trabajos realizados con el WRF-chem en la estación de verano muestran que estos valores fueron en Mainland China de 91.5 y $68.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 1.33 y en Taiwan de 38.0 y $19.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 0.52 (Cai et al., 2016) respectivamente.

Cuadro 12. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación ATE, Febrero 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación ATE: PM ₁₀ , Febrero 2016									
0	92.88	53.92	-38.96	-0.42	41.73	0.47	2281.52	47.77	0.47	0.31
1	85.73	50.43	-35.30	-0.41	35.79	0.39	1719.04	41.46	0.55	0.61
2	81.23	48.43	-32.80	-0.40	33.41	0.38	1600.39	40.00	0.54	0.54
3	70.77	46.19	-24.58	-0.35	25.74	0.34	978.88	31.29	0.49	0.35
4	66.36	42.16	-24.20	-0.36	25.16	0.34	1128.24	33.59	0.45	0.11
5	75.28	39.29	-35.99	-0.48	37.43	0.45	1994.32	44.66	0.45	0.12
6	90.96	40.16	-50.80	-0.56	50.80	0.50	3683.18	60.69	0.41	-0.10
7	112.80	58.98	-53.82	-0.48	54.82	0.43	4629.90	68.04	0.44	0.11
8	143.03	42.55	-100.48	-0.70	100.66	0.65	13464.23	116.04	0.42	0.05
9	130.77	24.85	-105.92	-0.81	105.92	0.78	13391.01	115.72	0.39	0.10
10	114.78	15.24	-99.54	-0.87	99.54	0.85	11546.94	107.46	0.34	-0.08
11	110.03	13.86	-96.17	-0.87	96.17	0.87	9972.45	99.86	0.30	0.04
12	99.56	13.66	-85.89	-0.86	85.89	0.85	7896.52	88.86	0.28	-0.06
13	98.94	14.00	-84.93	-0.86	84.93	0.85	7863.38	88.68	0.32	-0.05
14	89.53	14.19	-75.34	-0.84	75.34	0.83	6509.58	80.68	0.34	0.23
15	86.13	13.52	-72.61	-0.84	72.61	0.80	5898.43	76.80	0.37	0.44
16	92.45	13.14	-79.31	-0.86	79.31	0.84	7115.65	84.35	0.35	0.35
17	92.75	13.43	-79.32	-0.86	79.32	0.84	7145.48	84.53	0.34	0.22
18	98.24	16.29	-81.95	-0.83	81.95	0.80	7678.36	87.63	0.33	-0.05
19	104.18	26.19	-77.99	-0.75	77.99	0.71	7127.69	84.43	0.35	0.03
20	110.83	44.20	-66.63	-0.60	68.87	0.59	6098.89	78.10	0.40	0.10
21	114.44	47.77	-66.66	-0.58	69.49	0.56	6511.08	80.69	0.35	-0.22
22	112.69	55.87	-56.82	-0.50	57.41	0.47	4658.68	68.25	0.36	-0.01
23	107.21	53.31	-53.90	-0.50	55.33	0.52	3926.30	62.66	0.38	0.13

El sesgo medio horario (MB) se mantuvo en un rango de $[-105.92 \text{ a } -24.20 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $-65.83 \pm 24.86 \mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo subestimó los valores observados, el misma respuesta se tiene en el estudio realizado por Zhong et al. (2016) cuyo valor para este parámetro en la China central fue $-3.24 \mu\text{g}/\text{m}^3$. El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de $[-0.87 (-87\%) \text{ a } -0.35 (-35\%)]$ con un valor promedio mensual de $-0.65 (-65\%) \pm 0.20 (20\%)$, en otro estudio se muestra un valor de -25.82% (Balzarini et al., 2015). El error absoluto medio normalizado (NMAE), varió en un rango de $[0.34 \text{ a } 0.87]$ con un valor promedio mensual de 0.63 ± 0.19 . La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de $[31.29 \text{ a } 116.04 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con valor promedio de $73.84 \pm 24.63 \mu\text{g}/\text{m}^3$. El índice de concordancia (IOA) varió en un rango de $[0.28 \text{ a } 0.55]$ con un promedio mensual de 0.39 ± 0.07 y el factor de Pearson r varió en un rango de $[-0.22 \text{ a } 0.61]$ con un valor promedio de 0.14 ± 0.21 , en otros estudios los valores promedios de r fueron de 0.38 (Balzarini et al., 2015) y 0.84 (Werner et al., 2015). Varios factores pueden contribuir a los sesgos medios (MB), que las emisiones primarias de especies de material particulado (PM), tales como hollin, carbón orgánico y polvo mineral y los precursores de especies secundarias de PM tales como SO_2 , NO_2 y compuestos orgánicos volátiles (VOCs) pueden haber sido largamente subestimados (Xu et al., 2016a). En este caso también se cumple que el valor promedio de MAE ($66.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($73.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

En la estación ATE (cuadro 13), se muestran los valores promedios horarios observados y pronosticados de $\text{PM}_{2.5}$, con rangos de $[17.30 \text{ a } 37.86 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[5.46 \text{ a } 55 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente, con valores promedios de $24.16 \pm 6.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $27.42 \pm 17.82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor 0.88 .

Cuadro 13. Parámetros estadísticos de PM_{2.5}: Estación ATE, Febrero 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
Estación ATE: PM _{2.5} , Febrero 2016										
0	19.97	47.96	27.99	1.40	28.96	2.20	1218.89	34.91	0.30	0.29
1	20.91	44.73	23.82	1.14	25.24	1.64	854.61	29.23	0.40	0.53
2	25.93	43.15	17.22	0.66	18.85	0.80	520.68	22.82	0.46	0.51
3	24.51	42.78	18.27	0.75	19.01	0.87	563.14	23.73	0.42	0.43
4	22.89	39.23	16.34	0.71	18.21	1.03	528.81	23.00	0.31	0.17
5	23.97	36.55	12.58	0.52	17.21	0.87	404.11	20.10	0.36	0.09
6	27.96	36.12	8.16	0.29	12.74	0.54	229.02	15.13	0.44	0.16
7	29.61	55.00	25.39	0.86	25.39	0.93	828.63	28.79	0.23	0.05
8	37.56	37.80	0.24	0.01	16.13	0.46	450.93	21.24	0.34	0.01
9	37.85	19.69	-18.16	-0.48	19.07	0.45	599.54	24.49	0.45	0.08
10	34.26	9.78	-24.47	-0.71	24.59	0.68	740.94	27.22	0.38	0.12
11	31.61	7.21	-24.41	-0.77	24.41	0.74	719.84	26.83	0.37	0.08
12	26.55	5.92	-20.63	-0.78	20.63	0.75	484.48	22.01	0.33	0.09
13	23.24	5.67	-17.57	-0.76	17.57	0.74	352.83	18.78	0.34	0.28
14	20.70	5.78	-14.92	-0.72	14.92	0.70	256.59	16.02	0.37	0.29
15	19.39	5.46	-13.93	-0.72	13.93	0.67	224.26	14.98	0.39	0.52
16	18.67	5.85	-12.82	-0.69	12.82	0.63	224.67	14.99	0.42	0.33
17	18.09	7.07	-11.02	-0.61	11.20	0.57	160.09	12.65	0.40	0.10
18	17.30	10.42	-6.88	-0.40	8.67	0.50	97.17	9.86	0.33	-0.37
19	18.21	20.61	2.40	0.13	7.45	0.57	97.19	9.86	0.39	0.03
20	18.46	36.85	18.38	1.00	20.22	0.95	665.95	25.81	0.23	-0.13
21	19.83	39.33	19.49	0.98	26.65	0.96	1257.42	35.46	0.07	-0.34
22	20.92	48.46	27.54	1.32	29.85	0.96	1654.37	40.67	0.16	-0.14
23	22.07	46.80	24.73	1.12	26.04	0.95	1138.39	33.74	0.23	0.12

El sesgo medio (MB) varió en un rango de [-24.47 a 27.99 $\mu\text{g}/\text{m}^3$], lo que indica que el modelo sub y sobre-estimo los datos observados y su valor promedio fue de con un valor promedio fue de $3.24 \pm 18.61 \mu\text{g}/\text{m}^3$ al ser positivo indica que el modelo en general sobrestimó los datos observados. En otros estudios este valor fue de $-8.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Xu et al., 2016a) indicando que el modelo también subestimó los datos medidos. El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de [-0.78 a 1.40] con un promedio de 0.18 ± 0.80 , en otros trabajos este parámetro fue de $-0.122(-12.2 \%)$ (Xu et al., 2016a) y $-0.239(-23.95 \%)$ (Wang et al., 2015a). La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de [9.86 a $40.67 \mu\text{g}/\text{m}^3$] con un promedio horario de $23.01 \pm 8.24 \mu\text{g}/\text{m}^3$. El valor promedio de este parámetro en otras investigaciones fueron de $6.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. (Ming et al., 2011) y $47.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Xu et al., 2016a). El índice de concordancia (IOA) varió en un rango de [0.07 a 0.46] con promedio de 0.34 ± 0.10 , mientras que el coeficiente r varió en un rango de [-0.37 a 0.53] con un promedio mensual de 0.14 ± 0.24 , lo que indica que no hay una relación lineal entre ambos datos. Otros estudios muestran que este valor de r fue de 0.17 (Cai et al., 2016). En

este caso se cumple que el valor promedio de MAE ($19.76 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($23.01 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.2.3. Estación SBJ: PM₁₀ y PM_{2.5}

En la estación SBJ (cuadro 14), se muestran los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM₁₀, con rangos de [32.19 a $63.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [4.79 a $16.08 \mu\text{g}/\text{m}^3$], cuyos promedios fueron de $48.74 \pm 9.92 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $9.86 \pm 4.10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente y un factor de 4.94. Otros estudios muestran que estos valores fueron de $8.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $6.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wang et al., 2015a) con un factor de 1.32 y $83.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $50.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 1.65 (Xu et al., 2016a).

Cuadro 14. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación SBJ, Febrero 2016.

Hora	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación SBJ: PM ₁₀ , Febrero 2016									
0	40.84	13.31	-27.53	-0.67	27.53	0.63	980.30	31.31	0.36	-0.14
1	41.19	13.74	-27.44	-0.67	27.44	0.61	1077.15	32.82	0.40	0.09
2	36.27	14.27	-21.99	-0.61	21.99	0.54	791.68	28.14	0.43	0.10
3	38.39	15.13	-23.26	-0.61	24.04	0.57	878.76	29.64	0.40	-0.05
4	32.19	15.43	-16.75	-0.52	17.76	0.50	515.30	22.70	0.44	0.13
5	32.64	15.82	-16.82	-0.52	19.69	0.59	589.23	24.27	0.43	0.11
6	36.00	16.08	-19.91	-0.55	21.09	0.53	666.58	25.82	0.40	-0.03
7	41.92	14.47	-27.45	-0.65	27.46	0.60	1046.44	32.35	0.40	0.02
8	56.31	10.30	-46.01	-0.82	46.01	0.79	2584.64	50.84	0.37	-0.10
9	62.84	8.61	-54.23	-0.86	54.23	0.84	3490.65	59.08	0.38	-0.13
10	63.26	7.60	-55.66	-0.88	55.66	0.87	3478.38	58.98	0.34	0.14
11	50.32	6.68	-43.64	-0.87	43.64	0.84	2279.58	47.74	0.37	0.15
12	48.35	5.84	-42.50	-0.88	42.50	0.87	2220.49	47.12	0.31	0.24
13	46.76	5.35	-41.41	-0.89	41.41	0.87	2144.63	46.31	0.35	0.22
14	41.12	5.01	-36.11	-0.88	36.11	0.86	1481.71	38.49	0.34	0.15
15	47.98	4.79	-43.19	-0.90	43.19	0.89	2135.48	46.21	0.35	0.25
16	51.38	4.89	-46.48	-0.90	46.48	0.89	2692.05	51.88	0.38	0.30
17	54.25	5.42	-48.83	-0.90	48.83	0.90	2626.51	51.25	0.35	0.51
18	58.39	6.21	-52.18	-0.89	52.18	0.89	3009.18	54.86	0.34	0.49
19	57.64	6.55	-51.09	-0.89	51.09	0.88	2902.36	53.87	0.34	0.19
20	62.82	7.39	-55.43	-0.88	55.43	0.87	3574.89	59.79	0.34	0.01
21	57.42	10.34	-47.08	-0.82	47.47	0.82	2498.64	49.99	0.28	-0.14
22	59.33	11.27	-48.06	-0.81	48.06	0.78	2772.05	52.65	0.36	-0.03
23	52.12	12.21	-39.91	-0.77	39.91	0.74	1869.08	43.23	0.32	-0.14

El sesgo medio (MB) se mantuvo en un rango de [-55.66 a $-16.75 \mu\text{g}/\text{m}^3$] con un valor promedio de $-38.88 \pm 12.86 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que indica que el modelo subestimó los datos observados. Otros estudios similares para la estación de verano muestran que este parámetro varió en un rango de [-55 a $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$] (Dumitrache et al., 2016) y $-10.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Liao et al., 2015), en ambos casos el modelo también subestimó los valores observados. La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de [22.70 a $59.79 \mu\text{g}/\text{m}^3$] con un valor promedio de $43.31 \pm 11.97 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un rango de r [-0.14 a 0.51] con valor promedio de 0.10 ± 0.18 , en

otros estudios estos valores en la estación de verano fueron de $-63.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 0.2 (Liao et al., 2015) y $16.85 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 0.35 (Balzarini et al., 2015). Los valores de IOA variaron en un rango de $[0.28 \text{ a } 0.44]$ con un promedio de 0.37 ± 0.04 . En este caso se cumple que el valor promedio de MAE ($39.13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($43.31 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

En la estación SBJ (cuadro 15), se muestran los valores promedios horarios observados y pronosticados de $\text{PM}_{2.5}$, con rangos de $[8.63 \text{ a } 20.13 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[1.36 \text{ a } 7.94 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente, cuyos valores promedios fueron de $14.45 \pm 3.13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $4.10 \pm 2.38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de 3.52. Otros estudios en la estación de verano muestran que los valores promedios observados y pronosticados fueron de 72.4 y $63.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con un factor de 1.14 (Xu et al., 2016a) y 38.13 y $33.70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con un factor de 1.13 (Yin et al., 2017).

Cuadro 15. Parámetros estadísticos de $\text{PM}_{2.5}$: Estación SBJ, Febrero 2016.

Hora	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
Estación SBJ: $\text{PM}_{2.5}$, Febrero 2016										
0	13.60	6.31	-7.30	-0.54	8.13	0.62	91.40	9.56	0.41	0.10
1	12.95	6.53	-6.42	-0.50	7.18	0.55	75.55	8.69	0.45	0.15
2	11.99	6.58	-5.42	-0.45	6.02	0.39	94.32	9.71	0.43	0.22
3	10.67	6.69	-3.98	-0.37	5.70	0.52	65.65	8.10	0.37	0.08
4	8.63	6.67	-1.95	-0.23	3.84	0.47	22.51	4.74	0.48	0.27
5	9.73	7.00	-2.73	-0.28	4.08	0.50	24.93	4.99	0.46	0.10
6	10.89	7.82	-3.08	-0.28	4.41	0.41	24.78	4.98	0.59	0.40
7	12.05	7.94	-4.11	-0.34	5.88	0.50	51.71	7.19	0.34	-0.05
8	14.82	5.29	-9.53	-0.64	9.87	0.65	110.93	10.53	0.29	-0.30
9	18.91	3.86	-15.05	-0.80	15.05	0.77	280.24	16.74	0.37	-0.11
10	20.13	2.66	-17.46	-0.87	17.46	0.83	358.07	18.92	0.33	-0.26
11	18.39	2.06	-16.33	-0.89	16.33	0.88	294.92	17.17	0.33	0.05
12	18.28	1.77	-16.50	-0.90	16.50	0.89	315.76	17.77	0.34	0.12
13	18.92	1.62	-17.31	-0.91	17.31	0.90	354.95	18.84	0.37	0.02
14	17.82	1.48	-16.34	-0.92	16.34	0.91	296.71	17.23	0.33	0.31
15	16.62	1.37	-15.25	-0.92	15.25	0.91	274.44	16.57	0.31	0.49
16	14.98	1.36	-13.62	-0.91	13.62	0.90	217.23	14.74	0.34	0.05
17	14.33	1.42	-12.92	-0.90	12.92	0.89	185.44	13.62	0.28	-0.07
18	13.77	1.65	-12.12	-0.88	12.12	0.86	166.14	12.89	0.34	0.09
19	13.23	2.00	-11.23	-0.85	11.23	0.79	155.67	12.48	0.39	-0.37
20	12.64	2.72	-9.92	-0.78	10.32	0.77	146.93	12.12	0.42	-0.32
21	13.41	3.77	-9.63	-0.72	9.82	0.66	140.76	11.86	0.41	-0.34
22	14.18	4.56	-9.62	-0.68	9.77	0.66	119.77	10.94	0.36	-0.07
23	15.81	5.36	-10.45	-0.66	10.86	0.63	171.55	13.10	0.42	0.09

El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-17.46 \text{ a } -1.95 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un promedio de $-10.34 \pm 5.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que indica que el modelo subestimó los datos observados. En otros estudios este parámetro fue de $-8.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Xu et al., 2016a) y $-4.43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Yin et al., 2017). en estos caso el modelo también subestimó los valores observados. El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de $[-0.92 \text{ a } -0.23]$ con un promedio de -0.68 ± 0.24 , en otros estudios el promedio fue de -5.4% (-0.054) (Kang et al., 2010). La RMSE se mantuvo en un rango de $[4.74 \text{ a } 18.92 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $12.23 \pm 4.43 \mu\text{g}/\text{m}^3$

y un r que varió en un rango de [-0.37 a 0.49] con valor promedio de 0.03 ± 0.23 . Otros estudios muestran que estos valores en la estación de verano fueron $47.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.5 (Xu et al., 2016a) y de $12.68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.42 (Balzarini et al., 2015) respectivamente. El IOA varió en un rango de [0.28 a 0.59] con un valor promedio de 0.38 ± 0.07 . En este caso se cumple que el valor promedio de MAE ($10.83 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($12.23 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.2.4. Estación STA: PM₁₀ y PM_{2.5}

En la estación STA (Cuadro 16), los valores horarios promedios observados y pronosticados variaron en rangos de [50.03 a $87.13 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [7.91 a $28.71 \mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente, con promedios de $70.24 \pm 11.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $16.96 \pm 8.33 \mu\text{g}/\text{m}^3$, y un factor de 4.14. Otros estudios muestran que estos valores en la estación de verano fueron de ($31.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $25.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 1.22) (Gao et al., 2014) y ($83.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $50.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 1.65) (Xu et al., 2016a) respectivamente.

Cuadro 16. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación STA, Febrero 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
Estación STA: PM ₁₀ , Febrero 2016										
0	67.16	26.39	-40.77	-0.61	40.77	0.59	2002.03	44.74	0.45	0.58
1	59.94	28.72	-31.22	-0.52	31.22	0.51	1251.52	35.38	0.58	0.72
2	53.27	28.47	-24.81	-0.47	25.07	0.45	957.52	30.94	0.57	0.70
3	50.03	27.99	-22.03	-0.44	23.49	0.43	942.81	30.71	0.51	0.50
4	51.29	26.78	-24.51	-0.48	25.10	0.46	1003.62	31.68	0.49	0.47
5	52.69	26.10	-26.60	-0.50	26.79	0.47	1096.50	33.11	0.46	0.44
6	63.76	25.82	-37.94	-0.60	37.94	0.57	1884.00	43.41	0.39	0.46
7	77.74	25.91	-51.83	-0.67	51.83	0.64	3651.56	60.43	0.36	0.43
8	87.13	17.52	-69.60	-0.80	69.60	0.79	5981.04	77.34	0.34	0.41
9	85.62	11.97	-73.65	-0.86	73.65	0.85	6177.46	78.60	0.32	-0.23
10	81.97	10.81	-71.15	-0.87	71.15	0.86	5460.13	73.89	0.28	-0.23
11	77.14	10.39	-66.76	-0.87	66.76	0.86	4725.54	68.74	0.27	-0.06
12	72.74	9.49	-63.25	-0.87	63.25	0.86	4230.47	65.04	0.26	0.13
13	64.90	8.92	-55.98	-0.86	55.98	0.86	3337.16	57.77	0.28	0.13
14	61.14	8.48	-52.66	-0.86	52.66	0.85	3038.17	55.12	0.31	0.11
15	66.55	8.08	-58.46	-0.88	58.46	0.87	3911.79	62.54	0.35	0.40
16	75.41	7.91	-67.50	-0.90	67.50	0.87	7726.75	87.90	0.35	0.42
17	73.23	8.15	-65.08	-0.89	65.08	0.88	4874.84	69.82	0.36	0.51
18	76.52	8.58	-67.94	-0.89	67.94	0.88	5106.39	71.46	0.32	0.39
19	77.38	8.43	-68.95	-0.89	68.95	0.89	5142.79	71.71	0.29	0.16
20	79.81	10.91	-68.91	-0.86	68.91	0.86	5173.68	71.93	0.27	0.10
21	82.17	16.40	-65.77	-0.80	65.77	0.78	4812.40	69.37	0.31	0.19
22	74.78	21.45	-53.33	-0.71	53.33	0.69	3194.66	56.52	0.30	0.10
23	73.45	23.11	-50.34	-0.69	50.34	0.67	2837.30	53.27	0.35	0.38

El sesgo medio (MB) varió en un rango de [-73.75 a $-22.03 \mu\text{g}/\text{m}^3$] con valor promedio de $-53.29 \pm 17.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo subestimó los valores observados. Otros estudios realizados en la estación de verano con WRF-chem y PM₁₀ muestran que este parámetro fue

de $-21.93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Baró et al., 2015) y $-10.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Liao et al., 2015) y $-32.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Xu et al., 2016a), indicando que en estos casos el modelo también subestimó el valor observado. La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de $[30.71 \text{ a } 87.90 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $58.39 \pm 17.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un r $[-0.23 \text{ a } 0.72]$ con un promedio de 0.30 ± 0.26 . Otros estudios muestran que estos parámetros para la estación de verano fueron $44.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.28 (Baró et al., 2015) y de $63.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.2 (Liao et al., 2015). Los valores de IOA variaron en un rango de $[0.26 \text{ a } 0.58]$ con un valor promedio de 0.36 ± 0.10 , en un estudio este valor fue de 0.75 (Perez et al., 2015). En este caso se cumple que el valor promedio de MAE ($53.40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($58.39 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Con respecto a las concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$ en la estación de STA (cuadro 17), los valores promedios horarios observados y pronosticados variaron en rangos de $[15.72 \text{ a } 32.07 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[2.39 \text{ a } 21.10 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con valores promedios de $21.78 \pm 4.64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $10.62 \pm 7.55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, y un factor de 2.05. Un estudio realizado en la estación de verano muestra que estos parámetros fueron 77.8 y $69.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Cai et al., 2016) respectivamente.

Cuadro 17. Parámetros estadísticos de $\text{PM}_{2.5}$: Estación STA, Febrero 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
Estación STA: $\text{PM}_{2.5}$, Febrero 2016										
0	21.58	16.28	-5.30	-0.25	8.99	0.39	111.95	10.58	0.48	0.27
1	21.86	18.38	-3.48	-0.16	8.02	0.37	105.54	10.27	0.64	0.45
2	19.19	19.09	-0.10	-0.01	8.24	0.47	96.88	9.84	0.58	0.35
3	18.21	19.91	1.70	0.09	6.89	0.39	82.77	9.10	0.53	0.40
4	17.61	19.85	2.23	0.13	7.88	0.51	101.29	10.06	0.51	0.29
5	19.29	20.49	1.20	0.06	8.61	0.45	104.18	10.21	0.47	0.25
6	22.51	20.82	-1.69	-0.07	9.39	0.46	127.25	11.28	0.47	0.13
7	28.09	21.10	-6.99	-0.25	10.55	0.38	188.67	13.74	0.49	0.15
8	32.07	11.91	-20.15	-0.63	20.58	0.63	500.53	22.37	0.37	0.19
9	31.97	6.88	-25.09	-0.78	25.09	0.77	684.28	26.16	0.29	0.04
10	28.52	5.01	-23.52	-0.82	23.52	0.81	602.77	24.55	0.30	-0.12
11	25.22	3.80	-21.42	-0.85	21.42	0.84	501.72	22.40	0.33	0.08
12	21.72	3.14	-18.57	-0.86	18.57	0.84	382.53	19.56	0.33	0.14
13	20.21	2.92	-17.30	-0.86	17.30	0.85	326.97	18.08	0.32	0.27
14	17.44	2.73	-14.71	-0.84	14.71	0.84	247.28	15.73	0.35	0.44
15	16.34	2.50	-13.84	-0.85	13.84	0.81	236.40	15.38	0.39	0.10
16	15.72	2.39	-13.34	-0.85	13.34	0.82	209.12	14.46	0.35	0.08
17	17.08	2.46	-14.62	-0.86	14.62	0.84	236.50	15.38	0.32	-0.07
18	17.86	2.82	-15.04	-0.84	15.04	0.83	243.99	15.62	0.27	-0.03
19	18.79	3.64	-15.15	-0.81	15.15	0.80	248.85	15.78	0.29	0.00
20	20.92	6.60	-14.32	-0.68	14.32	0.66	245.38	15.66	0.36	0.05
21	22.62	9.66	-12.96	-0.57	12.96	0.57	199.41	14.12	0.38	0.34
22	24.64	15.06	-9.58	-0.39	13.59	0.54	223.40	14.95	0.42	0.33
23	23.19	17.32	-5.87	-0.25	11.65	0.48	181.54	13.47	0.50	0.36

El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-25.09 \text{ a } 2.23 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $-11.16 \pm 8.23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lo que indica que el modelo sub y sobreestimó los valores observados.

Otros estudios realizados en la estación de verano muestran que este parámetro fue de $-4.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Xu et al., 2016a) y $-8.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Cai et al., 2016), indicando que en ambos casos el modelo subestimó la información observada. El valor de NMB varió en un rango de $[-86$ a 13%] con un valor promedio de $-51 \pm 37 \%$, otros estudios muestran que este parámetro fue -7.0% (Xu et al., 2016a) y 2.73% (Yin et al., 2017). El RMSE varió en un rango de $[9.10$ a $26.16 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $15.36 \pm 4.77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un valor de r que varió en un rango de $[-0.12$ a $0.45]$ con un promedio de 0.19 ± 0.17 . En otro estudio se muestra que estos valores fueron de $8.94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.38 (Baró et al., 2015). En este caso se cumple que el valor promedio de MAE ($13.93 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($15.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.2.5. Estación CRB: P10 y PM_{2.5}

En la estación CRB (cuadro 18), los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM₁₀ variaron en rangos de $[46.52$ a $116.86 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[7.56$ a $45.44 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, con valores promedios de $84.02 \pm 19.35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $24.60 \pm 14.69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, y un factor de 3.42. Otros estudios muestran que estos parámetros para la estación de verano fueron de 129.7 , $57.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 2.27 (Xu et al., 2016a) y 34.82 , $8.69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 8.69 (Wu et al., 2017).

Cuadro 18. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación CRB, Febrero 2016.

Hora	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación CRB: PM ₁₀ , Febrero 2016									
0	89.21	43.55	-45.66	-0.51	13.53	0.51	2823.25	53.13	0.35	0.08
1	82.95	40.97	-41.98	-0.51	33.06	0.49	2666.69	51.64	0.37	0.19
2	71.18	38.65	-32.53	-0.46	44.68	0.44	1927.99	43.91	0.41	0.23
3	61.05	36.64	-24.41	-0.40	45.13	0.40	1189.38	34.49	0.43	0.15
4	51.44	34.22	-17.22	-0.33	44.56	0.35	775.89	27.85	0.42	0.12
5	46.52	31.72	-14.80	-0.32	43.55	0.34	624.21	24.98	0.39	0.30
6	49.63	29.92	-19.71	-0.40	40.97	0.38	951.80	30.85	0.37	0.37
7	64.10	32.73	-31.37	-0.49	38.65	0.46	1898.84	43.58	0.38	0.33
8	88.54	23.68	-64.86	-0.73	36.64	0.69	5924.79	76.97	0.36	0.29
9	105.35	17.66	-87.70	-0.83	34.22	0.81	9314.39	96.51	0.34	0.29
10	116.86	12.27	-104.59	-0.90	31.64	0.88	12457.14	111.61	0.34	0.00
11	116.24	10.12	-106.12	-0.91	30.15	0.90	12405.49	111.38	0.31	-0.25
12	106.81	8.81	-98.00	-0.92	33.13	0.91	10526.05	102.60	0.30	-0.33
13	103.85	8.16	-95.69	-0.92	23.60	0.91	9897.12	99.48	0.30	-0.24
14	95.37	7.94	-87.43	-0.92	17.32	0.91	8030.22	89.61	0.27	0.15
15	86.26	7.74	-78.52	-0.91	12.20	0.91	6613.75	81.32	0.26	0.13
16	86.14	7.56	-78.58	-0.91	10.02	0.91	6479.29	80.49	0.26	0.26
17	85.17	7.89	-77.27	-0.91	8.75	0.91	6354.02	79.71	0.26	0.51
18	78.33	9.10	-69.23	-0.88	8.14	0.88	5147.26	71.74	0.30	0.23
19	82.15	13.24	-68.91	-0.84	7.96	0.83	5110.79	71.49	0.30	0.26
20	78.52	32.59	-45.93	-0.58	7.74	0.57	2737.62	52.32	0.42	0.26
21	87.21	44.87	-42.34	-0.49	7.59	0.46	2633.93	51.32	0.39	-0.04
22	92.49	45.44	-47.05	-0.51	7.89	0.52	3004.21	54.81	0.33	-0.15
23	91.20	44.95	-46.25	-0.51	9.10	0.55	3042.87	55.16	0.37	0.03

El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-106.12$ a $-14.80 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $-59.42 \pm 29.93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ es decir el modelo subestimó los valores medidos, estudios similares con WRF-chem y PM_{10} muestran que este parámetro fue de $-3.61 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Balzarini et al., 2015) y -29.31 (Baró et al., 2015), en estos casos el modelo también subestimó los datos medidos. La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de $[24.98$ a $111.61 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $66.54 \pm 26.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un rango para r $[-0.33$ a $0.51]$ con un promedio de 0.13 ± 0.21 , mientras que en otros estudios estos parámetros para la estación de verano fueron de $71.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.2 (Liao et al., 2015), $44.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.28 (Baró et al., 2015). Los valores de IOA variaron en un rango de $[0.28$ a $0.44]$ con un valor promedio de 0.34 ± 0.05 . En este caso se cumple que el valor promedio de MAE ($24.59 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($66.54 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

En la estación CRB (cuadro 19), los valores promedios horarios observados y pronosticados de $\text{PM}_{2.5}$ variaron en rangos de $[14.15$ a $28.84 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[3.05$ a $40.53 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente, con valores promedios de $20.51 \pm 4.32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $20.44 \pm 14.83 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de 1.00. En otros estudios estos valores fueron de 12.6 , $8.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 1.47 (Tuccella et al., 2012) y de 93.0 , $152.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.61 (Gao et al., 2016).

Cuadro 19. Parámetros estadísticos de $\text{PM}_{2.5}$: Estación CRB, Febrero 2016.

Hora	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
Estación CRB: $\text{PM}_{2.5}$, Febrero 2016										
0	22.28	40.53	18.25	0.82	18.25	0.94	503.56	22.44	0.43	0.41
1	23.24	38.15	14.91	0.64	17.38	0.92	441.32	21.01	0.53	0.39
2	17.17	36.07	18.90	1.10	19.78	0.87	508.77	22.56	0.43	0.35
3	16.34	34.72	18.38	1.12	19.27	0.83	505.95	22.49	0.34	0.05
4	15.08	32.44	17.35	1.15	18.75	0.81	419.85	20.49	0.35	0.24
5	14.46	30.14	15.68	1.08	15.68	0.80	331.30	18.20	0.45	0.39
6	16.75	27.86	11.11	0.66	12.46	0.77	238.24	15.43	0.56	0.44
7	17.85	30.06	12.22	0.68	14.92	0.80	331.25	18.20	0.51	0.31
8	22.50	20.48	-2.01	-0.09	11.40	0.83	259.99	16.12	0.54	0.28
9	24.58	13.45	-11.13	-0.45	12.69	0.83	286.82	16.94	0.53	0.42
10	26.59	7.84	-18.74	-0.70	18.74	0.83	474.73	21.79	0.40	0.27
11	28.84	5.19	-23.65	-0.82	23.65	0.78	648.39	25.46	0.34	-0.02
12	26.77	3.96	-22.81	-0.85	22.81	0.80	617.63	24.85	0.35	0.03
13	26.90	3.45	-23.45	-0.87	23.45	0.85	630.32	25.11	0.34	0.21
14	23.72	3.24	-20.48	-0.86	20.48	0.89	579.10	24.06	0.36	0.18
15	21.16	3.05	-18.11	-0.86	18.11	0.92	369.51	19.22	0.29	0.25
16	20.08	3.07	-17.01	-0.85	17.01	0.92	392.66	19.82	0.36	-0.19
17	20.25	3.39	-16.86	-0.83	16.86	0.94	322.95	17.97	0.37	-0.07
18	18.14	4.37	-13.77	-0.76	14.16	0.94	225.70	15.02	0.32	-0.26
19	14.15	8.86	-5.29	-0.37	7.89	0.94	86.35	9.29	0.34	-0.25
20	15.23	27.93	12.70	0.83	16.19	0.95	432.62	20.80	0.21	-0.16
21	17.69	38.50	20.81	1.18	21.52	0.96	653.53	25.56	0.23	-0.05
22	20.55	37.49	16.94	0.82	18.37	0.96	404.00	20.10	0.34	-0.08
23	21.96	36.23	14.27	0.65	14.78	0.95	330.93	18.19	0.35	0.04

El sesgo medio (MB) se mantuvo en un rango de $[-23.65 \text{ a } 20.65 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $-0.07 \pm 17.20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lo que indica que el modelo subestimó y sobrestimó los valores observados. En otros estudios realizados en la estación de verano este parámetro fue de $-2.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wang et al., 2015a) y $-8.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Xu et al., 2016a) indicando que el modelo subestimó los valores medidos. El NMB se mantuvo en un rango de $[-0.87 \text{ (-87 \%)} \text{ a } 1.18 \text{ (118 \%)}]$ con un valor promedio de $0.10 \text{ (10 \%)} \pm 0.84 \text{ (84 \%)}$, el estudio conducido por Ming et al. (2011) mostró que este parámetro fue de -8.8% . El error de la raíz cuadrática media (RMSE) varió en un rango de $[9.29 \text{ a } 25.56 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, con un valor promedio de $20.05 \pm 3.90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor r que varió en un rango de $[-0.26 \text{ a } 0.44]$ con un valor promedio de 0.13 ± 0.23 . Otros estudios realizados en la estación de verano indican que estos parámetros fueron de $47.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.5 (Xu Y et al., 2016) y $22.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.91 (Cai et al., 2016). Los valores de IOA variaron en un rango de $[-0.26 \text{ a } 0.44]$ con un valor promedio de 0.13 ± 0.23 . En este caso se cumple que el valor promedio de MAE ($17.28 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($20.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.2.6 Estación HCH: PM₁₀ y PM_{2.5}

En la estación HCH (cuadro 20), los valores promedios horarios observados y pronosticados para el PM₁₀ variaron en rangos de $[59.78 \text{ a } 105.52 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[11.31 \text{ a } 40.37 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente con valores promedios de $80.60 \pm 11.44 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $24.47 \pm 11.97 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de 3.3. En el trabajo conducido por Xu et al. (2016a) estos valores fueron de 129.6 y $57.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 2.27 y en el trabajo de Balzarini et al. (2015) de 20.01 y $15.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 1.3.

Cuadro 20. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación HCH, Febrero 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación HCH: PM ₁₀ , Febrero 2016									
0	79.60	40.32	-39.28	-0.49	19.83	0.48	1908.02	43.68	0.43	0.44
1	75.25	40.37	-34.87	-0.46	43.29	0.44	1663.63	40.79	0.49	0.53
2	67.77	39.29	-28.48	-0.42	40.52	0.40	1195.11	34.57	0.56	0.61
3	63.69	38.47	-25.22	-0.40	38.32	0.38	1000.89	31.64	0.53	0.52
4	59.78	36.15	-23.63	-0.40	36.10	0.37	982.24	31.34	0.43	0.19
5	65.46	34.70	-30.76	-0.47	34.52	0.41	1824.78	42.72	0.42	0.08
6	66.04	33.49	-32.56	-0.49	33.29	0.42	1966.01	44.34	0.42	0.00
7	76.49	38.11	-38.38	-0.50	31.82	0.46	2415.75	49.15	0.42	0.12
8	96.12	27.26	-68.86	-0.72	28.13	0.68	6269.57	79.18	0.36	0.17
9	105.52	15.63	-89.88	-0.85	26.51	0.83	9714.08	98.56	0.34	-0.23
10	97.66	12.90	-84.76	-0.87	26.15	0.85	8117.79	90.10	0.30	-0.30
11	88.52	13.35	-75.17	-0.85	26.84	0.84	6107.98	78.15	0.29	0.02
12	85.88	12.88	-73.00	-0.85	28.37	0.85	5710.05	75.56	0.29	0.19
13	86.45	12.67	-73.78	-0.85	21.33	0.85	5757.80	75.88	0.27	0.11
14	85.20	12.49	-72.71	-0.85	17.47	0.85	5625.43	75.00	0.27	-0.03
15	78.33	12.20	-66.12	-0.84	12.59	0.84	4667.47	68.32	0.29	0.14
16	79.24	11.78	-67.46	-0.85	10.46	0.85	4964.60	70.46	0.33	0.44
17	70.67	11.46	-59.21	-0.84	10.05	0.84	3830.68	61.89	0.33	0.45
18	75.24	11.31	-63.93	-0.85	9.55	0.84	4411.60	66.42	0.31	0.21
19	87.73	13.16	-74.57	-0.85	9.89	0.84	5929.15	77.00	0.28	0.10
20	89.93	23.22	-66.72	-0.74	9.30	0.73	4939.51	70.28	0.34	0.27
21	88.22	30.02	-58.20	-0.66	8.77	0.64	4228.46	65.03	0.35	0.04
22	83.73	36.52	-47.21	-0.56	8.66	0.54	2812.46	53.03	0.40	0.29
23	81.80	36.78	-45.01	-0.55	9.95	0.53	2529.19	50.29	0.38	0.23

El sesgo medio (MB) varió en un rango de [-89.88 a -23.63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] con un valor promedio de $-55.82 \pm 20.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo subestimó los valores observados. En otros estudios los valores para este parámetro en la estación de verano fueron de $-32.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Xu et al., 2016a) y $-10.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Liao et al., 2015), por lo que el modelo también subestimó los valores medidos. El sesgo medio normalizado NMB varió en un rango de [-87 a -40%] con un valor promedio de $-68 \pm 18 \%$. En el estudio conducido por Xu et al. (2016a) este parámetro fue de -39.4% y en el de Balzarini et al.(2015) -22.94% . La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de [31.34 a 98.56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] con un valor promedio de $61.39 \pm 18.79 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de r que varió en un rango de [-0.30 a 0.61] con un promedio de 0.19 ± 0.23 . Estos parámetros en la estación de verano en el trabajo conducido por Liao et al. (2015) fueron de $63.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.2 y, en el de Balzarini et al. (2015) de $16.85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.35. Los valores de IOA variaron en un rango de [0.27 a 0.56], con un promedio de 0.37 ± 0.08 . En este caso se cumple que el valor promedio de MAE ($22.57 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($61.39 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

En la estación HCH (cuadro 21), los valores promedios horarios observados y pronosticados para el PM_{2.5} variaron en rangos de [9.80 a 27.37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [3.66 a 35.56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$]

respectivamente con valores promedios de $14.40 \pm 4.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $18.89 \pm 13.41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 0.76. Estudios realizados en la estación de verano tales como el de Tuccella et al. (2012), muestran que estos parámetros fueron de 12.6 y $8.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 1.47 y en el de Xu et al. (2016a) de 72.4 y 63.6 con un factor de 1.14.

Cuadro 21. Parámetros estadísticos de PM_{2.5}: Estación HCH, Febrero 2016.

Hora	Media O	Media P	ME	NME	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación HCH: PM _{2.5} , Febrero 2016									
0	11.44	35.27	23.82	2.08	24.34	2.7	967.68	31.11	0.2	0.15
1	13.46	35.48	22.02	1.64	22.09	2.49	791.04	28.13	0.39	0.38
2	11.22	34.86	23.64	2.11	23.64	3.39	794.71	28.19	0.31	0.37
3	11.83	35.56	23.74	2.01	23.74	2.21	733.43	27.08	0.28	0.58
4	10.55	33.61	23.05	2.18	23.05	2.51	717.7	26.79	0.18	0.21
5	12.34	32.46	20.12	1.63	20.32	2.31	573.33	23.94	0.28	0.23
6	14.85	30.15	15.31	1.03	17.34	1.83	408.43	20.21	0.37	0.09
7	17.79	34.59	16.8	0.94	17.57	1.37	426.86	20.66	0.44	0.29
8	22.56	22.25	-0.31	-0.01	8.87	0.51	135.89	11.66	0.58	0.27
9	27.37	10.17	-17.2	-0.63	17.2	0.54	540.24	23.24	0.4	0.06
10	23.22	6.49	-16.73	-0.72	16.73	0.66	390.7	19.77	0.34	-0.43
11	16.95	5.18	-11.77	-0.69	11.77	0.64	170.66	13.06	0.38	0.08
12	16.3	4.27	-12.04	-0.74	12.04	0.7	197.11	14.04	0.39	0.04
13	13.6	3.98	-9.63	-0.71	9.63	0.66	128.66	11.34	0.4	0.15
14	10.73	3.86	-6.87	-0.64	6.91	0.58	66.11	8.13	0.43	0.1
15	9.8	3.77	-6.03	-0.62	6.19	0.56	56.54	7.52	0.44	0.12
16	11.26	3.66	-7.6	-0.67	7.61	0.63	75.48	8.69	0.4	0.19
17	11.45	4.55	-6.89	-0.6	7.57	0.6	85.95	9.27	0.44	0.13
18	11.79	5.2	-6.6	-0.56	6.73	0.54	59.65	7.72	0.56	0.58
19	13.79	8.52	-5.28	-0.38	6.51	0.51	63.1	7.94	0.51	0.29
20	13.5	18.38	4.88	0.36	7.9	0.96	87.6	9.36	0.51	0.23
21	13.94	22.43	8.49	0.61	11.93	1.25	280.05	16.73	0.35	0.19
22	14.18	28.85	14.68	1.04	16.2	1.27	645.51	25.41	0.27	0.33
23	11.59	29.92	18.33	1.58	18.68	2.01	777.81	27.89	0.08	-0.15

El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-17.20 \text{ a } 23.82 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $4.50 \pm 14.75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que indica que el modelo subestimó y sobrestimó los valores observados. En otros estudios este parámetro fue de $-4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tuccella et al., 2012) y $-4.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Xu et al., 2016a), lo que indica que en estos casos el modelo también subestimó los datos observados. El sesgo medio normalizado NMB varió en un rango de $[-74 \text{ a } 218 \text{ \%}]$ con un valor promedio de $-43 \pm 112 \text{ \%}$. En el estudio conducido por Xu et al. (2016a) este parámetro fue de -12.2 \% y en el de Cai et al. (2016) de -10.6 \% . El error de la raíz cuadrática media (RMSE) varió en un rango de $[7.52 \text{ a } 31.11 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, con un valor promedio de $17.83 \pm 8.20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y con un r que varió en un rango $[-0.43 \text{ a } 0.58]$ con un valor promedio de 0.19 ± 0.21 . En otros estudios en la estación de verano este parámetro fue de $30.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.30 (Xu et al., 2016a). Los valores de IOA variaron en un rango de $[0.08 \text{ a } 0.58]$, con un promedio de 0.37 ± 0.12 . En este caso también se cumple que el valor promedio de MAE ($14.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($17.83 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.2.7. Estación PPD: PM₁₀ y PM_{2.5}

En la estación PPD (cuadro 22), los valores promedios horarios observados y pronosticados para el PM₁₀ variaron en rangos de [69.43 a 175.54 µg/m³] y [16.60 a 66.97 µg/m³] respectivamente, con valores promedios de 125.40 ± 32.38 µg/m³ y 33.76 ± 15.64 µg/m³ y un factor de 3.71. En otros trabajos en la estación de verano estos valores fueron de 49.55 y 20.24 µg/m³ con un factor de 2.45 (Baró et al., 2015) y de 57.75 y 47.20 µg/m³ con un factor de 1.22 (Yin et al., 2017).

Cuadro 22. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación PPD, Febrero 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación PPD: PM ₁₀ , Febrero 2016									
0	101.56	26.81	-74.75	-0.74	19.83	0.94	6569.50	81.05	0.34	0.03
1	100.36	26.01	-74.35	-0.74	43.29	0.92	6348.43	79.68	0.39	0.35
2	90.02	25.38	-64.64	-0.72	40.52	0.87	5254.85	72.49	0.40	0.21
3	72.83	25.04	-47.79	-0.66	38.32	0.83	3127.04	55.92	0.42	0.16
4	70.54	24.68	-45.86	-0.65	36.10	0.81	2678.07	51.75	0.42	0.09
5	69.43	24.03	-45.40	-0.65	34.52	0.80	2420.50	49.20	0.38	0.10
6	85.92	23.25	-62.66	-0.73	33.29	0.77	4505.53	67.12	0.34	0.29
7	106.16	21.54	-84.62	-0.80	31.82	0.80	8243.37	90.79	0.38	0.03
8	118.56	16.60	-101.96	-0.86	28.13	0.83	11314.68	106.37	0.32	0.06
9	128.33	18.92	-109.41	-0.85	26.51	0.83	12894.36	113.55	0.31	0.07
10	134.20	26.00	-108.20	-0.81	26.15	0.83	12722.84	112.80	0.30	-0.27
11	132.76	41.68	-91.08	-0.69	26.84	0.78	9514.48	97.54	0.36	0.11
12	131.82	58.29	-73.53	-0.56	28.37	0.80	6635.09	81.46	0.38	0.22
13	140.63	66.97	-73.65	-0.52	21.33	0.85	7121.28	84.39	0.43	0.37
14	161.17	66.45	-94.72	-0.59	17.47	0.89	13128.53	114.58	0.49	0.46
15	165.54	61.86	-103.69	-0.63	12.59	0.92	15982.83	126.42	0.50	0.41
16	175.54	50.44	-125.10	-0.71	10.46	0.92	21065.14	145.14	0.48	0.48
17	173.32	42.11	-131.21	-0.76	10.05	0.94	20377.23	142.75	0.46	0.61
18	160.73	37.34	-123.39	-0.77	9.55	0.94	16913.59	130.05	0.39	0.37
19	153.14	26.27	-126.87	-0.83	9.89	0.94	18038.51	134.31	0.35	0.14
20	140.50	21.83	-118.67	-0.84	9.30	0.95	15558.66	124.73	0.30	0.02
21	141.50	24.23	-117.27	-0.83	8.77	0.96	15747.67	125.49	0.34	-0.04
22	136.41	27.28	-109.13	-0.80	8.66	0.96	13280.84	115.24	0.32	-0.02
23	118.63	27.24	-91.39	-0.77	9.95	0.95	9514.40	97.54	0.31	-0.10

El sesgo medio (MB) varió en un rango de [-131.21 a -45.40 µg/m³] con un valor promedio de -91.64 ± 26.78 µg/m³, es decir el modelo subestimó los valores observados. En el trabajo conducido por Yin et al.(2017) este parámetro fue -10.55 µg/m³ y de -21.93 µg/m³ (Baró et al., 2015), en estos casos el modelo también subestimó los valores medidos. El sesgo medio normalizado (NMB) vario en un rango de [-86 a -52 %] con un valor promedio de -73±9 %, este parámetro en los trabajos conducidos por Balzarini et al.(2015) y Baró et al.(2015), fueron de -25.82% y -59.15% respectivamente. La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de [49.20 a 145.14 µg/m³] con un valor promedio de 100.02 ± 28.65 µg/m³

con un factor de r que varió en un rango de [-0.27 a 0.61] con un promedio de 0.17 ± 0.21 . En otros estudios estos parámetros fueron de $44.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.28 (Baró et al., 2015) y de $35.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.76 (Cai et al., 2016). Los valores de IOA variaron en un rango de [0.30 a 0.50], con un promedio de 0.38 ± 0.06 . En este caso se cumple que el valor promedio de MAE ($22.57 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($100.02 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

En la estación PPD (Cuadro 23), los valores promedios horarios observados y pronosticados para el $\text{PM}_{2.5}$ variaron en rangos de [20.75 a $38.07 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [16.60 a $66.97 \mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente, con valores promedios de $28.41 \pm 5.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $15.21 \pm 6.20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de 1.87. El estudio realizado por Wu et al.(2017) en la estación de verano estos parámetros fueron de 8.44 y $6.29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 1.34 y en el trabajo de Yin et al.(2017) de 38.13 y $33.70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con factor de 1.13.

Cuadro 23. Parámetros estadísticos de $\text{PM}_{2.5}$: Estación PPD, Febrero 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación PPD: $\text{PM}_{2.5}$, Febrero 2016									
0	23.02	22.70	-0.32	-0.01	8.08	0.94	124.88	11.18	0.40	0.18
1	23.75	22.57	-1.18	-0.05	8.38	0.92	104.83	10.24	0.63	0.35
2	26.02	22.39	-3.63	-0.14	9.46	0.87	179.78	13.41	0.33	0.00
3	24.63	22.63	-2.01	-0.08	10.31	0.83	190.48	13.80	0.36	-0.04
4	21.88	22.63	0.75	0.03	9.65	0.81	141.45	11.89	0.40	0.03
5	20.75	22.17	1.42	0.07	5.86	0.80	68.62	8.28	0.63	0.31
6	22.22	21.45	-0.77	-0.03	7.46	0.77	95.57	9.78	0.40	-0.01
7	22.46	19.27	-3.18	-0.14	8.14	0.80	107.67	10.38	0.36	-0.07
8	29.08	12.60	-16.48	-0.57	17.53	0.83	401.83	20.05	0.31	-0.23
9	35.32	10.22	-25.10	-0.71	25.12	0.83	836.62	28.92	0.34	-0.14
10	38.07	8.43	-29.64	-0.78	29.64	0.83	1013.68	31.84	0.32	-0.16
11	36.75	9.18	-27.57	-0.75	27.57	0.78	820.69	28.65	0.31	0.16
12	33.38	11.08	-22.31	-0.67	22.31	0.80	546.27	23.37	0.31	-0.01
13	31.17	11.76	-19.41	-0.62	19.41	0.85	436.06	20.88	0.33	-0.09
14	34.35	11.81	-22.53	-0.66	22.53	0.89	714.65	26.73	0.38	0.44
15	31.93	10.96	-20.97	-0.66	20.98	0.92	530.54	23.03	0.38	0.18
16	32.20	9.13	-23.07	-0.72	23.07	0.92	610.23	24.70	0.37	0.16
17	32.16	7.87	-24.29	-0.76	24.29	0.94	716.03	26.76	0.39	0.10
18	29.24	7.43	-21.81	-0.75	21.81	0.94	564.95	23.77	0.38	0.15
19	27.27	7.05	-20.21	-0.74	19.66	0.94	525.81	22.93	0.39	0.16
20	26.95	10.37	-16.57	-0.62	18.08	0.95	441.49	21.01	0.37	0.15
21	28.27	17.66	-10.60	-0.38	16.26	0.96	448.97	21.19	0.22	-0.19
22	26.13	21.58	-4.55	-0.17	8.99	0.96	139.82	11.82	0.31	0.19
23	24.88	22.18	-2.70	-0.11	9.37	0.95	168.99	13.00	0.19	0.09

El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-29.64 \text{ a } 1.42 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $-13.20 \pm 10.70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que indica que el modelo subestimó y sobrestimó los valores observados. Otros estudios muestran que este parámetro fue de $-28.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Xu et al., 2016a) y $-10.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Liao et al., 2015), indicando que en ambos casos el modelo subestimó los valores observados. El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de $[-78 \text{ a } 7 \text{ \%}]$ con un valor promedio de $-42 \pm 32 \text{ \%}$, este parámetro en los trabajos realizados en la estación de verano por Baró et al. (2015) y Xu et al. (2016a) fueron de -31.84 \% y -18.5 \% respectivamente. El error de la raíz cuadrática media (RMSE) varió en un rango de $[8.28 \text{ a } 31.84 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, con un valor promedio de $19.07 \pm 7.24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un r que varió en un rango de $[-0.23 \text{ a } 0.44]$ con un valor promedio de 0.07 ± 0.17 . En el estudio conducido por Xu et al. (2016a) estos parámetros fueron de $30.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.3 respectivamente. En este caso se cumple que el valor promedio de MAE ($16.41 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($19.07 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.2.8. Estación SMP: PM₁₀ y PM_{2.5}

En la estación SMP (Cuadro 24), los valores promedios horarios observados y pronosticados para el PM₁₀ variaron en rangos de $[22.42 \text{ a } 48.69 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[5.88 \text{ a } 18.85 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente, con valores promedios de $39.44 \pm 8.68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $12.42 \pm 4.54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de 3.18. Estudios realizados en la estación de verano por Balzarini et al. (2015) muestra que estos parámetros fueron de 20.01 y $15.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 1.3 y en el de Gao et al. (2014) de 13.4 y $9.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 1.44.

Cuadro 24. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación SMP, Febrero 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación SMP: PM ₁₀ , Febrero 2016									
0	37.42	16.11	-21.31	-0.57	19.83	0.94	559.23	23.65	0.39	0.22
1	32.51	17.68	-14.83	-0.46	43.29	0.92	312.42	17.68	0.50	0.42
2	29.29	18.63	-10.65	-0.36	40.52	0.87	179.67	13.40	0.69	0.71
3	25.01	18.69	-6.31	-0.25	38.32	0.83	106.37	10.31	0.68	0.59
4	22.42	18.84	-3.58	-0.16	36.10	0.81	76.91	8.77	0.65	0.49
5	23.08	18.85	-4.24	-0.18	34.52	0.80	80.39	8.97	0.63	0.53
6	26.63	18.37	-8.26	-0.31	33.29	0.77	151.18	12.30	0.55	0.42
7	32.02	16.58	-15.44	-0.48	31.82	0.80	310.37	17.62	0.52	0.54
8	39.84	13.34	-26.50	-0.67	28.13	0.83	846.63	29.10	0.40	0.48
9	43.35	11.77	-31.58	-0.73	26.51	0.83	1256.83	35.45	0.36	-0.13
10	47.83	10.76	-37.08	-0.78	26.15	0.83	1632.56	40.41	0.33	-0.50
11	48.59	10.18	-38.41	-0.79	26.84	0.78	1693.96	41.16	0.32	-0.47
12	45.92	9.53	-36.39	-0.79	28.37	0.80	1561.66	39.52	0.35	-0.27
13	47.77	9.03	-38.73	-0.81	21.33	0.85	1785.91	42.26	0.37	0.05
14	48.69	8.84	-39.85	-0.82	17.47	0.89	1931.56	43.95	0.38	0.15
15	47.96	8.63	-39.32	-0.82	12.59	0.92	1872.82	43.28	0.40	0.36
16	44.92	7.86	-37.06	-0.82	10.46	0.92	1632.91	40.41	0.37	0.43
17	45.74	7.50	-38.24	-0.84	10.05	0.94	1807.48	42.51	0.36	0.44
18	44.33	7.22	-37.11	-0.84	9.55	0.94	1584.00	39.80	0.35	0.33
19	44.47	5.88	-38.60	-0.87	9.89	0.94	1938.84	44.03	0.35	0.25
20	43.78	6.27	-37.51	-0.86	9.30	0.95	1602.06	40.03	0.36	0.27
21	42.35	10.03	-32.32	-0.76	8.77	0.96	1181.89	34.38	0.31	0.21
22	41.31	13.03	-28.29	-0.68	8.66	0.96	900.18	30.00	0.33	0.28
23	41.26	14.51	-26.74	-0.65	9.95	0.95	822.99	28.69	0.33	0.14

El sesgo medio (MB) varió en un rango de [-39.85 a -3.58 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] con un valor promedio de $-27.01 \pm 12.90 \mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo subestimó los valores observados. Otros estudios muestran que este parámetro en la estación de verano fue de $-32.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Xu et al., 2016a) y de $-4.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Gao et al., 2014), por lo que en ambos casos el modelo también subestimó los valores medidos. El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de [-0.87 (-87 %) a -0.16 (16 %)] con un valor promedio de $-64 \pm 23 \%$. Este parámetro en los trabajos realizados en la estación de verano por Baró et al.(2015) y Balzarini et al.(2016) fueron de -31.84 % y -22.94 % respectivamente. La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de [8.77 a 44.03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] con un valor promedio de $30.32 \pm 12.80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de r que varió en un rango de [-0.50 a 0.71] con un promedio de 0.25 ± 0.32 . En otros estudios realizados en la estación de verano, estos valores fueron de $16.50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.13

(Menut et al., 2016) y de $14.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.34 (Gao et al., 2014), Además los valores de IOA variaron en un rango de $[0.31 \text{ a } 0.69]$, con un promedio de 0.43 ± 0.12 . En este caso se cumple que el valor promedio de MAE ($22.57 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($30.32 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

En la estación SMP (Cuadro 25), los valores promedios horarios observados y pronosticados para el $\text{PM}_{2.5}$ variaron en rangos de $[8.13 \text{ a } 15.76 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[2.02 \text{ a } 14.61 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente, con valores promedios de $12.04 \pm 2.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $6.63 \pm 4.35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de 1.82. En otros trabajos de investigación estos parámetros fueron de 9.33 y $12.23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 1.82 (Menut et al., 2016) y de 38.13 y $33.70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 1.13 (Yin et al., 2017).

Cuadro 25. Parámetros estadísticos de $\text{PM}_{2.5}$: Estación SMP, Febrero 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación SMP: $\text{PM}_{2.5}$, Febrero 2016									
0	12.41	8.24	-4.17	-0.34	4.23	0.94	25.63	5.06	0.61	0.65
1	10.10	9.38	-0.72	-0.07	4.03	0.92	23.53	4.85	0.70	0.47
2	11.11	10.52	-0.59	-0.05	5.95	0.87	56.87	7.54	0.41	-0.03
3	9.96	11.60	1.64	0.16	4.51	0.83	41.55	6.45	0.46	0.38
4	9.91	12.76	2.86	0.29	5.80	0.81	58.97	7.68	0.51	0.34
5	8.13	14.23	6.10	0.75	7.16	0.80	108.00	10.39	0.25	0.20
6	10.01	14.61	4.60	0.46	8.12	0.77	111.15	10.54	0.25	-0.08
7	10.92	13.16	2.24	0.21	5.91	0.80	72.88	8.54	0.39	0.07
8	13.59	8.32	-5.27	-0.39	6.51	0.83	60.91	7.80	0.48	0.22
9	14.51	6.03	-8.48	-0.58	8.48	0.83	104.18	10.21	0.41	-0.07
10	14.88	4.59	-10.29	-0.69	10.29	0.83	126.00	11.23	0.31	-0.12
11	15.76	3.46	-12.30	-0.78	12.30	0.78	168.05	12.96	0.36	0.72
12	13.76	2.79	-10.97	-0.80	10.97	0.80	140.36	11.85	0.36	0.38
13	14.03	2.54	-11.49	-0.82	11.49	0.85	160.79	12.68	0.39	0.56
14	14.18	2.41	-11.77	-0.83	11.77	0.89	190.92	13.82	0.42	0.56
15	12.69	2.26	-10.43	-0.82	10.43	0.92	168.17	12.97	0.42	0.54
16	12.57	2.10	-10.47	-0.83	10.47	0.92	153.73	12.40	0.40	0.32
17	10.35	2.02	-8.32	-0.80	8.32	0.94	86.68	9.31	0.39	0.00
18	11.12	2.12	-9.00	-0.81	9.00	0.94	91.23	9.55	0.33	0.02
19	9.77	2.42	-7.35	-0.75	7.35	0.94	60.27	7.76	0.35	0.28
20	12.63	3.25	-9.38	-0.74	9.38	0.95	110.50	10.51	0.37	0.06
21	11.19	4.96	-6.23	-0.56	6.55	0.96	63.88	7.99	0.33	-0.72
22	14.19	7.05	-7.13	-0.50	8.71	0.96	122.07	11.05	0.38	-0.05
23	11.12	8.30	-2.83	-0.25	5.49	0.95	43.89	6.62	0.58	0.39

El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-12.30$ a $6.10 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $-5.41 \pm 5.70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que indica que el modelo subestimó los valores observados. En otros estudios en la estación de verano este parámetro fue de $0.12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Yahya et al., 2015b) y $-4.43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Yin et al., 2017), en estos casos el modelo subestimo y sobrestimó los valores observados. El sesgo medio normalizado (NMB) vario en un rango de $[-83$ a 75%] con un valor promedio de $-40.0 \pm 48 \%$, en otros estudios este valor fue de 2.2% (Yahya et al., 2015b) y de -12.2 (Xu et al., 2016a). El error de la raíz cuadrática media (RMSE) varió en un rango de $[4.85$ a $13.82 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, con un valor promedio de $9.57 \pm 2.56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un valor de r que varió en un rango de $[-0.72$ a $0.72]$ con un valor promedio de 0.21 ± 0.32 . En otros estudios para la estación de verano estos parámetro fueron de $47.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.5 (Xu et al., 2016a) y $12.68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.42 (Balzarini et al., 2015). En este caso se cumple que el valor promedio de MAE ($8.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($9.57 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.2.9. Estación VMT: PM₁₀

*En la estación VMT, no hay datos observados de PM_{2.5}

En la estación VMT (Cuadro 26), los valores promedios horarios observados y pronosticados para el PM₁₀ variaron en rangos de $[101.02$ a $223.65 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[10.76$ a $31.75 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente, con valores promedios de $169.43 \pm 37.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $18.78 \pm 7.20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de 9.02 En otros trabajos para la estación de verano estos parámetros fueron de 113.5 y $88.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 1.28 (Cai et al., 2016).

Cuadro 26. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación VMT, Febrero 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación VMT: PM ₁₀ , Febrero 2016									
0	165.79	11.02	-154.78	-0.93	154.78	0.94	38926.19	197.30	0.43	-0.40
1	150.21	10.76	-139.45	-0.93	139.45	0.92	35134.39	187.44	0.43	-0.17
2	139.25	12.43	-126.82	-0.91	126.82	0.87	25835.97	160.74	0.43	0.09
3	126.21	12.92	-113.29	-0.90	113.29	0.83	24684.01	157.11	0.41	0.24
4	101.02	13.57	-87.44	-0.87	87.44	0.81	11509.23	107.28	0.42	0.34
5	101.53	14.20	-87.33	-0.86	87.33	0.80	10850.62	104.17	0.43	0.32
6	125.65	14.49	-111.16	-0.88	111.16	0.77	19728.22	140.46	0.41	0.29
7	186.71	14.72	-171.99	-0.92	171.99	0.80	46064.32	214.63	0.38	0.33
8	207.08	15.02	-192.06	-0.93	192.06	0.83	48987.95	221.33	0.38	0.30
9	195.11	14.99	-180.12	-0.92	180.12	0.83	38921.95	197.29	0.36	0.35
10	188.53	15.33	-173.19	-0.92	173.19	0.83	34839.41	186.65	0.37	0.39
11	197.40	15.66	-181.74	-0.92	181.74	0.78	35397.78	188.14	0.29	0.25
12	178.51	15.18	-163.33	-0.91	163.33	0.80	28494.99	168.80	0.29	0.16

Continuacion

13	160.50	13.15	-147.35	-0.92	147.35	0.85	24296.74	155.87	0.30	0.11
14	138.83	17.60	-121.24	-0.87	121.24	0.89	17433.64	132.04	0.36	-0.17
15	139.62	26.94	-112.68	-0.81	112.68	0.92	14887.59	122.01	0.36	-0.10
16	142.52	30.67	-111.85	-0.78	111.85	0.92	13703.90	117.06	0.29	-0.05
17	158.62	31.41	-127.21	-0.80	127.21	0.94	18275.36	135.19	0.29	-0.24
18	181.70	31.75	-149.95	-0.83	149.95	0.94	25292.95	159.04	0.30	-0.19
19	221.92	30.56	-191.35	-0.86	191.35	0.94	43418.02	208.37	0.33	-0.45
20	223.65	28.69	-194.96	-0.87	194.96	0.95	48655.79	220.58	0.37	-0.55
21	214.97	24.28	-190.69	-0.89	190.69	0.96	50096.04	223.82	0.37	-0.45
22	220.21	19.84	-200.37	-0.91	200.37	0.96	60885.38	246.75	0.40	-0.31
23	200.82	15.48	-185.34	-0.92	185.34	0.95	52049.30	228.14	0.41	-0.36

El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-200.37$ a $-87.33 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $-150.65 \pm 35.88 \mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo subestimó los valores observados. En el estudio conducido por Cai et al. (2016) este parámetro fue de $-24.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y en el de Liao et al.(2015) fue de $-10.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y en el Dumitrache et al.(2016) varió en un rango de $[-25$ a $0 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ lo que indica que en estos casos el modelo también subestimó el valor observado. El sesgo medio normalizado (NMB) vario en un rango de $[-93$ a -78%] con un valor promedio de $-89.0 \pm 4 \%$, en otros estudios realizados en la estación de verano este parámetro fue de 2.2% (Yahya et al., 2015b) y de -1.0% (Werner et al., 2015). La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de $[104.17$ a $246.75 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $174.18 \pm 41.85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de r que varió en un rango de $[-0.55$ a $0.39]$ con un promedio de -0.01 ± 0.31 . Mientras que en otros estudios estos valores fueron de $38.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.76 (Cai, et al., 2016) y de $10.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.68 (Gao et al., 2014). Los valores de IOA variaron en un rango de $[0.29$ a $0.43]$, con un promedio de 0.37 ± 0.05 . En este caso se cumple que el valor promedio de MAE ($150.65 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($174.18 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.2.10. Estación SJL: PM₁₀ y PM_{2.5}

En la estación SJL (Cuadro 27), los valores promedios horarios observados y pronosticados para el PM₁₀ variaron en rangos de $[57.71$ a $96.21 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[10.52$ a $58.33 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente, con valores promedios de $73.38 \pm 10.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $30.33 \pm 17.08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de 2.42. El trabajo conducido por Gao et al.(2014) en la estación de verano estos parámetros fueron 18.8 y $12.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 1.55 y, en el de Menut et al.(2016) fueron de 11.05 y $8.51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 1.30.

Cuadro 27. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación SJL, Febrero 2016.

Hora	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
Estación SJL: PM ₁₀ , Febrero 2016										
0	76.32	48.22	-28.10	-0.37	28.10	0.41	1329.04	36.46	0.40	0.12
1	73.97	45.14	-28.84	-0.39	28.84	0.41	1373.69	37.06	0.51	0.36
2	66.37	43.04	-23.33	-0.35	23.33	0.37	1032.36	32.13	0.47	0.27
3	60.96	40.62	-20.34	-0.33	20.34	0.34	912.80	30.21	0.43	0.11
4	57.32	37.31	-20.01	-0.35	20.01	0.35	809.02	28.44	0.42	0.09
5	56.71	34.66	-22.06	-0.39	22.06	0.37	832.88	28.86	0.46	0.23
6	58.44	35.01	-23.43	-0.40	23.43	0.37	839.75	28.98	0.45	0.31
7	67.89	51.48	-16.41	-0.24	16.41	0.26	782.53	27.97	0.47	0.27
8	80.77	36.45	-44.32	-0.55	44.32	0.51	2688.20	51.85	0.40	0.14
9	91.38	23.43	-67.95	-0.74	67.95	0.72	5387.23	73.40	0.37	0.29
10	96.21	14.26	-81.95	-0.85	81.95	0.83	7651.29	87.47	0.33	-0.32
11	89.07	12.43	-76.64	-0.86	76.64	0.85	6449.58	80.31	0.31	-0.34
12	82.23	11.55	-70.68	-0.86	70.68	0.85	5402.96	73.50	0.29	-0.34
13	83.86	11.00	-72.86	-0.87	72.86	0.86	5791.71	76.10	0.31	-0.04
14	78.03	10.94	-67.09	-0.86	67.09	0.85	4747.58	68.90	0.24	-0.04
15	72.26	10.52	-61.74	-0.85	61.74	0.85	4029.41	63.48	0.25	0.09
16	73.96	10.74	-63.22	-0.85	63.22	0.85	4406.10	66.38	0.33	0.32
17	75.12	11.73	-63.39	-0.84	63.39	0.83	4915.40	70.11	0.39	0.35
18	73.96	13.34	-60.62	-0.82	60.62	0.80	4278.80	65.41	0.35	0.11
19	69.95	18.36	-51.59	-0.74	51.59	0.71	3094.42	55.63	0.38	0.18
20	65.35	40.94	-24.42	-0.37	24.42	0.46	1350.32	36.75	0.43	0.03
21	65.87	56.54	-9.33	-0.14	9.33	0.34	772.87	27.80	0.32	-0.08
22	72.95	58.33	-14.61	-0.20	14.61	0.34	914.21	30.24	0.44	0.05
23	72.16	51.78	-20.38	-0.28	20.38	0.39	1003.25	31.67	0.44	0.10

El sesgo medio (MB) varió en un rango de [-81.95 a -9.33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] con un valor promedio de $-43.05 \pm 24.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo subestimó al valor observado. En el estudio realizado en la estación de verano por Wu et al.(2017) esta parámetro fue de $-26.13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y en el de Kuik et al.(2016) de $-50.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en ambos casos el modelo subestimó los valores observados. El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de [-87 a -14 %] con un valor promedio de $-56 \pm 0.26 \%$, en los trabajos dirigidos por Balzarini et al.(2015) y Cai et al.(2016) este parámetro fue de -22.94% y -21.9% respectivamente. La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de [27.80 a 87.47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] con un valor promedio de $50.38 \pm 20.73 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de r que varió en un rango de [-0.34 a 0.36] con un promedio de 0.09 ± 0.21 . En el trabajo dirigido por Liao et al.(2015) estos parámetros fueron de $63.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.2, y en el de Balzarini et al.(2015) de $16.85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.35. Los valores de IOA variaron en un rango de [0.31 a 0.69], con un promedio de 0.38 ± 0.07 . En este caso también se cumple que el valor promedio de MAE ($43.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($50.38 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

En la estación SJL (Cuadro 28), los valores promedios horarios observados y pronosticados para el PM_{2.5} variaron en rangos de [16.76 a 34.11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y [4.48 a 50.74 $\mu\text{g}/\text{m}^3$]

respectivamente, con valores promedios de $22.02 \pm 4.40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $25.34 \pm 17.51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de 0.87. En el trabajo dirigido por Tuccella et al. (2012) estos parámetros fueron de 12.6, $8.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 1.47, y en el de Yin et al. (2017) de 38.13, $33.70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 1.13.

Cuadro 28. Parámetros estadísticos de PM_{2.5}: Estación SJL, Febrero 2016.

Hora	Media O	Media P	ME	NME	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
Estación SJL: PM _{2.5} , Febrero 2016										
0	19.86	43.18	23.32	1.17	23.32	1.45	733.4	27.08	0.38	0.54
1	20.33	40.61	20.28	1	20.28	1.35	618.57	24.87	0.39	0.38
2	20.61	38.89	18.28	0.89	18.28	1.15	478.05	21.86	0.5	0.54
3	19.56	37.98	18.43	0.94	18.43	1.13	473.99	21.77	0.4	0.43
4	20.02	35.01	14.99	0.75	14.99	1	363.79	19.07	0.37	0.21
5	20.94	32.43	11.49	0.55	11.49	0.79	233.63	15.29	0.45	0.27
6	23.32	31.73	8.41	0.36	8.41	0.83	280.97	16.76	0.31	-0.09
7	23.25	48.36	25.11	1.08	25.11	1.32	813.89	28.53	0.29	0.12
8	25.34	32.59	7.25	0.29	7.25	0.53	211.99	14.56	0.41	0.19
9	30.65	18.73	-11.92	-0.39	-11.92	0.45	299.43	17.3	0.49	0.27
10	34.11	9.16	-24.95	-0.73	-24.95	0.68	807.96	28.42	0.42	0.15
11	27.03	6.46	-20.57	-0.76	-20.57	0.75	476.05	21.82	0.34	0.08
12	27.17	5.11	-22.06	-0.81	-22.06	0.8	537.93	23.19	0.32	0.13
13	26.26	4.66	-21.61	-0.82	-21.61	0.81	526.27	22.94	0.32	0.11
14	22.27	4.69	-17.58	-0.79	-17.58	0.77	352.61	18.78	0.33	0.29
15	19.6	4.48	-15.12	-0.77	-15.12	0.75	272.44	16.51	0.35	0.4
16	20.29	4.78	-15.51	-0.76	-15.51	0.72	325.28	18.04	0.4	0.37
17	19.12	5.74	-13.38	-0.7	-13.38	0.65	259.85	16.12	0.38	0.15
18	16.98	7.57	-9.41	-0.55	-9.41	0.51	143.43	11.98	0.41	-0.42
19	17.08	13.86	-3.22	-0.19	-3.22	0.63	155.5	12.47	0.29	-0.18
20	19.84	36.47	16.63	0.84	16.63	1.86	776.73	27.87	0.27	-0.13
21	16.76	50.74	33.98	2.03	33.98	3.33	1592.37	39.9	0.24	0.06
22	17.96	50.67	32.72	1.82	32.72	2.86	1484.24	38.53	0.2	-0.02
23	20.16	44.36	24.2	1.2	24.2	1.58	888.14	29.8	0.31	0.13

El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-24.95 \text{ a } 33.98 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $3.32 \pm 19.51 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que indica que el modelo subestimó y sobrestimó los valores observados. En otros estudios este parámetro fue de $-4.43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Yin et al., 2017) y de $-1.41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Balzarini et al., 2016), por lo que en ambos casos hubo una subestimación por parte del modelo de los valores observados. El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de $[-82 \text{ a } 203 \text{ \%}]$ con un valor promedio de $23.0 \pm 19.51\%$, en otros estudios este parámetro fue de -11.6 \% (Yin et al., 2017), -39.3 \% (Cai et al., 2016) y -11.76 \% (Balzarini et al., 2016). El error de la raíz cuadrática media (RMSE) varió en un rango de $[11.98 \text{ a } 39.90 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, con un valor promedio de $22.23 \pm 7.37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un valor de r que varió en un rango de $[-0.42 \text{ a } 0.54]$ con un promedio de 0.17 ± 0.23 . En otros estudios para la estación de verano estos parámetros fueron de $47.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.5 (Xu et al., 2016a), $12.68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.42 (Balzarini et al., 2016) y de $22.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.91 (Cai et al., 2016). El IOA varió en un rango de

[0.20 a 0.50] con un valor promedio de 0.36 ± 0.07 . En este caso se cumple que el valor promedio de MAE ($3.32 \mu\text{g}/\text{m}^3$) es menor que el valor promedio de RMSE ($22.23 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Por definición el valor promedio de MAE debe ser menor que el valor promedio de RMSE, lo cual se cumple en todos los casos.

4.3 Pronóstico mejorado para el mes de febrero MOS

El procedimiento MOS es un procedimiento clásico para mejorar el pronóstico del modelo basado en una regresión múltiple (Pijnappel, 2011), que consiste en determinar una relación estadística entre un predictando y las variables pronosticadas por un modelo numérico en algún tiempo (Predictores). Estudios de pronósticos mejorados para NO_2 y PM_{10} se indican en (Perez et al., 2015).

Cuadro 29. Parámetros MOS horarios para todas las estaciones mes de febrero 2016.

N	Estación	Parámetros MOS		r
		a	b	
1	CDM PM_{10}	62.206	-1.935	0.73
	CDM $\text{PM}_{2.5}$	-	-	-
2	ATE PM_{10}	98.368	0.023	0.02
	ATE $\text{PM}_{2.5}$	23.513	0.031	0.084
3	SBJ PM_{10}	55.946	-0.679	0.28
	SBJ $\text{PM}_{2.5}$	13.83	0.174	0.13
4	STA PM_{10}	82.777	-0.758	0.56
	STA $\text{PM}_{2.5}$	21.182	0.138	0.20
5	CRB PM_{10}	99.501	-0.662	0.47
	CRB $\text{PM}_{2.5}$	20.622	-0.003	0.01
6	HCH PM_{10}	92.557	-0.504	0.51
	HCH $\text{PM}_{2.5}$	15.177	-0.039	0.11
7	PPD PM_{10}	85.715	1.178	0.58
	PPD $\text{PM}_{2.5}$	38.697	-0.671	0.80
8	SMP PM_{10}	42.981	-0.275	0.14
	SMP $\text{PM}_{2.5}$	14.576	-0.332	0.56
9	VMT PM_{10}	131.	2.007	0.36
	VMT $\text{PM}_{2.5}$	-	-	-
10	SJL PM_{10}	75.594	-0.075	0.12
	SJL $\text{PM}_{2.5}$	19.116	0.117	0.47

Numerosos investigadores han combinado con éxito los pronósticos meteorológicos disponibles de una variedad de fuentes para que el producto mezclado sea superior a cualquier producto individual (Vislocky y Fritsch,1995). En las figuras 114, 115 y 116, se observan los perfiles de concentraciones observados el pronosticado WRF-Chem y el perfil mejorado con MOS ($Y=a+b*Y_p$, donde a y b son evaluados con una función lineal con los valores horarios promedios observado y pronosticado, Y es el valor mejorado e Y_p es el valor promedio horario pronosticado por el modelo (Sanchez et al., 2018). En el anexo XIX se muestran las gráficas mejoradas con MOS de las demás estaciones.

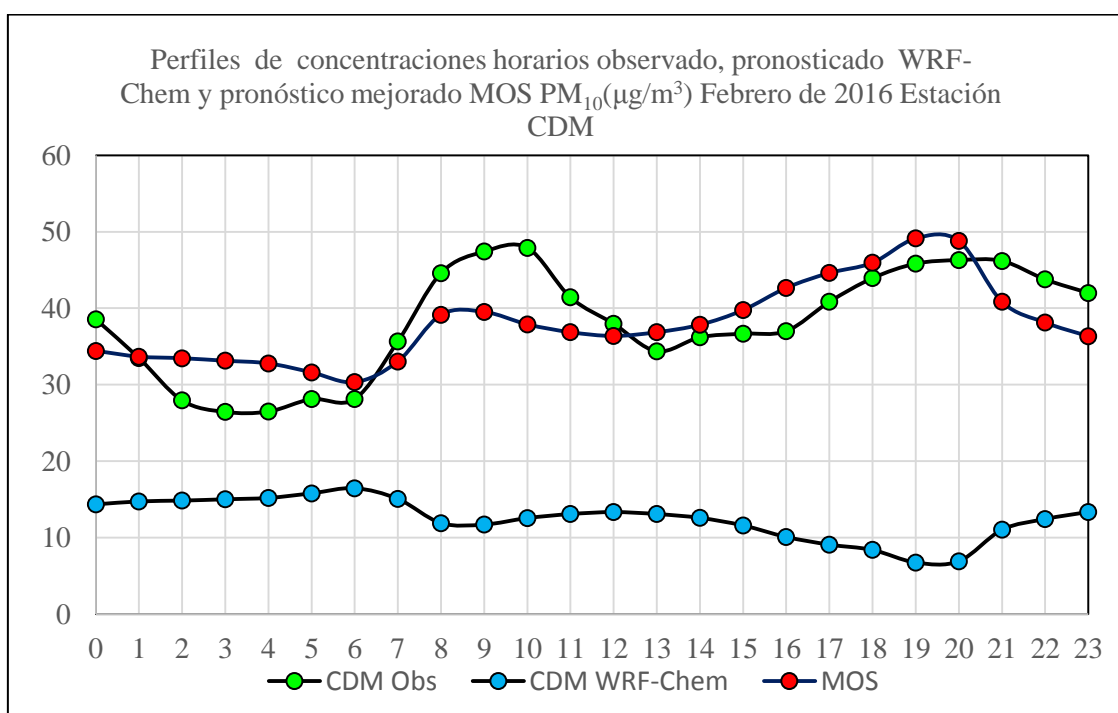


Figura 114. Perfiles horarios de concentraciones medias PM_{10} observado, pronosticado con WRF-Chem y pronóstico mejorado con MOS: Febrero 2016, Estación CDM.

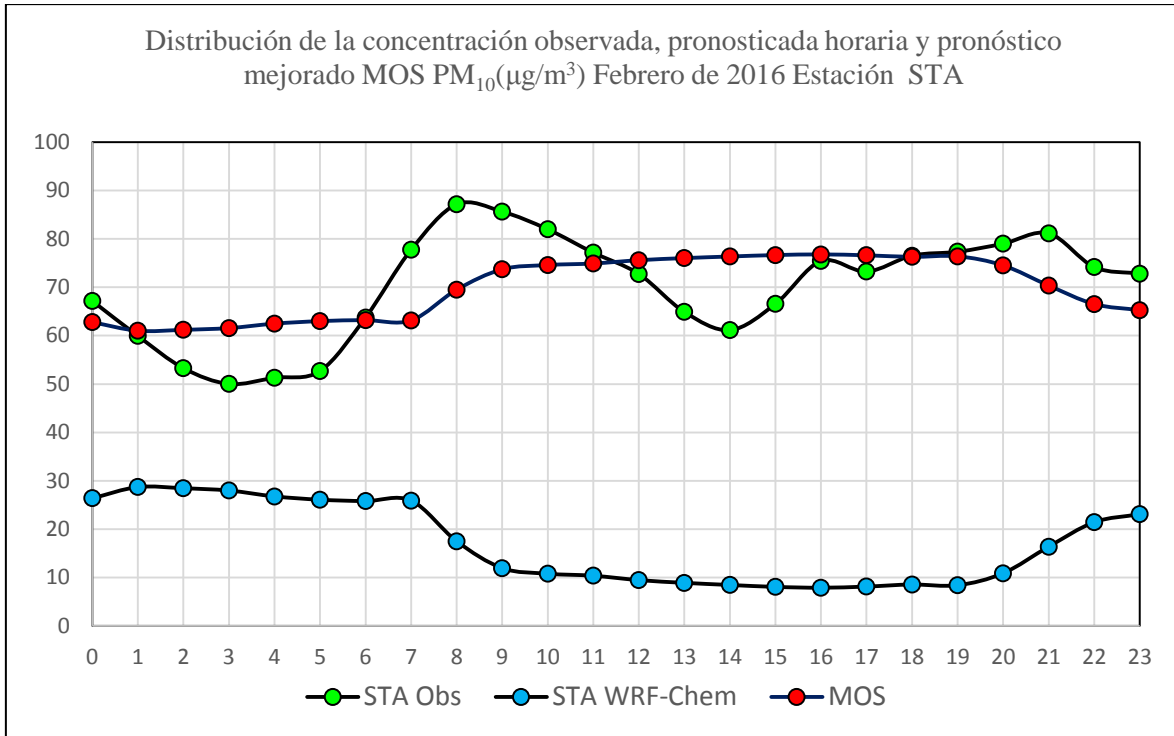


Figura 115. Perfiles horarios de concentraciones medias PM 10 observado, pronosticado con WRF-Chem y pronóstico mejorado MOS: Febrero 2016, Estación STA.

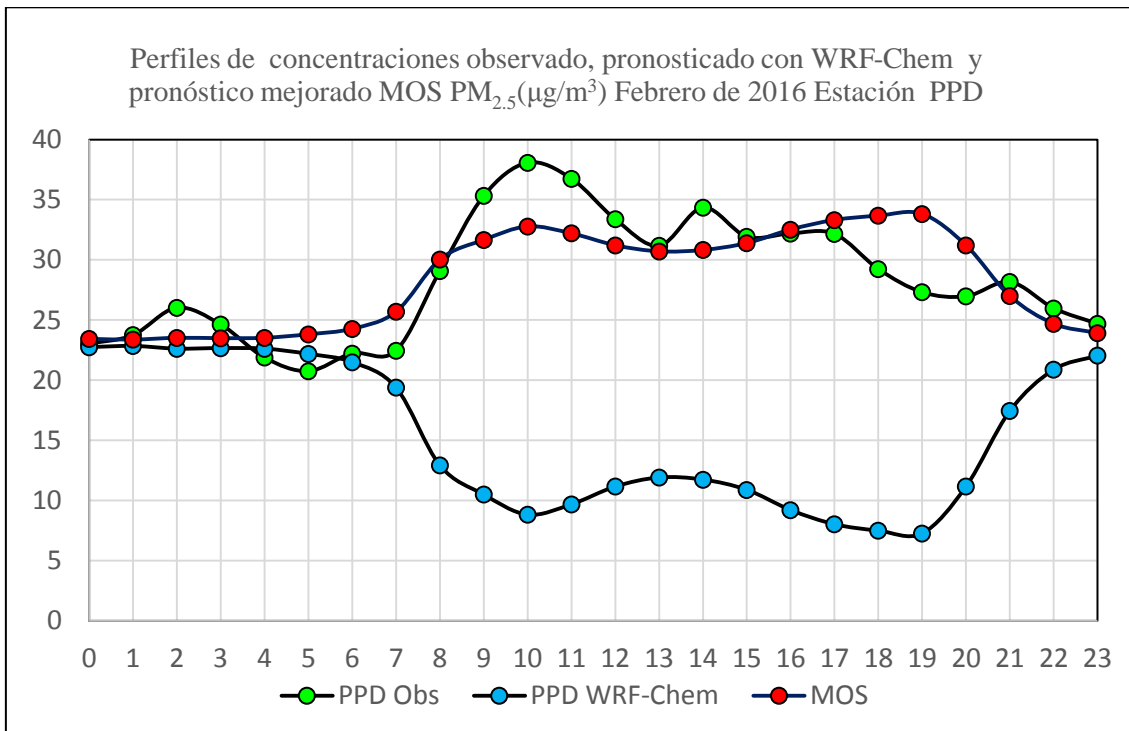


Figura 116. Perfiles horarios de concentraciones medias PM 2.5 observado, pronosticado con WRF-Chem y pronóstico mejorado con MOS: Febrero 2016, Estación PPD.

4.4 Error promedio global por estación en el mes de febrero

El cuadro 30, muestra el error promedio global por estación de PM₁₀ y PM_{2.5}. Los errores promedios más pequeños con respecto a PM_{2.5} se dieron en las estaciones CRB (-2.28 % subestimado), ATE (10.36 %, sobreestimado) y SJL (14.39 %, sobreestimado) y con respecto a PM₁₀ se dieron en las estaciones SJL (-58.72 %, subestimado), ATE (-66.75 %, subestimado) y SMP (-68.50 %, subestimado).

Cuadro 30. Error promedio horario global por estación en febrero 2016.

N°	Estación	PromGlob horario Ob µg/m ³	PromGlob horario P µg/m ³	MB horario µg/m ³	Error % (MB/Ob)x100
1	CDM10	38.22	12.48	-25.74	-67.35
	CDM2.5	-	-	-	-
2	ATE 10	98.83	32.86	-65.97	-66.75
	ATE 2.5	24.13	26.63	2.50	10.36
3	SBJ10	48.78	9.92	-38.86	-79.66
	SBJ2.5	14.54	4.16	-10.38	-71.39
4	STA10	70.11	16.95	-53.16	-75.82
	STA2.5	22.61	10.62	-11.99	-53.03
5	CRB10	84.02	24.49	-59.53	-70.85
	CRB2.5	20.60	20.13	-0.47	-2.28
6	HCH10	80.39	24.77	-55.62	-69.19
	HCH2.5	14.36	18.35	3.99	27.79
7	PPD10	125.14	34.02	-91.12	-72.81
	PPD2.5	28.39	15.32	-13.07	-46.04
8	SMP10	39.40	12.41	-26.99	-68.50
	SMP2.5	12.53	6.26	-6.27	-50.04
9	VMT10	168.90	18.47	-150.43	-89.06
	VMT2.5	-	-	-	-
10	SJL10	73.40	30.3	-43.10	-58.72
	SJL2.5	22.03	25.2	3.17	14.39

4.5. Distribución espacial y temporal de las concentraciones horarias y diarias observadas y del modelo: Mes de julio de 2016.

Se presenta el análisis de la información de contaminantes con énfasis en material particulado PM₁₀ y PM_{2.5} observados en el mes de Julio de 2016 por la Dirección General de Investigación y Asuntos Ambientales (DGIA) del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI), así como los generados por el modelo WRF/chem.

4.5.1 Estación Jesús María-Campo de Marte (CDM): PM₁₀ y PM_{2.5}.

La figura 117 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observados y pronosticados para la estación CDM en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un descenso de la concentración entre las 0:00 horas y 4:00 de la mañana, periodo donde el tráfico en la ciudad de Lima desciende, entre las 5:00 y 8:00 de la mañana se observa un incremento de la concentración de los valores medios, que es cuando el tráfico en la ciudad se activa y, corresponde a horas de mayor congestión vehicular de 7:00 a 9:00 am (Senamhi, 2013; Deuman y Walsh, 2005), alcanzando un valor máximo de 36.68 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 9:00 am.

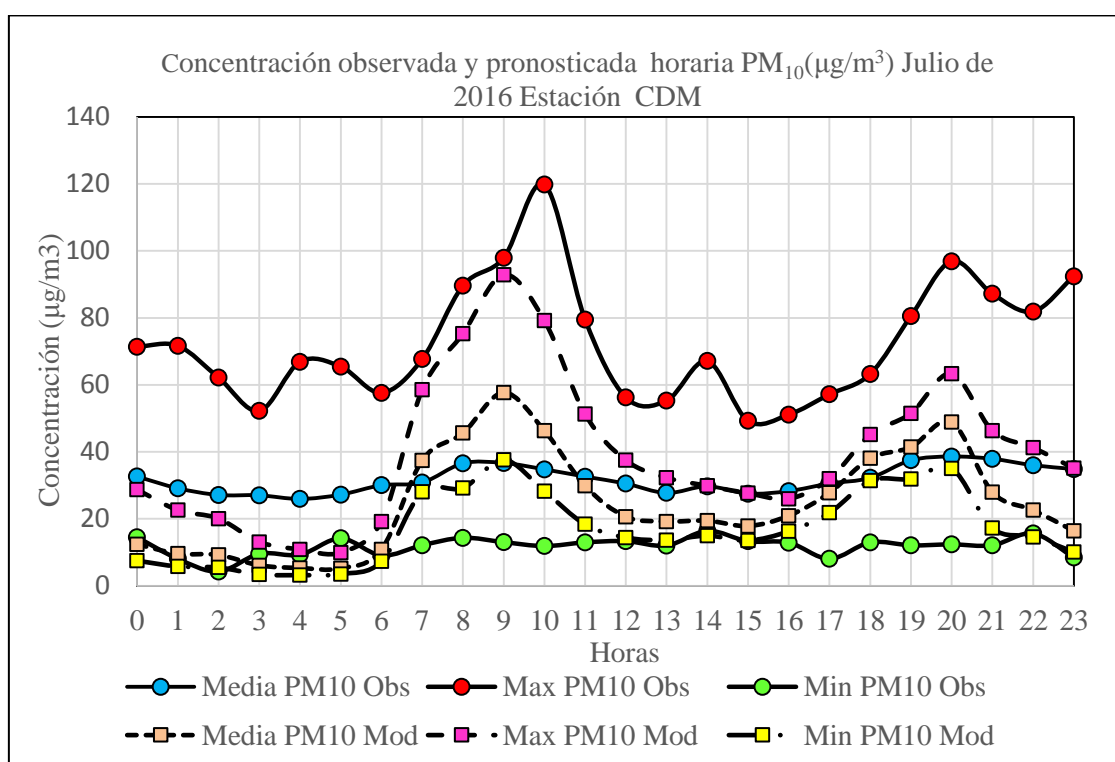


Figura 117. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación CDM.

El material particulado es más bajo en las horas donde el tráfico vehicular es bajo (por la noche de 0:00 a 5:00 am) sin importar la estación debido al bajo volumen del tráfico vehicular y consecuentemente las velocidades de emisiones bajan y se favorecen las condiciones de dispersión incremento en la altura de mezcla (Bathmanabhan y Saragur, 2010). Después de las 16:00 horas, se observa que hay incremento de la concentración de los valores medios alcanzando un valor máximo de 38.61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 20:00 horas, que es cuando el tránsito vehicular se vuelve más activo y, corresponde a las horas de mayor congestión vehicular de

18:00 a 20:00 horas (Senamhi, 2013). Esto sugiere que el grueso de la contaminación con material particulado PM₁₀ en esta zona está en gran medida influenciada por las emisiones del transporte. El perfil de concentración de valores máximos observados alcanzó un valor máximo de 119.80 µg/m³ a las 10:00 horas y tiene un comportamiento irregular.

El perfil de concentración máximo del modelo captura las características del perfil observado y lo subestima durante las 24 h y su valor máximo fue de 92.86 µg/m³ a las 9:00 horas. El perfil de concentración medio del modelo captura las características del perfil medio observado sub y sobre estimando y su valor máximo fue de 57.68 µg/m³ a las 9:00 horas. En esta estación el valor máximo de PM₁₀ está muy por debajo del ECA PM₁₀. Las diferencias entre los datos observados y el modelo se deben a diferentes tipos de incertidumbres, por ejemplo los datos de entrada tienen a menudo una mala exactitud (un paso limitante es la calidad de las emisiones del inventario), los campos meteorológicos tienen sus propias incertidumbres que afectan al modelo de transporte químico (Sportisse, 2010). El cuadro 31 muestra la velocidad zonal, meridional, así como la dirección y modulo en cada estación estimados.

Cuadro 31. Velocidad zonal (U), meridional (V), dirección y modulo en cada estación estimados.

N	Estación	Febrero				Julio			
		U m/s	V m/s	Dirección (grados)	Modulo (m/s)	U m/s	V m/s	Dirección (grados)	Modulo (m/s)
1	CDM	3.80	-1.00	284.744	3.93	0.42	-3.83	353.74	3.85
2	ATE	2.67	-0.88	288.242	2.81	-0.59	-1.88	17.42	1.97
3	SBJ	-2.63	4.92	151.873	5.58	0.79	-3.73	348.04	3.81
4	STA	-0.33	3.56	174.704	3.58	-0.74	-2.49	16.55	2.60
5	CRB	0.56	2.36	193.349	2.43	-1.27	-1.73	36.28	2.15
6	HCH	-0.52	2.72	169.177	2.77	-0.88	-1.83	25.68	2.03
7	PPD	1.25	2.14	210.290	2.48	-1.37	-1.71	38.70	2.19
8	SMP	-0.71	3.66	169.022	3.73	0.07	-3.25	178.77	3.25
9	VMT	-1.00	3.15	162.387	3.30	1.73	-2.79	328.20	3.28
10	SJL	0.24	2.26	186.062	2.27	-0.86	-1.92	24.13	2.10

En la figura 118 se observa que el perfil de concentración de valor medio de julio está por debajo del perfil de valor medio de febrero. Para el mes de febrero los valores promedios horarios de temperatura, humedad y PM₁₀ fueron de (24.41 °C, DS= ± 2.02), (77.51 %, DS= ± 9.71) y (38.22 µg/m³, DS=±7.03) respectivamente, mientras que para el mes de julio estos valores fueron de (14.85 °C, DS= ±0.20), (83.22 %, DS= ±8.30) y (31.75 µg/m³, DS=±3.99).

La diferencia de las concentraciones de PM_{10} del mes de febrero y julio fue de $6.47 \mu\text{g}/\text{m}^3$, representa una disminución de la concentración de 16.93 % que puede ser explicado teniendo en cuenta que en el mes de julio (estación de invierno) hay precipitación “llovizna en Lima” que ayuda a la remoción probablemente por deposición humedad (lluvia en febrero: 0.10 mm y lluvia julio: 0.20 mm) del material particulado.

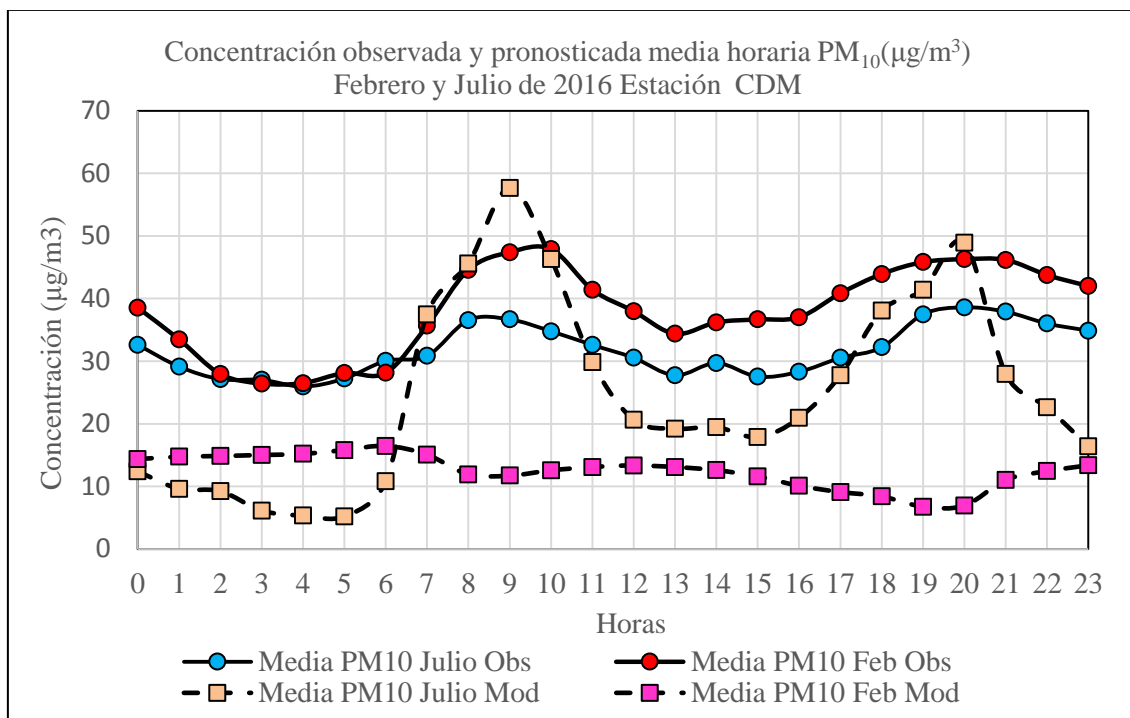


Figura 118. Perfiles horarios de concentraciones medias de PM_{10} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación CDM.

La composición de los aerosoles es afectado por las condiciones meteorológicas, bajo condiciones de alta humedad (julio en Lima) pueden formar soluciones y pueden favorecer reacciones químicas a nivel superficial. La velocidad del viento ayuda a dispersar los contaminantes en febrero el modulo de la velocidad fue de 3.93 m/s (14.15 km/h) cuadro 31, que en la escala de Beaufort corresponde a una brisa ligera y en julio fue de 3.85 m/s (13.86 km/h). Un estudio realizado en la ciudad de Bogotá-Colombia, mostró una reducción de 30 % en PM_{10} en días lluviosos y de 21 % en $PM_{2.5}$ (Blanco et al., 2015). La deposición húmeda tiene un efecto más fuerte sobre las partículas gruesas que sobre las partículas finas, de modo que la relación $PM_{2.5}/PM_{10}$ debería incrementarse durante los periodos húmedos con respecto a periodos secos.

La deposición húmeda tiene un efecto más fuerte sobre las partículas gruesas que sobre las partículas finas, de modo que la relación $PM_{2.5}/PM_{10}$ debería incrementarse durante los periodos húmedos con respecto a periodos secos. Las figuras 119 y 120 muestran estos cambios con la humedad para las estaciones de CDM y SJL.

En la cuadro 32 se muestran los valores promedios de las humedades en cada estación generado con el modelo, así como el valor promedio de $PM_{2.5}/PM_{10}$. En cada estación se cumple que en el mes julio la relación de material particulado siempre es mayor al mes de febrero.

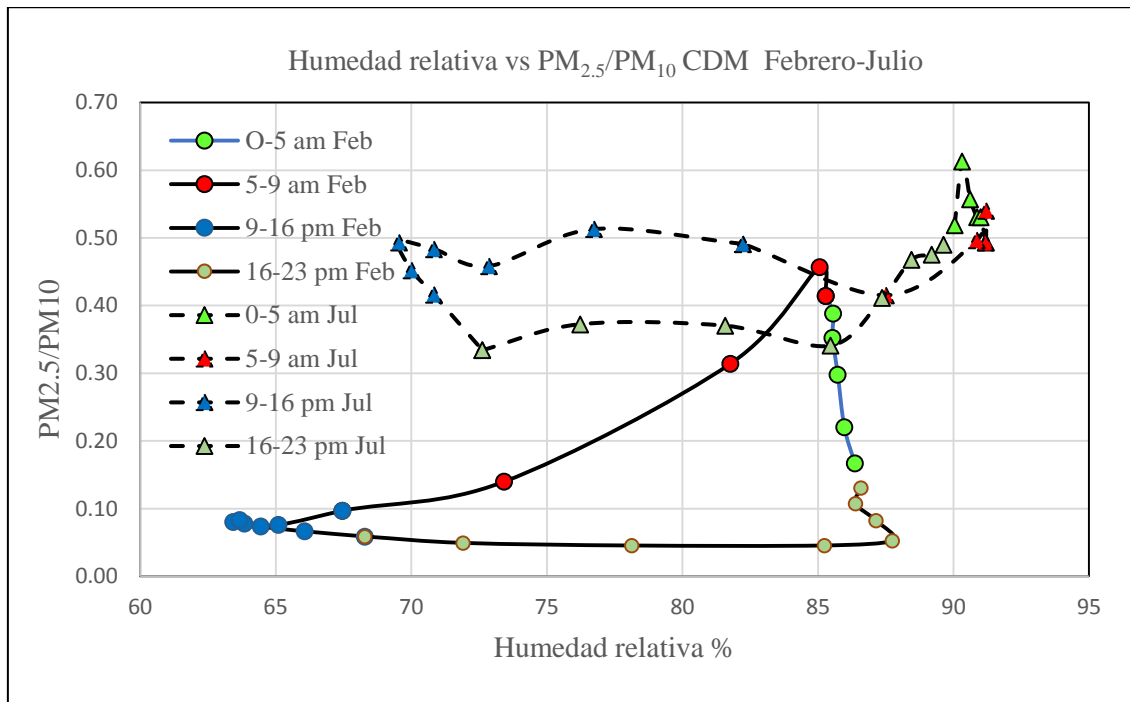


Figura 119. Relación de $PM_{2.5}/PM_{10}$ con la humedad para los meses de febrero (estación de verano) y julio (estación de invierno) en la estación CDM año 2016.

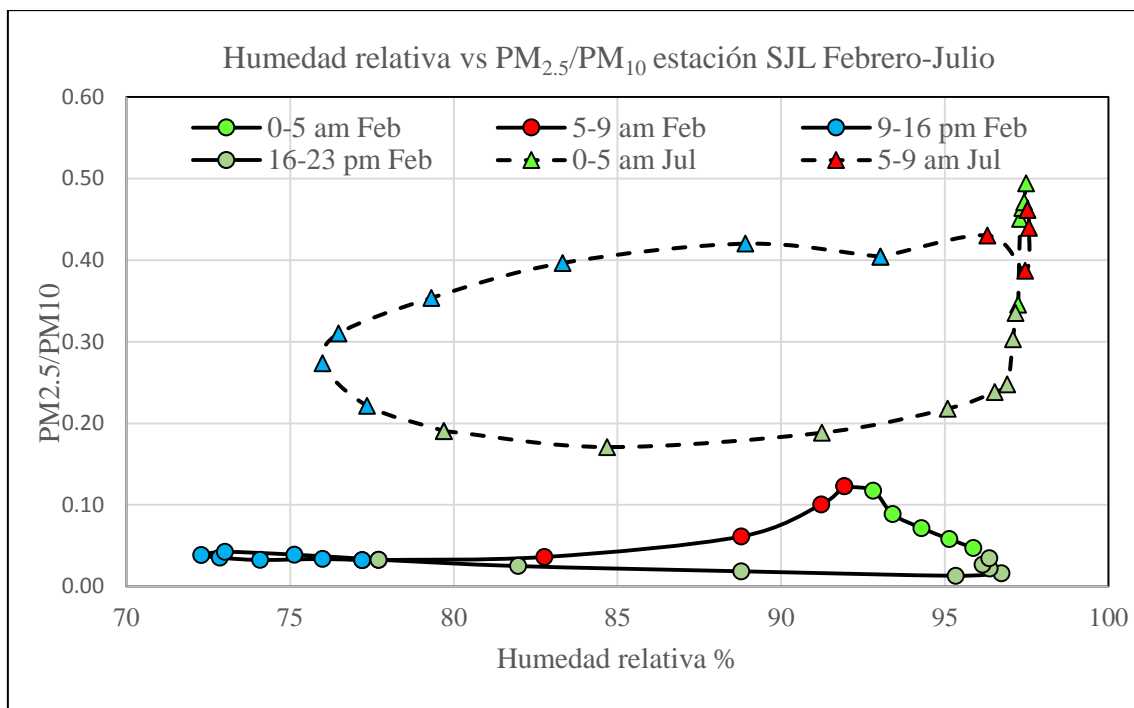


Figura 120. Relación de humedad relativa con $PM_{2.5}/PM_{10}$ para los meses de febrero (estación de verano) y julio (estación de invierno) en la estación SJL, año 2016.

Cuadro 32. Valores promedio de temperatura, humedad relativa % y relación horaria de $PM_{2.5}/PM_{10}$ en cada estación para los meses de febrero y julio año 2016.

N	Estación	Temp (°C)	HR% Febrero	$PM_{2.5}/PM_{10}$ Horario Febrero	Temp (°C)	HR% Julio	$PM_{2.5}/PM_{10}$ Horario Julio
1	CDM	24.41	77.51	0.16	14.85	83.22	0.47
2	ATE	23.35	74.89	0.25	13.44	74.34	0.85
3	SBJ	23.88	79.02	0.30	14.76	81.94	0.41
4	STA	24.05	75.61	0.32	14.28	78.39	0.36
5	CRB	24.34	72.99	0.25	13.75	78.23	0.40
6	HCH	24.06	73.73	0.18	13.72	75.64	0.32
7	PPD	24.27	75.21	0.24	14.39	78.95	0.39
8	SMP	24.51	76.42	0.33	14.74	80.76	0.42
9	VMT	22.03	86.51	0.04	14.49	91.19	0.34
10	SJL	22.91	76.72	0.30	13.68	78.45	0.40

La figura 121 muestra los perfiles diarios de concentraciones medias de PM_{10} observados y pronosticados. Los perfiles de concentraciones muestran un comportamiento irregular, en términos generales el perfil de concentración de valor medio de julio está por debajo del perfil de concentración de valor medio de febrero, debido a la mayor influencia de la humedad en invierno sobre el PM_{10} (Cuadro 32). En esta zona el ECA ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 24 horas) no es superado.

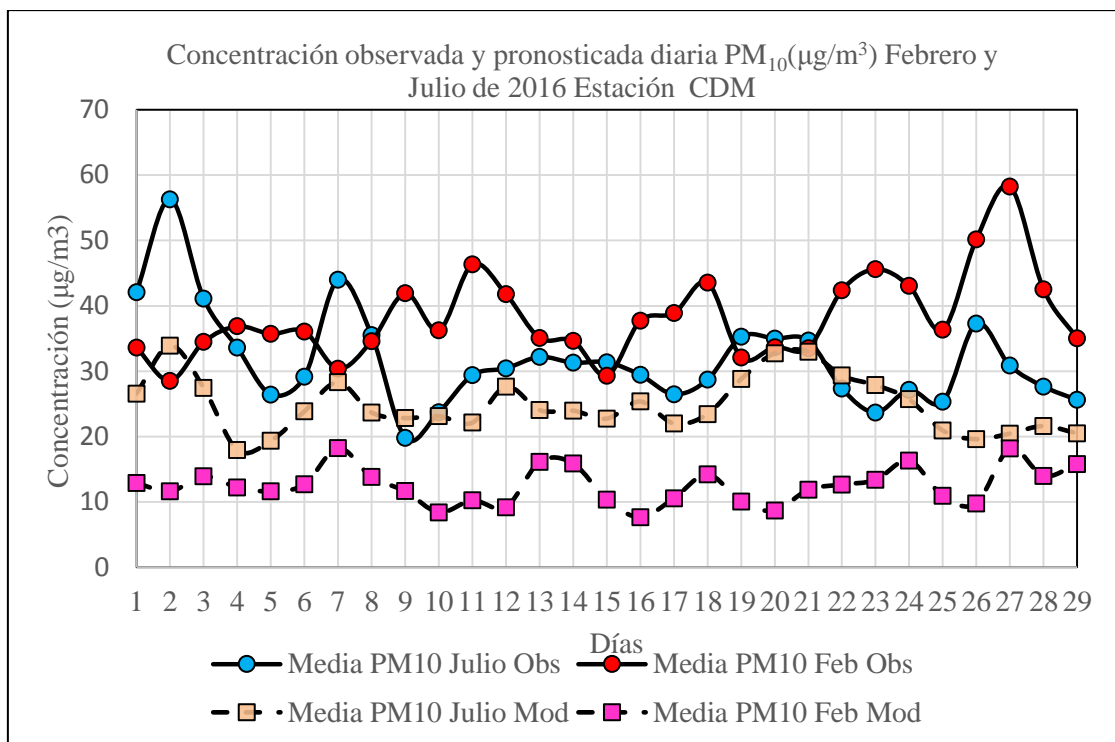


Figura 121. Perfiles diarios de concentraciones medias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación CDM.

El perfil de concentración de valor medio de julio muestra un descenso de la concentración de los días sábados (2 y 16) a domingos (3 y 17) de -27 % y -10.0 % respectivamente, que es un comportamiento similar al mes de febrero, sin embargo de los días sábados (9 y 23) a domingos (10 y 24) hay un aumento en la concentración de 47.6 % y 8.6 % respectivamente que probablemente es consecuencia del transporte aéreo de contaminantes. Otros estudios también reportan para las estaciones de invierno y verano una disminución de las concentraciones de PM₁₀ los fines de semana en relación a los demás días de la semana (Bathmanabhan y Saragur, 2010). Las relaciones promedios diarios de PM_{2.5}/PM₁₀ de febrero y julio fueron de 0.13 (calculado con el pronóstico de PM_{2.5}) y 0.47 respectivamente (cuadro 33). Un estudio realizado en la ciudad de Beijing muestra que los valores para estos parámetros diarios fueron de 0.66 y 0.67 respectivamente (Deping et al., 2016). El factor promedio que relaciona la concentración media horaria (pronosticada) y observada fue de 0.75, un estudio similar en la ciudad de Beijing con WRF-chem y PM₁₀ muestra que este factor para la estación de invierno fue de 0.62 (Deping et al., 2016).

La Figura 122 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{2.5} observados y pronosticados para la estación CDM en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un descenso de la concentración entre las 0:00

horas y 5:00 de la mañana, periodo donde el tráfico en la ciudad de Lima desciende, entre las 5:00 y 9:00 mañana hay un incremento irregular de la concentración de los valores medios, que es cuando el tráfico en la ciudad se activa y, corresponde a horas de mayor congestión vehicular de 7:00 a 9:00 am (Senamhi, 2013; Deuman y Walsh, 2005), alcanzando un valor máximo de $18.02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 9:00 am. Después de las 16:00 horas, se observa que hay incremento de la concentración de los valores medios alcanzando un valor máximo de $17.74 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 20:00 horas que corresponde a las horas de mayor congestión vehicular de 18:00 a 20:00 horas (Senamhi, 2013), además los valores medios en esta zona no sobrepasan el ECA respectivo.

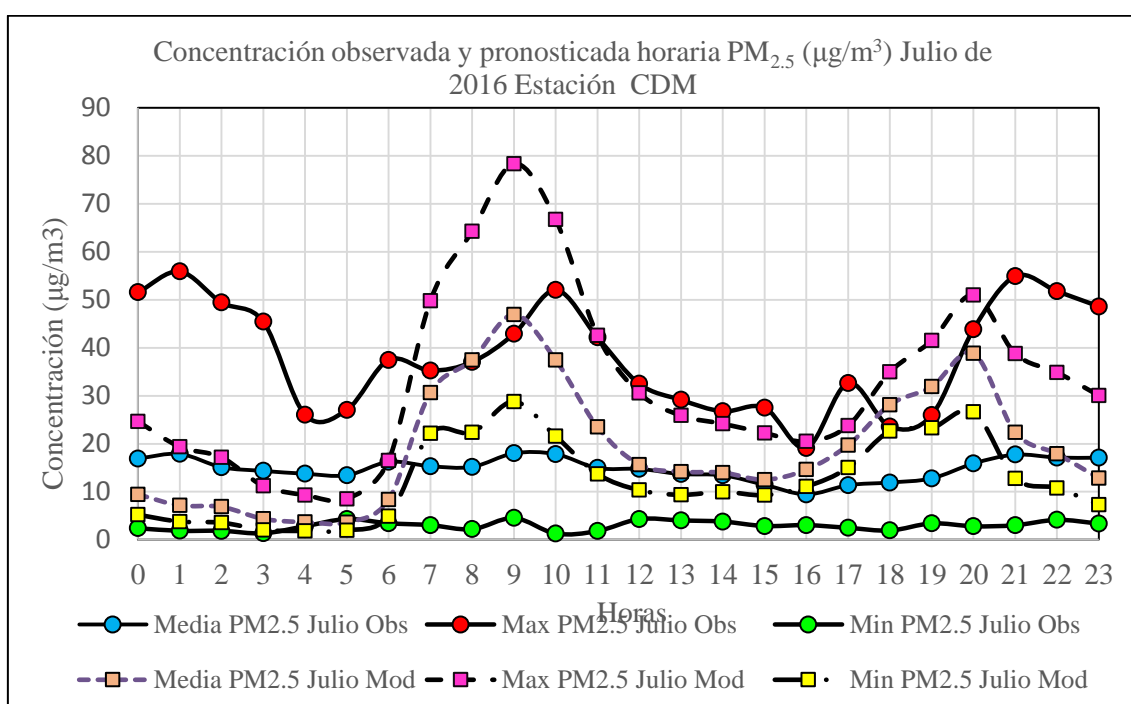


Figura 122. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de $\text{PM}_{2.5}$ observado y del modelo: Julio 2016, Estación CDM.

El perfil de concentración de valores máximos observados excede 22 veces el ECA y alcanzó un valor de $55.89 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a la una de la madrugada, lo que sugiere que sea deba por transporte, pues la hora corresponde al periodo de menor tráfico vehicular. El perfil de concentración medio del modelo es sub y sobre estimado por el perfil de concentración del modelo. Las incertidumbres son muy comunes en estos procesos, por ejemplo las parametrizaciones a nivel de subgrillas que están relacionadas con una amplia gama de escalas espaciales, inducen errores que usualmente no son controlados, en la práctica los modelos de transporte químico (CTMs) son caracterizados con muchas incertidumbres (Sportisse, 2010).

La Figura 123 muestra los perfiles diarios de concentraciones medias de $PM_{2.5}$ observados y pronosticados. Los perfiles de concentraciones de valores medios de febrero y julio son muy similares en esta zona probablemente debido a la menor influencia de la humedad sobre el $PM_{2.5}$. El valor promedio diario (pronosticado) en febrero de $PM_{2.5}$ fue de $19.18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y para el mes de julio el valor promedio observado fue de $14.82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ la mayor concentración de febrero puede explicarse por la menor humedad (Cuadro 32) y por que en Lima la capa de mezcla más baja se presenta en los meses de verano y la altura máxima en invierno que tiende a concentrar contaminantes (Senamhi, 2014 b).. En esta zona el ECA respectivo no es superado.

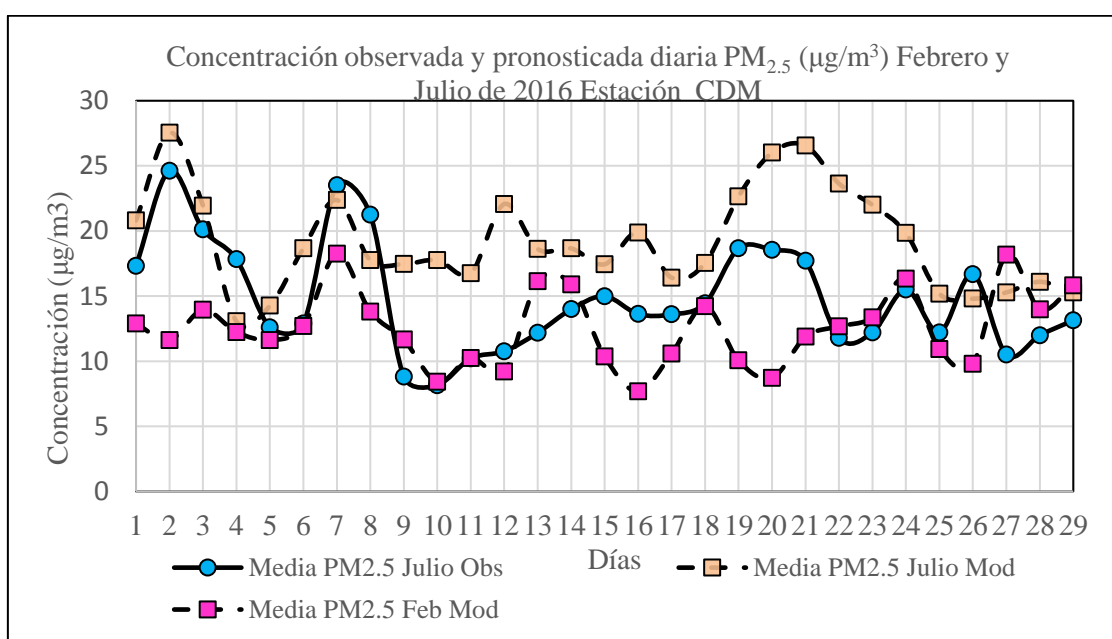


Figura 123. Perfiles horarios de concentraciones medias de $PM_{2.5}$ observado y del modelo: Julio 2016, Estación CDM.

El perfil de concentración de valor medio diario de julio muestra un descenso de la concentración de los días sábados (2, 9 y 16) a domingos (3, 9 y 17) de -18.2% y -7.5% y -0.2% respectivamente, que es un comportamiento similar al mes de febrero (ver figuras 39), del sábado (23) a domingo (24) hay un aumento en la concentración de 26.9% que probablemente es consecuencia del transporte aéreo de contaminantes. Otros estudios también reportan para las estaciones de invierno y verano una disminución de las concentraciones de $PM_{2.5}$ los fines de semana en relación a los demás días de la semana (Bathmanabhan et al., 2010). El factor promedio que relaciona la concentración media diaria pronosticada y observada de $PM_{2.5}$ fue de 1.36, un estudio similar al Este de Asia en la

ciudades de Beijing y Hebei con WRF-chem y PM_{2.5} muestra que este factor en la estación de invierno fueron de 0.60 y 0.64 (Liu et al., 2016).

4.5.2 Estación Ate (ATE): PM₁₀ y PM_{2.5}.

*En el mes de julio en esta estación de calidad del aire del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (Senamhi) no hubo datos observados.

4.5.3 Estación San Borja (SBJ): PM₁₀ y PM_{2.5}.

La Figura 124 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observados y pronosticados para la estación SBJ en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un descenso de la concentración entre las 0:00 horas y 3:00 de la mañana, periodo donde el tráfico en la ciudad de Lima desciende, entre las 3:00 y 9:00 de la mañana se observa un incremento de la concentración de los valores medios, que es cuando el tráfico en la ciudad se activa y, corresponde a horas de mayor congestión vehicular de 7:00 a 9:00 am (Senamhi, 2013; Deuman y Walsh, 2005), alcanzando un valor máximo de 60.80 µg/m³ a las 9:00 am.

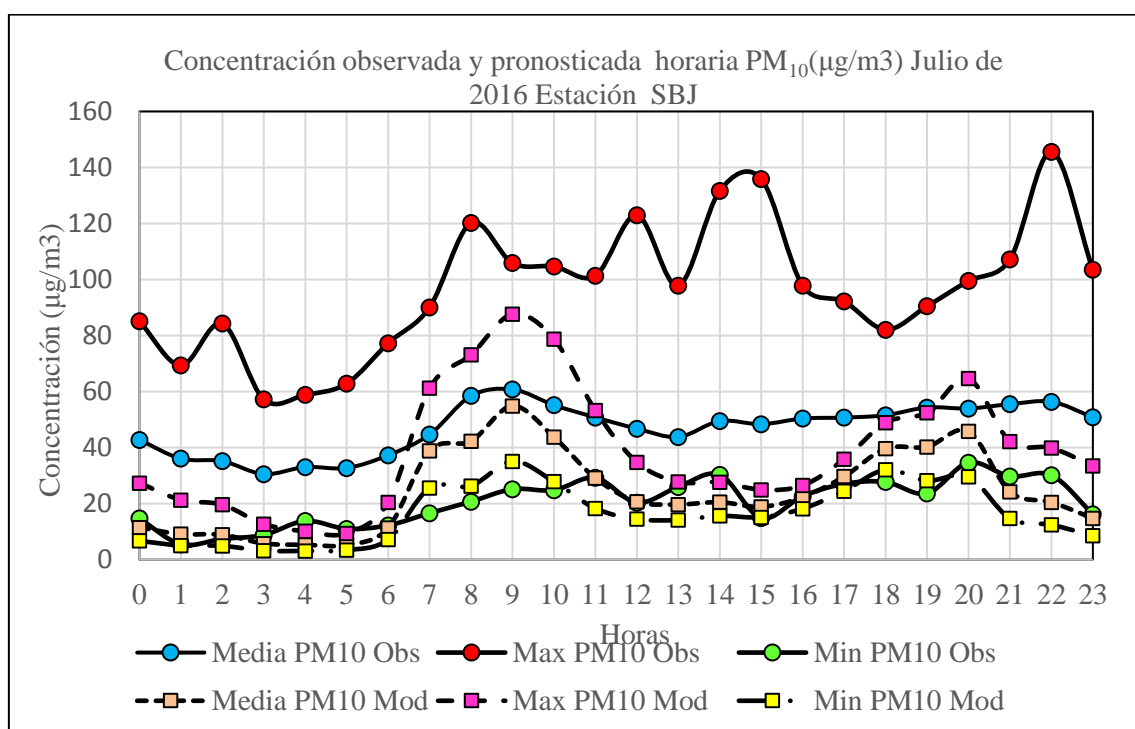


Figura 124. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación SBJ.

A las 13:00 horas la concentración observada fue de $43.82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ probablemente por la baja de carga vehicular en la zona. A las 22:00 horas el valor registrado fue de $56.38 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en esta zona el valor medio no supera el ECA PM_{10} respectivo. El perfil de concentración de valores máximos observados varió en un rango de [57.26 a $145.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$], y el valor máximo se registró a las 22:00 horas.

El perfil de concentración medio del modelo captura las características del perfil medio observado y lo subestima durante las 24 h y se observa dos picos en horas de máximo tráfico vehicular con valores de 54.90 y $45.79 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 9:00 y 20:00 horas. Las diferencias entre los datos observados y el modelo se deben a diferentes tipos de incertidumbres, por ejemplo es necesario mejorar las parametrizaciones de los procesos claves tanto a nivel regional como global, la meteorología es la fuente principal de errores en la polución del aire, los esquemas de advección numéricos en la meteorología no reúnen todos los requerimientos que requieren los modelos de transporte químico (CTM), por lo que requieren ser mejorados y armonizados en los modelos pronóstico numérico del tiempo (NPW) (Baklanov et al., 2011).

En la Figura 125 se observa que los perfiles de concentraciones de valores medios de febrero y julio son muy similares. Para el mes de febrero los valores promedios horarios de temperatura y humedad pronosticados y PM_{10} observados fueron de ($23.88 \text{ }^\circ\text{C}$, $\text{DS} = \pm 1.78$), (79.02% , $\text{DS} = \pm 9.03$) y ($48.78 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $\text{DS} = \pm 10.08$) respectivamente, mientras que para el mes de julio estos valores fueron de ($14.76 \text{ }^\circ\text{C}$, $\text{DS} = \pm 0.22$), (81.94% , $\text{DS} = \pm 8.87$) y ($47.08 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $\text{DS} = \pm 8.82$). La diferencia de las concentraciones de PM_{10} del mes de febrero y julio fue de $1.70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, además el valor promedio de la relación $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ en julio fue de 0.41 , y es mayor al valor de febrero 0.30 (cuadro 32), confirmando que la humedad de julio (estación de invierno) mayor en 3.7% con respecto a febrero, tiene un mayor efecto en la reducción de la concentración de PM_{10} debido probablemente a la remoción por deposición húmeda (lluvia en febrero: 0.10 mm , lluvia en julio: 0.20 mm) que en la remoción de $\text{PM}_{2.5}$, así como como por efecto de reacciones químicas favorecidas por la radiación solar (fotólisis), y la velocidad que en febrero (cuadro 31) fue de 5.58 m/s (20.09 km/h) que corresponde a una brisa moderada según la escala de Beaufort, y en julio fue de 3.81 m/s (13.72 km/h). La concentración de PM_{10} en julio fue menor en -3.49% con respecto a febrero.

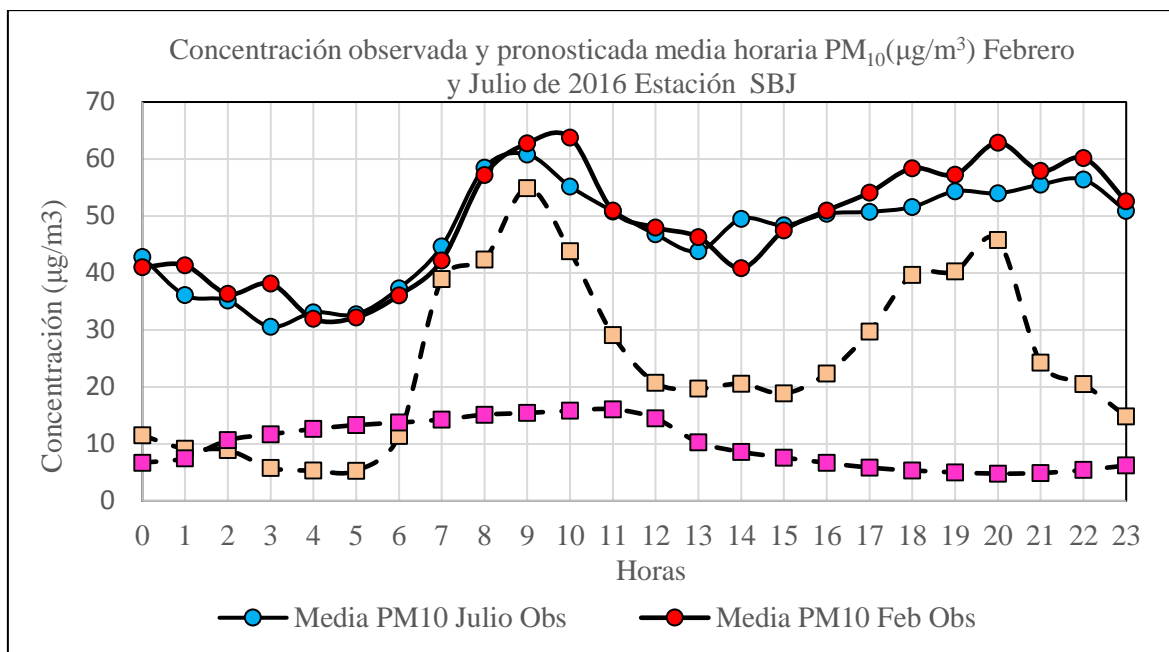


Figura 125. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SBJ.

La topografía poco accidentada favorece el movimiento del viento y no retiene los contaminantes en la atmósfera (Giri, 2008), en esta zona la dirección del viento fue de 5.58 m/s (20 km/h) que según la escala de viento Beaufort le corresponde el grado 3 (brisa moderada). Un estudio realizado en la ciudad de Beijing en la estación de invierno indicó un valor para la relación PM_{2.5}/PM₁₀ de 0.47 (Deping et al., 2016).

La Figura 126 muestra los perfiles diarios de febrero y julio de concentraciones medias de PM₁₀ observados y pronosticados. Los perfiles de concentraciones de valores medios de febrero y julio son muy similares en esta zona probablemente debido a la menor influencia de la humedad sobre el PM₁₀. Los valores promedios de PM₁₀ para el mes de febrero y julio fueron 48.78 µg/m³ y 14.54 µg/m³ respectivamente.

La mayor concentración de febrero (estación de verano) puede explicarse por su menor humedad (cuadro 32). En términos generales el perfil de concentración de PM₁₀ de febrero esta ligeramente por encima del perfil de julio y en ambos meses el ECA respectivo no es superado. El perfil de concentración de valor medio diario de julio muestra un aumento de la concentración de 20.4 % del día sábados (9) a domingo (10) probablemente debido al transporte de contaminantes por el aire. De los días sábados (16 y 23) a domingos (17 y 24) hay un descenso de la concentración de -6.3 % y -2.7 % respectivamente, probablemente por un menor tráfico vehicular por ser día no laborable. Las relaciones promedios diarios de PM_{2.5}/PM₁₀ de febrero y julio fueron de 0.30 y 0.40 respectivamente (cuadro 33). Un estudio

realizado en la ciudad de Beijing muestra que los valores para estos parámetros diarios fueron de 0.66 y 0.67 respectivamente (Deping et al. 2016).

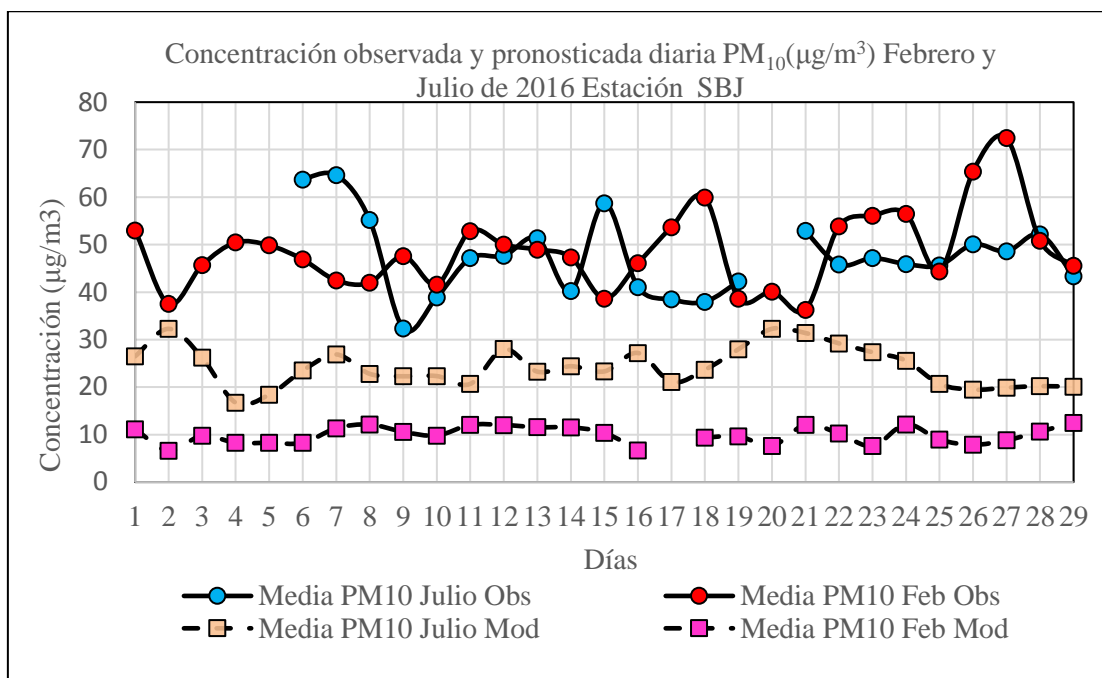


Figura 126. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SBJ.

Cuadro 33. Valores promedios diarios de PM_{2.5}/PM₁₀ en cada estación para el mes de febrero y julio año 2016. (para Temperatura y HR %, cuadro 32).

N	Estación	PM _{2.5} /PM ₁₀ Diario Febrero	PM _{2.5} /PM ₁₀ Diario Julio
1	CDM	0.13	0.47
2	ATE	0.25	0.84
3	SBJ	0.30	0.40
4	STA	0.32	0.42
5	CRB	0.25	0.40
6	HCH	0.18	0.37
7	PPD	0.28	0.38
8	SMP	0.31	0.41
9	VMT	0.05	0.33
10	SJL	0.30	0.37

La Figura 127 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{2.5} observados y pronosticados para la estación SBJ en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un descenso de la concentración entre las 0:00 horas (21.41 µg/m³) y 4:00 horas (16.26 µg/m³), periodo donde el tráfico en la ciudad de

Lima desciende, entre las 5:00 y 9:00 de la mañana se observa un incremento de la concentración de los valores medios de 16.69 a 25.75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, que es cuando el tráfico se activa y corresponde a horas de mayor congestión vehicular de 7:00 a 9:00 am (Senamhi, 2013; Deuman y Walsh, 2005).

A las 16:00 horas la concentración observada fue de 14.10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y alcanza un valor de 23.55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 21:00 horas. En esta zona el valor medio superó el ECA $\text{PM}_{2.5}$ sólo una vez con una pequeña diferencia de 0.75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. El perfil de concentración de valores máximos observados varió en un rango de [25.40 a 74.64 $\mu\text{g}/\text{m}^3$], superando veinte y cuatro veces el ECA (25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y el valor máximo se registró a la 1:00 de la madrugada hora donde el tráfico desciende, por lo que este incremento de podría darse por transporte de contaminantes.

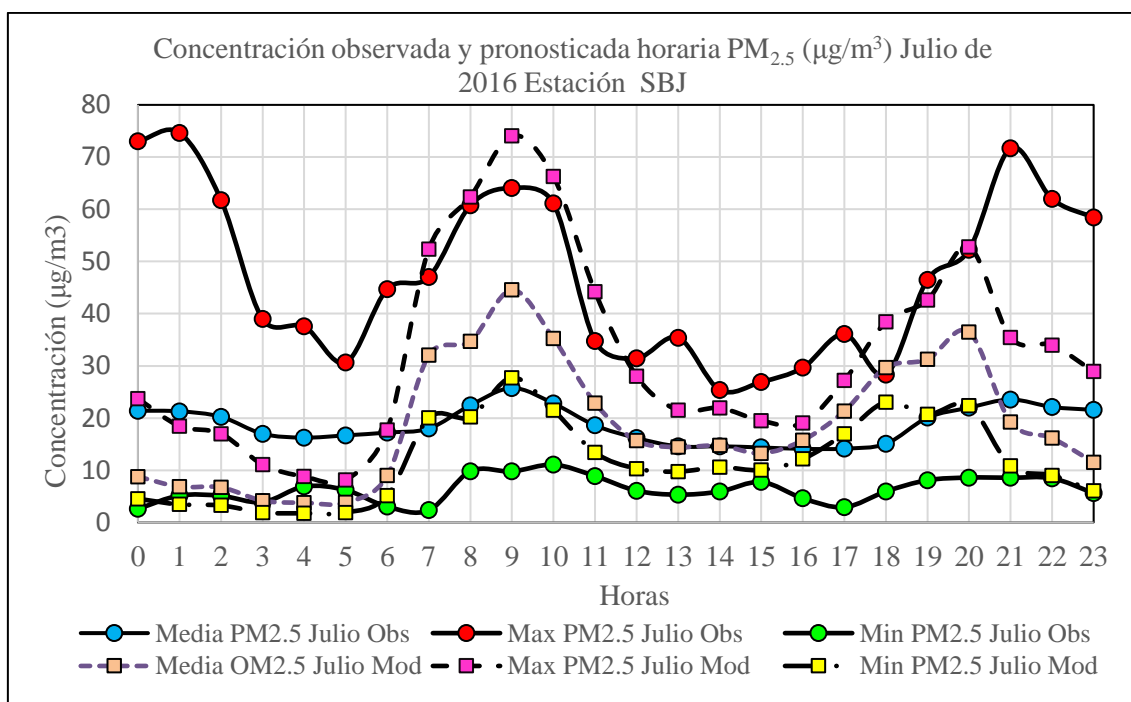


Figura 127. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de $\text{PM}_{2.5}$ observado y del modelo: Julio 2016, Estación SBJ.

Las principales fuentes de concentraciones de PM ambiente en vías urbanas son los gases de escape de vehículos, emisiones del desgaste de neumáticos y frenos y re-suspensión del polvo de la carretera (Bathmanabhan y Saragur, 2010). Dos picos en horas de máximo tráfico vehicular fueron pronosticados con valores de 44.54 y 36.50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 9:00 y 20:00 horas respectivamente. El perfil de concentración medio del modelo captura las características del perfil medio observado sub y sobre estimándolo. Las discrepancias entre los datos

observados y el modelo se deben a diferentes tipos de incertidumbres, por ejemplo, debido a la discretización numérica que por lo general es gruesa, además los sistemas de software también contienen errores (Sportisse, 2010).

En la Figura 128 se observa que el perfil de concentración de valores medios de febrero esta por debajo del perfil del mes de julio, y en el horario de 12:00 a 16:00 horas lo supera. Para el mes de febrero los valores promedios horarios de temperatura y humedad pronosticados y PM_{2.5} observados fueron de (23.88 °C, DS= ± 1.78), (79.02 %, DS= ± 9.03) y (14.54 µg/m³, DS=±3.13) respectivamente, mientras que para el mes de julio estos valores fueron de (14.76°C, DS= ±0.22), (81.94 % , DS= ±8.87) y (18.76 µg/m³ , DS=±3.51). La diferencia de las concentraciones de PM_{2.5} del mes de julio y febrero fue de 4.22 µg/m³, y el valor promedio de la relación PM_{2.5}/PM₁₀ en julio es mayor que la de febrero (cuadro 32), confirmando que la humedad de julio (estación de invierno) mayor en 2.92 % con respecto a febrero, tiene un mayor efecto en la reducción de la concentración de PM₁₀ debido probablemente a la remoción por deposición húmeda (lluvia febrero:0.10 mm, lluvia julio: 0.20 mm) que en la remoción de PM_{2.5}. Para conocer cómo las condiciones meteorológicas lo pueden afectar es muy importante conocer por ejemplo su composición físicoquímica, etc (Owoade et al., 2012).

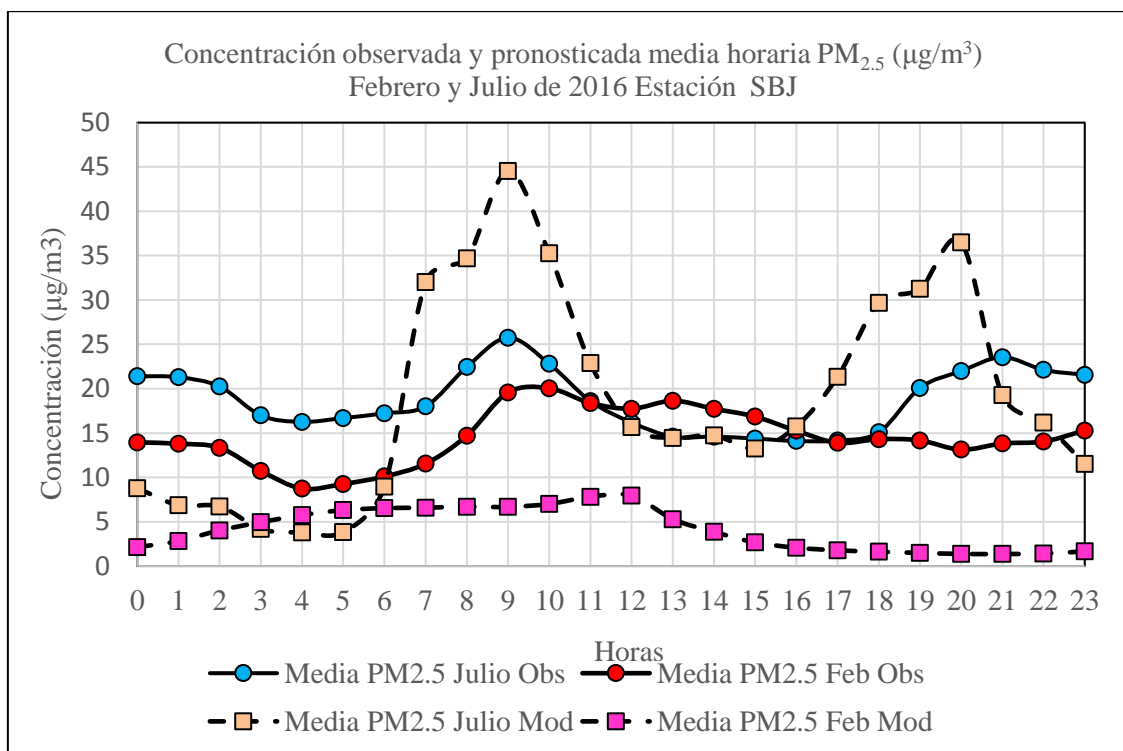


Figura 128. Perfiles de concentraciones medias horias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SBJ.

El mayor nivel de hidratación del material particulado en julio debido a la mayor humedad favorece las reacciones de fotólisis (Pöschl, 2005). La concentración de $PM_{2.5}$ en julio fue mayor en 29 % con respecto a febrero. En un estudio realizado en una zona industrial en la estación de invierno en la ciudad de Lanzhou (China) determinaron un valor de 0.80 para la relación $PM_{2.5}/PM_{10}$ (Qiu et al., 2016) y de 0.44 para la estación de verano (Deping et al., 2016). Las condiciones meteorológicas pueden difundir, diluir y acumular contaminantes y contribuir en un 16 % en la reducción en masa de $PM_{2.5}$ (Wang y Ogawa, 2015b).

La **Figura 129** muestra los perfiles de valores medios diarios de febrero y julio de concentraciones de $PM_{2.5}$ observados y pronosticados. Los valores promedios observados de $PM_{2.5}$ para el mes de febrero y julio fueron $14.54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $19.19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. En julio el ECA fue superado en cinco días. El perfil de concentración de valor medio diario de julio de los días sábado 9 y 23 a domingos (10 y 24) muestra una disminución de la concentración de -11.52 y $-28.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, probablemente por un menor tráfico vehicular por ser día no laborable y del sábado (16) a domingo (17) hay un leve incremento de la concentración de $4.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ probablemente por transporte de contaminantes por el aire.

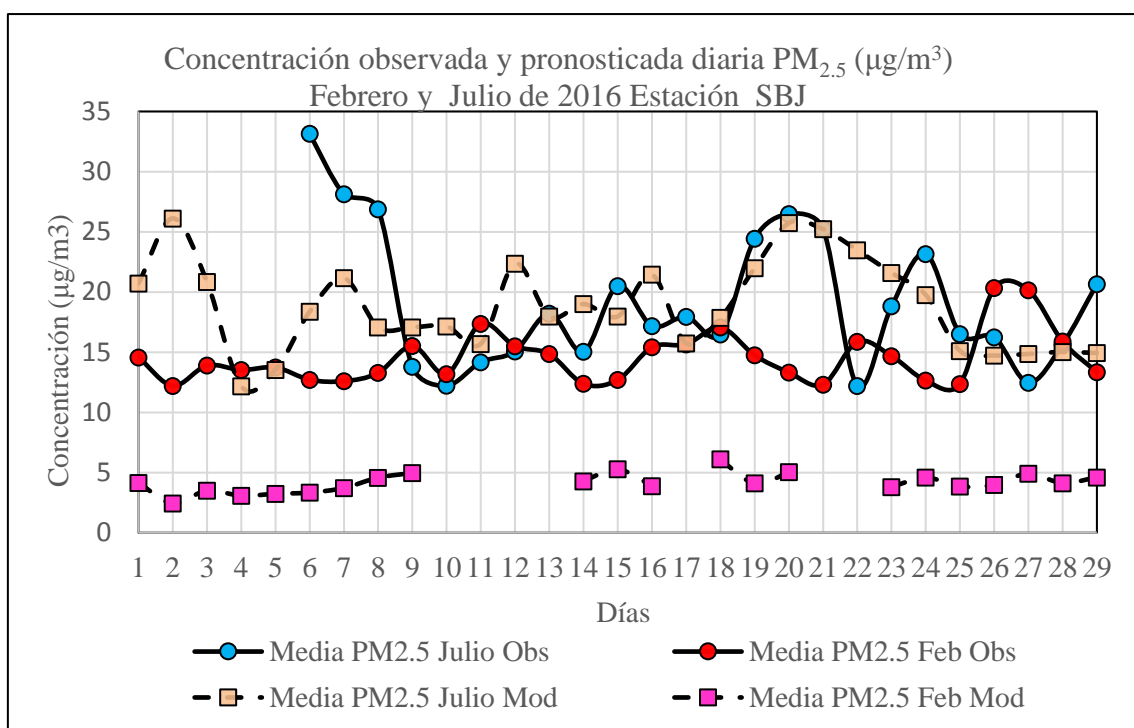


Figura 129. Perfiles de concentraciones medias diarias de $PM_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SBJ.

Las relaciones promedios diarios (cuadro 33) de $PM_{2.5}/PM_{10}$ de febrero y julio fueron de 0.30 y 0.40 respectivamente, confirmando el mayor efecto que tiene la humedad en julio sobre el PM_{10} . Otros estudios muestran que estos valores promedios diarios en verano

variaron de 0.50 a 0.84 (Streets et al., 2007) y en la estación de invierno de 0.47 a 0.87 (Deping et al., 2016).

4.5.4 Estación San Anita (STA): PM₁₀ y PM_{2.5}.

La Figura 130 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observados y pronosticados para la estación SBJ en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un descenso de la concentración entre las 0:00 horas y 5:00 de la mañana, periodo donde el tráfico en la ciudad de Lima desciende, entre las 5:00 y 10:00 horas se observa un incremento de la concentración de los valores medios, que es cuando el tráfico en la ciudad se activa, y corresponde a horas de mayor congestión vehicular de 7:00 a 9:00 am (Senamhi, 2013; Deuman y Walsh, 2005), alcanzando un valor máximo de 88.21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 10:00 am. A las 13:00 horas la concentración observada fue de 68.67 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y aumenta lentamente hasta las 19:00 horas alcanzando un valor de 86.11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ que corresponde a horas punta del tráfico vehicular.

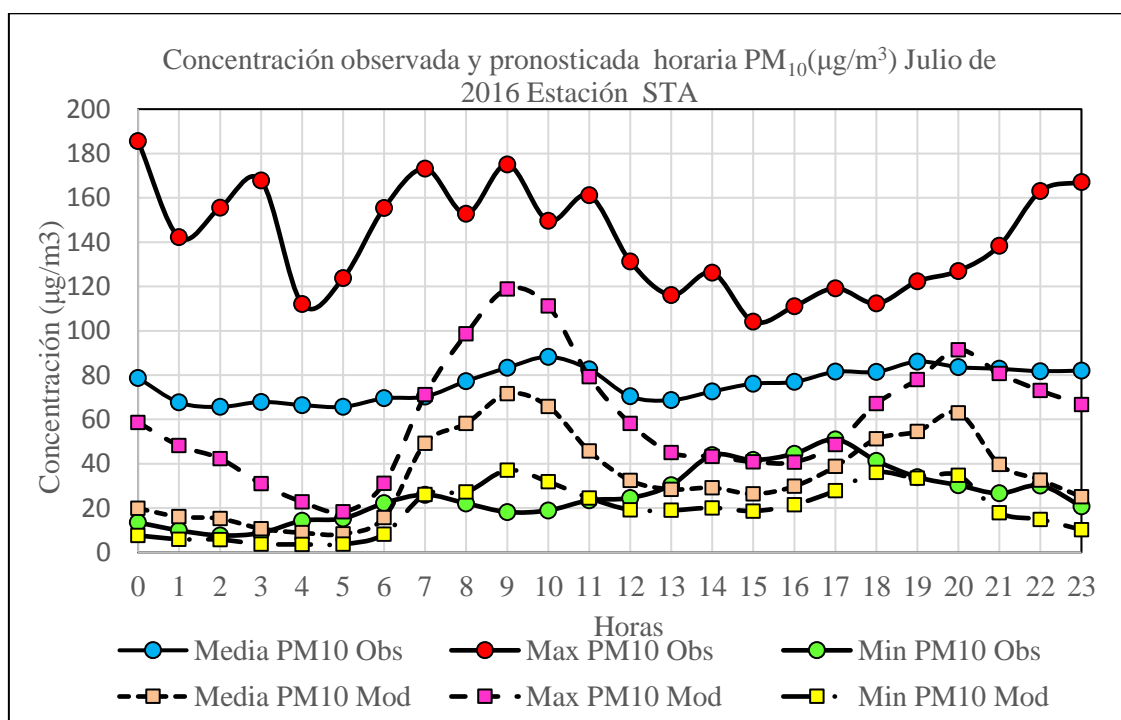


Figura 130. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación STA.

En esta zona el valor medio máximo no supera el ECA PM₁₀ respectivo. El perfil de concentración de valores máximos observados varió en un rango de [104.1 a 185.60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] y tiene un comportamiento irregular, el valor máximo se registró a las 0:00 horas y supera al ECA diez veces. El perfil de concentración medio del modelo captura las características

del perfil medio observado subestimándolo durante las 24 h y se observa dos picos en horas de máximo tráfico vehicular con valores de 71.55 y 63.00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 9:00 y 20:00 horas. Las discrepancias entre el valor observado y estimado tiene muchas razones, como por ejemplo las ecuaciones que describen los fenómenos naturales son muy complejas que no tienen solución analítica y debe recurrirse a los métodos numéricos y resolverlos de forma aproximada mediante el modelamiento matemático que de por sí introduce error. Los diferentes modelos tienen diferentes ventajas que pueden deberse a su complejidad o a la forma de sus parametrizaciones implementadas (Stocker, 2014).

En la Figura 131 se observa que los perfiles de concentraciones de valores medios de febrero y julio son muy similares. Para el mes de febrero los valores promedios horarios de temperatura y humedad pronosticados y PM_{10} observados fueron de (24.05 °C, DS= ± 2.13), (75.61 %, DS= ± 9.91) y (70.11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, DS= ± 10.95) respectivamente, mientras que para el mes de julio estos valores fueron de (14.28 °C, DS= ± 0.28), (78.39 % , DS= ± 11.04), (76.14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, DS= ± 7.23) respectivamente.

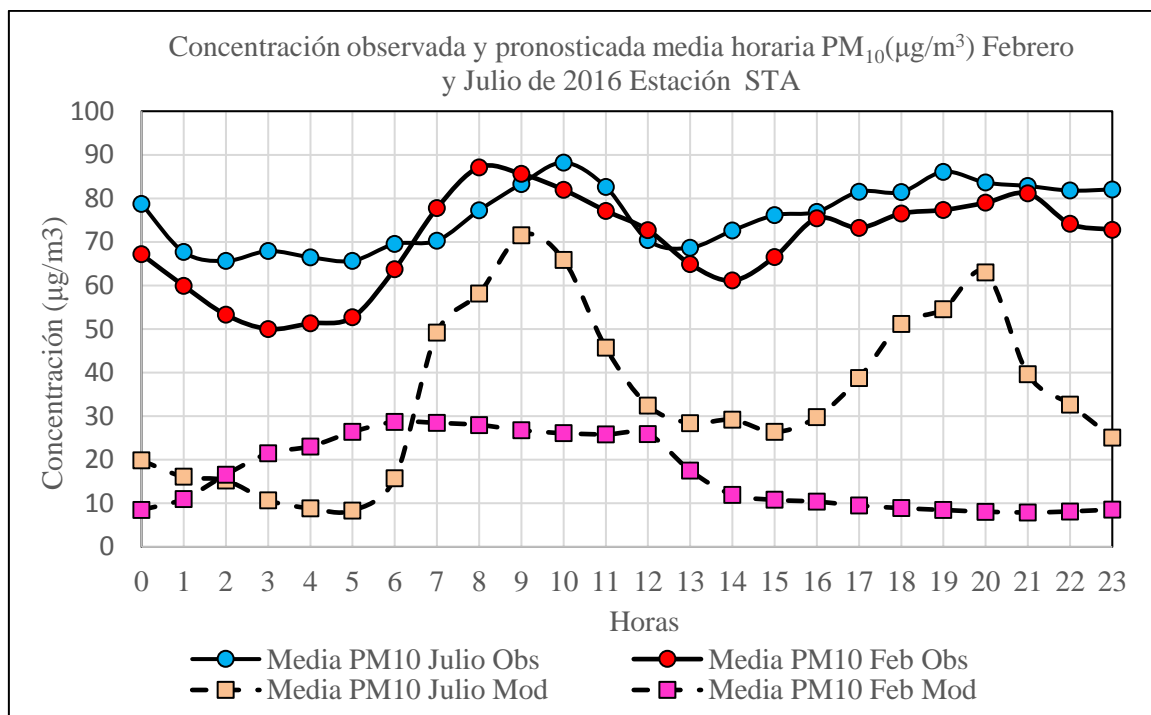


Figura 131. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM_{10} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación STA.

La diferencia de las concentraciones de PM_{10} del mes de julio y febrero fue de 6.03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y el valor promedio de la relación $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ en julio (0.36) fue mayor que la de febrero (0.32) (cuadro 33), confirmando que la humedad de julio (estación de invierno) mayor en 3.5 % con respecto a febrero, tiene un mayor efecto en la reducción de la concentración de

PM₁₀ debido probablemente a la remoción por deposición húmeda (lluvia en febrero: 0.10 mm, lluvia en julio: 0.20 mm) que en la remoción de PM_{2.5}. La concentración de PM₁₀ en julio fue mayor en 8.60 % con respecto a febrero, que estaría influenciado por la meteorología (humedad y viento), la velocidad del viento en julio (cuadro 31) fue de 2.60 m/s (9.36 km/h) que según la escala de viento Beaufort le corresponde a una brisa muy ligera y en febrero fue de 3.58 m/s (12.89 km/h) que representa a una brisa ligera. En esta estación las concentraciones promedio de PM₁₀ y PM_{2.5} son mayores en julio (invierno) que en febrero (verano) y un estudio realizado en la india muestra la influencia meteorológica sobre la calidad del aire ambiental en un área urbana costera y encontraron que las concentraciones de los contaminantes en invierno son más altas que en verano (Jayamurugan et al., 2013) y en otro estudio realizado en la provincia de Guangdong (China) encontraron que los valores de PM_{2.5}/PM₁₀ para las estaciones de verano e invierno fueron de 0.54 y 0.66 (Yin et al., 2017). Altos niveles de concentración de concentración de PM en invierno puede ser atribuido a inversiones térmicas específicas y a emisiones de calentamiento doméstico (Hakan et al., 2008).

La Figura 132 muestra los perfiles diarios de febrero y julio de concentraciones medias de PM₁₀ observados (no hay datos observados del día 23 a día 29) y pronosticados. Los perfiles de concentraciones de valores medios de febrero y julio son irregulares. Los rangos de valores promedios de PM₁₀ para el mes de febrero y julio son muy similares [50.0 a 87.13 µg/m³] y [65.63 a 88.21 µg/m³] respectivamente. La mayor amplitud de la concentración de febrero (estación de verano) con respecto al de julio puede explicarse por su menor humedad (Cuadro 32) y por una mayor resuspensión de material particulado generado por una mayor velocidad en febrero (cuadro 31).

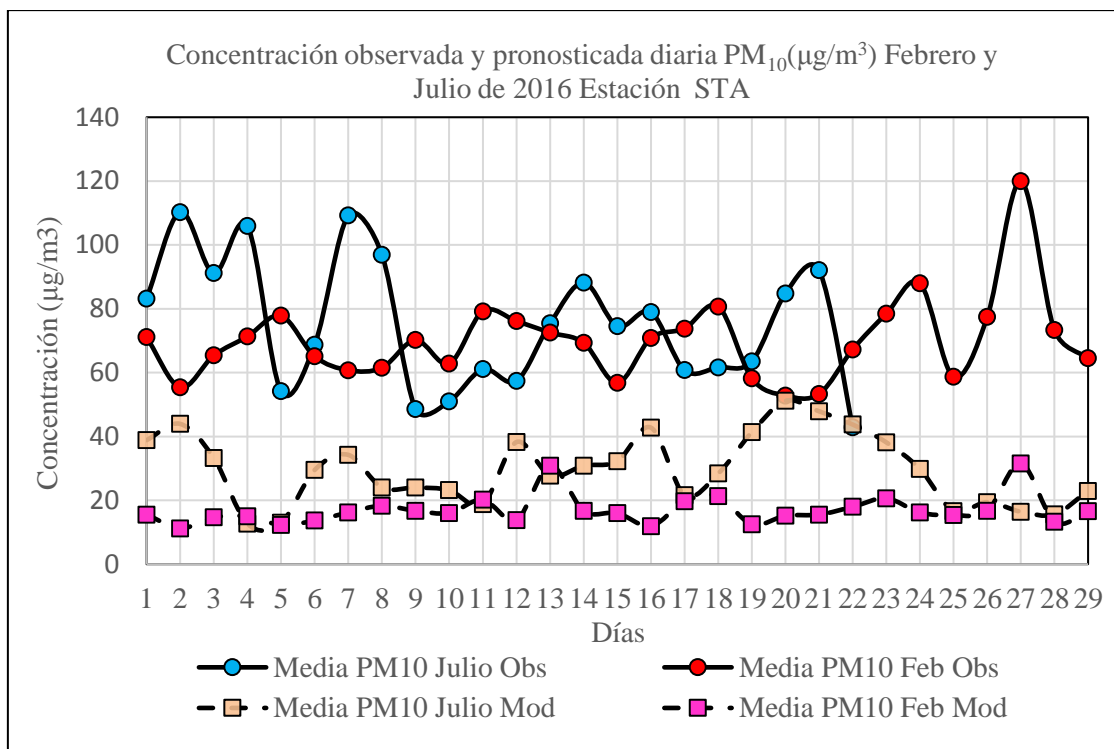


Figura 132. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación STA.

El perfil de concentración de valor medio diario de julio muestra una disminución de la concentración de los días sábados (2 y 16) a domingos (3 y 17) de -17.33 % y 23.0 % respectivamente probablemente por el menor la reducción del tráfico vehicular y un ligero aumento del día sábado (9) a domingo (10) de 5.0 % probablemente por transporte de contaminantes. Las relaciones promedios diarios de PM_{2.5}/PM₁₀ de febrero (estación de verano) y julio (estación de invierno) fueron de 0.32 y 0.36 (cuadro 33) respectivamente. Un estudio realizado al este de Asia muestra que los valores para estos parámetros diarios en enero (estación de invierno) y julio (estación de verano) fueron de 0.41 y 0.87 respectivamente (Xu et al., 2016a). La precipitación, temperatura y humedad relativa jercen una alta influencia sobre la concentración de PM₁₀ (Gonzales et al.,2015).

La Figura 133 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{2.5} observados y pronosticados en la estación SBJ en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un descenso de la concentración entre las 0:00 horas (48.85 µg/m³) y 6:00 de la mañana (38.18 µg/m³), periodo donde el tráfico en la ciudad de Lima desciende, a las 10:00 de la mañana se registró la máxima concentración de los valores medios de 51.46 µg/m³ respectivamente, que corresponde a horas de mayor congestión vehicular de 7:00 a 9:00 horas (Senamhi, 2013; Deuman y Walsh, 2005). A partir de las

16:00 horas la concentración observada aumentó de $27.93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y alcanzó un valor de $46.81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 23:00 horas.

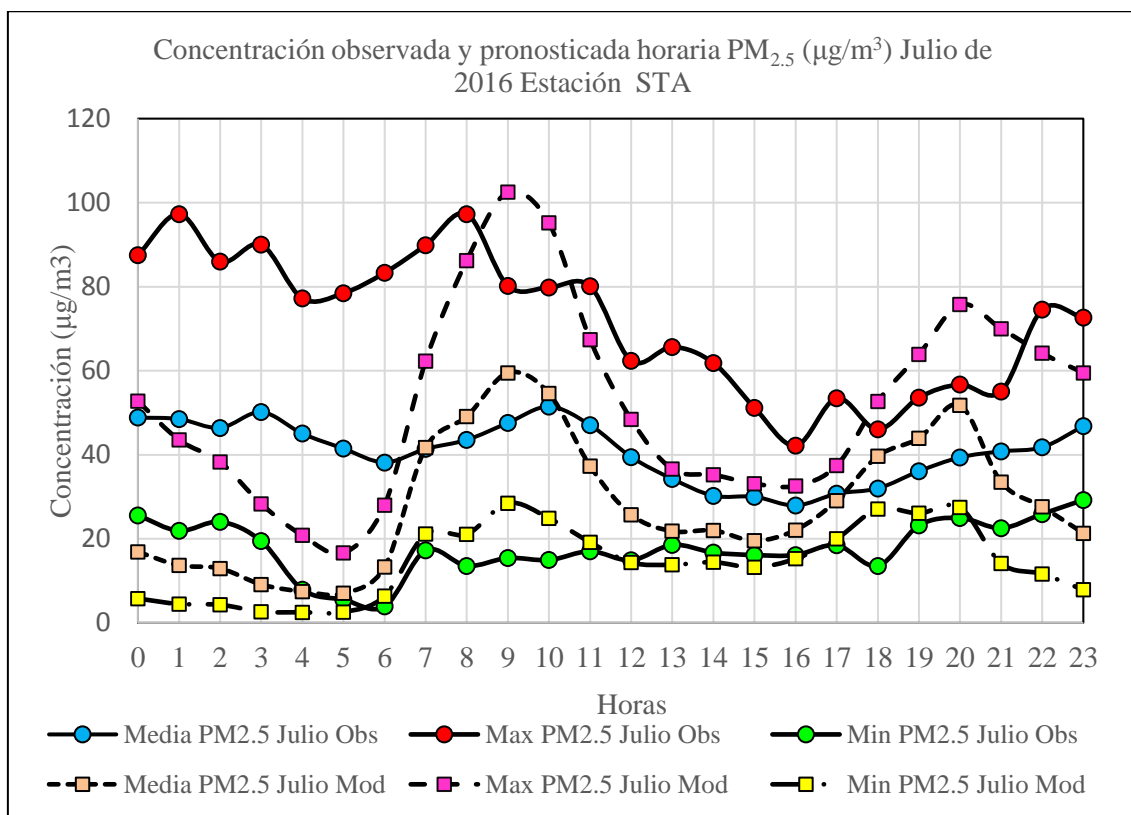


Figura 133. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de $\text{PM}_{2.5}$ observado y del modelo: Julio 2016, Estación STA.

En esta zona el valor medio varió de [29.93 a $51.46 \mu\text{g}/\text{m}^3$] superando el ECA $\text{PM}_{2.5}$ las 24 horas El perfil de concentración medio del modelo captura las características del perfil medio observado sub y sobre estimándolo. El perfil de concentración de valores máximos observados varió en un rango de [42.16 a $97.30 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y tiene un comportamiento irregular, el valor máximo se registró a la 1:00 de la madrugada y a las 8:00 horas. Dos picos en horas de máximo tráfico vehicular fueron pronosticados con valores de 59.50 y $51.79 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 9:00 y 20:00 horas respectivamente. La precipitación puede disminuir las concentraciones de masa $\text{PM}_{2.5}$ a través de la deposición húmeda (Wang y Ogawa, 2015).

En la Figura 134 se observa que el perfil de concentración de valores medios de febrero esta por debajo del perfil del mes de julio. Para el mes de febrero los valores promedios horarios de temperatura y humedad pronosticados y $\text{PM}_{2.5}$ observados fueron de ($24.05 \text{ }^\circ\text{C}$, $\text{DS} = \pm 2.13$), (75.61% , $\text{DS} = \pm 9.91$) y ($28.37 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $\text{DS} = \pm 15.64$) respectivamente, mientras

que para el mes de julio estos valores fueron de (14.28 °C, DS= ±0.28), (78.39 % , DS= ±11.04) y (28.37 µg/m³ , DS=±15.64).

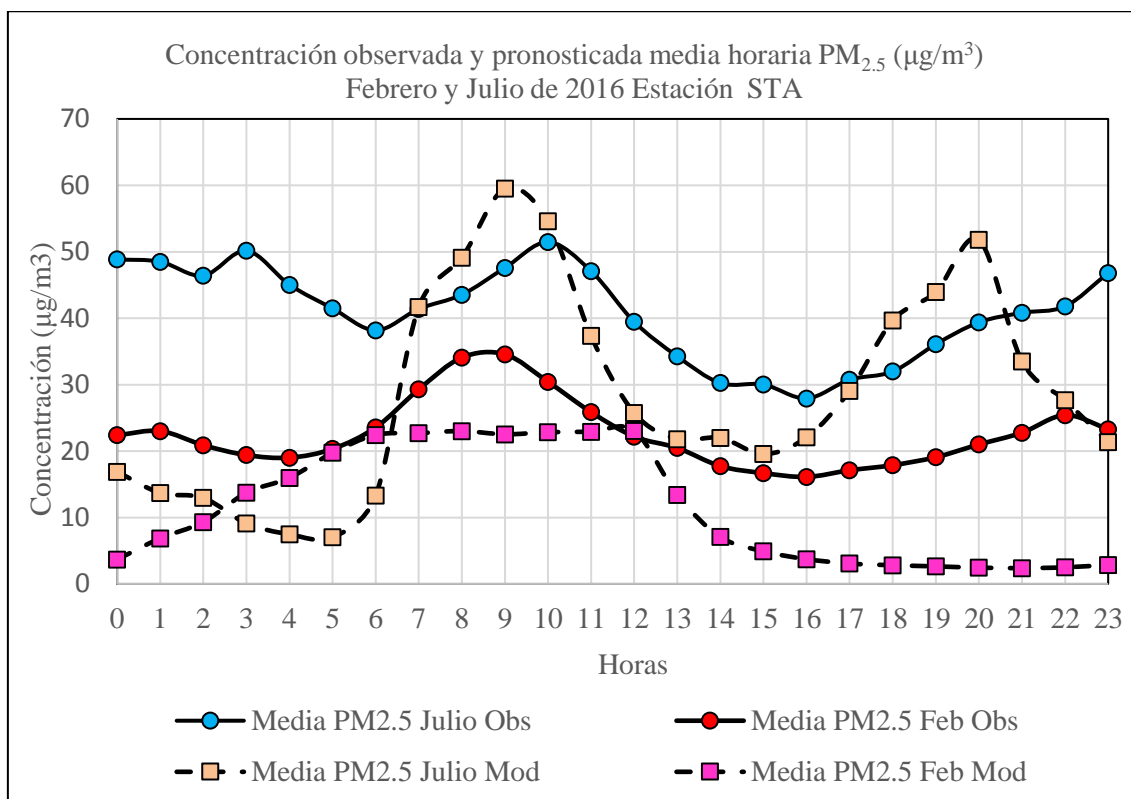


Figura 134. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación STA.

La diferencia de las concentraciones de PM_{2.5} del mes de julio y febrero fue de 5.76 µg/m³ y el valor promedio de la relación PM_{2.5}/PM₁₀ en julio es mayor que la de febrero (cuadro 32), confirmando que la humedad de julio (estación de invierno) mayor en 3.68 % con respecto a febrero, tiene un mayor efecto en la reducción de la concentración de PM₁₀ debido probablemente a la remoción por deposición húmeda (lluvia en febrero: 0.10 mm, lluvia en julio: 0.20 mm) que en la remoción de PM_{2.5}. La concentración de PM_{2.5} en julio fue mayor en 25.48 % con respecto a febrero. En Lima el rango del valor de PM_{2.5}/PM₁₀ varió en la estación de verano de [0.21 a 0.40] y en el invierno de [0.11 a 0.71], mientras que en un estudio realizado en la ciudad de Chennai (India) determinaron que esta relación varió en verano de [0.08 a 0.71] y en invierno de [0.17 a 0.84] (Bathmanabhan y Saragur, 2010).

La Figura 135 muestra los perfiles de valores medios diarios de febrero y julio de concentraciones de PM_{2.5} observados y pronosticados. Los valores promedios observados de

PM_{2.5} para el mes de febrero y julio (estimado) fueron 22.61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 28.37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente.

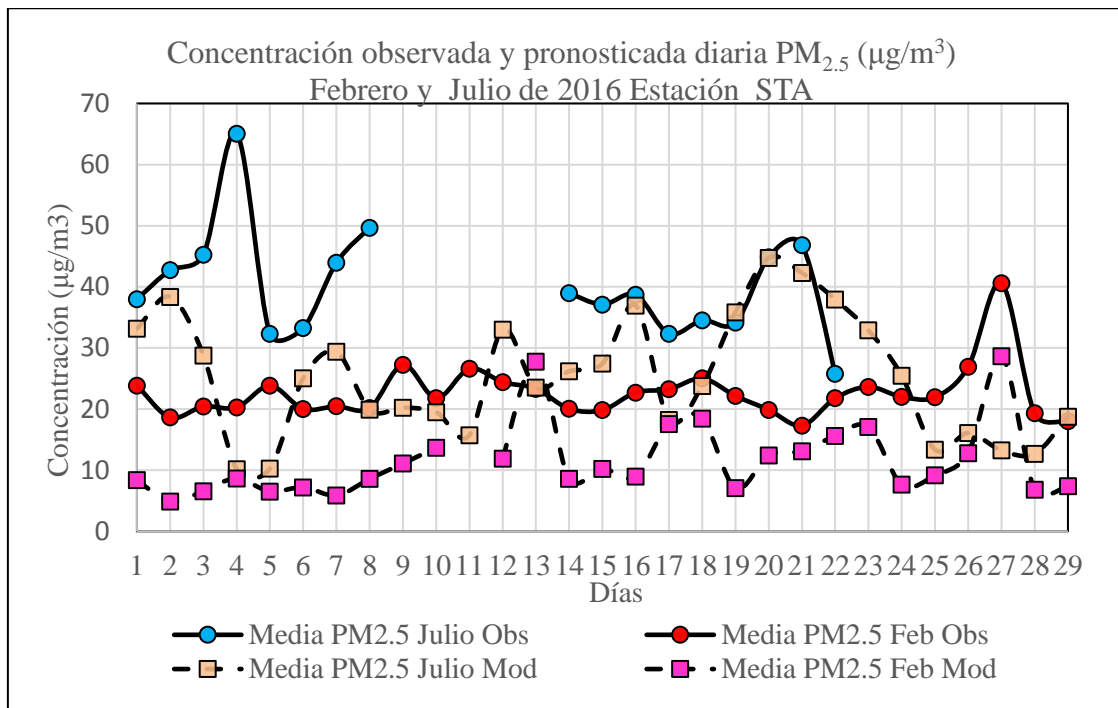


Figura 135. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación STA.

Al no haber datos observados de PM_{2.5} en el mes de julio se usó el valor promedio estimado y las relaciones promedios diarios de PM_{2.5}/PM₁₀ de febrero y julio fueron de 0.32 y 0.37 (cuadro 33) respectivamente, confirmando el mayor efecto que tiene la humedad en julio sobre el PM₁₀ (cuadro 32), además el nivel de precipitación fue de (verano: 0.10 mm y en invierno: 0.20 mm). Otros estudios muestran que estos valores promedios diarios en verano e invierno variaron en un rango de [0.41 a 0.49] y [0.47 a 0.65] respectivamente (Bathmanabhan y Saragur, 2010).

4.5.5 Estación Carabayllo (CRB): PM₁₀ y PM_{2.5}.

La **Figura 136** muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observados y pronosticados para la estación CRB en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un descenso de la concentración entre las 0:00 horas y 5:00 horas, periodo donde el tráfico en la ciudad de Lima desciende. La concentración aumenta desde las 6:00 (53.97 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) a 12:00 (93.26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) horas.

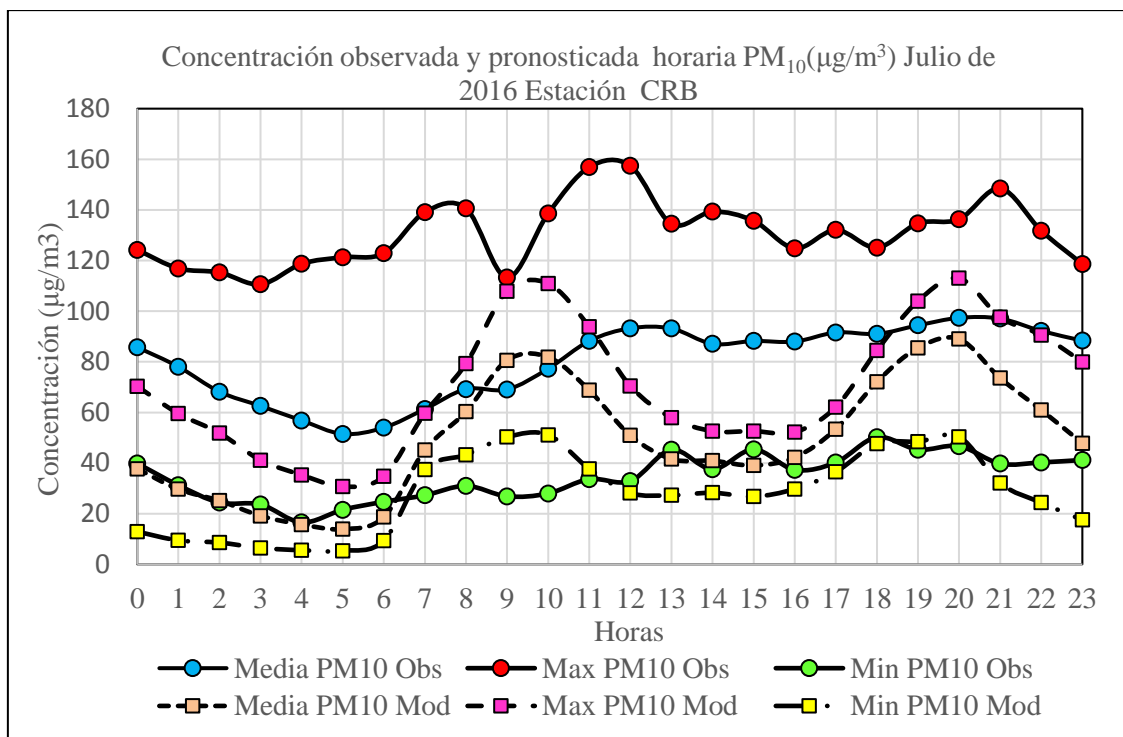


Figura 136. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación CRB.

El número de concentración aumenta con la intensidad del tráfico en la mañana, debido a las emisiones de partículas ultrafinas de vehículos y la formación de nuevas partículas durante la dilución y el enfriamiento del escape del vehículo (Perez et al., 2010). Entre las 13:00 y 16:00 horas la concentración disminuye levemente en $-5.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y luego aumenta lentamente hasta alcanzar a las 20:00 horas el máximo valor de $97.37 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Este comportamiento casi creciente de la concentración desde las 6:00 horas probablemente es consecuencia de transporte de contaminantes por el aire. En esta zona el valor medio máximo no supera el ECA PM₁₀. El perfil de concentración de valores máximos observados varió en un rango de $[104.10 \text{ a } 185.60 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, tiene un comportamiento irregular, su valor máximo se registró a las 0:00 horas y superó al ECA diez veces.

Altas concentraciones de material particulado en el aire tiene un impacto negativo sobre la salud humana así como en el cambio climático. El perfil de concentración medio del modelo subestima al perfil de valor medio observado y captura las características del perfil medio observado subestimándolo entre las 0:00 y 6:00 horas y se observa dos picos en horas de máximo tráfico vehicular con valores de 81.84 y $88.99 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 10:00 y 20:00 horas respectivamente.

En la **Figura 137** se observa que los perfiles de concentraciones de valores medios de febrero y julio son muy similares entre las 0:00 y 7:00 horas y de 15:00 a 23:00 horas. Para el mes de febrero los valores promedios horarios de temperatura y humedad pronosticados y PM₁₀ observados fueron de (24.34 °C, DS= ± 2.22), (72.99 %, DS= ± 9.53) y (84.02 µg/m³, DS=±19.35) respectivamente, mientras que para el mes de julio estos valores fueron de (13.75 °C, DS= ±0.40), (78.23 %, DS= ±11.22), (80.16 µg/m³, DS=±14.70) respectivamente. La diferencia de concentraciones de PM₁₀ del mes de julio y febrero fue de -3.86 µg/m³ (-4.59 %) y en un estudio realizado en la india, se muestra la influencia meteorológica sobre la calidad del aire ambiental en un área urbana costera, donde las concentraciones de los contaminantes en invierno fueron más altas que en verano (Jayamurugan et al., 2013).

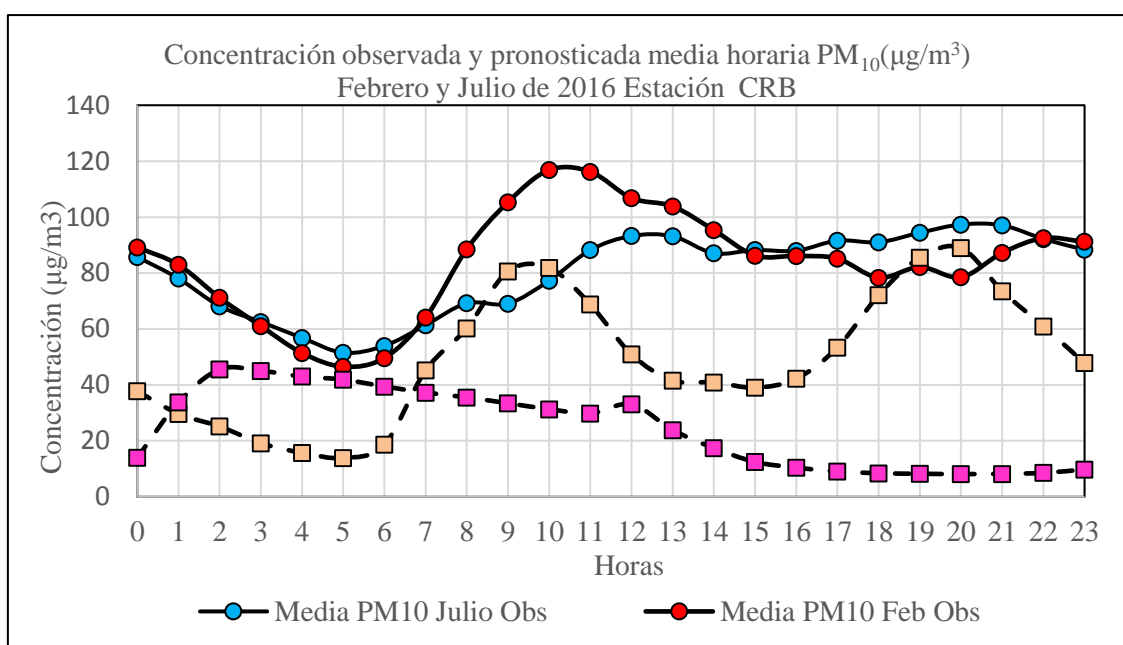


Figura 137. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación CRB.

El valor promedio de la relación PM_{2.5}/PM₁₀ en julio fue de 0.40 y en febrero de 0.25 (cuadro 32), lo que confirma una mayor reducción de la concentración de PM₁₀ en julio que en febrero, apoyado por la mayor humedad relativa de julio mayor en 7.18 % con respecto al de febrero, que podría generar una mayor deposición humedad teniendo en cuenta que el nivel de lluvia en febrero fue de 0.10 mm y en julio de 0.20 mm. Otro aspecto que podría considerarse para la disminución de PM₁₀ es el mayor nivel de hidratación en julio, lo que generar diversas reacciones químicas a nivel superficial (Pöschl, 2005), además la velocidad del viento en julio fue de 2.15 m/s (7.74 km/h) que corresponde a una brisa muy débil y en febrero de 2.43 m/s (8.75 km/h) (cuadro 31). En un estudio realizado en la provincia de

Yuzhong (China) encontraron que los valores de $PM_{2.5}/PM_{10}$ para las estaciones de verano e invierno fueron de 0.59 y 0.63 (Qiu, 2016). Con el incremento de la humedad relativa, las partículas se hidratan y crecen en tamaño hasta un punto donde ocurre la deposición seca, reduciendo la concentración de PM_{10} (Hernande et al., 2017).

La Figura 138 muestra los perfiles diarios de febrero y julio de concentraciones medias de PM_{10} observados y pronosticados. Los perfiles de concentraciones de valores medios de febrero y julio son muy similares. El rango de valores promedios diarios de PM_{10} de febrero [45.28 a 156.38 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] es mucho mayor al de julio [51.73 a 114.15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$].

El menor rango de la concentración de julio (estación de invierno) con respecto a febrero (estación de verano) puede explicarse probablemente por la mayor “lluvia” de julio (0.2 mm) y en febrero (0.10 mm) y la influencia de la mayor humedad de julio (cuadro 31) puede conducir a rearrreglos estructurales de partículas de aerosoles sólidos, a la formación de gotitas de solución acuosa altamente concentradas (crecimiento higroscópico), y a la formación de gotitas de nubes y cristales de hielo (Pöschl, 2005).

El perfil de concentración de valor medio diario de julio muestra una disminución de la concentración de los días sábados (2, 16 y 23) a domingos (3, 17 y 24) de -3.43 %, -19.22 % y -3.32 % respectivamente, probablemente por la reducción del tráfico vehicular y un ligero aumento de la concentración del día sábado (9) a domingo (10) de 0.15 %. Las relaciones promedios diarios de $PM_{2.5}/PM_{10}$ de febrero (estación de verano) y julio (estación de invierno) fueron de 0.25 ± 0.03 y 0.40 ± 0.10 (cuadro 33) respectivamente. Un estudio realizado en la ciudad de Beijing muestra que los valores para estos parámetros diarios en verano e invierno fueron de 0.66 ± 0.19 y 0.67 ± 0.20 respectivamente (Deping, 2016).

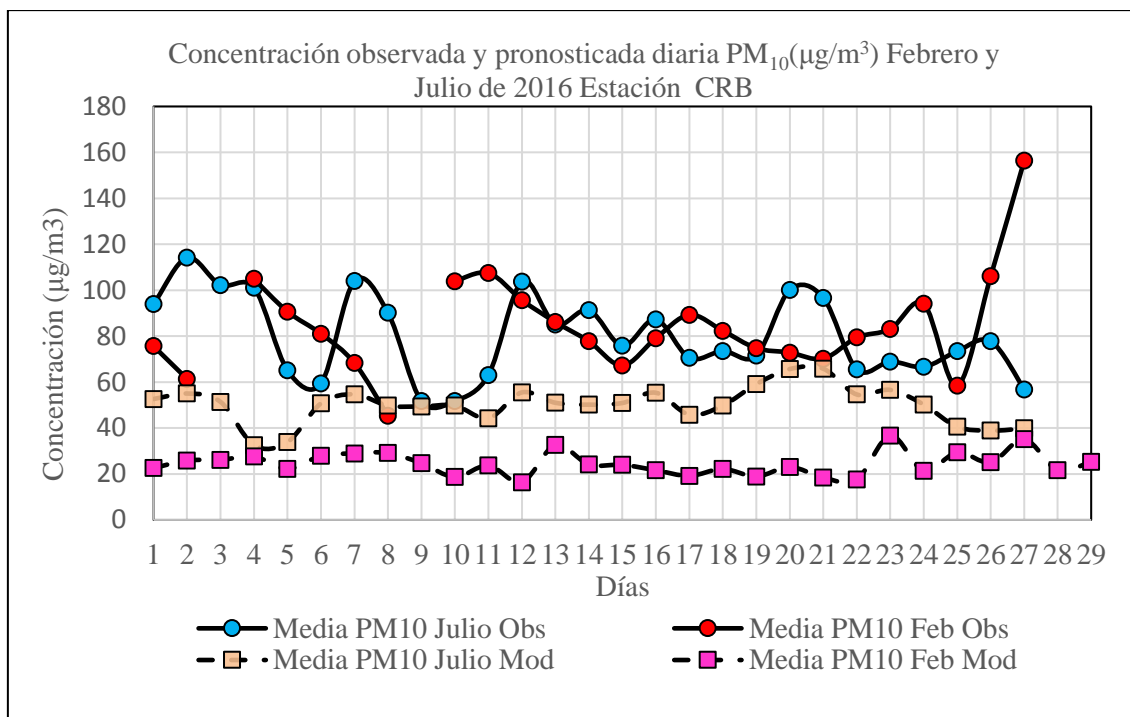


Figura 138. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación CRB.

La Figura 139 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{2.5} observados y pronosticados en la estación SBJ en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un aumento de la concentración de 0 a 2 de la mañana probablemente por transporte de contaminantes y un descenso de la concentración entre las 2:00 horas (38.24 µg/m³) y 6:00 de la mañana (23.49 µg/m³), periodo donde el tráfico en la ciudad de Lima desciende.

Este perfil en general tiene un comportamiento irregular y no sigue las características del tráfico vehicular. A partir de las 17:00 horas la concentración observada disminuyó de 45.11 µg/m³ y alcanzó un valor mínimo de 20.51 µg/m³ a las 20:00 horas. En esta zona el valor medio varió de [20.51 a 45.11 µg/m³] y superó el ECA PM_{2.5} 20 veces. El perfil de concentración de valores máximos observados varió en un rango de [41.18 a 107.60 µg/m³] y tiene un comportamiento irregular, el valor máximo se registró a la 12:00 horas. Dos picos en horas de máximo tráfico vehicular fueron pronosticados con valores de 69.47 y 75.00 µg/m³ a las 10:00 y 20:00 horas respectivamente. El perfil de concentración medio del modelo sub y sobre estima al perfil de valores medios observados. La precipitación puede eliminar eficazmente la materia particulada atmosférica, especialmente de tamaño pequeño (Wang y Ogawa, 2015).

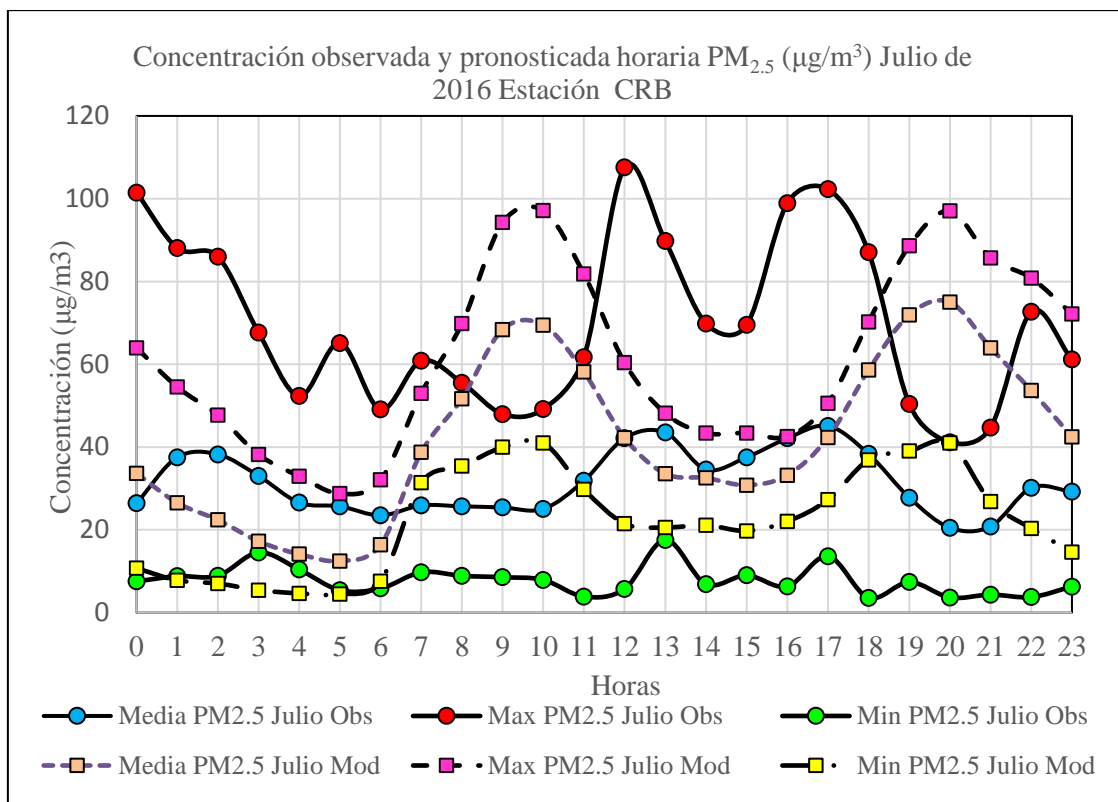


Figura 139. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{2.5} observado y del modelo: Julio 2016, Estación CRB.

En la Figura 140 se observa que el perfil de concentración de valores medios de febrero está por debajo del perfil del mes de julio. En Lima metropolitana, la capa de mezcla más baja se presenta en los meses de verano y la altura máxima en invierno. Cuando la capa es más baja no permite la dispersión de los contaminantes (Senamhi, 2014b). La inversión de la temperatura impide que la convección atmosférica ocurra en la zona donde se produce, por lo que puede generar acumulación de contaminantes en la atmósfera.

Para el mes de febrero los valores promedios horarios de temperatura y humedad pronosticados y PM_{2.5} observados fueron de (24.24 °C, DS= ± 2.22), (72.99 %, DS= ± 9.53) y (20.60 µg/m³, DS=±4.36) respectivamente, mientras que para el mes de julio estos valores fueron de (13.75 °C, DS= ±0.40), (78.23 % , DS= ±11.22) y (31.20 µg/m³, DS=±7.73).

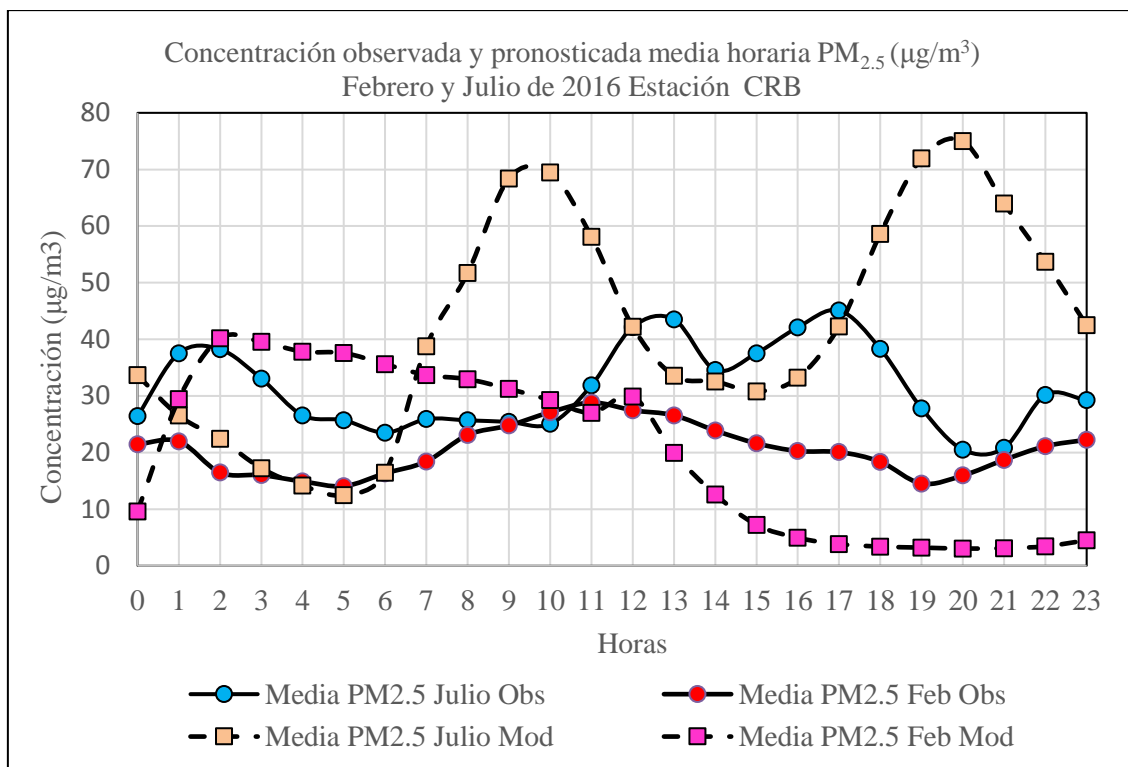


Figura 140. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación CRB.

La diferencia de concentraciones de PM_{2.5} del mes de julio y febrero fue de 10.60 µg/m³ (+51.46 %), con una humedad de julio mayor en +7.18 % con respecto a febrero. En esta estación, el valor de PM_{2.5}/PM₁₀ (cuadro 32) en febrero (estación de verano) fue de 0.25 y en julio (estación de invierno) de 0.40, mientras que en un estudio realizado en la ciudad de Chennai (India) determinaron que el rango de variación de esta relación en verano fue de [0.08 a 0.71] y en invierno fue de [0.17 a 0.84] (Bathmanabhan y Saragur, 2010).

La Figura 141 muestra los perfiles de valores medios diarios de febrero y julio de concentraciones de PM_{2.5} observados y pronosticados. Los valores promedios observados de PM_{2.5} para el mes de febrero y julio fueron 20.60 µg/m³ y 31.20 µg/m³ respectivamente. Los valores de la relación PM_{2.5}/PM₁₀ de febrero y julio fueron de 0.25 y 0.40 (cuadro 33) respectivamente, esta relación tiene una fuerte relación con la humedad relativa (cuadro 32), la deposición seca tiene un efecto más fuerte sobre partículas gruesas que sobre partículas finas, es por ello que esta relación aumenta en periodos húmedos con respecto a periodos secos. Otros estudios muestran que estos valores promedios diarios en verano e invierno variaron en un rango de [0.48 a 0.55] y [0.47 a 0.65] respectivamente (Bathmanabhan y Saragur, 2010) y [0.66±0.19] y [0.67±0.20] (Deping et al., 2016). El cuadro 34, muestra el

error horario global en cada estación en el mes de julio, y el cuadro 35 la desviación estándar de PM₁₀ y PM_{2.5} en los meses de febrero y julio.

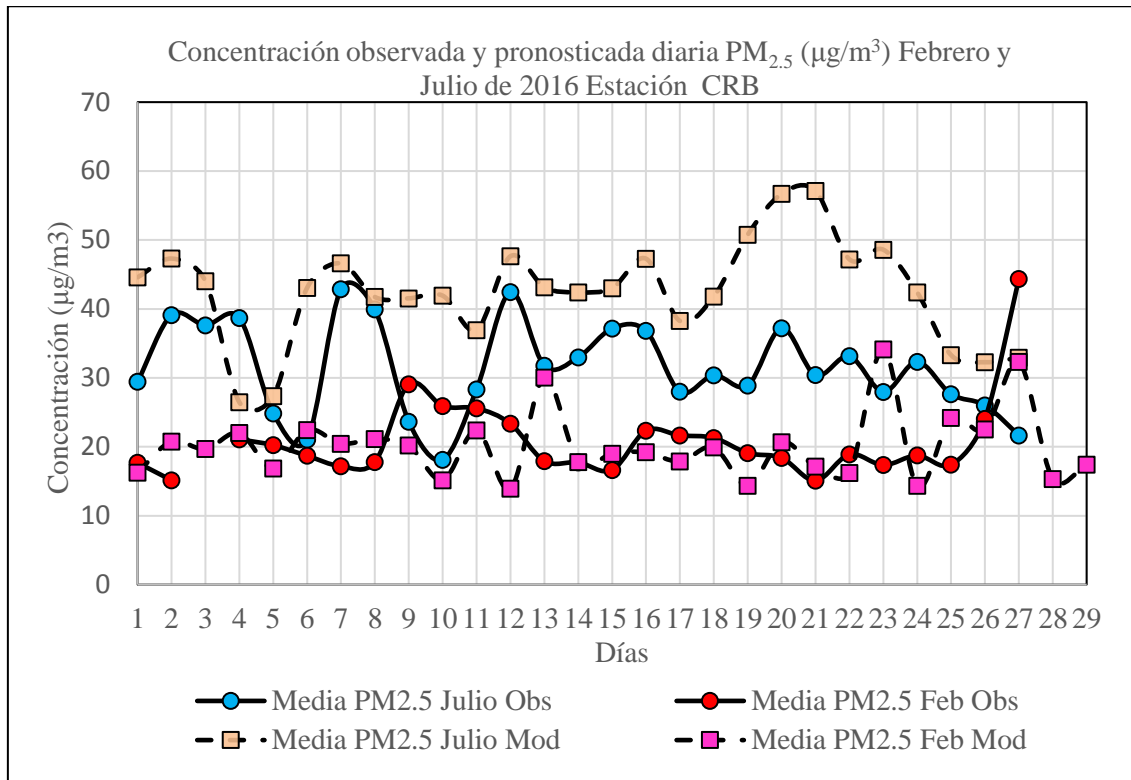


Figura 141. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación CRB.

Cuadro 34. Error promedio horario global por estación en julio 2016.

N	Estación	Promedio Global horario Observado µg/m ³	Promedio Global horario Pronosticado µg/m ³	MB horario µg/m ³	Error % (MB/Ob)x100
1	CDM10	31.75	24.87	-6.88	-21.67
	CDM2.5	14.82	19.53	4.71	31.78
2	ATE 10	-	29.79	-	-
	ATE 2.5	-	25.37	-	-
3	SBJ10	47.08	24.32	-22.76	-48.34
	SBJ2.5	18.76	18.84	0.08	0.43
4	STA10	76.14	34.86	-41.28	-54.22
	STA2.5	40.80	28.37	-12.43	-30.47
5	CRB10	80.16	49.74	-30.42	-37.95
	CRB2.5	31.53	42.07	10.54	33.43
6	HCH10	85.01	33.08	-51.93	-61.09
	HCH2.5	-	27.90	-	-
7	PPD10	100.67	41.98	-58.69	-58.30
	PPD2.5	37.84	35.30	-2.54	-6.71
8	SMP10	45.12	32.16	-12.96	-28.72
	SMP2.5	18.33	25.60	7.27	39.66
9	VMT10	61.76	13.61	-48.15	-77.96
	VMT2.5	20.02	10.39	-9.63	-48.10
10	SJL10	85.43	42.95	-42.48	-49.72
	SJL2.5	33.59	36.36	2.77	8.25

Cuadro 35. Desviación estándar promedio de PM₁₀ y PM_{2.5} por estación en febrero y julio 2016.

Estación	Febrero		Julio	
	DS PM ₁₀	DS PM _{2.5}	DS PM ₁₀	DS PM _{2.5}
CDM	11.80	2.80 (modelo)	14.10	8.64
ATE	32.06	9.10	13.16 (modelo)	11.69 (modelo)
SBJ	18.22	5.83	19.02	10.14
STA	24.24	7.29	30.68	9.47 (modelo)
CRB	27.08	9.56	26.16	16.43
HCH	24.16	6.63	37.63	12.08 (modelo)
PPD	40.72	9.35	35.27	12.97
SMP	12.93	4.98	18.45	9.74
VMT	84.12	2.88(modelo)	31.52	10.68
SJL	21.29	8.63	32.36	14.64

4.5.6 Estación Huachipa (HCH): PM₁₀ y PM_{2.5}.

La **Figura 142** muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observados y pronosticados para la estación HCH en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un descenso de la concentración entre las 0:00 horas y 6:00 horas, periodo donde el tráfico en la ciudad de Lima desciende.

Debido al aumento del tráfico vehicular, se observa un incremento de la concentración de PM₁₀ de 6:00 a 10:00 horas de 72.30 a 97.83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. Los vehículos producen emisiones de gases de escape y emisiones no gaseosas. Las emisiones de escape de aerosoles se pueden emitir directamente como partículas (hollín, agregados carbonosos formados durante la combustión del combustible en el motor) (Perez et al., 2010).

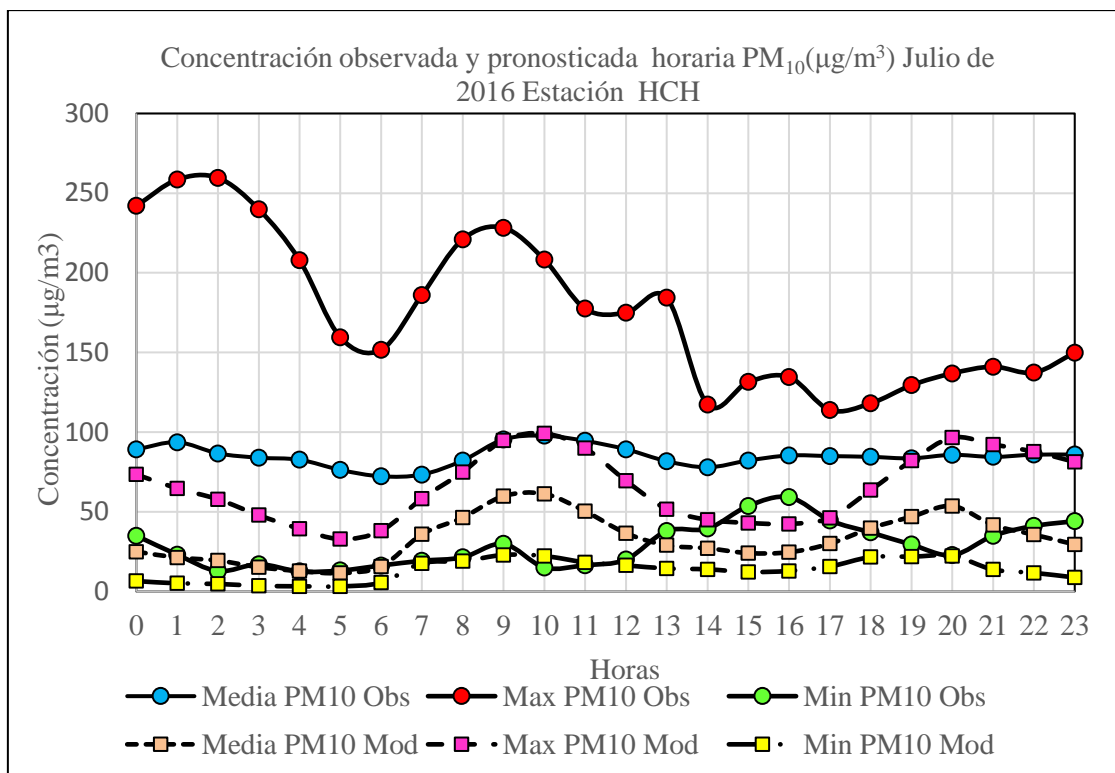


Figura 142. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación HCH.

Entre las 10:00 y 14:00 horas hay una disminución en la concentración de $-19.87 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En esta zona el perfil de la concentración de valor medio no superó el ECA PM₁₀. El perfil de concentración de valores máximos observados varió en un rango de $[113.90 \text{ a } 259.60 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y superó catorce veces el valor del ECA, por lo que las personas de esta zona están expuestas a contraer enfermedades relacionadas con el material particulado.

La calidad del aire en entornos urbanos depende de las emisiones locales así como también de las emisiones regionales, la geografía y características meteorológicas del área. Diferentes situaciones meteorológicas dan lugar a episodios característicos de contaminación del aire (Perez et al., 2010). El perfil de concentración de valor medio del modelo subestima al perfil de valor medio observado y captura las características del perfil medio observado subestimándolo las 24 horas y se observa dos picos en horas de máximo tráfico vehicular con valores de 61.27 y $53.63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 10:00 y 20:00 horas respectivamente.

En la Figura 143 se observa que los perfiles de concentraciones de valores medios de PM₁₀ de febrero y julio. Desde las 0:00 hasta las 7:00 horas es mayor la concentración de PM₁₀ de julio y desde las 8:00 hasta las 23:00 horas las concentraciones son bastante similares. Para el mes de febrero los valores promedios horarios de temperatura y humedad pronosticados

y PM_{10} observados fueron de (24.06 °C, DS= ± 1.56), (73.73 %, DS= ± 8.52) y (80.39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, DS=±24.16) respectivamente, mientras que para el mes de julio estos valores fueron de (13.72 °C, DS= ±0.89), (75.64 % , DS= ±5.84), (85.01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, DS=±37.63) respectivamente.

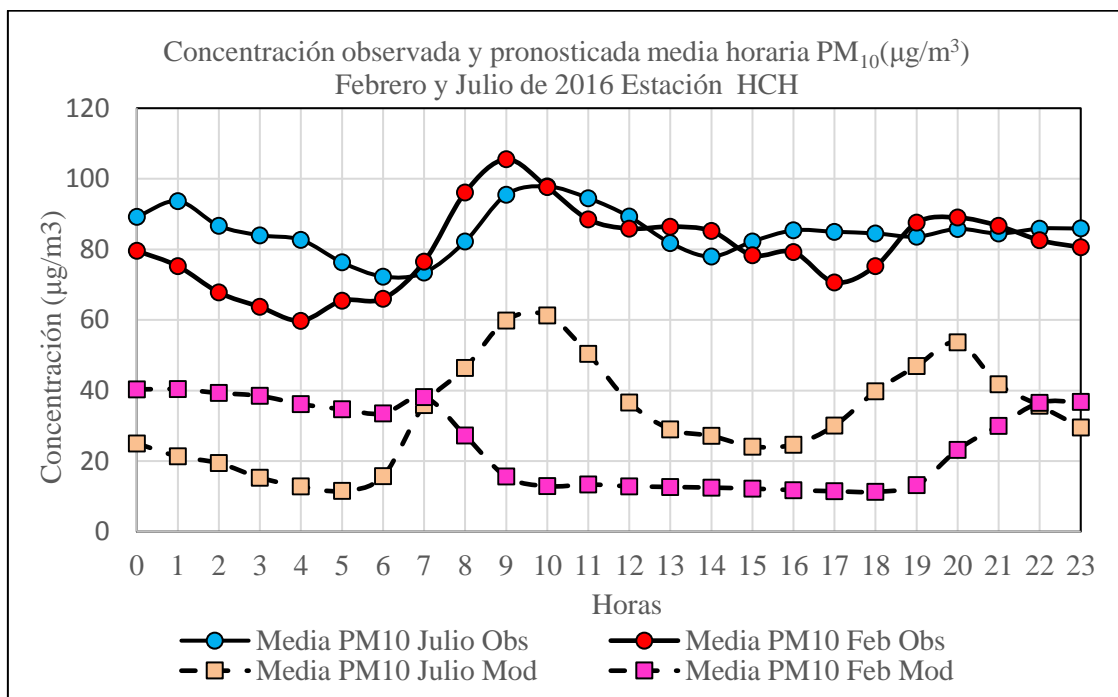


Figura 143. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM_{10} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación HCH.

En esta estación, las concentraciones de PM_{10} de julio y febrero son muy parecidos, con una diferencia de + 4.62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (+5.43 %), de igual modo la diferencia de humedad es de 2.53 %, sin embargo el valor promedio de la relación $PM_{2.5}/PM_{10}$ en julio fue de 0.32 y en febrero de 0.18 (cuadro 32), lo que confirma la influencia de la mayor humedad de julio sobre PM_{10} , además esta relación esta afectada también por condiciones geográficas y climatológicas, fuentes de contaminación en la ciudad que afectan la distribución del tamaño de la partícula en cada lugar de monitoreo (Blanco et al., 2015). En un estudio realizado en la provincia de Yuzhong (China) encontraron que los valores de $PM_{2.5}/PM_{10}$ para las estaciones de verano e invierno fueron de 0.59 y 0.63 (Qiu, 2016) y, otro estudio realizado en la india, muestra la influencia meteorológica sobre la calidad del aire ambiental en un área urbana costera, donde las concentraciones de los contaminantes en invierno fueron más altas que en verano (Jayamurugan et al., 2013).

Otro aspecto que podría considerarse para la disminución de PM_{10} es el mayor nivel de hidratación en julio, lo que genera diversas reacciones químicas a nivel superficial (Pöschl, 2005), además la velocidad del viento en julio fue de 2.03 m/s (7.31 km/h) que corresponde a una brisa muy débil y en febrero de 2.77 m/s (9.97 km/h) (cuadro 31).

La Figura 144 muestra los perfiles diarios de concentraciones medias de PM_{10} observados y pronosticados. Los perfiles de concentraciones observados muestran un comportamiento irregular, el rango de variación del perfil diario de febrero (estación de verano) [57.48 a 125.60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] se mantiene dentro del rango de variación de julio (estación de invierno) [47.37 a 130.67 $\mu\text{g}/\text{m}^3$], por lo que en esta zona el ECA (150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 24h) no es superado. Los factores meteorológicos tienen un impacto en la distribución espacial del material particulado (Li et al., 2017; Wang y Ogawa, 2015), la menor velocidad del viento en julio (tabla 32) reduce la distribución de los contaminantes. El perfil de concentración de valor medio de julio muestra un descenso de la concentración de los días sábados (2 y 16) a domingos (3 y 17) de -2.71 % y -30.17 % respectivamente, que es un comportamiento similar al mes de febrero, esta reducción se debe al menor flujo vehicular por ser día no laborable, sin embargo de los días sábados (9 y 23) a domingos (10 y 24) hay un aumento en la concentración de +3.93 % y +14.31 % respectivamente que probablemente es consecuencia del transporte aéreo de contaminantes.

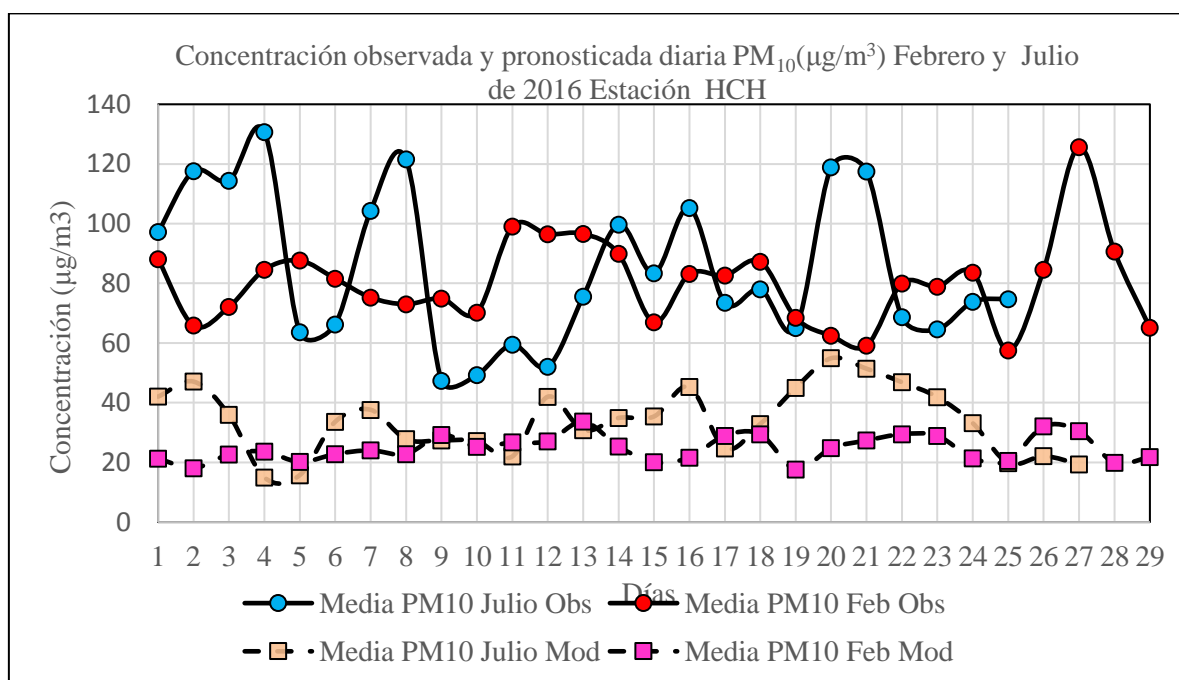


Figura 144. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM_{10} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación HCH.

Las relaciones promedios diarios de $PM_{2.5}/PM_{10}$ de febrero y julio fueron de 0.18 y 0.37 (calculado aplicando el valor promedio de $PM_{2.5}$ del modelo) respectivamente (cuadro 33). Un estudio realizado en la ciudad de Beijing muestra que los valores para estos parámetros diarios fueron de 0.66 (estación de verano) y 0.67 (estación de invierno) respectivamente (Deping et al., 2016).

La **Figura 145** muestra los perfiles de valores medios diarios de febrero y julio de concentraciones de $PM_{2.5}$ observados y pronosticados. El valor promedio observado de $PM_{2.5}$ en el mes de febrero fue de $14.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en el mes de julio no hubo datos observados de $PM_{2.5}$ en la estación HCH. Los valores de la relación $PM_{2.5}/PM_{10}$ de febrero y julio (calculado con el valor $PM_{2.5}$ del modelo) fueron de 0.18 y 0.37 (cuadro 33) respectivamente, confirmando el mayor efecto que tiene la humedad en julio sobre el PM_{10} (cuadro 32), además el nivel de precipitación fue de 0.10 mm (verano) y de 0.20 mm (invierno). Otros estudios muestran que estos valores promedios diarios en verano e invierno variaron en un rango de [0.41 a 0.49] y [0.47 a 0.65] respectivamente (Bathmanabhan y Saragur, 2010). La precipitación puede eliminar eficazmente la materia particulada atmosférica, especialmente de tamaño pequeño (Wang y Ogawa, 2015).

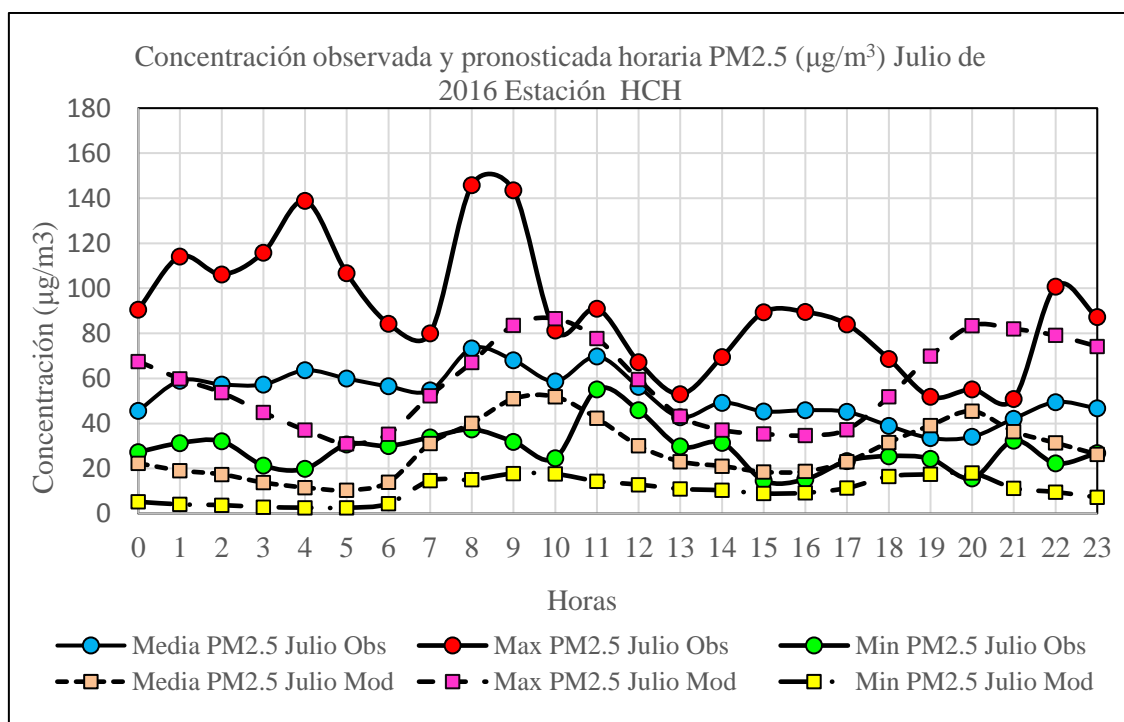


Figura 145. Perfiles de concentraciones medias diarias de $PM_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación HCH.

4.5.7 Estación Puente Piedra (PPD): PM₁₀ y PM_{2.5}.

La **Figura 146** muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observados y pronosticados para la estación PPD en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un descenso de la concentración entre las 0:00 horas y 3:00 de la mañana, periodo donde el tráfico en la ciudad de Lima desciende, entre las 4:00 y 6:00 de la mañana se observa un incremento de la concentración de los valores medios, que es cuando el tráfico se activa.

Este perfil muestra dos picos característicos que reflejan el comportamiento del transporte vehicular a las 6:00 de la mañana y 19:00 horas con valores de 85.39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 135.21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, que están comprendidos en las horas de mayor congestión vehicular de 7:00 a 9:00 horas y de 18:00 a 20:00 horas (Senamhi, 2013) respectivamente. Esto sugiere que el grueso de la contaminación con material particulado PM₁₀ en esta zona está en gran medida influenciada por las emisiones del transporte. El perfil de concentraciones de valor medio del modelo captura las características del transporte vehicular, sin embargo subestima al perfil de concentraciones de valor medio observado.

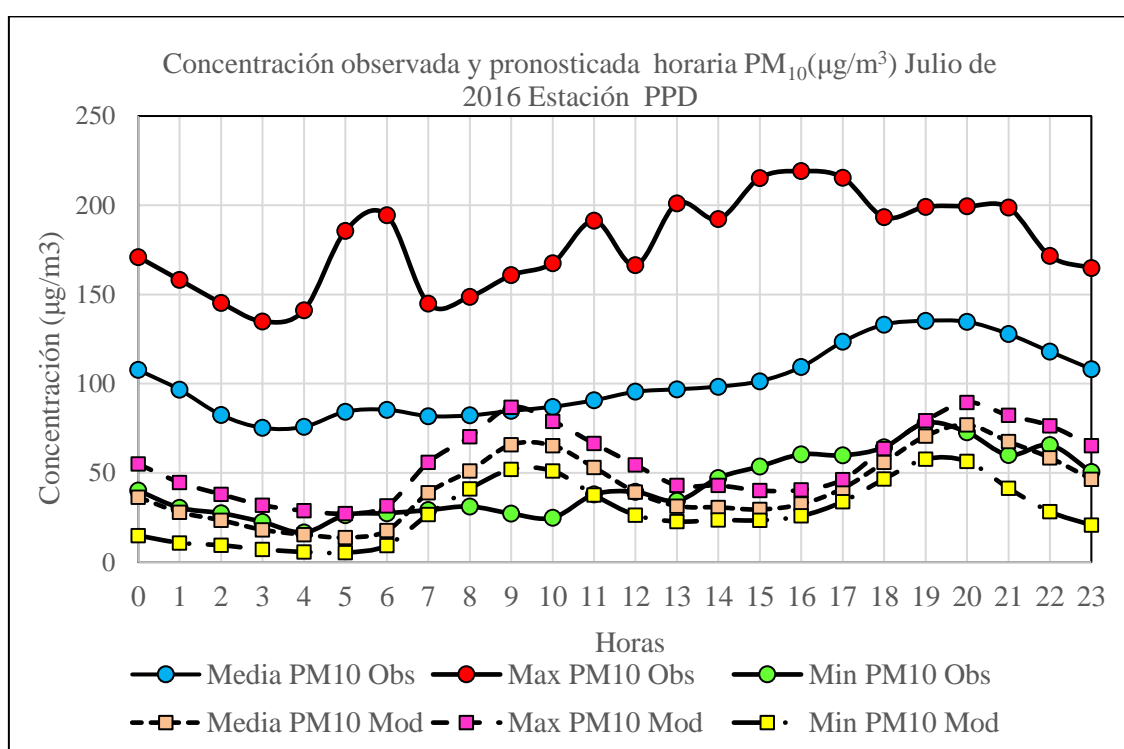


Figura 146. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación PPD.

El perfil de concentración de valores máximos observados tiene un comportamiento irregular y supero veinte veces el ECA ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) alcanzó un valor máximo de $219.10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 16 horas. El transporte es la fuente principal de emisiones de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$. En Londres, Reino Unido el 80 % de las emisiones de material particulado proviene del tráfico de las calles (Bathmanabhan y Saragur, 2010). La materia particulada debido a sus dimensiones diminutas es capaz de penetrar profundamente dentro del sistema respiratorio humano y puede causar serios daños a la salud humana. De acuerdo a la Organización Mundial de la Salud (WHO), vivir en ciudades y regiones más contaminadas puede reducir la esperanza de vida de una persona aproximadamente dos años (Slisane y Blumberga, 2013).

En la Figura 147 se observa los perfiles de concentraciones de valores medios de PM_{10} de febrero y julio. Para el mes de febrero los valores promedios horarios de temperatura y humedad pronosticados y PM_{10} observados fueron de ($24.27 \text{ }^\circ\text{C}$, $\text{DS}=\pm 1.44$), (75.21% , $\text{DS}=\pm 8.23$) y ($125.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $\text{DS}=\pm 40.72$) respectivamente, mientras que para el mes de julio estos valores fueron de ($14.39 \text{ }^\circ\text{C}$, $\text{DS}=\pm 0.85$), (78.95% , $\text{DS}=\pm 5.53$), ($100.67 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $\text{DS}=\pm 35.27$) respectivamente.

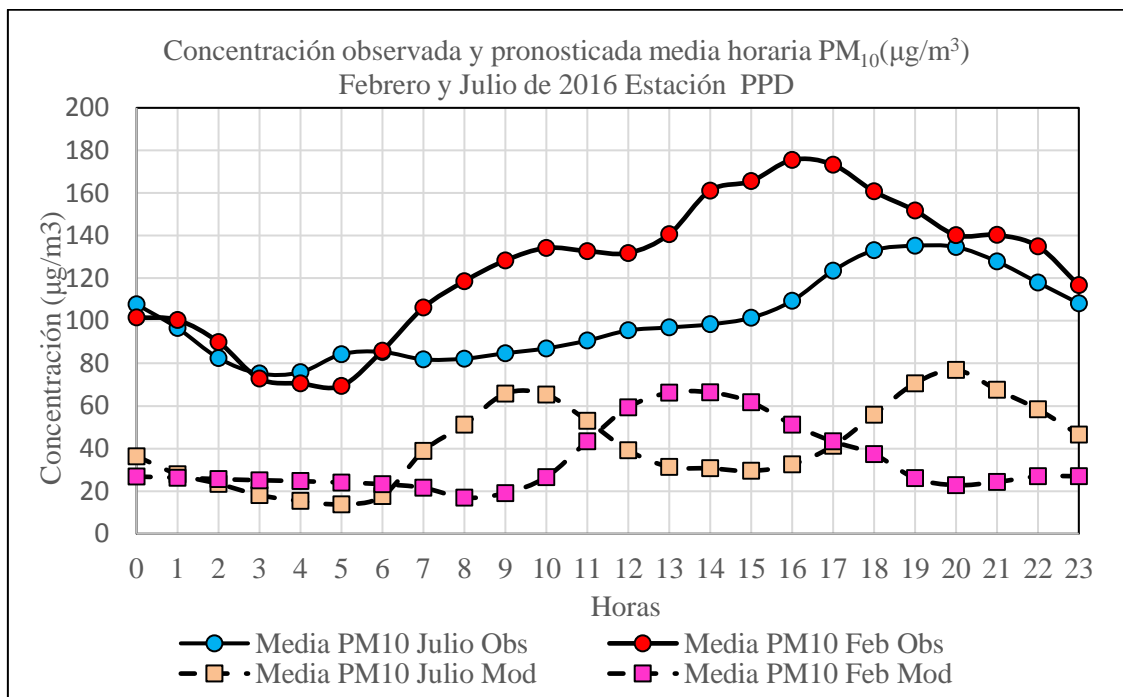


Figura 147. Perfiles de concentraciones medias horario de PM_{10} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación PPD.

En esta estación, las concentraciones de PM_{10} de julio y febrero muestran una diferencia de $-24.47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (-24.31 %), de igual modo la diferencia de humedad es de +4.74 %, el valor promedio de la relación $PM_{2.5}/PM_{10}$ en julio fue de 0.39 y en febrero de 0.24 (cuadro 32), el crecimiento higroscópico debido a un aumento de la humedad relativa aumenta significativamente la tasa de deposición de las partículas, si el crecimiento no es significativo (estación seca), el efecto de humedad relativa se considera menor (Mariraj, 2016). La química del aerosol determina la higroscopicidad de los aerosoles, y esta última influye en la distribución del tamaño y la propiedad óptica de los aerosoles en función de la humedad relativa (Jianzhong et al., 2012). El estudio realizado en la ciudad Chengdu (China) muestra que las concentraciones de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en invierno son mayores a las de verano, este hecho se atribuye probablemente a factores geográficos así como a la altura de mezcla más baja y bajas velocidades del viento (Li et al., 2015).

La Figura 148 muestra los perfiles diarios de febrero (en febrero no hay datos observados los días 17, 18, 19, 27 y 28) y julio de concentraciones medias de PM_{10} observados y pronosticados. Ambos perfiles muestran un comportamiento irregular. Los rangos de valores promedios diarios de PM_{10} para el mes de febrero y julio fueron [70.27 a $171.85 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [63.02 a $154.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$] respectivamente. La mayor amplitud de la concentración de febrero (estación de verano) con respecto al de julio puede explicarse por su menor humedad (cuadro 32) y probablemente por una mayor resuspensión de material particulado generado por una mayor velocidad del viento en febrero (cuadro 31). Un estudio en Alemania encontró que 40 – 50 % de las emisiones de PM_{10} del transporte son directamente atribuibles a la resuspensión de partículas. El material particulado depositado en la superficie de la carretera se levanta de los flujos turbulentos de aire causados por el movimiento del vehículo (Slisane y Blumberga, 2013).

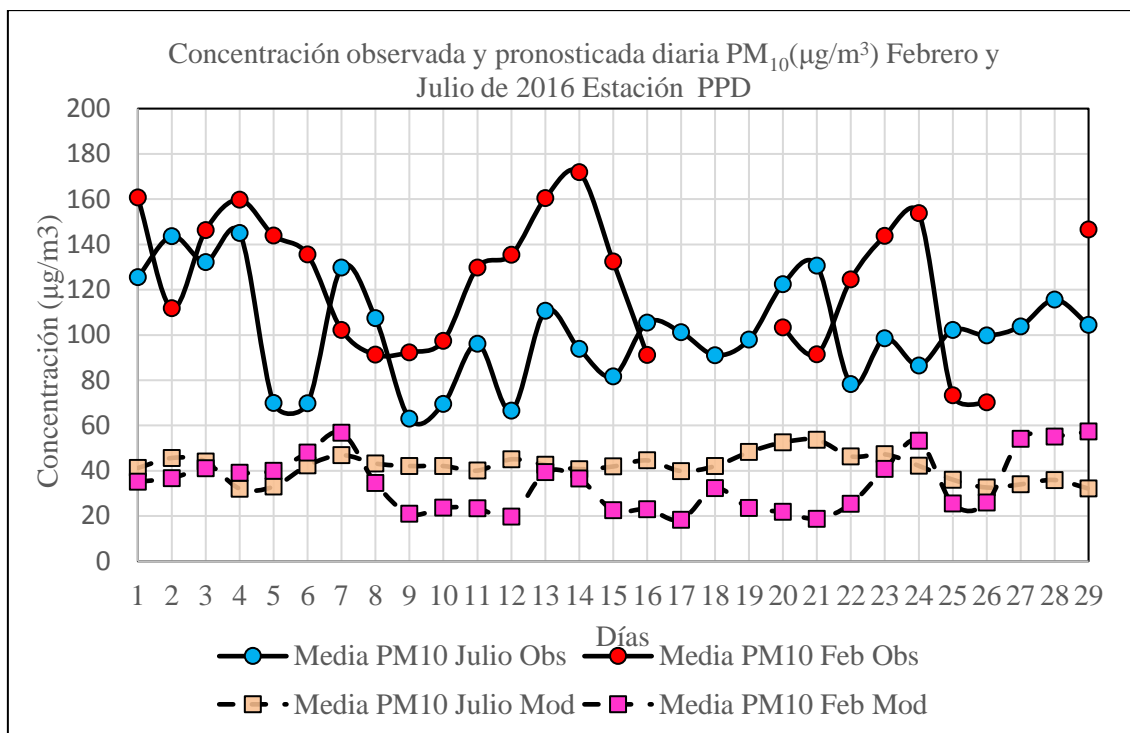


Figura 148. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación PPD.

El perfil de concentración de valor medio diario de julio muestra una disminución de la concentración de los días sábados (2, 16 y 23) a domingos (3, 17 y 24) de -7.97 %, -4.11 % y -13.10 % respectivamente probablemente por la reducción del tráfico vehicular por ser el domingo día no laborable y, un aumento del día sábado (9) a domingo (10) de +10.33 % probablemente por transporte de contaminantes. Las relaciones promedios diarios de PM_{2.5}/PM₁₀ de febrero (estación de verano) y julio (estación de invierno) fueron de 0.32 y 0.36 (cuadro 33) respectivamente. Un estudio realizado en la ciudad de Beijing, muestra que el PM_{2.5} como parte de PM₁₀, tiene una fuerte relación con PM₁₀ en relación a su concentración, además ambos están correlacionados fuertemente con factores meteorológicos (humedad relativa media y mínima) y duración de la luz solar. La relación PM_{2.5}/PM₁₀ es proporcional a la humedad relativa media (Yin et al., 2016).

La Figura 149 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{2.5} observados y pronosticados en la estación PPD en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un aumento de la concentración de 0.00 a 1.00 de la mañana probablemente por transporte de contaminantes y un descenso de la concentración entre las 2:00 horas (41.89 µg/m³) y 7:00 de la mañana (36.50 µg/m³), entre las 7:00 y 10:00 horas hay un ligero incremento la concentración, que corresponde a un horario de intenso

tráfico vehicular. Este perfil sigue las características del tráfico vehicular con ligeras variaciones de las concentraciones.

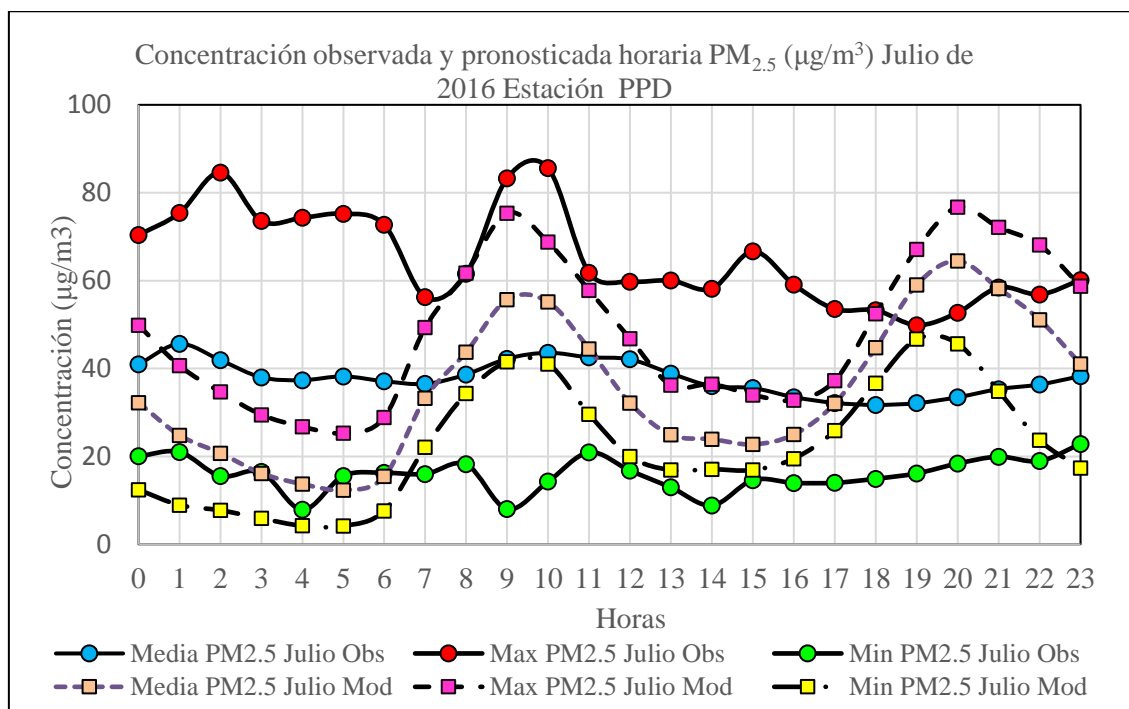


Figura 149. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{2.5} observado y del modelo: Julio 2016, Estación PPD.

El perfil medio del modelo captura las características del tráfico vehicular y muestra dos picos a las 9:00 y 20:00 horas con valores de 55.70 µg/m³ y 64.49 µg/m³ respectivamente. El modelo sub y sobre estima los valores medidos. En esta zona el valor medio varió de [31.72 a 45.61 µg/m³] y superó el ECA PM_{2.5} las veinte y cuatro horas. El perfil de concentración de valores máximos observados varió en un rango de [49.88 a 85.60 µg/m³] y tiene un comportamiento irregular. El material particulado debido a sus dimensiones diminutas es capaz de penetrar profundamente en el sistema respiratorio humano y causar serios problemas a la salud (Slisane y Blumberga, 2013; Li et al., 2017).

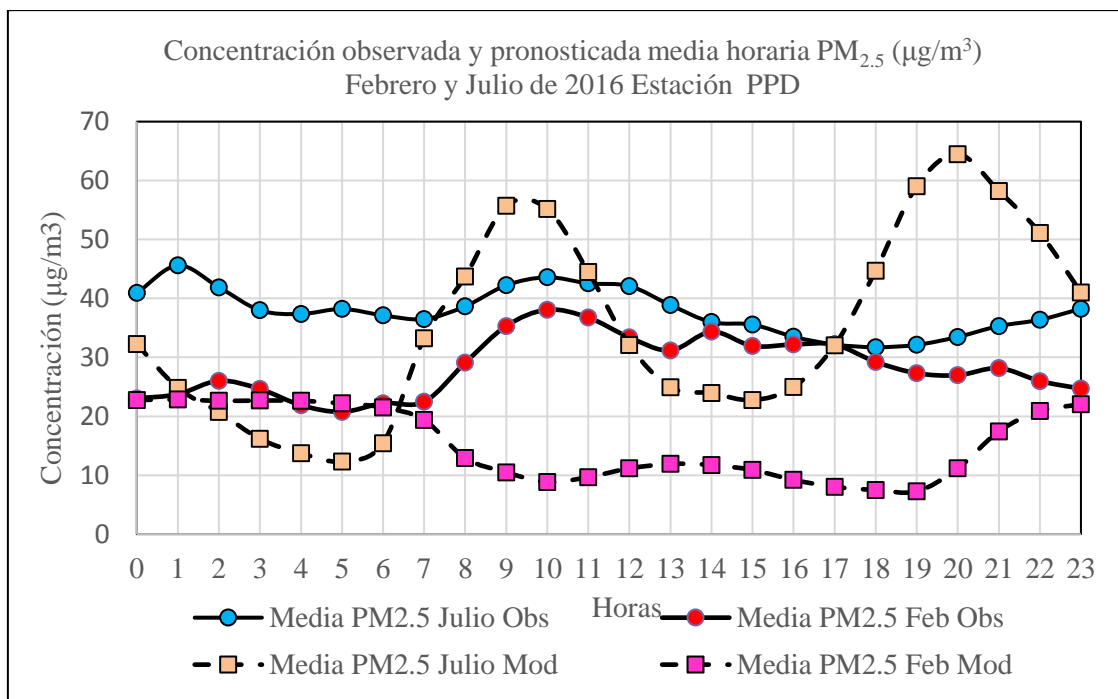


Figura 150. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación PPD.

En la Figura 150 se observa que el perfil de concentración de valores medios de febrero está por debajo del perfil del mes de julio. En Lima metropolitana, la capa de mezcla más baja se presenta en los meses de verano y la altura máxima en invierno. Para el mes de febrero los valores promedios horarios de temperatura y humedad pronosticados y PM_{2.5} observados fueron de (24.27 °C, DS= ± 1.44), (75.21 %, DS= ± 8.23) y (28.39 µg/m³, DS=±9.35) respectivamente, mientras que para el mes de julio estos valores fueron de (14.39 °C, DS= ±0.85), (78.95 %, DS= ±5.53) y (37.84 µg/m³, DS=±12.97). La diferencia de concentraciones de PM_{2.5} del mes de julio y febrero fue de +9.45 µg/m³ (+24.97 %), con una humedad de julio mayor en +5.0 % con respecto a febrero. En esta estación, el valor de PM_{2.5}/PM₁₀ (cuadro 32) en febrero (estación de verano) fue de 0.28 y en julio (estación de invierno) de 0.38. Un amplio estudio de esta relación como promedio anual en 46 ciudades de Reino Unido es presentado por (Munir, 2017).

La Figura 151 muestra los perfiles de valores medios diarios de febrero y julio de concentraciones de PM_{2.5} observados y pronosticados. Ambos perfiles muestran un comportamiento irregular. El perfil del modelo en julio representa muy bien los datos observados, el de febrero subestima los datos observados todo el tiempo. El rango de variación de la concentración de valores medios de PM_{2.5} diario de julio fue de [24.95 a 53.84 µg/m³] y de febrero de [21.37 a 35.11 µg/m³].

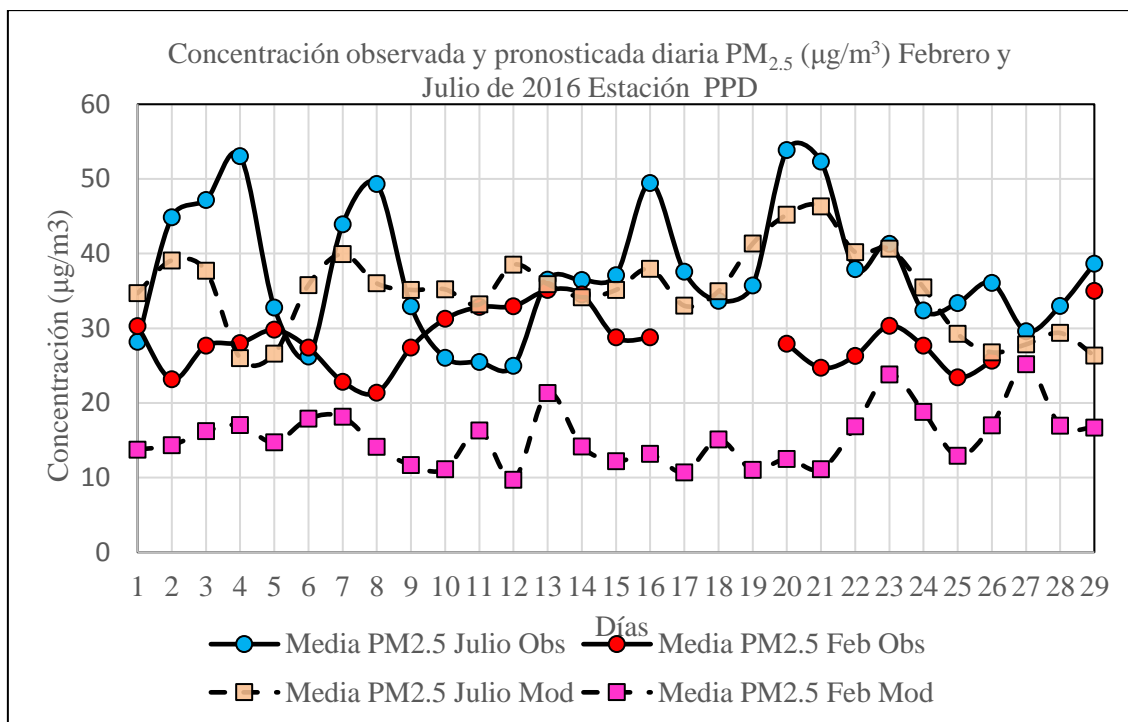


Figura 151. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación PPD.

En julio el ECA fue superado 23 veces y en febrero cinco veces. Por lo que en esta zona hay riesgos sobre la salud de las personas. Estar expuesto largo tiempo a concentraciones de PM_{2.5} puede conducir a un impacto significativo sobre la salud humana o incluso la muerte (Chen et al. 2016). Los valores de la relación PM_{2.5}/PM₁₀ de febrero y de julio fueron de 0.28 y 0.38 (cuadro 33) respectivamente, confirmando el mayor efecto que tiene la humedad en julio sobre el PM₁₀ (cuadro 32), además el nivel de precipitación fue de 0.10 mm (verano) y de 0.20 mm (invierno). Otros estudios muestran que estos valores promedios diarios en verano e invierno variaron en un rango de [0.41 a 0.49] y [0.47 a 0.65] respectivamente (Bathmanabhan Saragur, 2010).

4.5.8 Estación San Martín de Porres (SMP): PM₁₀ y PM_{2.5}.

La Figura 152 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observados y pronosticados para la estación SMP en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un descenso de la concentración entre las 0:00 horas (43.28 µg/m³) y 4:00 de la mañana (31.91 µg/m³), periodo donde el tráfico vehicular en la ciudad de Lima desciende, entre las 5:00 y 10:00 de la mañana se observa un incremento de la concentración de los valores medios de 33.32 a 59.53 µg/m³, que es cuando el tráfico se activa.

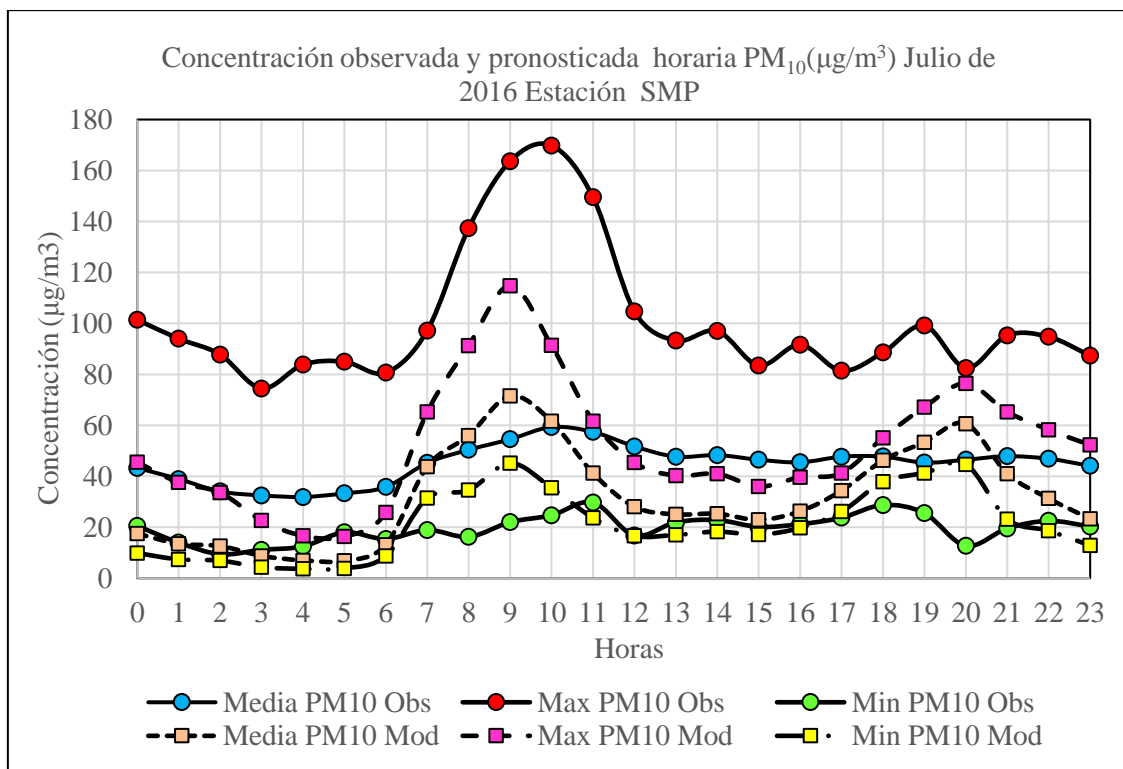


Figura 152. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación SMP.

Después de las diez de la mañana en general hay un lento descenso de la concentración hasta las 23:00 horas. El perfil de concentraciones de valor medio del modelo captura las características del transporte vehicular, muestra dos picos característicos del transporte vehicular uno a las 9:00 de la mañana ($71.72 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y el otro a las 20:00 horas ($60.66 \mu\text{g}/\text{m}^3$). El perfil medio del modelo sub y sobre estima al perfil medio observado. El perfil máximo observado tiene un comportamiento irregular y superó dos veces el ECA a las 9:00 horas ($163.63 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y 10:00 horas ($169.77 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Las emisiones generadas por el tráfico representan más del 50 % de las emisiones de material particulado en áreas urbanas, en Atenas, Grecia, el 66.5 % del material particulado proviene de las calles (Bathmanabhan y Saragur, 2010).

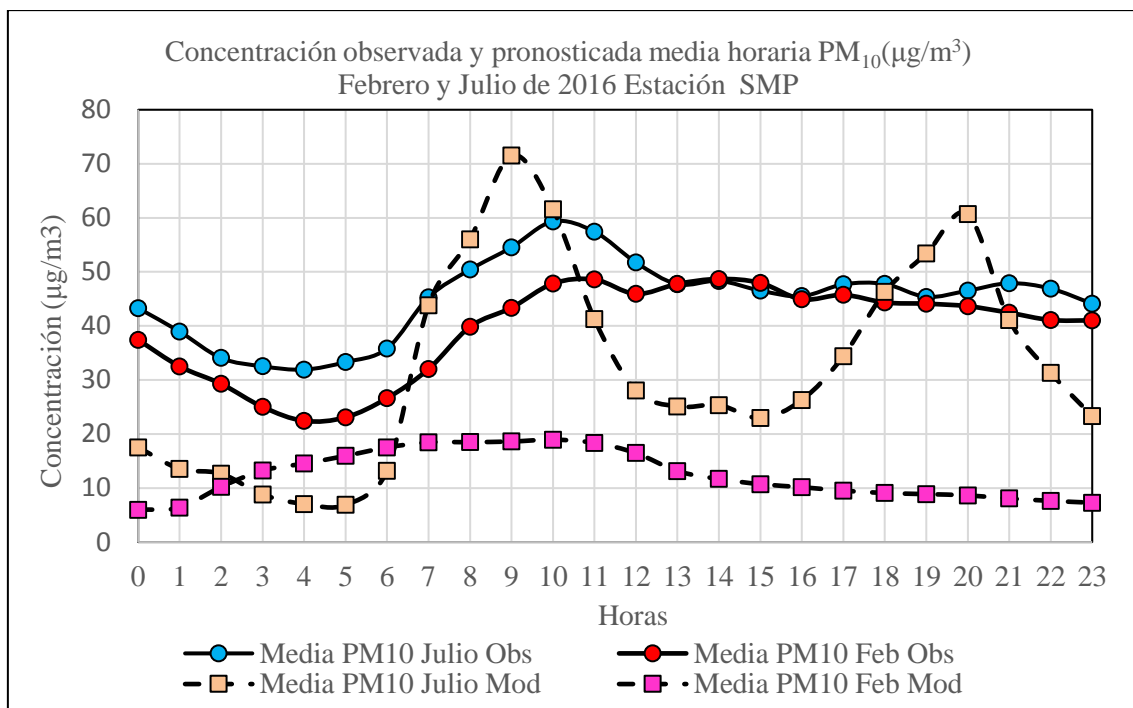


Figura 153. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SMP.

En la Figura 153 se observa los perfiles de concentraciones de valores medios de PM₁₀ de febrero y julio. Para el mes de febrero los valores promedios horarios de temperatura y humedad pronosticados y PM₁₀ observados fueron de (24.51 °C, DS= ± 1.51), (76.42 %, DS= ± 7.21) y (39.30 µg/m³, DS=±12.93) respectivamente, mientras que para el mes de julio estos valores fueron de (14.74 °C, DS= ±0.84), (80.76 % , DS= ±5.06), (45.12 µg/m³ , DS=±18.45) respectivamente. En esta estación, las concentraciones de PM₁₀ de julio y febrero muestran una diferencia de +5.82 µg/m³ (+14.81 %), de igual modo la diferencia de humedad es de +4.34 %, el valor promedio de la relación PM_{2.5}/PM₁₀ en julio fue de 0.42 y en febrero de 0.33 (cuadro 32). Las condiciones meteorológicas pueden difundir, diluir y acumular contaminantes (Wang y Ogawa, 2015b; Pohjola et al., 2002) y contribuir en un 16 % en la reducción en masa de PM_{2.5} (Wang y Ogawa, 2015b; Yang et al., 2008). La precipitación puede disminuir las concentraciones de masa PM_{2.5} a través de la deposición húmeda, y puede eliminar eficazmente la materia particulada atmosférica, especialmente de tamaño pequeño (Wang y Ogawa, 2015b).

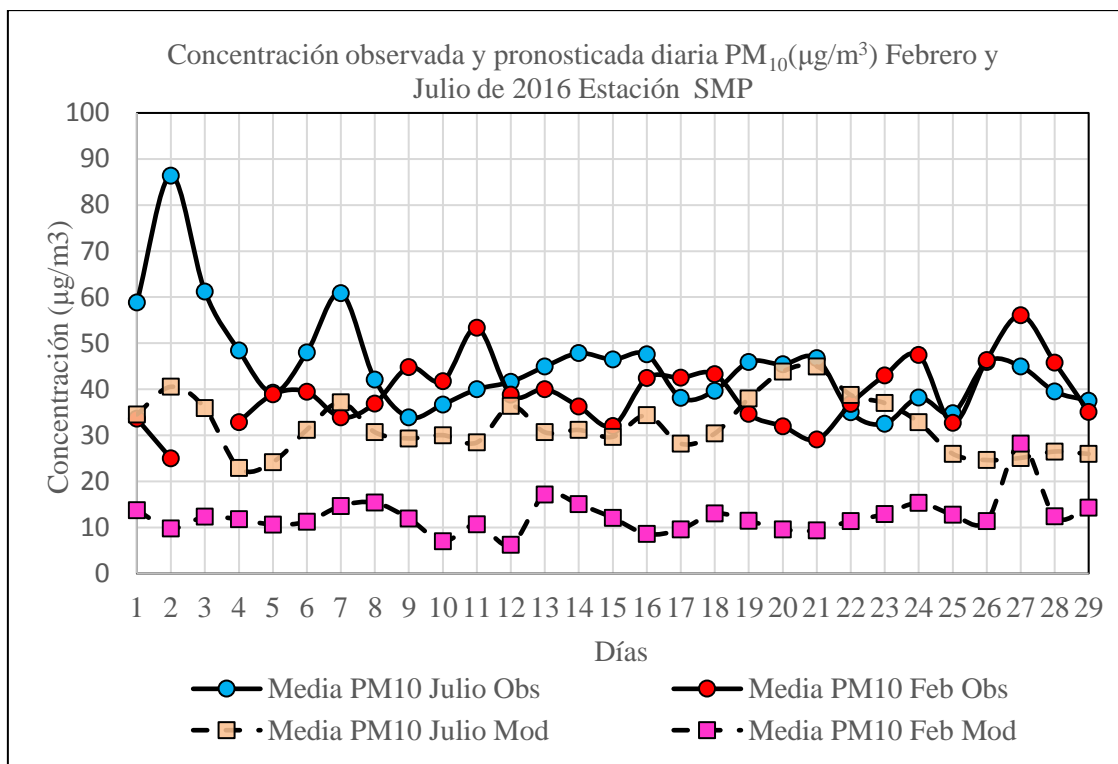


Figura 154. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SMP.

La Figura 154 muestra los perfiles diarios de febrero y julio de concentraciones medias diarias de PM₁₀ observados y pronosticados. Ambos perfiles muestran un comportamiento irregular. Los rangos de valores promedios diarios de PM₁₀ para el mes de febrero y julio fueron [25.00 a 56.06 µg/m³] y [32.52 a 86.40 µg/m³] respectivamente. El perfil de concentración de valor medio diario de julio muestra una disminución de la concentración de los días sábados (2 y 16) a domingos (3 y 17) de -29.13 % y -10.24 % respectivamente probablemente por la reducción del tráfico vehicular por ser día domingo no laborable y, un aumento de los día sábados (9 y 23) a domingos (10 y 24) de +8.26 % y 17.47 % probablemente por transporte de contaminantes. Las relaciones promedios diarios de PM_{2.5}/PM₁₀ de febrero (estación de verano) y julio (estación de invierno) fueron de 0.31 y 0.41 (cuadro 33) respectivamente. Esta relación esta afectada por condiciones geográficas, climatológicas, fuentes de contaminación en la ciudad que afectan la distribución de tamaño del material particulado en cada lugar de monitoreo (Blanco et al., 2015). En Santiago, Chile, estas relaciones en verano e invierno fueron de 0.40 y 0.60 respectivamente (Rojas y Galvis, 2005).

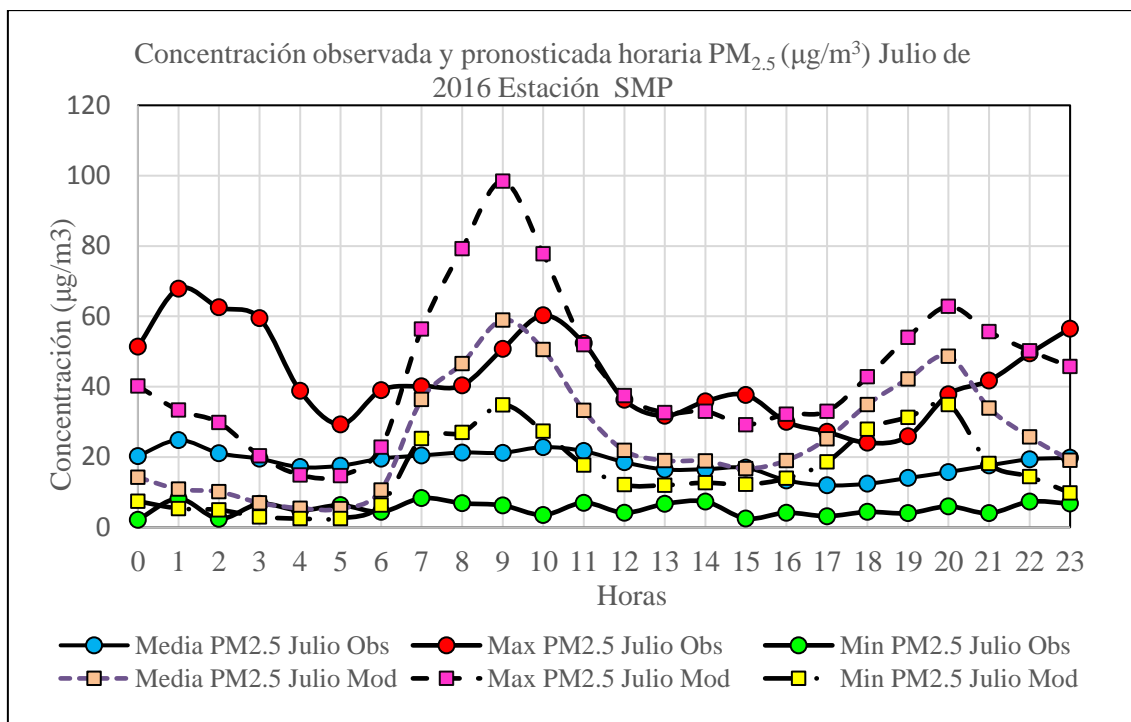


Figura 155. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{2.5} observado y del modelo: Julio 2016, Estación SMP.

La Figura 155 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{2.5} observados y pronosticados en la estación SMP en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un aumento de la concentración de 0:00 horas (20.29 µg/m³) a 1:00 horas (24.82 µg/m³) de la mañana probablemente por transporte de contaminantes y un descenso de la concentración entre las 2:00 horas (21.10 µg/m³) y 4:00 horas (17.12 µg/m³). El perfil de valor medio no muestra de manera clara el comportamiento del tráfico vehicular, pues muestra un comportamiento bastante aplanado. En esta zona el valor medio varió de [11.94 a 24.82 µg/m³] y no superó el ECA (25 µg/m³). Además la velocidad estimada del viento en julio fue de 3.25 m/s (11.7 km/h) que corresponde a una brisa muy débil y en febrero de 3.73 m/s (13.4 km/h) que corresponde a una brisa débil (cuadro 31). El perfil de concentración de valores máximos observados varió en un rango de [24.04 a 67.85 µg/m³], por lo que superó el ECA veinte y tres veces y tiene un comportamiento irregular. El perfil de valores medios del modelo captura las características del transporte vehicular mostrando dos picos a las 9:00 y 20:00 horas con valores de 58.96 y 48.68 µg/m³ respectivamente. El modelo de 0:00 a 6:00 horas subestima y de 7:00 a 23:00 horas sobrestima los valores observados. La polución del aire causa problemas relacionados a la salud tales como enfermedades respiratorias, riesgos de

desarrollar cáncer y otras dolencias serias. Los vehículos están llegando a ser la fuente principal de la polución del aire (Shrivastava et al., 2013).

En la Figura 156 se observa que el perfil de concentración de valores medios de febrero está por debajo del perfil del mes de julio. El perfil de concentración PM_{2.5} de julio es ligeramente mayor a la de febrero y los perfiles de los modelos muestran comportamientos diferentes. El perfil de concentraciones del modelo de julio captura las características del tráfico vehicular.

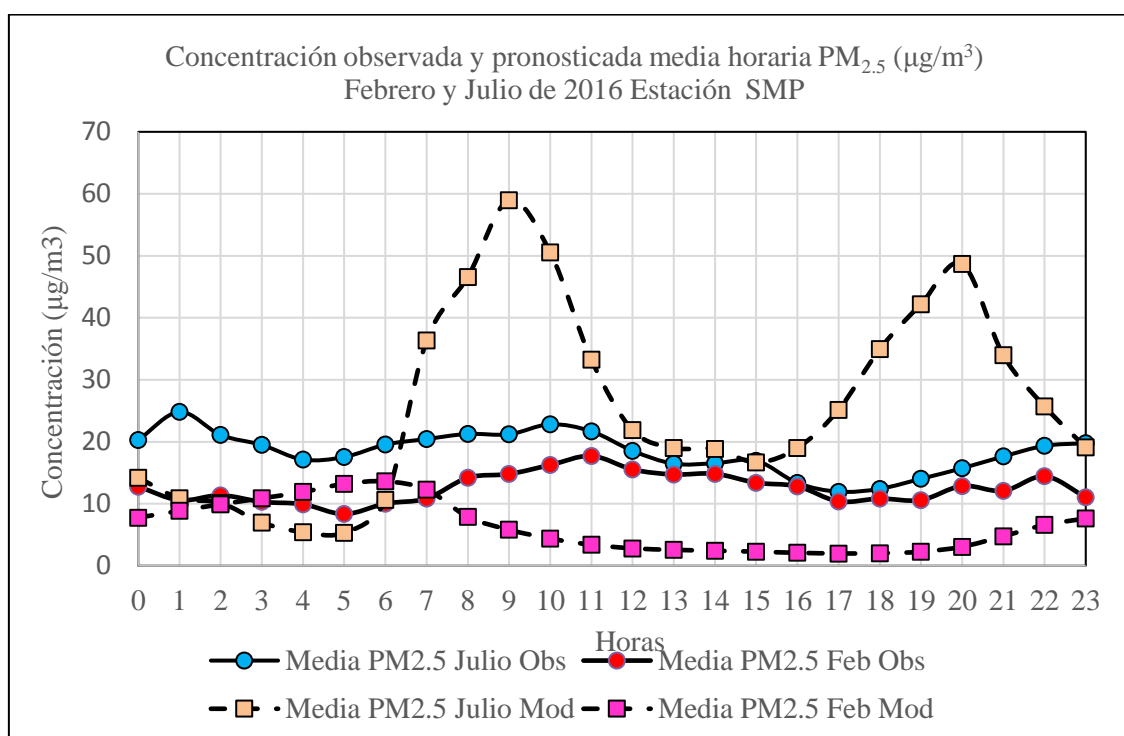


Figura 156. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SMP.

El estudio realizado por (Ferm y Sjöberg, 2015), menciona que en la noche, el flujo del tráfico es bajo desde las 0:00 horas a 5:00 horas), y tiene una concentración máxima por la mañana alrededor de las 7.00 a 10:00 horas. Para el mes de febrero los valores promedios horarios de temperatura y humedad pronosticados y PM_{2.5} observados fueron de (24.51 °C, DS= ± 1.51), (76.42 %, DS= ± 7.21) y (12.53 µg/m³, DS=±4.98) respectivamente, mientras que para el mes de julio estos valores fueron de (14.74 °C, DS= ±0.84), (80.76%, DS=±5.06) y (18.33 µg/m³, DS=±9.74). La diferencia de concentraciones de PM_{2.5} del mes de julio y febrero fue de +5.80 µg/m³ (+46.29 %), con una humedad de julio mayor en +4.34 % con respecto a febrero. En esta estación, el valor de PM_{2.5}/PM₁₀ (cuadro 32) en febrero (estación de verano) fue de 0.28 y en julio (estación de invierno) de 0.38. Otros estudios muestran que en la ciudad

de Birmingham, Reino Unido estos valores fueron de 0.50 (verano) y 0.80 (invierno) (Rojas y Galvis, 2005). Las condiciones meteorológicas pueden difundir grandemente, diluir y acumular contaminantes (Wang y Ogawa, 2015b; Pohjola et al., 2002, la concentración de masa de $PM_{2.5}$ se debe principalmente a las condiciones meteorológicas (Wang y Ogawa, 2015b; Tai et al., 2010).

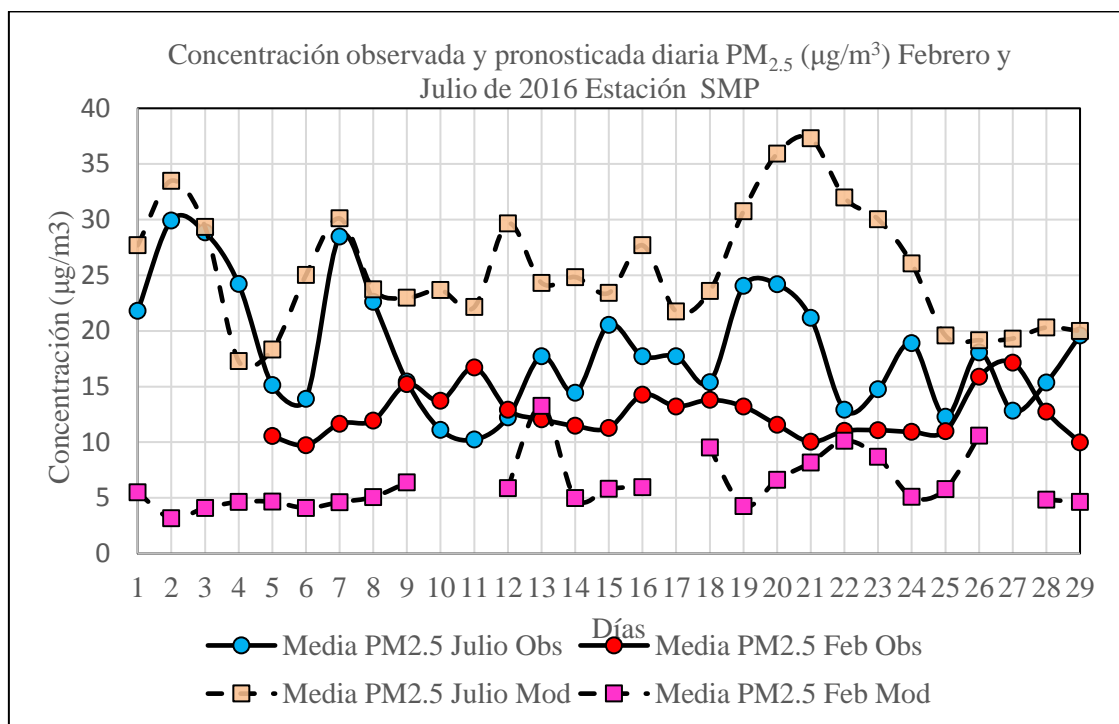


Figura 157. Perfiles de concentraciones medias diarias de $PM_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SMP.

La Figura 157 muestra los perfiles de valores medios diarios de febrero y julio de concentraciones de $PM_{2.5}$ observados y pronosticados. En febrero no hubo datos observados los días 1, 2, 3 y 4. Ambos perfiles muestran un comportamiento irregular. El perfil del modelo de julio captura características de los datos observados sobrestimándolo, mientras el modelo de febrero subestima los datos observados todo el mes. Los datos observados diarios de febrero y julio varían en rangos de $[9.73 \text{ a } 17.16 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ y $[10.23 \text{ a } 29.92 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ respectivamente y, los datos observados de julio superaron dos veces el ECA ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Otros estudios muestran que el valor promedio de $PM_{2.5}$ fueron de $69.03 \pm 46.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (verano) y $82.17 \pm 67.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (invierno) (Deping et al., 2016), en la ciudad de Yuzhong (China) estos valores de $PM_{2.5}$ para verano e invierno fueron de 110.27 y $164.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Qiu et al., 2016). es decir la concentración promedio de verano es menor a la de invierno, que también se cumple con los datos observados en Lima.

4.5.9 Estación Villa María del Triunfo (VMT): PM₁₀ y PM_{2.5}.

La **Figura 158** muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observados y pronosticados para la estación VMT en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un descenso de la concentración entre las 0:00 horas y 4:00 de la mañana, periodo donde el tráfico en la ciudad de Lima desciende, entre las 5:00 y 11:00 horas de la mañana hay un incremento continuo de la concentración de los valores medios, que corresponde a horas de mayor congestión vehicular de 7:00 a 9:00 am (Senamhi, 2013) y, muestra dos picos uno a las 11:00 horas (87.42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y otro a las 17:00 horas (86.69 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

El perfil de concentración de valores promedios observados varió en un rango de [36.16 a 87.42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$], por lo que en esta zona el ECA PM₁₀ de valores medios no ha sido superado, sin embargo el perfil de concentración de valores máximos superó esta norma once veces, lo que pone en riesgo la salud de las personas que transitan por ese lugar y tiene un comportamiento irregular y, su rango varió de [84.08 a 220.98 $\mu\text{g}/\text{m}^3$]. Es importante tener en cuenta que en este distrito hay una planta de producción de cemento. El perfil de valores medios del modelo subestimó al perfil de valores medios observados y muestra las características del transporte vehicular con dos picos a las 9:00 y 20:00 horas con valores de 28.88 y 22.47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Las partículas ultrafinas atmosféricas en el rango de tamaño de nanómetros tienen impactos adversos sobre la visibilidad y salud humana debido a su tamaño pequeño. También pueden afectar el clima mediante la absorción directa y dispersión de la radiación y modulación indirecta de la formación de nubes y precipitaciones después de un mayor crecimiento de núcleos de condensación de nubes (CCN) (Cai et al., 2016).

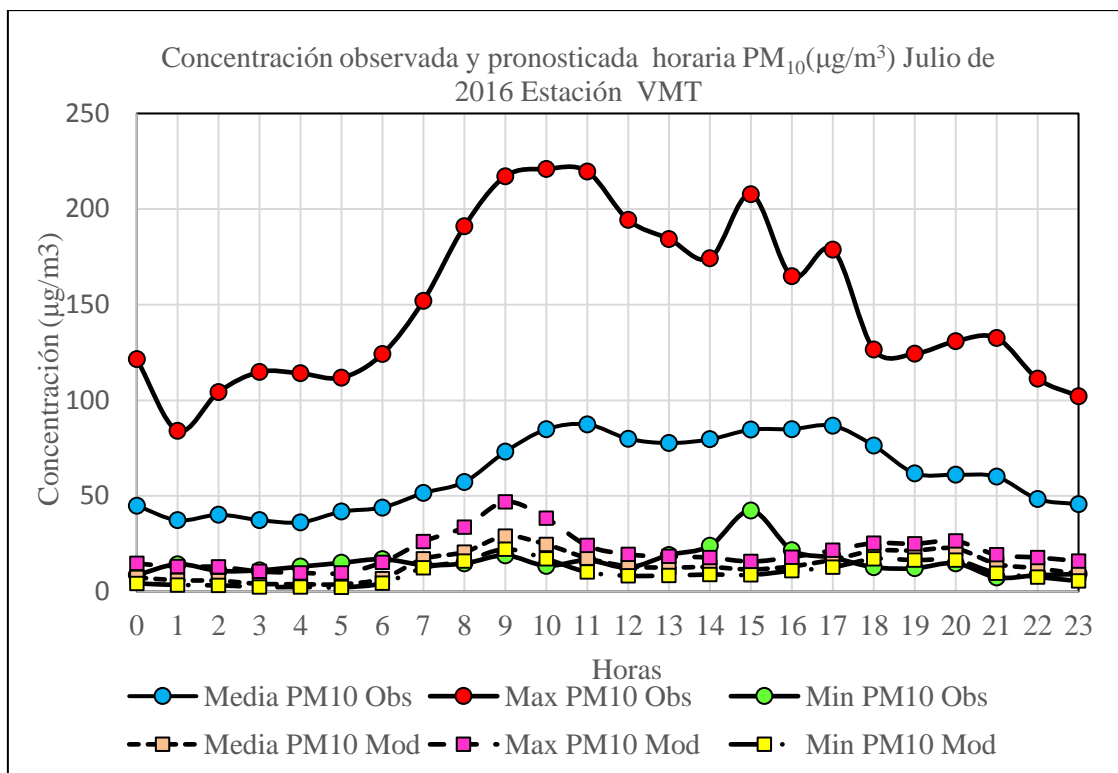


Figura 158. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM₁₀ observado y del modelo: Julio 2016, Estación VMT.

En la Figura 159 se observa los perfiles de concentraciones de valores medios de PM₁₀ de febrero y julio. Para el mes de febrero los valores promedios horarios de temperatura y humedad pronosticados y PM₁₀ observados fueron de (22.03 °C, DS= ± 1.44), (86.51 %, DS= ± 7.94) y (168.90 µg/m³, DS=±84.12) respectivamente, mientras que para el mes de julio estos valores fueron de (14.49 °C, DS= ±0.88), (91.19 % , DS= ±5.87), (61.76 µg/m³, DS=±31.52) respectivamente. En esta estación, las concentraciones promedios de PM₁₀ de julio y febrero muestran una diferencia de -107.14 µg/m³ (-63.43 %), de igual modo la diferencia de humedad es de +5.41 %, el valor promedio de la relación PM_{2.5}/PM₁₀ en julio fue de 0.34 y en febrero de 0.04 (cuadro 32), lo que confirma la influencia de la mayor humedad de julio sobre PM₁₀. En ambos casos el modelo subestimó los datos observados. En la ciudad de Lanzhou, China para la estación de verano se reportan valores de concentraciones promedios de 150.15 µg/m³ y en invierno de 369.89 µg/m³ (Qiu, et al., 2016), mientras que en Mainland China estos valores fueron de 91.5 µg/m³ y 161.5 µg/m³ en verano e invierno respectivamente (Cai et al., 2016).

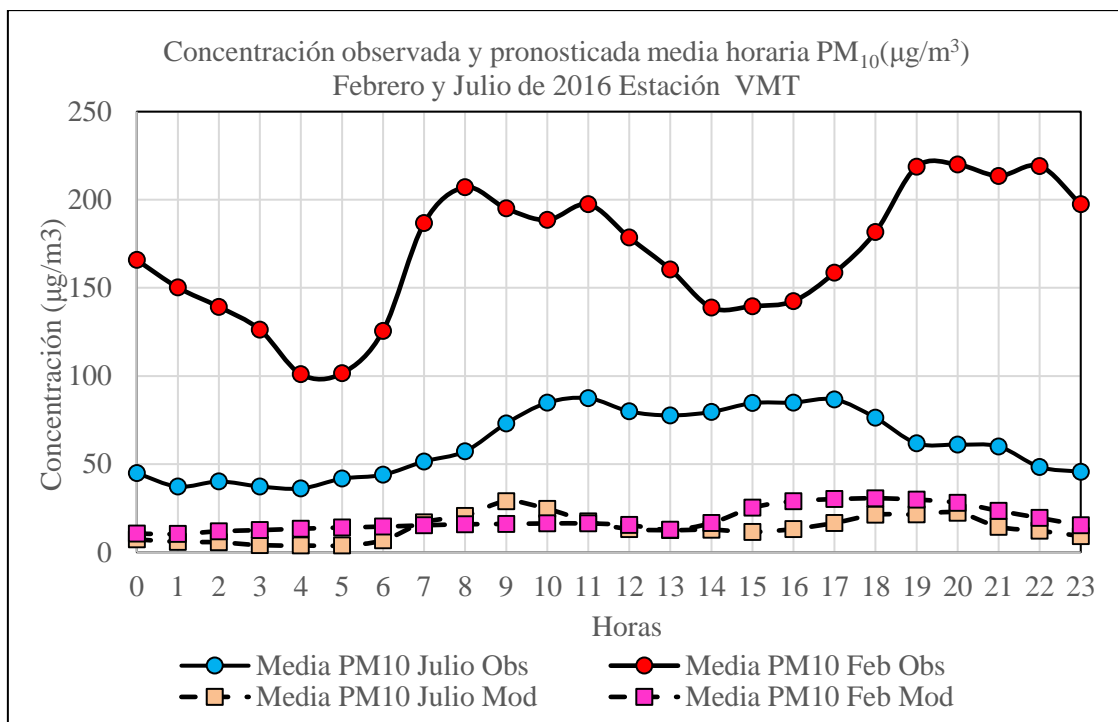


Figura 159. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SMP.

La Figura 160 muestra los perfiles diarios de febrero y julio de concentraciones medias diarias de PM₁₀ observados y pronosticados. Ambos perfiles muestran un comportamiento irregular. Los rangos de valores promedios diarios de PM₁₀ para el mes de febrero y julio fueron [55.08 a 335.51 µg/m³] y [31.03 a 135.16 µg/m³] respectivamente. El perfil de concentración de valor medio diario de julio muestra una disminución de la concentración de los días sábados (2, 9 y 16) a domingos (3, 10 y 17) de -20.41 %, -7.82 % y -27.07 % respectivamente probablemente por la reducción del tráfico vehicular por ser día domingo no laborable y, un aumento de la concentración del día sábados (23) a domingos (24) de +35.37 % probablemente por transporte de contaminantes. Otros estudios también reportan para las estaciones de invierno y verano una disminución de las concentraciones de PM₁₀ los fines de semana en relación a los demás días de la semana (Bathmanabhan y Saragur, 2010). Las relaciones promedios diarios de PM_{2.5}/PM₁₀ de febrero (estación de verano) y julio (estación de invierno) fueron de 0.05 y 0.33 (cuadro 33) respectivamente. Esta relación está afectada por condiciones geográficas, climatológicas, fuentes de contaminación en la ciudad que afectan la distribución de tamaño del material particulado en cada lugar de monitoreo (Blanco et al., 2015), otros parámetros relevantes son la capa límite planetaria y factores como la velocidad y dirección del viento que es donde gobiernan (Jayamurugan et al., 2013).

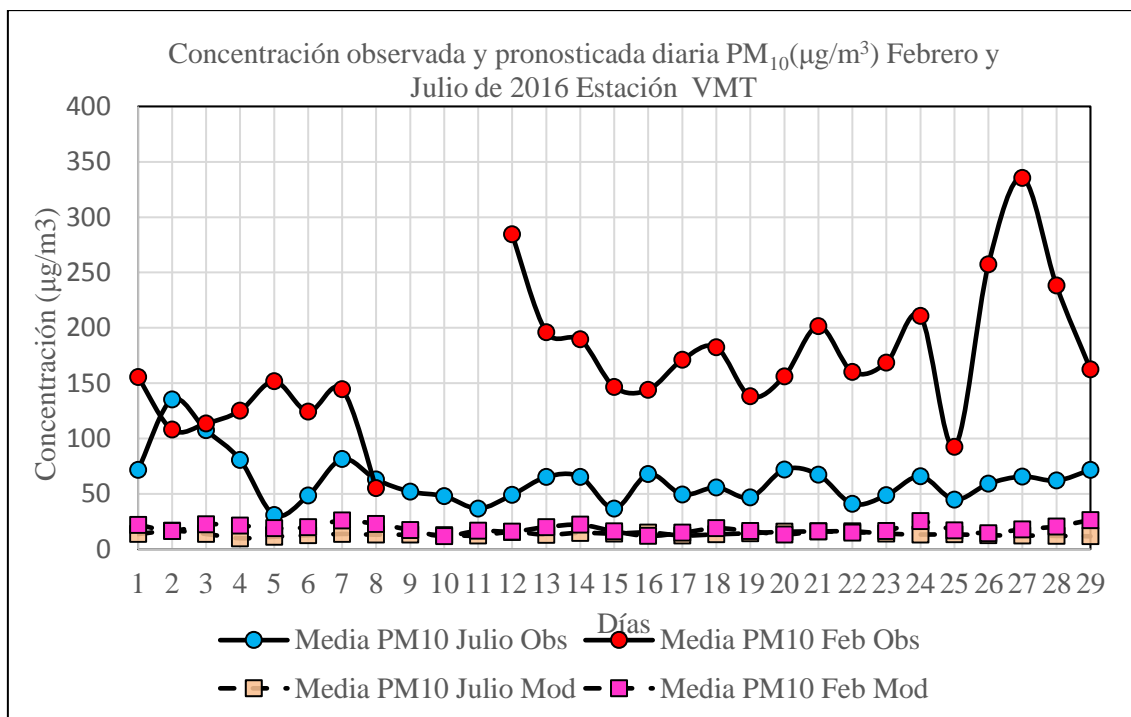


Figura 160. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación VMT.

La Figura 161 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{2.5} observados y pronosticados en la estación VMT en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un aumento lento de la concentración de manera continua de 0:00 horas (15.50 µg/m³) a 6:00 horas (19.21 µg/m³) de la mañana probablemente por transporte de contaminantes y un rápido aumento de 7:00 horas (19.35 µg/m³) a 10:00 horas (35.65 µg/m³). Un descenso continuo de la concentración se produjo desde las 11:00 horas (34.67 µg/m³) a 19:00 horas (13.48 µg/m³), posteriormente la concentración cambia muy poco. En esta zona el valor medio varió de [13.48 a 35.65 µg/m³] superando cuatro veces el ECA (25 µg/m³). El perfil de concentración de valores máximos observados varió en un rango de [25.69 a 110.63 µg/m³], por lo que superó el ECA veinte y cuatro veces y su comportamiento es irregular.

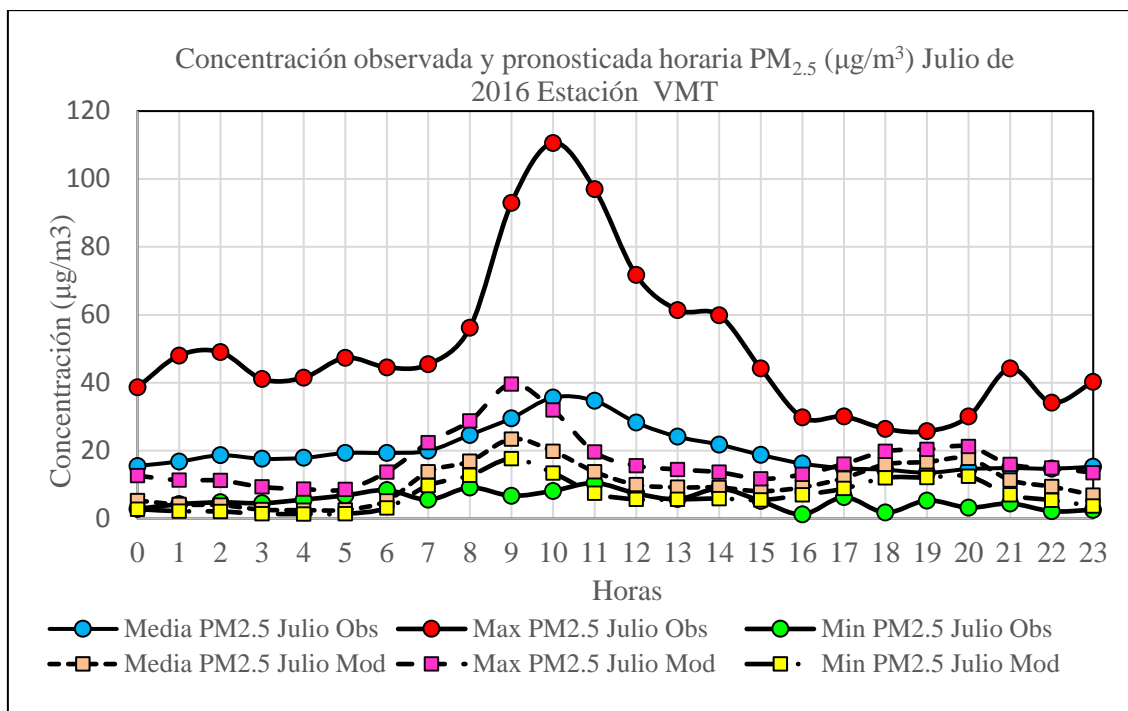


Figura 161. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{2.5} observado y del modelo: Julio 2016, Estación VMT.

El perfil de valores medios del modelo captura las características del transporte vehicular mostrando dos picos a las 9:00 y 20:00 horas con valores de 23.42 y 17.68 µg/m³ respectivamente. El modelo sobrestimó los valores observados medios tres veces a las 18:00, 19:00 y 20:00 horas. Material particulado con diámetros aerodinámicos menores a 2.5 µm, PM_{2.5} pueden quedarse en el aire por largo tiempo y adherirse a sustancias peligrosas. Largos tiempos de exposición a concentraciones de PM_{2.5} puede conducir a un impacto significativo sobre la salud humana o incluso la mortalidad. Un mejor y claro entendimiento de las variaciones espacial y temporal de PM_{2.5} puede contribuir a la adopción de medidas para reducir la contaminación del aire. Sin embargo, la información del monitoreo en tiempo real es esencial para obtener las variaciones detalladas (estacional, mensual y diaria) sobre la escala de la ciudad (Chen et al., 2016).

La **Figura 162** muestra los perfiles de valores medios diarios de febrero y julio de concentraciones de PM_{2.5} observados y pronosticados. En febrero no hubo datos observados de PM_{2.5}. El perfil de febrero muestra un comportamiento irregular. El perfil del modelo de julio subestima los datos observados. Los datos observados promedios diarios de julio varían en un rango de [9.71 a 34.52 µg/m³] con un valor promedio de 20.02 µg/m³ y superaron siete veces el ECA (25 µg/m³). El modelo subestima los datos observados y su rango de concentraciones medias diarias fue de [7.06 a 13.46 µg/m³] con un valor promedio de 10.36

$\mu\text{g}/\text{m}^3$. Otros estudios muestran que los valores promedios de $\text{PM}_{2.5}$ fueron de $69.03 \pm 46.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (verano) y $82.17 \pm 67.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (invierno) (Deping et al., 2016).

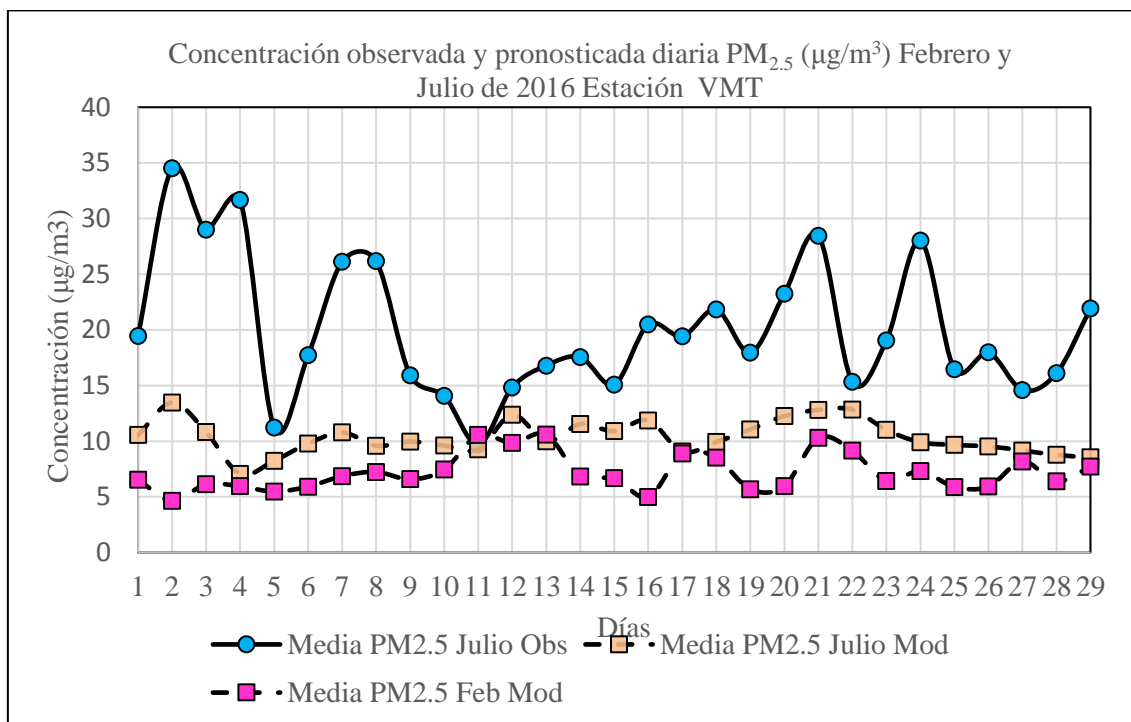


Figura 162. Perfiles de concentraciones medias diarias de $\text{PM}_{2.5}$ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación VMT.

4.5.10 Estación San Juan de Lurigancho (SJL): PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$.

La Figura 163 muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{10} observados y pronosticados para la estación SJL en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un descenso de la concentración entre las 0:00 horas ($97.71 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y 6:00 horas ($66.38 \mu\text{g}/\text{m}^3$), periodo donde el tráfico desciende. Debido al aumento del tráfico vehicular, se observa un incremento de la concentración de PM_{10} de 7:00 a 13:00 horas de 68.01 a $85.46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. Este perfil varió en un rango de [66.38 a $103.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y no superó el ECA ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$), sin embargo el perfil de concentración máximo superó la norma once veces y vario en un rango de [119.00 a $204.10 \mu\text{g}/\text{m}^3$]. Los vehículos producen emisiones de gases de escape y emisiones no gaseosas (Perez et al., 2010), las partículas finas ($\text{PM}_{<2.5\mu\text{m}}$) y gruesas ($2.5 < \text{PM} < 10\mu\text{m}$) tienen diferentes fuentes, a menudo están mal correlacionadas y tienen diferentes efectos en la salud (Barnpadimos et al., 2012). El perfil de concentración de valor medio del modelo captura las características del tráfico y subestima los valores medios observados las 24 horas y,

muestra dos picos característicos 76.10 y 72.77 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 10:00 y 20:00 horas respectivamente.

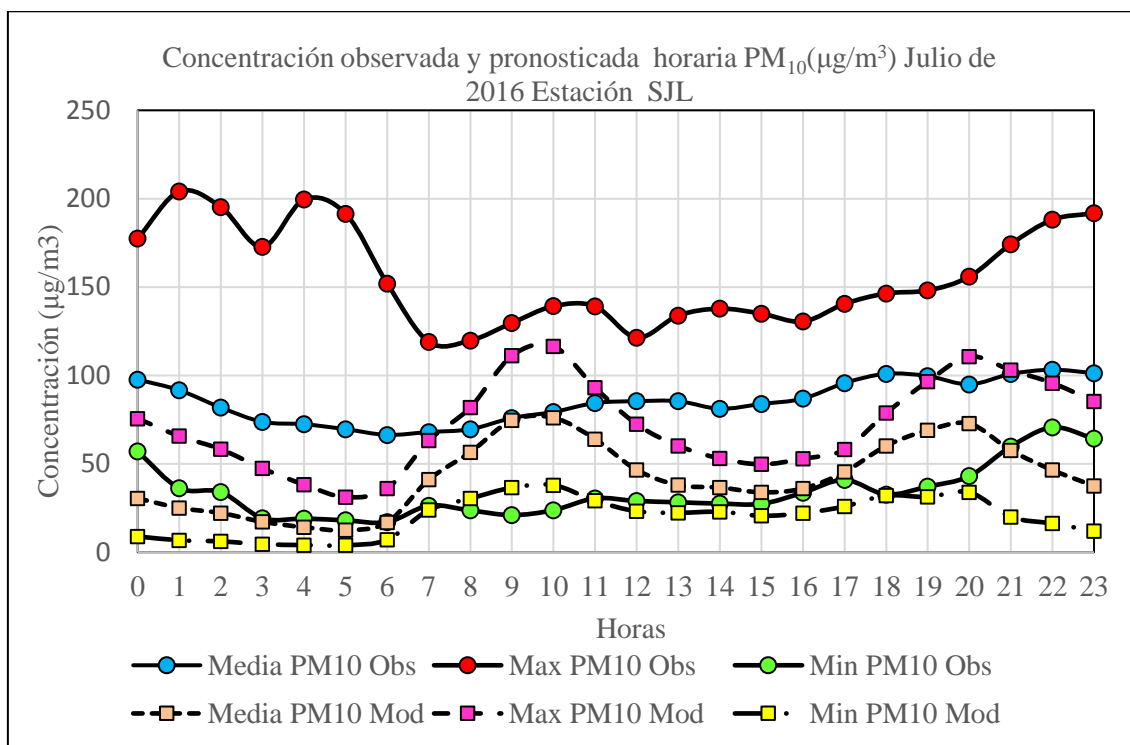


Figura 163. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{10} observado y del modelo: Julio 2016, Estación SJL.

En la Figura 164 se observa los perfiles de concentraciones de valores medios de PM_{10} de febrero y julio. Para el mes de febrero los valores promedios horarios de temperatura y humedad pronosticados y PM_{10} observados fueron de (22.91 °C, DS= ± 1.53), (76.72 %, DS= ± 8.98) y (73.40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, DS= ± 21.89) respectivamente, mientras que para el mes de julio estos valores fueron de (13.68 °C, DS= ± 0.85), (78.45 % , DS= ± 5.76), (85.43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, DS= ± 32.36) respectivamente. En esta estación, las concentraciones de PM_{10} de julio y febrero muestran una diferencia de +12.03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (+16.39 %), de igual modo la diferencia de humedad es de +2.25 %, el valor promedio de la relación $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ en julio fue de 0.37 y en febrero de 0.30 (cuadro 32), lo que confirma la influencia de la mayor humedad de julio sobre esta relación, además el nivel de lluvia en febrero fue de 0.10 mm y en julio 0.2 mm, lo que podría ayudar a la remoción del material particulado. El perfil de concentración de febrero superó en cuatro veces al perfil de julio. El estudio realizado en la ciudad Tiajin (China) muestra que las concentraciones de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ en invierno son mayores a las de verano y las relaciones de $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ en verano e invierno fueron de 0.57 ± 0.16 y 0.61 ± 0.18 respectivamente (Gu et al., 2010), este hecho se atribuye

probablemente a factores geográficos así como a la altura de mezcla más baja y bajas velocidades del viento (Li et al., 2015b).

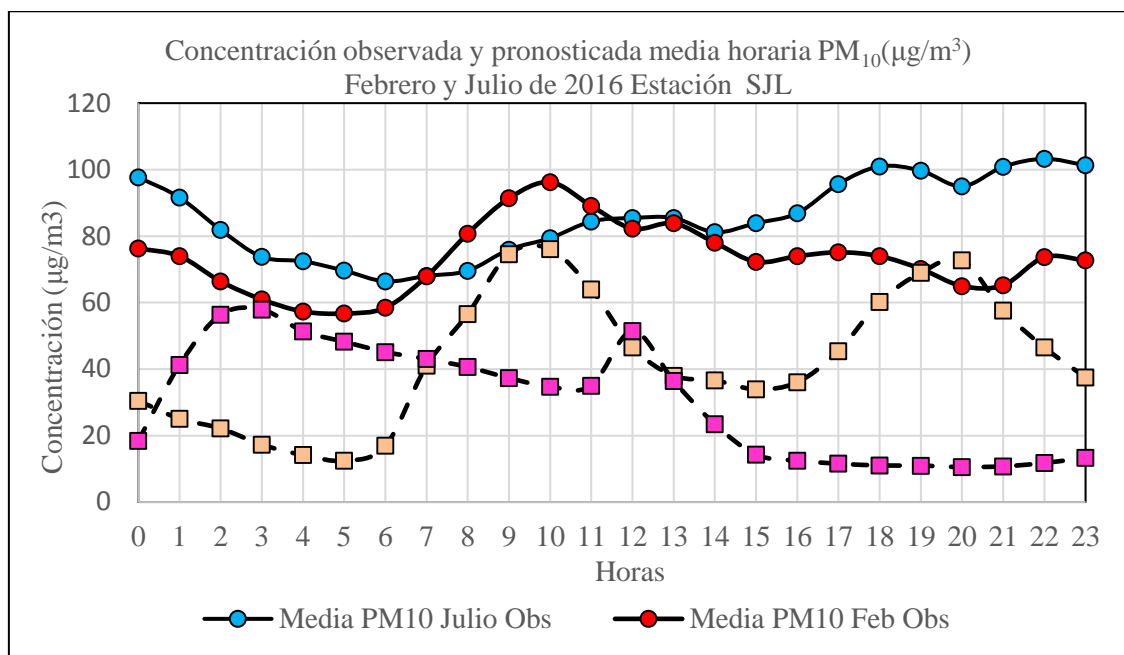


Figura 164. Perfiles de concentraciones medias horario de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SJL.

La Figura 165 muestra los perfiles diarios de febrero y julio de concentraciones medias diarias de PM₁₀ observados y pronosticados. Ambos perfiles muestran un comportamiento irregular. Los rangos de valores promedios diarios de PM₁₀ para el mes de febrero y julio fueron [50.08 a 109.42 µg/m³] y [44.71 a 124.85 µg/m³] respectivamente. El perfil de concentración de valor medio diario de julio muestra una disminución de la concentración de los días sábados (9, 16 y 23) a domingos (3, 17 y 24) de -11.69 %, -28.45 % y -27.57 % respectivamente probablemente por la reducción del tráfico vehicular por ser día domingo no laborable. Las relaciones promedios diarios de PM_{2.5}/PM₁₀ de febrero (estación de verano) y julio (estación de invierno) fueron de 0.30 y 0.37 (cuadro 33) respectivamente. Estudios realizados en los Estados Unidos en los años 2006 y 2010 muestran que estos valores en las estaciones de verano e invierno fueron de (0.48, 0.36) y (0.46 y 0.55) respectivamente (Hogrefe et al., 2015), esta relación está afectada por condiciones geográficas, climatológicas, fuentes de contaminación en la ciudad que afectan la distribución de tamaño del material particulado en cada lugar de monitoreo (Blanco et al., 2015), las tendencias actuales tienden a monitorear material particulado PM_{2.5} y PM₁₀ debido a la relación directa con los efectos sobre la salud, por afectar la radiación atmosférica, formación de nubes así como las reacciones fotoquímicas (Wang et al., 2015b).

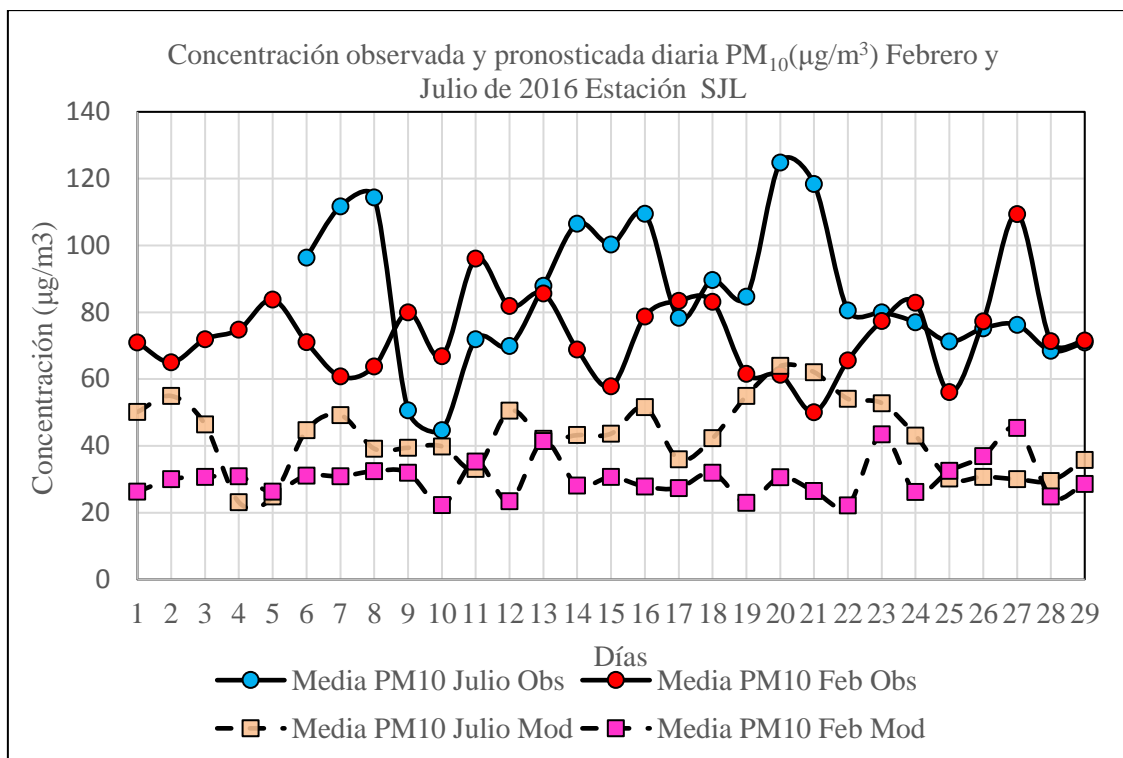


Figura 165. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM₁₀ observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SJL.

La **Figura 166** muestra los perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{2.5} observados y pronosticados en la estación SJL en el mes de julio de 2016. El perfil de valor medio observado, muestra un descenso de la concentración de 0:00 horas (40.20 µg/m³) a 6:00 horas (29.69 µg/m³), que es un horario donde el flujo del tráfico vehicular disminuye, posteriormente la concentración aumenta alcanzando un máximo a las 10:00 horas (38.75 µg/m³), posteriormente la concentración disminuye hasta las 17:00 horas y luego se incrementa hasta las 23:00 horas. Este perfil de concentración se mantuvo en un rango de [26.98 a 40.21 µg/m³] superando las 24 horas veces el ECA (25 µg/m³). El perfil de concentración de valores máximos observados varió en un rango de [46.76 a 99.90 µg/m³], por lo que el ECA fue superado veinte y cuatro veces y su comportamiento es irregular.

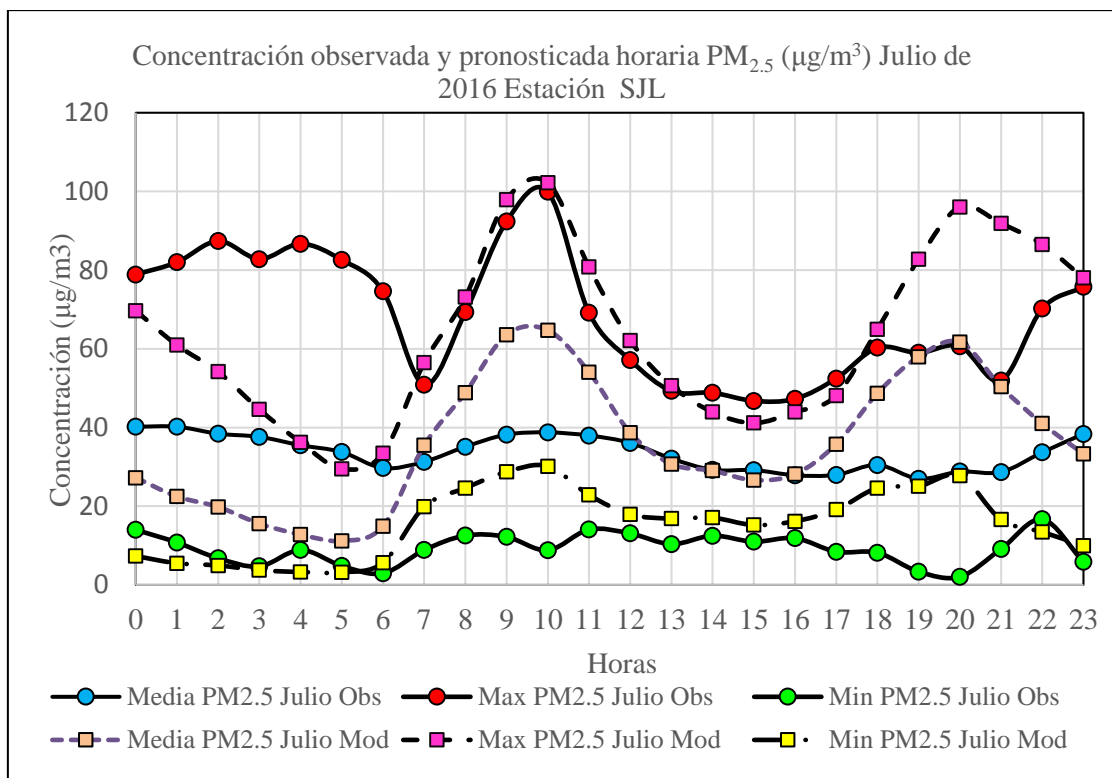


Figura 166. Perfiles horarios de concentraciones media, máximo y mínimo de PM_{2.5} observado y del modelo: Julio 2016, Estación SJL.

El PM_{2.5} ha planteado graves problemas de salud pública pues las partículas penetran fácilmente en los alvéolos pulmonares y los problemas de contaminación relacionados con el se han vuelto cada vez más graves como resultado del cambio climático global. Episodios de verano pueden también incrementar las concentraciones de PM_{2.5} debido a un incremento en la probabilidad de masa de aire estacionarias, intensa formación de aerosol secundario e incendios forestales (Chen et al., 2017a). Es difícil separar completamente el efecto de lavado (es decir, la deposición húmeda, el proceso de eliminación que incluye la física de la precipitación y la nube y la química) de otros procesos en fase gaseosa como la deposición seca, la mezcla atmosférica y la transformación química (Jung et al., 2014).

En la Figura 167 se observa que el perfil de concentración de valores medios de febrero está por debajo del perfil del mes de julio. Este hecho puede atribuirse debido a velocidades (2.1 m/s) y temperaturas más bajas en invierno, además en Lima metropolitana la capa de mezcla es más baja en los meses de verano y la altura máxima en invierno. Las concentraciones de aerosoles más bajos se observa en días lluviosos debido al efecto de lavado de las partículas de la atmósfera y, las partículas más grandes que micras se pueden remover más rápido que las partículas submicroscópicas.

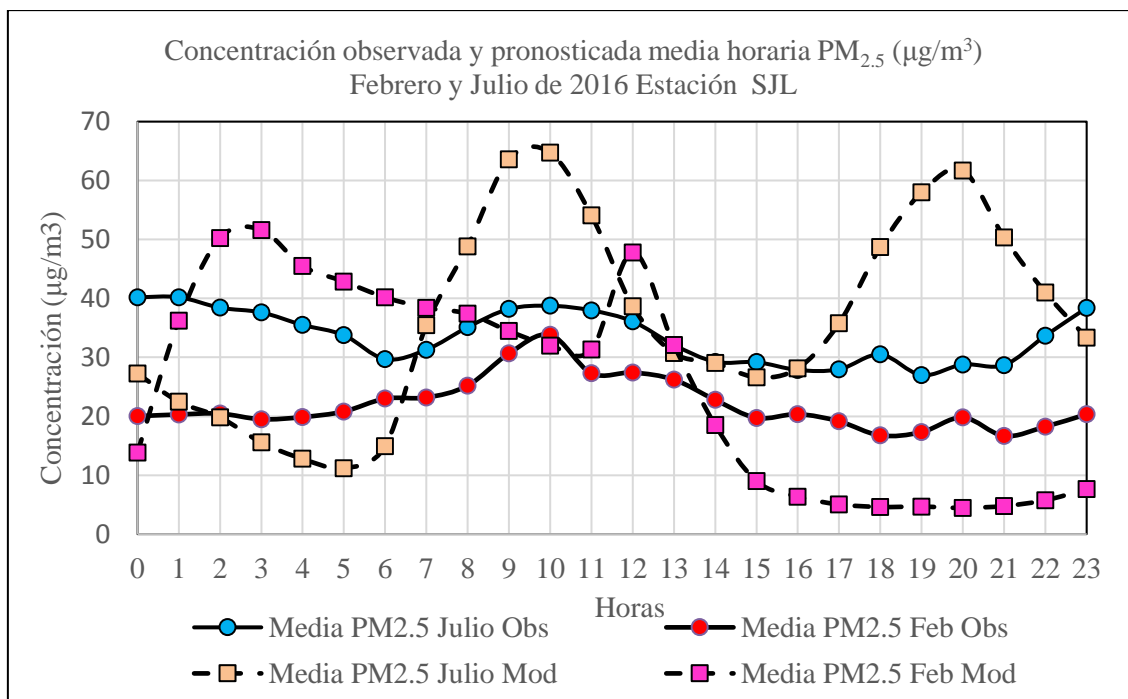


Figura 167. Perfiles de concentraciones medias horarias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SJL.

En julio el ECA es superado las 24 horas, mientras que en febrero este parámetro fue superado tres veces. Para el mes de febrero los valores promedios horarios de temperatura y humedad pronosticados y PM_{2.5} observados fueron de (22.91 °C, DS= ± 1.53), (76.72 %, DS= ± 8.98) y (22.03 µg/m³, DS=±8.63) respectivamente, mientras que para el mes de julio estos valores fueron de (13.68 °C, DS= ±0.85), (78.45 %, DS= ±5.76) y (33.59 µg/m³, DS=±14.64). La diferencia de concentraciones de PM_{2.5} del mes de julio y febrero fue de +52.47 %, con una humedad de julio mayor en +2.25 % con respecto a febrero. El perfil de concentración de valores medios del modelo captura las características del transporte vehicular, muestra un descenso de la concentración de 0:00 a 5:00 horas debido a la disminución del flujo vehicular, además de dos picos que corresponden a horas de intenso tráfico vehicular 10:00 horas (64.72 µg/m³) y 20:00 horas (61.71 µg/m³).

La Figura 168 muestra los perfiles de valores medios diarios de febrero y julio de concentraciones de PM_{2.5} observados y pronosticados. En febrero no hubo datos observados de PM_{2.5}. Ambos perfiles de febrero y julio muestran un comportamiento irregular, los datos observados de julio superaron diecinueve veces el ECA y los de febrero tres veces. Los datos observados promedios diarios de julio varían en un rango de [15.13 a 57.64 µg/m³] con un valor promedio de 33.59 µg/m³, el rango de febrero fue de [14.90 a 32.48 µg/m³] con valor promedio de 22.03 µg/m³.

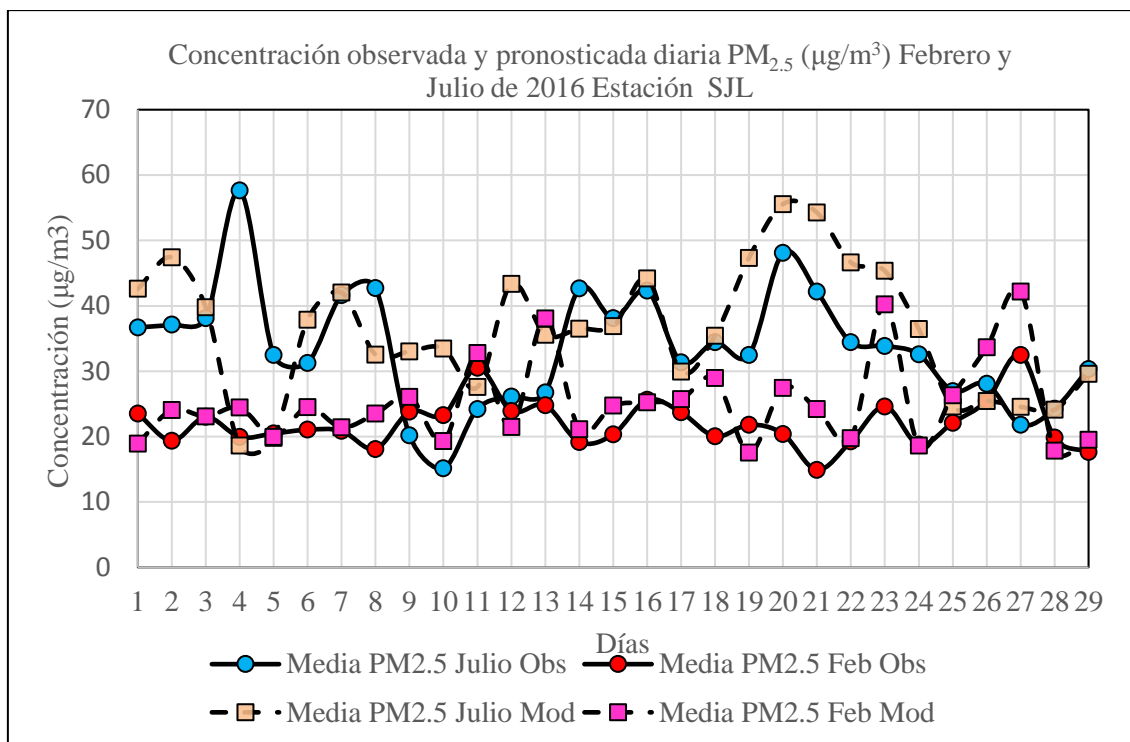


Figura 168. Perfiles de concentraciones medias diarias de PM_{2.5} observado y del modelo: Febrero y Julio 2016, Estación SJL.

Otros estudios muestran que los valores promedios de PM_{2.5} fueron de $69.03 \pm 46.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (verano) y $82.17 \pm 67.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (invierno) (Deping et al., 2016). El modelo sub y sobre estima los datos observados y su rango de concentraciones medias diarias fue de $[18.63 \text{ a } 55.55 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $36.22 \mu\text{g}/\text{m}^3$. El perfil de concentración de valor medio diario de julio muestra una disminución de la concentración de los días sábados (9, 16 y 23) a domingos (3, 17 y 24) de -25.10 %, -25.87 % y -3.87 % respectivamente probablemente por la reducción del tráfico vehicular por ser día domingo no laborable, mientras que del día sábado (2) a domingo (3) hay un aumento de +7.14 % probablemente debido al transporte de contaminantes.

4.6 Evaluación de parámetros estadísticos horarios de datos observados y pronosticados del mes de Julio 2016.

4.6.1. Estación CDM: PM₁₀ y PM_{2.5}

En la estación CDM (cuadro 36), los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM₁₀ fueron de 31.79 ± 4.07 y $24.87 \pm 15.27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente con un factor PM₁₀ Mod/PM₁₀ Obs de 0.78. El estudio realizado sobre una parte de los Alpes Italia/Suiza y el Valle Po en el área norte de Italia, en la estación Milano Verziere estos valores fueron 74.8 ± 30.3 , $22.5 \pm 7.71 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de 0.30 (De Meij et al., 2015), y en el estudio realizado

en la ciudad de Mainland China en la estación de invierno los valores fueron de 161.5 y 143.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 0.89 (Cai et al., 2016).

Cuadro 36. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación CDM, julio 2016.

Hora	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
Estación CDM: PM ₁₀ Julio 2016										
0	32.62	12.39	-20.23	-0.62	20.27	0.53	692.63	26.32	0.45	0.10
1	29.14	9.62	-19.53	-0.67	19.54	0.59	595.29	24.40	0.57	0.27
2	27.13	9.24	-17.89	-0.66	18.15	0.61	492.64	22.20	0.64	0.38
3	27.03	6.12	-20.91	-0.77	20.91	0.74	557.16	23.60	0.62	0.41
4	25.94	5.33	-20.61	-0.79	20.61	0.76	554.86	23.56	0.64	0.34
5	27.23	5.22	-22.01	-0.81	22.01	0.78	609.62	24.69	0.60	0.33
6	30.04	10.83	-19.21	-0.64	19.21	0.58	517.80	22.76	0.55	0.38
7	30.84	37.48	6.63	0.22	12.52	0.54	210.60	14.51	0.52	0.35
8	36.57	45.60	9.03	0.25	17.10	0.65	434.45	20.84	0.58	0.20
9	36.68	57.68	21.00	0.57	23.45	0.98	810.36	28.47	0.60	0.33
10	34.78	46.33	11.55	0.33	16.52	0.67	438.88	20.95	0.65	0.46
11	32.60	29.84	-2.76	-0.08	11.18	0.37	189.64	13.77	0.59	0.34
12	30.54	20.64	-9.90	-0.32	11.39	0.32	220.36	14.84	0.60	0.28
13	27.73	19.21	-8.52	-0.31	10.51	0.34	173.12	13.16	0.70	0.35
14	29.71	19.46	-10.25	-0.34	10.60	0.31	200.87	14.17	0.62	0.45
15	27.53	17.87	-9.67	-0.35	10.58	0.34	183.53	13.55	0.68	-0.14
16	28.30	20.94	-7.36	-0.26	9.29	0.30	145.81	12.08	0.67	-0.12
17	30.54	27.76	-2.78	-0.09	8.49	0.35	123.75	11.12	0.46	-0.06
18	32.23	38.08	5.86	0.18	10.07	0.41	167.62	12.95	0.25	-0.18
19	38.14	41.40	3.26	0.09	14.14	0.48	296.17	17.21	0.50	-0.11
20	39.19	48.90	9.71	0.25	20.19	0.64	544.97	23.34	0.54	0.02
21	38.16	27.97	-10.19	-0.27	13.70	0.32	369.66	19.23	0.16	0.02
22	35.89	22.64	-13.24	-0.37	14.87	0.34	435.58	20.87	0.27	0.06
23	34.38	16.40	-17.98	-0.52	19.36	0.50	705.34	26.56	0.36	0.06

El sesgo medio (MB) varió en un rango de [-22.01 a 21.00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$], con un valor promedio de $-6.92 \pm 12.44 \mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo sub y sobrestimo al valor observado, en otros estudios los valores promedios para el invierno fueron de $-18.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Cai et al., 2016) y $-19.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Liao et al., 2015), por lo que el modelo también subestimó los valores medidos. El sesgo medio normalizado (NMB) vario en un rango de [-81 a 57 %] con un valor promedio de $-25 \pm 40 \%$.

En las ciudades de Happo y Yusuhara (Japón) los valores fueron de -24.9 y 21.9% (Gao et al., 2014) y en Taiwan de -56.4% (Cai et al., 2016). La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de [11.12 a 28.47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] con un valor promedio de 19.38 ± 5.34

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de r que varió en un rango de [-0.18 a 0.46] con un valor promedio de 0.19. Estos valores en la estación de invierno en Taiwan y Hong Kong fueron de (28.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.2) y (27.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.48) (Cai et al., 2016) respectivamente. Además los valores de IOA variaron en un rango de [0.27 a 0.56], con un promedio de 0.37.

Cuadro 37. Parámetros estadísticos de PM_{2.5}: Estación CDM, julio 2016.

Hora	Media O	Media P	ME	NME	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación CDM: PM _{2.5} Julio 2016									
0	16.93	9.44	-7.49	-0.44	10.26	0.94	230.97	15.20	0.41	0.05
1	17.87	7.16	-10.71	-0.60	11.98	0.92	301.62	17.37	0.47	0.31
2	15.12	6.87	-8.25	-0.55	8.97	0.87	169.65	13.02	0.48	0.39
3	14.34	4.35	-10.00	-0.70	10.22	0.83	179.07	13.38	0.46	0.45
4	13.76	3.67	-10.09	-0.73	10.09	0.81	138.57	11.77	0.47	0.38
5	13.43	3.64	-9.80	-0.73	9.80	0.80	126.25	11.24	0.42	0.24
6	16.23	8.35	-7.88	-0.49	8.69	0.77	133.31	11.55	0.44	0.08
7	15.32	30.66	15.34	1.00	16.04	0.80	331.94	18.22	0.39	0.14
8	15.18	37.42	22.24	1.46	22.89	0.83	657.51	25.64	0.33	0.17
9	18.02	46.93	28.92	1.61	29.40	0.83	1070.60	32.72	0.34	0.19
10	17.84	37.44	19.60	1.10	19.86	0.83	522.29	22.85	0.47	0.42
11	14.94	23.50	8.56	0.57	9.91	0.78	144.21	12.01	0.58	0.46
12	14.77	15.65	0.89	0.06	4.75	0.80	38.93	6.24	0.65	0.43
13	13.69	14.18	0.49	0.04	4.21	0.85	31.92	5.65	0.57	0.32
14	13.43	14.00	0.56	0.04	4.33	0.89	29.37	5.42	0.56	0.39
15	11.45	12.51	1.05	0.09	4.74	0.92	40.42	6.36	0.29	-0.09
16	9.46	14.62	5.17	0.55	5.58	0.92	39.58	6.29	0.44	0.23
17	11.38	19.71	8.33	0.73	10.57	0.94	135.94	11.66	0.32	-0.40
18	11.93	28.14	16.20	1.36	16.20	0.94	309.51	17.59	0.32	-0.11
19	13.06	31.90	18.84	1.44	18.84	0.94	400.27	20.01	0.33	0.17
20	16.35	38.86	22.51	1.38	21.76	0.95	597.73	24.45	0.34	0.19
21	17.73	22.35	4.63	0.26	11.66	0.96	200.65	14.17	0.35	0.01
22	16.97	17.90	0.93	0.05	8.38	0.96	123.80	11.13	0.29	0.03
23	16.67	12.81	-3.86	-0.23	9.74	0.95	200.19	14.15	0.31	-0.08

En la estación CDM (cuadro 37), los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM_{2.5} fueron de 14.83 ± 2.32 y 19.25 ± 12.53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, en Taiwan en la estación de invierno estos valores fueron de 36.0 y 18.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente (Cai et al., 2016) y de 5.37 y 5.48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Yahya et al., 2015a). El sesgo medio (MB) varió en un rango de [-10.71 a 28.92 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] con un valor promedio de 4.42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que indica que el modelo subestimó y sobrestimó los valores observados, en otros estudios en la estación de invierno este valor fue -25.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Xu et al., 2016a) y -17.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Cai et al., 2016). El sesgo medio

normalizado (NMB) vario en un rango de [-0.73 a 1.61] con un valor promedio de 0.30 ± 0.79 , en otros estudios este valor fue de -0.50 (Cai et al., 2016) y -0.47 (Xu et al., 2016a). El error de la raíz cuadrática media (RMSE) varió en un rango de [5.42 a 32.72 $\mu\text{g}/\text{m}^3$], con un valor promedio de $14.50 \pm 6.93 \mu\text{g}/\text{m}^3$, el NMAE varió en un rango de [0.77 a 0.96] con un valor promedio de 0.88 ± 0.07 y el valor promedio del factor r fue de 0.22. En otros estudios para la estación de invierno los valores de RMSE y r fueron de 55.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.4 (Xu et al., 2016a) y 28.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y -0.08 (Cai et al., 2016). Por definición el valor promedio del error absoluto medio (MAE) debe ser menor al valor promedio de RMSE, lo cual se cumple en todos los casos. En esta estación el MAE varió [4.21 a 29.40] con valor promedio de 12.04 ± 6.54 .

4.6.2. Estación ATE: PM₁₀ y PM_{2.5}

*No hay datos observados de PM₁₀ y PM_{2.5}.

4.6.3. Estación SBJ: PM₁₀ y PM_{2.5}

En la estación SBJ (cuadro 38), los valores promedios horario observados y pronosticados de PM₁₀ fueron de 46.98 ± 8.75 y $23.90 \pm 14.38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente con un factor de 0.51. Otros estudios muestran que en la ciudad de Mainland China en la estación de invierno estos valores fueron de 161.5 y 143.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 0.89 (Cai et al., 2016) y en la isla de Rishiri (Japón) de 11.7 y 10.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 0.88 (Gao et al., 2014).

Cuadro 38. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación SBJ, julio 2016.

Hora	Media	Media	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	EstaciónSBJ: PM ₁₀ Julio 2016									
0	42.79	11.63	-31.16	-0.73	31.16	0.65	1383.06	37.19	0.42	-0.19
1	36.09	9.10	-26.99	-0.75	27.16	0.69	990.58	31.47	0.42	-0.10
2	35.19	8.78	-26.40	-0.75	26.40	0.68	995.89	31.56	0.42	0.10
3	30.56	5.61	-24.94	-0.82	24.94	0.77	793.46	28.17	0.41	0.11
4	33.07	5.14	-27.93	-0.84	27.93	0.82	947.09	30.77	0.39	0.14
5	32.75	5.05	-27.70	-0.85	27.70	0.81	955.13	30.91	0.40	0.00
6	37.29	10.91	-26.37	-0.71	26.72	0.65	1019.54	31.93	0.41	-0.13
7	44.67	37.75	-6.92	-0.15	20.37	0.52	626.67	25.03	0.31	-0.16
8	58.48	40.87	-17.61	-0.30	29.34	0.51	1327.38	36.43	0.37	-0.07
9	60.80	53.14	-7.66	-0.13	22.50	0.41	631.23	25.12	0.51	0.29
10	55.19	41.48	-13.70	-0.25	16.77	0.29	427.53	20.68	0.56	0.55
11	50.80	27.55	-23.26	-0.46	23.26	0.42	766.67	27.69	0.47	0.57
12	46.79	19.78	-27.02	-0.58	27.02	0.52	1185.32	34.43	0.41	0.12
13	43.82	19.21	-24.61	-0.56	24.61	0.52	886.12	29.77	0.42	0.14
14	49.50	20.35	-29.14	-0.59	29.14	0.55	1255.09	35.43	0.37	0.28
15	48.38	18.96	-29.41	-0.61	29.73	0.55	1428.93	37.80	0.40	0.17
16	50.40	22.55	-27.85	-0.55	27.85	0.50	1058.15	32.53	0.43	0.30
17	50.74	29.99	-20.75	-0.41	20.99	0.35	714.38	26.73	0.46	0.11
18	51.57	40.38	-11.19	-0.22	15.80	0.28	389.49	19.74	0.40	-0.18
19	55.16	41.07	-14.08	-0.26	19.36	0.34	623.60	24.97	0.37	-0.47
20	54.34	46.17	-8.18	-0.15	11.99	0.20	256.59	16.02	0.39	0.17
21	54.81	24.05	-30.76	-0.56	30.76	0.53	1241.41	35.23	0.37	0.01
22	54.78	20.03	-34.75	-0.63	34.75	0.59	1797.04	42.39	0.39	0.07
23	49.61	14.17	-35.44	-0.71	35.44	0.65	1739.97	41.71	0.41	-0.05

El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-35.44$ a $-6.92 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, con un valor promedio de $-23.08 \pm 8.55 \mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo subestimó al valor observado, en otros estudios los valores promedios para el invierno fueron de $-18.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Cai et al., 2016) y $-4.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Gao et al., 2014), por lo que el modelo también subestimó los valores medidos. El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de $[-85$ a -13%] con un valor promedio de $-52 \pm 42 \%$. Otros estudios muestran que este valor fue de -28.2% (Gao et al., 2014) y -55.9% (Xu et al., 2016a). La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de $[16.02$ a $42.39 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $30.57 \pm 6.63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de r que varió en un rango de $[-0.47$ a $0.57]$. Estos valores para la estación de invierno en las ciudades de Hong Kong y Banryu (Japón) fueron de $27.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.48 (Cai et al., 2016) y $16.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.53 (Gao et al., 2014) respectivamente. Además los valores de IOA variaron en un rango de $[0.31$ a $0.56]$, con un promedio de 0.37 .

Cuadro 39. Parámetros estadísticos de PM_{2.5}: Estación SBJ, julio 2016.

Horas	Media Op	Media Pp	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación SBJ: PM _{2.5} , Julio 2016									
0	21.41	8.97	-12.44	-0.58	14.50	0.74	397.17	19.93	0.43	0.18
1	21.29	6.93	-14.36	-0.67	14.36	0.55	410.09	20.25	0.45	0.35
2	20.25	6.74	-13.50	-0.67	13.63	0.56	369.91	19.23	0.48	0.31
3	16.99	4.13	-12.86	-0.76	12.86	0.71	229.01	15.13	0.46	0.35
4	16.26	3.71	-12.55	-0.77	12.55	0.75	202.71	14.24	0.42	0.31
5	16.69	3.72	-12.97	-0.78	12.97	0.74	220.34	14.84	0.40	-0.01
6	17.23	8.85	-8.38	-0.49	9.71	0.55	185.26	13.61	0.43	0.19
7	18.00	31.76	13.75	0.76	15.67	1.74	347.13	18.63	0.47	0.19
8	22.45	34.17	11.72	0.52	15.36	0.90	368.67	19.20	0.37	0.05
9	25.75	43.83	18.08	0.70	22.19	1.21	636.41	25.23	0.39	0.10
10	22.81	34.14	11.33	0.50	15.35	0.84	278.99	16.70	0.47	0.25
11	18.60	22.18	3.57	0.19	6.47	0.45	66.84	8.18	0.55	0.29
12	16.19	15.33	-0.86	-0.05	5.48	0.39	47.79	6.91	0.51	0.39
13	14.58	14.29	-0.29	-0.02	3.81	0.27	40.47	6.36	0.31	0.17
14	14.60	14.82	0.22	0.02	4.92	0.40	36.19	6.02	0.21	-0.03
15	14.37	13.49	-0.89	-0.06	4.10	0.30	26.45	5.14	0.23	-0.15
16	14.10	16.07	1.97	0.14	4.88	0.46	38.02	6.17	0.31	0.05
17	14.16	21.80	7.64	0.54	9.00	0.95	99.15	9.96	0.43	0.19
18	15.08	30.53	15.45	1.03	15.45	1.30	279.36	16.71	0.30	-0.08
19	20.50	32.29	11.79	0.57	13.94	0.99	262.83	16.21	0.37	-0.26
20	22.20	37.66	15.46	0.70	18.11	0.95	423.62	20.58	0.43	0.04
21	23.31	19.88	-3.42	-0.15	10.58	0.96	261.15	16.16	0.30	0.18
22	21.57	16.60	-4.96	-0.23	9.23	0.96	217.55	14.75	0.34	0.06
23	20.90	11.80	-9.10	-0.44	11.15	0.95	255.73	15.99	0.41	0.05

En la estación SBJ (cuadro 39), los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM_{2.5} fueron de 18.72 ± 3.47 y 18.90 ± 11.89 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, en Taiwan y en la ciudad de Guangdong (China) en la estación de invierno estos valores fueron de 36.0 y 18.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Cai et al., 2016) y de 30.31 y 31.14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Yin et al., 2017) respectivamente. El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-14.36$ a 18.08 $\mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de 0.18 ± 10.83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que indica que el modelo subestimó y sobrestimó los valores observados, en otros estudios en la estación de invierno este valor fue -25.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Xu et al., 2016a) y -17.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Cai et al., 2016) lo que indica que el modelo también subestimó los valores observados. El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de $[-0.78$ a $1.03]$ con un valor promedio de 0.0 ± 0.56 , en otros estudios este valor fue de -0.50 (Cai et al., 2016) y 0.03 (Yin et al., 2017). El error de la raíz cuadrática media (RMSE) varió en un rango de $[5.14$ a 25.23 $\mu\text{g}/\text{m}^3]$, con un valor promedio de 14.42 ± 5.55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y, el valor

promedio de r fue de 0.13 ± 0.17 . En otros estudios para la estación de invierno los valores de RMSE y r fueron de $55.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.4 (Xu et al., 2016a). En esta estación el MAE varió [3.81 a 22.19] con valor promedio de $11.51 \pm 4.81 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.6.4. Estación STA: PM₁₀

*No hay datos observados de PM_{2.5} en el mes de julio en esta estación

En la estación STA (cuadro 40), los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM₁₀ fueron de 76.14 ± 7.23 y $36.38 \pm 19.56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente con un factor de 2.09. Un estudio con PM₁₀ muestra que en la ciudad de Busto Arsizio (Italia), los valores observados y pronosticados estuvieron en un rango de [$63.3 \pm 27.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$] y [$17.1 \pm 6.55 \mu\text{g}/\text{m}^3$] con un factor de 3.9 (De Meij et al., 2015).

Cuadro 40. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación STA, julio 2016.

Hora	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación STA: PM ₁₀ Julio 2016									
0	78.71	21.52	-57.19	-0.73	58.56	0.69	5308.57	72.86	0.43	-0.11
1	67.68	17.60	-50.09	-0.74	51.66	0.74	3801.59	61.66	0.44	0.02
2	65.63	16.68	-48.95	-0.75	50.50	0.75	3774.80	61.44	0.44	0.14
3	67.90	11.73	-56.17	-0.83	56.67	0.77	4752.95	68.94	0.45	0.42
4	66.49	9.62	-56.87	-0.86	56.87	0.80	4158.22	64.48	0.44	0.36
5	65.66	9.00	-56.66	-0.86	56.66	0.82	4297.84	65.56	0.46	0.28
6	69.54	16.95	-52.59	-0.76	52.59	0.68	4225.37	65.00	0.44	-0.05
7	70.30	52.10	-18.20	-0.26	30.45	0.43	1738.05	41.69	0.37	-0.09
8	77.25	61.42	-15.83	-0.20	33.48	0.48	1934.81	43.99	0.38	0.03
9	83.31	74.27	-9.03	-0.11	30.08	0.49	1688.63	41.09	0.50	0.20
10	88.21	69.29	-18.92	-0.21	33.54	0.49	1661.07	40.76	0.52	0.32
11	82.64	48.05	-34.59	-0.42	38.48	0.48	2054.61	45.33	0.49	0.41
12	70.39	33.91	-36.48	-0.52	38.02	0.50	1935.52	43.99	0.46	0.31
13	68.67	29.20	-39.47	-0.57	39.47	0.53	2042.76	45.20	0.44	0.17
14	72.61	29.68	-42.93	-0.59	42.93	0.57	2235.90	47.29	0.36	0.05
15	76.13	26.10	-50.03	-0.66	50.03	0.64	2760.48	52.54	0.31	-0.01
16	76.89	29.65	-47.24	-0.61	47.24	0.60	2506.75	50.07	0.35	0.03
17	81.53	39.00	-42.53	-0.52	42.53	0.50	2178.22	46.67	0.39	0.08
18	81.43	52.24	-29.19	-0.36	29.19	0.33	1192.06	34.53	0.46	0.23
19	86.11	56.06	-30.05	-0.35	31.25	0.33	1447.57	38.05	0.44	0.14
20	83.62	65.37	-18.24	-0.22	25.79	0.30	893.87	29.90	0.47	0.17
21	82.83	41.94	-40.89	-0.49	41.32	0.45	2458.56	49.58	0.47	0.22
22	81.79	34.75	-47.04	-0.58	47.04	0.52	3240.29	56.92	0.46	0.19
23	82.04	27.02	-55.01	-0.67	56.62	0.64	4633.11	68.07	0.43	-0.06

El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-59.19 \text{ a } -9.03 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, con un valor promedio de $-39.76 \pm 14.88 \mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo subestimo al valor observado, otros estudios realizados en la estación de invierno este valor en el territorio de Rumania varió en un rango de $[-55 \text{ a } 0 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ (Dumitrache et al., 2016) y en la ciudad de Hapoo (Japón) $-2.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Gao et al., 2014) y $-19.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Liao et al., 2015), en ambos casos la respuesta es un valor negativo lo que indica que el modelo subestimo los datos observados. El sesgo medio normalizado (NMB) vario en un rango de $[-86 \text{ a } -11 \text{ \%}]$ con un valor promedio de $-54 \pm 23 \text{ \%}$. Otros estudios realizados en la estación de invierno muestran que este valor fue de 7 \% (Wang et al., 2014) y -55.9 \% (Xu et al., 2016a).

La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de $[29.90 \text{ a } 72.86 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $51.48 \pm 11.99 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de r que varió en un rango de $[-0.11 \text{ a } 0.42]$ y un valor promedio de 0.14 ± 0.16 . Estos valores en la estación de invierno en la ciudad de Hong Kong y Mainland China fueron de $(27.4 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ y } 0.48)$ y $(126.5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ y } 0.53)$ (Cai et al., 2016) respectivamente. Además los valores de IOA variaron en un rango de $[0.31 \text{ a } 0.52]$, con un promedio de 0.43 ± 0.04 .

4.6.5. Estación CRB: PM₁₀ y PM_{2.5}

En la estación CRB (cuadro 41), los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM₁₀ fueron de 80.16 ± 14.70 y $50.37 \pm 23.30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente con un factor de 1.59. Estudios relacionados con el PM₁₀ muestran que estos parámetros fueron de 129.7 , $57.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 2.27 (Xu et al., 2016a) respectivamente.

Cuadro 41. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación CRB, julio 2016.

Hora	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación CRB: PM ₁₀ Julio 2016									
0	85.75	38.45	-47.30	-0.55	47.30	0.53	2657.65	51.55	0.46	0.51
1	78.07	30.22	-47.85	-0.61	48.00	0.59	2770.27	52.63	0.46	0.48
2	68.17	25.60	-42.57	-0.62	43.32	0.60	2389.14	48.88	0.46	0.34
3	62.56	19.57	-42.99	-0.69	42.99	0.65	2388.23	48.87	0.48	0.51
4	56.84	16.18	-40.66	-0.72	40.66	0.68	2106.35	45.89	0.46	0.51
5	51.51	14.36	-37.16	-0.72	37.16	0.69	1842.87	42.93	0.45	0.47
6	53.97	19.16	-34.82	-0.65	34.82	0.59	1703.98	41.28	0.44	0.35
7	61.35	45.76	-15.59	-0.25	24.67	0.39	951.59	30.85	0.41	0.11
8	69.22	61.08	-8.13	-0.12	27.90	0.45	1085.33	32.94	0.29	-0.07
9	69.08	81.76	12.69	0.18	30.01	0.57	1123.07	33.51	0.35	-0.14
10	77.29	82.93	5.65	0.07	28.95	0.51	1168.00	34.18	0.30	-0.05
11	88.22	69.68	-18.55	-0.21	34.63	0.42	1675.41	40.93	0.46	0.19
12	93.26	51.66	-41.59	-0.45	46.33	0.45	2862.99	53.51	0.48	0.23
13	93.17	42.09	-51.08	-0.55	51.08	0.49	3257.34	57.07	0.44	0.41
14	87.07	41.17	-45.90	-0.53	45.98	0.48	2531.95	50.32	0.42	0.46
15	88.24	39.26	-48.98	-0.56	48.98	0.48	2989.45	54.68	0.42	0.34
16	87.97	42.58	-45.39	-0.52	45.67	0.48	2621.36	51.20	0.43	0.24
17	91.61	53.83	-37.77	-0.41	38.65	0.39	1941.81	44.07	0.43	0.07
18	91.02	72.69	-18.33	-0.20	22.36	0.23	706.75	26.58	0.47	0.21
19	94.40	86.05	-8.36	-0.09	20.15	0.23	640.40	25.31	0.39	0.11
20	97.37	89.69	-7.67	-0.08	20.00	0.21	645.30	25.40	0.44	0.16
21	97.08	74.40	-22.68	-0.23	28.79	0.29	1174.21	34.27	0.46	0.23
22	92.19	61.97	-30.22	-0.33	31.41	0.32	1356.82	36.84	0.53	0.45
23	88.35	48.79	-39.56	-0.45	39.56	0.43	1927.77	43.91	0.49	0.53

El sesgo medio (MB) varió en un rango de [-51.08 a 12.69 $\mu\text{g}/\text{m}^3$], con un valor promedio de $-29.78 \pm 18.39 \mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo sub y sobreestimo al valor observado, otros estudios realizados en la estación de invierno muestran que este valor fue de -72.6 (Xu et al., 2016a) indicando que el modelo subestimo los datos observados. El sesgo medio normalizado (NMB) vario en un rango de [-72 a 18 %] con un valor promedio de -39 ± 26 %. Otros estudios realizados en la estación de invierno muestran que este valor fue de -44.1 % (Cai et al., 2016) y 5.24 % (Yin et al., 2017). La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de [25.31 a 57.07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] con un valor promedio de $41.98 \pm 9.82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de r que varió en un rango de [-0.14 a 0.53] y un valor promedio de 0.28 ± 0.20 . Estos valores en la estación de invierno fueron de 29.46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.65 (Werner et al., 2015) y 28.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.22 (Cai et al., 2016). Además los valores de IOA variaron en un rango de [0.29 a 0.53], con un promedio de 0.43 ± 0.06 .

Cuadro 42. Parámetros estadísticos de PM_{2.5}: Estación CRB, julio 2016.

Hora	Media O	Media P	ME	NME	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación CRB: PM _{2.5} Julio 2016									
0	26.43	34.41	7.97	0.30	19.55	1.11	577.30	24.03	0.42	0.12
1	37.52	27.14	-10.38	-0.28	20.23	0.65	695.71	26.38	0.45	0.10
2	38.24	22.91	-15.33	-0.40	19.53	0.48	609.35	24.69	0.49	0.18
3	33.05	17.62	-15.43	-0.47	15.79	0.42	444.63	21.09	0.50	0.25
4	26.57	14.54	-12.03	-0.45	13.53	0.45	308.74	17.57	0.52	0.29
5	25.71	12.87	-12.84	-0.50	14.57	0.50	418.97	20.47	0.46	0.00
6	23.49	16.85	-6.64	-0.28	11.64	0.62	180.96	13.45	0.33	-0.04
7	25.90	39.30	13.40	0.52	15.63	0.87	323.66	17.99	0.46	0.17
8	25.69	52.44	26.76	1.04	26.76	1.52	826.51	28.75	0.42	0.44
9	25.42	69.49	44.07	1.73	44.07	2.25	2145.62	46.32	0.25	-0.07
10	25.05	70.47	45.42	1.81	45.42	2.60	2386.25	48.85	0.25	-0.27
11	31.85	58.97	27.11	0.85	28.07	2.13	1141.08	33.78	0.41	0.02
12	42.15	42.94	0.78	0.02	18.20	0.85	558.64	23.64	0.49	0.34
13	43.51	34.14	-9.38	-0.22	14.78	0.35	395.76	19.89	0.45	0.24
14	34.58	32.93	-1.66	-0.05	14.20	0.66	307.40	17.53	0.35	0.03
15	37.54	31.14	-6.39	-0.17	12.29	0.38	250.46	15.83	0.43	0.18
16	42.11	33.53	-8.58	-0.20	17.07	0.50	568.91	23.85	0.43	0.46
17	45.11	42.67	-2.44	-0.05	16.03	0.45	433.76	20.83	0.34	0.36
18	38.33	59.16	20.84	0.54	24.78	1.60	907.25	30.12	0.49	0.19
19	27.79	72.48	44.68	1.61	44.68	2.64	2259.11	47.53	0.33	0.07
20	20.51	75.64	55.13	2.69	55.13	0.95	3313.26	57.56	0.21	-0.06
21	20.84	64.74	43.90	2.11	45.17	0.96	2392.14	48.91	0.25	-0.36
22	30.17	54.71	24.55	0.81	29.29	0.96	1177.19	34.31	0.35	-0.10
23	29.25	43.43	14.18	0.48	22.93	0.95	744.84	27.29	0.35	-0.18

En la estación CRB (cuadro 42), los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM_{2.5} fueron de 31.53 ± 7.46 y 42.69 ± 19.56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, con un factor de PM_{2.5} Mod/PM_{2.5} Obs 1.48. Estudios relacionados con el PM_{2.5} muestran que estos parámetros fueron de 52.8, 29.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.56 (Xu et al., 2016a) y 30.31, 31.14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 1.03 (Yin et al., 2017) respectivamente. El sesgo medio (MB) varió en un rango de [-15.43 a 55.13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$], con un valor promedio de 11.15 ± 22.90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo sub y sobre-estimó al valor observado, otros estudios realizados en la estación de invierno muestran que este valor fue de -16.40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Werner et al., 2015) indicando que el modelo subestimó los datos observados. El sesgo medio normalizado (NMB) vario en un rango de [-50 a 269 %] con un valor promedio de -48 ± 92 %. Otros estudios realizados en la estación de invierno muestran que este valor fue de -49.8 % (Cai et al., 2016) y 2.73 % (Yin et al.,

2017), y en la ciudades de Beijing, Tianjin y Xianghe -8.5 %, -26.9 % y -39.1 % (Gao et al., 2016) respectivamente. La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de [13.45 a 57.56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] con un valor promedio de $28.80 \pm 12.32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de r que varió en un rango de [-0.36 a 0.46] y un valor promedio de 0.10 ± 0.21 . Estos valores en la estación de invierno fueron $55.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.4 (Xu et al., 2016a). Además los valores de IOA variaron en un rango de [0.21 a 0.52], con un promedio de 0.39 ± 0.09 .

4.6.6. Estación HCH: PM₁₀

*En la estación HCH no hay datos observados de PM_{2.5} en julio.

En la estación HCH (cuadro 43), los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM₁₀ fueron de 85.01 ± 6.38 y $35.00 \pm 15.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente con un factor PM_{2.5} Mod/PM_{2.5} Obs de 0.41. Estudios relacionados con el PM₁₀ en invierno muestran que estos parámetros fueron de 63.3 ± 27.9 y $17.1 \pm 6.55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (De Meij et al., 2015) respectivamente.

Cuadro 43. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación HCH, julio 2016.

Horas	Media Op	Media Pp	ME	NME	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación HCH : PM ₁₀ , Julio 2016									
0	89.22	27.07	-62.15	-0.70	62.30	0.63	5562.22	74.58	0.43	0.24
1	93.70	23.16	-70.54	-0.75	71.31	0.70	7273.15	85.28	0.42	0.21
2	86.68	21.10	-65.58	-0.76	67.38	0.74	6886.24	82.98	0.43	0.23
3	83.99	16.69	-67.30	-0.80	67.78	0.74	6840.36	82.71	0.45	0.37
4	82.70	13.99	-68.72	-0.83	69.09	0.74	6976.50	83.53	0.46	0.39
5	76.32	12.52	-63.80	-0.84	63.80	0.75	5599.52	74.83	0.45	0.28
6	72.30	16.88	-55.42	-0.77	55.42	0.66	4751.92	68.93	0.47	0.16
7	73.40	37.82	-35.58	-0.48	41.61	0.46	3309.76	57.53	0.45	-0.04
8	82.22	49.26	-32.95	-0.40	43.02	0.47	4185.00	64.69	0.38	-0.12
9	95.48	63.23	-32.24	-0.34	48.87	0.53	4378.98	66.17	0.44	0.09
10	97.83	64.98	-32.85	-0.34	50.24	0.67	3763.74	61.35	0.45	0.20
11	94.53	53.54	-40.99	-0.43	50.11	0.59	3427.89	58.55	0.44	0.14
12	89.27	38.39	-50.88	-0.57	54.15	0.62	3648.74	60.40	0.42	0.14
13	81.80	30.04	-51.76	-0.63	52.50	0.60	3622.38	60.19	0.40	0.06
14	77.96	27.76	-50.19	-0.64	50.19	0.62	2872.21	53.59	0.36	0.06
15	82.23	24.54	-57.69	-0.70	57.69	0.69	3605.86	60.05	0.29	-0.06
16	85.39	25.02	-60.37	-0.71	60.37	0.70	3738.93	61.15	0.31	-0.02
17	84.99	30.81	-54.17	-0.64	54.17	0.62	2945.34	54.27	0.36	0.17
18	84.52	41.15	-43.37	-0.51	43.37	0.49	2090.47	45.72	0.43	0.22
19	83.59	49.50	-34.08	-0.41	34.52	0.39	1527.05	39.08	0.47	0.31
20	85.80	57.02	-28.79	-0.34	31.25	0.35	1224.13	34.99	0.51	0.40
21	84.49	45.04	-39.45	-0.47	40.76	0.46	2020.06	44.95	0.41	0.24
22	85.88	38.45	-47.43	-0.55	47.43	0.53	2704.67	52.01	0.43	0.25
23	85.92	32.00	-53.92	-0.63	54.03	0.59	3711.21	60.92	0.45	0.19

El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-70.54$ a $-28.79 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, con un valor promedio de $-50.01 \pm 13.09 \mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo subestimó al valor observado, otros estudios realizados en la estación de invierno muestran que este valor fue de -6.2 (Gao et al., 2014) indicando que el modelo subestimó los datos observados. El sesgo medio normalizado (NMB) vario en un rango de $[-0.84$ (84 %) a -0.34 (34 %)] con un valor promedio de -0.59 ± 0.16 . Otros estudios realizados en la estación de invierno muestran que este valor fue de 0.38 (38 %) (Gao et al., 2014). La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de $[34.99$ a $85.28 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $62.02 \pm 13.76 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de r que varió en un rango de $[-0.12$ a $0.40]$ y un valor promedio de 0.17 ± 0.14 . Estos valores en la estación de invierno fueron de $29.46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.65 (Werner et al., 2015) Además los valores de IOA variaron en un rango de $[0.29$ a $0.51]$, con un promedio de 0.42 ± 0.05 .

4.6.7. Estación PPD: PM₁₀ y PM_{2.5}

En la estación PPD (cuadro 44), los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM₁₀ fueron de 100.77 ± 19.39 y $42.01 \pm 18.92 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente con un factor PM₁₀ Mod/PM₁₀ Obs de 0.41 . El estudio realizado sobre una parte de los Alpes Italia/Suiza y el Valle Po en el área norte de Italia, en la estación Bergamo via Garibaldi los valores fueron de 78.3 ± 32.8 y $13.9 \pm 4.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (De Meij et al., 2015). El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-82.26$ a $-18.84 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, con un valor promedio de $-58.76 \pm 16.82 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en este caso el modelo subestimó al valor observado, en otros estudios los valores promedios para el invierno fueron de $-19.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Liao et al., 2015) y $-18.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Cai et al., 2016), en ambos casos el modelo también subestimó los valores medidos.

Cuadro 44. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación PPD, julio 2016.

Horas	Media Op	Media Pp	MB	NME	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación PPD: PM ₁₀ , Julio 2016									
0	107.71	36.35	-71.36	-0.66	72.11	0.63	6420.29	80.13	0.41	0.13
1	96.59	27.99	-68.60	-0.71	69.18	0.68	5744.29	75.79	0.39	0.15
2	82.48	23.48	-59.00	-0.72	59.31	0.67	4447.58	66.69	0.43	0.31
3	75.25	18.19	-57.06	-0.76	57.27	0.72	4122.04	64.20	0.43	0.35
4	75.81	15.44	-60.37	-0.80	60.37	0.75	4703.53	68.58	0.43	0.30
5	84.30	13.86	-70.44	-0.84	70.44	0.79	6515.14	80.72	0.43	0.37
6	85.39	17.67	-67.72	-0.79	67.72	0.74	6267.46	79.17	0.45	0.29
7	81.85	38.86	-42.99	-0.53	45.37	0.46	3288.55	57.35	0.47	0.09
8	82.23	51.21	-31.02	-0.38	37.59	0.40	2202.10	46.93	0.47	0.17
9	84.75	65.91	-18.84	-0.22	29.53	0.35	1298.60	36.04	0.46	0.43
10	87.05	65.38	-21.67	-0.25	32.31	0.39	1704.43	41.28	0.40	-0.01
11	90.70	53.36	-37.34	-0.41	40.62	0.39	2575.99	50.75	0.43	-0.06
12	95.49	39.34	-56.15	-0.59	56.43	0.53	4333.14	65.83	0.43	0.10
13	96.86	31.40	-65.46	-0.68	65.97	0.64	5486.51	74.07	0.39	0.14
14	98.34	30.65	-67.69	-0.69	67.69	0.66	5528.88	74.36	0.37	-0.04
15	101.39	29.51	-71.88	-0.71	72.90	0.69	6619.30	81.36	0.37	-0.15
16	109.34	32.52	-76.82	-0.70	76.82	0.67	7416.55	86.12	0.38	0.10
17	123.51	41.24	-82.26	-0.67	82.26	0.63	8486.11	92.12	0.40	0.05
18	133.14	55.86	-77.28	-0.58	77.28	0.52	7804.46	88.34	0.43	-0.13
19	135.42	70.66	-64.76	-0.48	64.76	0.44	5489.95	74.09	0.41	-0.08
20	135.15	76.85	-58.30	-0.43	59.11	0.41	4424.29	66.52	0.37	-0.07
21	128.55	67.59	-60.97	-0.47	60.97	0.43	4769.72	69.06	0.38	0.00
22	118.53	58.43	-60.10	-0.51	60.10	0.48	4457.39	66.76	0.37	0.09
23	108.71	46.48	-62.24	-0.57	62.32	0.54	4606.68	67.87	0.39	0.27

El sesgo medio normalizado (NMB) vario en un rango de [-0.84(84%) a - 0.22(22%)] con un valor promedio de -0.59 ± 0.17 %. Otros estudios muestran que este valor fue de -28.2 % (0.282) (Gao et al., 2014) y -55.9 % (0.559) (Xu et al., 2016a). La raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de [36.04 a 92.12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] con un valor promedio de 68.92 ± 14.31 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con un factor de r que varió en un rango de [-0.13 a 0.47]. En otros trabajos estos valores fueron de 71.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.2 (Liao, et al., 2015). Los valores horarios de IOA variaron en un rango de [0.37 a 0.47], con un promedio de 0.41 ± 0.03 .

Cuadro 45. Parámetros estadísticos de PM_{2.5}: Estación PPD, julio 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación PPD: PM _{2.5} , Julio 2016									
0	40.93	32.22	-8.71	-0.21	13.03	0.32	269.43	16.41	0.59	0.39
1	45.61	24.83	-20.77	-0.46	21.79	0.46	627.45	25.05	0.48	0.33
2	41.89	20.78	-21.11	-0.50	21.70	0.48	689.34	26.26	0.49	0.35
3	37.99	16.21	-21.78	-0.57	21.98	0.54	690.81	26.28	0.50	0.41
4	37.35	13.77	-23.58	-0.63	23.58	0.59	765.59	27.67	0.46	0.36
5	38.21	12.36	-25.85	-0.68	25.85	0.66	844.45	29.06	0.46	0.45
6	37.12	15.47	-21.64	-0.58	21.75	0.55	625.78	25.02	0.45	0.35
7	36.50	33.26	-3.24	-0.09	9.45	0.29	141.78	11.91	0.56	0.33
8	38.66	43.78	5.13	0.13	10.46	0.38	173.34	13.17	0.55	0.35
9	42.23	55.78	13.55	0.32	14.32	0.65	374.24	19.35	0.58	0.51
10	43.58	55.23	11.65	0.27	15.86	0.60	408.48	20.21	0.48	0.15
11	42.55	44.73	2.18	0.05	11.20	0.34	169.29	13.01	0.42	0.14
12	42.09	32.22	-9.87	-0.23	13.09	0.31	237.50	15.41	0.50	0.23
13	38.87	24.89	-13.98	-0.36	16.08	0.39	350.21	18.71	0.46	0.18
14	35.98	23.87	-12.11	-0.34	14.87	0.42	301.63	17.37	0.48	0.19
15	35.57	22.74	-12.83	-0.36	14.17	0.35	322.29	17.95	0.49	0.32
16	33.49	24.99	-8.50	-0.25	11.21	0.32	204.02	14.28	0.51	0.40
17	32.18	32.04	-0.14	0.00	9.13	0.33	120.60	10.98	0.28	0.09
18	31.72	44.71	12.99	0.41	13.99	0.61	278.51	16.69	0.46	0.12
19	32.69	59.05	26.36	0.81	26.36	0.92	766.28	27.68	0.34	0.31
20	34.01	64.49	30.49	0.90	30.49	0.95	1033.60	32.15	0.31	0.22
21	35.79	58.23	22.43	0.63	22.45	0.96	644.12	25.38	0.40	0.25
22	37.00	51.11	14.12	0.38	16.38	0.96	364.23	19.08	0.43	0.25
23	38.71	41.02	2.31	0.06	10.17	0.95	149.69	12.23	0.67	0.44

En la estación PPD (cuadro 45), los valores promedios horarios observados y pronosticados en julio de PM_{2.5} fueron de 37.95 ± 3.47 y 35.33 ± 16.01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. En las ciudades de Beijing y Tianjin en invierno se reportaron datos para estos parámetros de 190 y 135.71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Chen et al., 2017b) y 99 ± 54 , 55 ± 32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Liu et al., 2016) respectivamente. El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-25.85$ a 30.49 $\mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de -2.62 ± 16.80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, el modelo sub y sobre-estimó los valores observados, en otros estudios en invierno este parámetro fue -54.29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Liu et al.; 2016) y 17.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Li et al., 2016b), en el primer caso el modelo subestimo y en el segundo caso sobrestimó los valores observados. El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de $[-0.68$ a $0.90]$ con un valor promedio de -0.06 ± 0.46 , indicando un error de -6% en general, en otros estudios este valor fue de 15.9% (0.159) (Li et al., 2016b) y 0.03 (3%) (Yin et al., 2017). El error de la raíz cuadrática media (RMSE) varió en un rango de $[10.98$ a 32.15 $\mu\text{g}/\text{m}^3]$, con un valor promedio de 20.05 ± 6.26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con un r que varió de $[0.09$ a $0.51]$ con un promedio de 0.30 ± 0.11 . En el estudio conducido por Li et al. (2016b) los valores de estos parámetros fueron de 92.39 ± 0.83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.83 (Chen D, 2017). El IOA

varió en un rango de [0.28 a 0.67] con un promedio de 0.47 ± 0.09 . En esta estación el MAE varió de [9.13 a 30.49] con valor promedio de $17.06 \pm 6.08 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.6.8. Estación SMP: PM₁₀ y PM_{2.5}

En la estación SMP (cuadro 46), los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM₁₀ fueron de 45.20 ± 7.49 y $32.16 \pm 18.85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente con un factor de 0.71. Estudios relacionados en el continente europeo con PM₁₀ en invierno muestran que estos parámetros fueron de 20.01 y $14.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Balzarini et al., 2015).

Cuadro 46. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación SMP, julio 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
Estación SMP: PM ₁₀ , Julio 2016										
0	43.28	17.52	-25.76	-0.60	25.85	0.54	1052.05	32.44	0.45	0.21
1	38.95	13.56	-25.39	-0.65	25.39	0.58	1029.82	32.09	0.46	0.29
2	34.06	12.66	-21.40	-0.63	21.58	0.56	738.07	27.17	0.47	0.45
3	32.53	8.79	-23.74	-0.73	23.74	0.69	773.92	27.82	0.46	0.59
4	31.91	7.05	-24.87	-0.78	24.87	0.75	814.23	28.53	0.43	0.58
5	33.32	6.88	-26.44	-0.79	26.44	0.78	844.64	29.06	0.37	0.57
6	35.83	13.20	-22.62	-0.63	22.62	0.60	677.52	26.03	0.43	0.40
7	45.29	43.80	-1.49	-0.03	12.71	0.31	275.67	16.60	0.51	0.28
8	50.42	56.00	5.58	0.11	19.61	0.54	668.11	25.85	0.41	0.09
9	54.54	71.52	16.98	0.31	25.41	0.65	1206.78	34.74	0.40	0.04
10	59.33	61.57	2.24	0.04	20.51	0.42	796.83	28.23	0.46	0.18
11	57.44	41.23	-16.21	-0.28	20.75	0.32	823.63	28.70	0.47	0.31
12	51.75	28.08	-23.67	-0.46	24.08	0.43	849.02	29.14	0.47	0.36
13	47.71	25.09	-22.63	-0.47	22.82	0.44	717.90	26.79	0.47	0.45
14	48.34	25.34	-23.00	-0.48	23.19	0.41	831.95	28.84	0.47	0.39
15	46.52	22.95	-23.57	-0.51	23.82	0.45	858.77	29.30	0.45	0.16
16	45.49	26.28	-19.22	-0.42	19.79	0.38	624.66	24.99	0.42	-0.02
17	47.70	34.40	-13.30	-0.28	15.74	0.29	431.05	20.76	0.45	-0.01
18	47.76	46.27	-1.49	-0.03	12.47	0.26	252.00	15.87	0.32	0.10
19	46.01	53.37	7.36	0.16	15.36	0.38	326.99	18.08	0.42	0.15
20	47.15	60.66	13.51	0.29	17.57	0.56	466.86	21.61	0.47	0.14
21	48.21	41.08	-7.13	-0.15	15.58	0.31	410.28	20.26	0.41	0.08
22	47.04	31.32	-15.72	-0.33	17.57	0.32	561.55	23.70	0.45	0.09
23	44.12	23.31	-20.81	-0.47	21.24	0.43	736.11	27.13	0.44	0.18

El sesgo medio (MB) varió en un rango de [-26.44 a 16.98 $\mu\text{g}/\text{m}^3$], con un valor promedio de $-13.03 \pm 13.74 \mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo sub y sobreestimó al valor observado. En el trabajo conducido por Liao et al.(2014) este parámetro fue de $12.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, por lo que el modelo sobrestimó los datos observados. El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de [-0.79 a 0.31] con un valor promedio de -0.33 ± 0.34 . En el trabajo conducido por Balzarini et al. (2015) el valor fue de -25.82% (0.2582) y en el Yin et al.(2017) de 5.24% (0.0524). El comportamiento de la raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de [15.87 a 34.74 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] con un valor promedio de $25.99 \pm 4.93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de r que varió en un rango de [-0.02 a 0.59] con un valor promedio de 0.25 ± 0.19 . Estos valores en otros estudios fueron de $81.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.32 (Liao et al., 2014) y de $28.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.22 (Cai et al., 2016). Además los valores de IOA variaron en un rango de [0.32 a 0.51], con un promedio de 0.44 ± 0.04 .

Cuadro 47. Parámetros estadísticos de PM_{2.5}: Estación SMP, julio 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
Estación SMP: PM _{2.5} , Julio 2016										
0	20.29	14.21	-6.08	-0.30	11.49	0.70	252.56	15.89	0.41	0.06
1	24.82	10.88	-13.94	-0.56	14.40	0.45	441.60	21.01	0.49	0.24
2	21.10	10.13	-10.97	-0.52	12.06	0.51	276.87	16.64	0.51	0.50
3	19.49	6.96	-12.53	-0.64	12.53	0.58	264.54	16.26	0.49	0.50
4	17.12	5.42	-11.69	-0.68	11.72	0.63	194.63	13.95	0.47	0.36
5	17.54	5.32	-12.22	-0.70	12.22	0.65	196.03	14.00	0.44	0.20
6	19.54	10.62	-8.93	-0.46	10.26	0.49	186.72	13.66	0.46	0.00
7	20.44	36.33	15.89	0.78	16.80	1.17	362.93	19.05	0.44	0.26
8	21.26	46.60	25.34	1.19	25.34	1.60	792.28	28.15	0.36	0.32
9	21.20	58.96	37.75	1.78	37.75	2.55	1721.65	41.49	0.30	0.17
10	22.82	50.55	27.73	1.22	27.96	2.36	1011.12	31.80	0.42	0.34
11	21.68	33.23	11.55	0.53	15.26	1.03	329.26	18.15	0.44	0.17
12	18.54	21.87	3.33	0.18	8.03	0.66	106.10	10.30	0.52	0.24
13	16.46	19.01	2.55	0.16	6.07	0.48	55.81	7.47	0.63	0.43
14	16.54	18.85	2.31	0.14	6.02	0.45	56.46	7.51	0.57	0.37
15	16.95	16.69	-0.26	-0.02	7.43	0.70	84.40	9.19	0.41	0.22
16	13.35	18.99	5.64	0.42	7.86	0.89	82.39	9.08	0.45	0.15
17	11.94	25.17	13.23	1.11	13.25	1.59	209.40	14.47	0.37	0.13
18	12.41	34.95	22.54	1.82	22.54	2.40	550.95	23.47	0.25	-0.12
19	14.25	42.20	27.95	1.96	27.95	2.76	849.21	29.14	0.25	-0.01
20	15.98	48.68	32.70	2.05	32.70	0.95	1161.74	34.08	0.26	0.08
21	17.93	33.95	16.02	0.89	17.98	0.96	423.83	20.59	0.40	0.01
22	19.45	25.72	6.27	0.32	11.01	0.96	182.73	13.52	0.44	0.12
23	19.13	19.10	-0.03	0.00	10.21	0.95	192.14	13.86	0.36	0.10

En la estación SMP (cuadro 47), los valores promedios horarios observados y pronosticados de $PM_{2.5}$ fueron de 18.34 ± 3.26 y $25.60 \pm 15.55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. En el trabajo conducido por Li et al.(2016b) en la región de Jing-Jin-Ji (China) and sus alrededores los valores fueron de 111.32 y 129.02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-13.94$ a $37.75 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $7.26 \pm 15.77 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que indica que el modelo sub y sobre-estimó los valores observados, en otros estudios en la estación de invierno el valor fue $17.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Li et al., 2016b) lo que indica que el modelo también sobre-estimó los valores observados.

El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de $[-0.70$ a $2.05]$ con un valor promedio de 0.44 ± 0.89 , en otros estudios este valor fue de 15.9 % (0.159) (Li et al., 2016b) y 0.03 (Yin et al., 2017). El error de la raíz cuadrática media (RMSE) varió en un rango de $[7.47$ a $41.49 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $18.45 \pm 8.89 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y el valor promedio de r fue de 0.20 ± 0.16 . En otros estudios para la estación de invierno el valor de RMSE y r fueron de $55.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.4 (Xu et al., 2016a). Además el IOA varió de $[0.25$ a $0.63]$ con un valor promedio de 0.42 ± 0.10 . En esta estación el MAE varió $[6.02$ a $37.75]$ con valor promedio de $15.79 \pm 8.73 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.6.9. Estación VMT: PM_{10} y $PM_{2.5}$

En la estación VMT (cuadro 48), los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM_{10} fueron de 61.64 ± 18.73 y $13.61 \pm 7.10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente con un factor de 0.22. Estos parámetros en invierno en la ciudad de Sadoseki (China) fueron de 20.0 y $17.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Gao et al., 2014). El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-73.10$ a $-31.36 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, con un valor promedio de $-48.03 \pm 15.35 \mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo subestimó al valor observado.

Cuadro 48. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación VMT, julio 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación VMT : PM ₁₀ , Julio 2016									
0	44.87	7.34	-37.53	-0.84	37.53	0.78	2098.96	45.81	0.44	0.49
1	37.25	5.90	-31.36	-0.84	31.36	0.82	1217.70	34.90	0.37	0.62
2	40.13	5.63	-34.50	-0.86	34.50	0.82	1684.26	41.04	0.41	0.30
3	37.34	4.04	-33.30	-0.89	33.30	0.86	1592.00	39.90	0.42	0.28
4	36.16	3.82	-32.34	-0.89	32.34	0.87	1448.96	38.07	0.40	0.26
5	41.77	3.83	-37.94	-0.91	37.94	0.89	1922.11	43.84	0.40	0.31
6	43.93	6.77	-37.17	-0.85	37.17	0.80	1905.40	43.65	0.41	0.20
7	51.54	17.00	-34.54	-0.67	35.18	0.56	2171.27	46.60	0.45	0.22
8	57.28	20.64	-36.64	-0.64	37.93	0.54	2901.48	53.87	0.43	0.33
9	73.08	28.88	-44.19	-0.60	45.50	0.49	4522.63	67.25	0.42	0.18
10	84.82	24.64	-60.19	-0.71	61.52	0.64	6196.78	78.72	0.44	0.17
11	87.42	17.47	-69.95	-0.80	70.47	0.74	6995.86	83.64	0.41	0.09
12	79.91	13.17	-66.74	-0.84	66.74	0.76	5807.68	76.21	0.38	-0.09
13	77.65	12.53	-65.11	-0.84	65.11	0.79	5308.91	72.86	0.37	-0.21
14	79.61	12.79	-66.82	-0.84	66.82	0.82	5224.90	72.28	0.33	-0.04
15	84.64	11.54	-73.10	-0.86	73.10	0.85	6325.11	79.53	0.31	-0.21
16	84.94	13.18	-71.77	-0.84	71.77	0.82	6103.81	78.13	0.36	-0.24
17	86.69	16.65	-70.03	-0.81	70.03	0.76	6015.41	77.56	0.36	-0.37
18	76.29	21.29	-55.01	-0.72	56.25	0.70	4022.58	63.42	0.42	-0.12
19	61.45	21.43	-40.02	-0.65	41.16	0.60	2520.61	50.21	0.47	0.29
20	60.75	22.47	-38.27	-0.63	39.30	0.53	2558.39	50.58	0.48	0.52
21	60.10	14.41	-45.69	-0.76	45.84	0.68	2979.28	54.58	0.45	0.31
22	46.81	12.15	-34.66	-0.74	34.66	0.64	1734.40	41.65	0.43	0.28
23	45.03	9.18	-35.86	-0.80	35.86	0.74	1709.06	41.34	0.43	0.27

En el trabajo de Gao et al. (2014), el valor fue de $-3.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, y en el de Liao et al. (2015) - $19.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en ambos casos el modelo subestimó los datos observados. El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de $[-0.91 \text{ a } -0.60]$ con un valor promedio de -0.78 ± 0.09 . En el trabajo conducido por Balzarini et al., 2015 el valor fue de -25.82% (0.2582) y en el Gao et al. (2014) de -0.15 . El comportamiento de la raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de $[34.90 \text{ a } 83.64 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $57.32 \pm 16.31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un factor de r que varió en un rango de $[-0.37 \text{ a } 0.62]$ con un valor promedio de 0.16 ± 0.26 . Estos valores en otros estudios fueron de $81.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.32 (Liao et al., 2014) y de $71.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.20 (Liao et al., 2015). Además los valores de IOA variaron en un rango de $[0.31 \text{ a } 0.48]$, con un promedio de 0.41 ± 0.04 .

Cuadro 49. Parámetros estadísticos de PM_{2.5}: Estación VMT, julio 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
Estación VMT : PM _{2.5} , Julio 2016										
0	15.50	5.31	-10.18	-0.66	10.56	0.56	194.24	13.94	0.48	0.26
1	16.79	4.12	-12.66	-0.75	12.66	0.67	246.92	15.71	0.45	0.59
2	18.63	3.95	-14.68	-0.79	14.68	0.74	301.62	17.37	0.44	0.60
3	17.59	2.61	-14.97	-0.85	14.97	0.83	287.52	16.96	0.40	0.32
4	17.87	2.47	-15.40	-0.86	15.40	0.84	311.97	17.66	0.43	0.32
5	19.29	2.57	-16.71	-0.87	16.71	0.85	362.60	19.04	0.40	0.33
6	19.32	5.23	-14.09	-0.73	14.09	0.68	274.06	16.55	0.40	0.17
7	19.95	13.81	-6.14	-0.31	8.77	0.42	130.53	11.42	0.46	0.22
8	24.65	16.85	-7.80	-0.32	11.91	0.44	282.05	16.79	0.42	0.17
9	29.55	23.42	-6.13	-0.21	12.89	0.43	443.61	21.06	0.34	0.06
10	35.65	19.84	-15.80	-0.44	18.16	0.44	793.15	28.16	0.42	-0.03
11	34.67	13.77	-20.90	-0.60	21.62	0.53	858.44	29.30	0.41	-0.18
12	28.27	9.97	-18.30	-0.65	19.01	0.60	547.65	23.40	0.40	-0.14
13	24.10	9.20	-14.90	-0.62	15.20	0.55	373.05	19.31	0.42	-0.25
14	21.78	9.14	-12.64	-0.58	12.70	0.50	286.65	16.93	0.43	-0.02
15	18.75	8.04	-10.71	-0.57	10.89	0.51	194.93	13.96	0.40	-0.14
16	16.18	9.19	-6.99	-0.43	8.26	0.67	89.51	9.46	0.37	-0.27
17	14.82	11.90	-2.92	-0.20	5.71	0.37	53.80	7.33	0.29	-0.43
18	14.38	15.94	1.56	0.11	5.48	0.68	44.06	6.64	0.21	-0.21
19	13.75	16.66	2.91	0.21	4.27	0.41	26.40	5.14	0.54	0.39
20	14.50	17.68	3.18	0.22	5.91	0.95	49.01	7.00	0.53	0.51
21	14.75	11.32	-3.43	-0.23	5.65	0.96	72.29	8.50	0.44	0.48
22	14.52	9.40	-5.12	-0.35	6.49	0.96	72.66	8.52	0.50	0.44
23	15.16	6.88	-8.28	-0.55	8.69	0.95	133.78	11.57	0.45	0.23

En la estación VMT (cuadro 49), los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM_{2.5} fueron de 20.02 ± 6.36 y $10.39 \pm 5.86 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente con un factor PM_{2.5} Mod/PM_{2.5} Obs de 0.52. En otros estudios, en la estación Arese (Italia) los valores fueron de 71.3 ± 30.7 , $21.4 \pm 7.65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente con un factor de 0.43 (De Meij et al., 2015). El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-20.90$ a $3.18 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, con un valor promedio de $-9.63 \pm 6.70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en este caso el modelo mayoritariamente subestimó al valor observado, en otros estudios los valores promedios para el invierno fueron de $17.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Li et al., 2016b) y $5.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Liu et al., 2017b), en ambos casos el modelo sobreestimó los valores observados. El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de $[-0.87$ a $0.22]$ con un valor promedio de -0.46 ± 0.32 . En la ciudad Tianhecheng (China) este valor fue de 0.15 (Liu et al., 2017b) y 47 % (0.47) (Litao et al., 2014). La raíz del error cuadrático medio

(RMSE) varió en un rango de [5.14 a 29.30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$] con un valor promedio de 15.07 ± 6.52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con un factor de r que varió en un rango de [-0.43 a 0.60] con un promedio de 0.14 ± 0.30 . En otros trabajos estos valores fueron de 15.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.61 (Liu et al., 2017b). Los valores horarios de IOA variaron en un rango de [0.21 a 0.54], con un promedio de 0.42 ± 0.07 .

4.6.10. Estación SJL: PM₁₀ y PM_{2.5}

En la estación SJL (cuadro 50), los valores promedios horarios observados y pronosticados de PM₁₀ fueron de 85 ± 12.38 y 43.58 ± 20.51 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente con un factor de 0.51. En otros estudios estos parámetros fueron de 20.01 y 14.84 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con un factor de 0.74 (Balzarini et al., 2015), y de 42.28 y 25.79 con un factor de 0.61 (Werner et al., 2015). El sesgo medio (MB) varió en un rango de [-66.21 a -0.44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$], con un valor promedio de -42.21 ± 19.23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo subestimó al valor observado. En el trabajo conducido por Werner et al.(2015) este parámetro fue de -16.49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, y en el de Balzarini et al.(2015) de -5.17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en ambos casos el modelo subestimó los datos observados.

Cuadro 50. Parámetros estadísticos de PM₁₀: Estación SJL, julio 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
	Estación SJL: PM ₁₀ , Julio 2016									
0	97.71	31.49	-66.21	-0.68	66.21	0.65	5503.63	74.19	0.43	0.28
1	91.63	25.61	-66.03	-0.72	66.03	0.68	5948.63	77.13	0.44	0.30
2	81.87	22.30	-59.57	-0.73	59.61	0.68	5126.35	71.60	0.44	0.25
3	73.75	17.19	-56.56	-0.77	56.99	0.71	4673.53	68.36	0.45	0.33
4	72.44	13.85	-58.58	-0.81	58.58	0.75	5106.26	71.46	0.44	0.43
5	69.62	12.03	-57.59	-0.83	57.59	0.78	4847.80	69.63	0.44	0.48
6	66.38	16.64	-49.74	-0.75	49.74	0.66	3564.66	59.70	0.47	0.40
7	68.01	40.86	-27.15	-0.40	30.47	0.40	1363.22	36.92	0.50	0.33
8	69.57	56.98	-12.60	-0.18	24.90	0.39	916.04	30.27	0.46	0.27
9	75.95	75.50	-0.44	-0.01	22.60	0.40	746.91	27.33	0.56	0.33
10	79.38	76.71	-2.67	-0.03	24.57	0.43	915.96	30.26	0.57	0.32
11	84.42	63.64	-20.78	-0.25	32.05	0.41	1409.89	37.55	0.41	0.18
12	85.44	45.65	-39.79	-0.47	43.93	0.51	2420.43	49.20	0.38	0.03
13	85.46	37.24	-48.22	-0.56	50.27	0.58	2975.97	54.55	0.38	0.04
14	81.17	36.27	-44.90	-0.55	46.77	0.56	2604.11	51.03	0.39	0.11
15	83.89	33.88	-50.00	-0.60	50.22	0.56	3116.85	55.83	0.41	0.27
16	86.87	36.49	-50.38	-0.58	50.38	0.54	3053.32	55.26	0.40	0.42
17	95.70	46.44	-49.26	-0.51	49.73	0.48	3072.58	55.43	0.44	0.50
18	100.96	61.91	-39.05	-0.39	41.70	0.37	2369.67	48.68	0.51	0.51
19	102.41	71.71	-30.70	-0.30	35.78	0.34	1634.55	40.43	0.54	0.55
20	97.23	75.73	-21.49	-0.22	31.37	0.31	1349.58	36.74	0.48	0.26
21	102.63	60.40	-42.24	-0.41	43.32	0.40	2586.08	50.85	0.43	0.27
22	104.37	48.51	-55.86	-0.54	55.86	0.52	3871.32	62.22	0.45	0.43
23	101.98	38.86	-63.12	-0.62	63.12	0.60	4994.77	70.67	0.43	0.31

El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-66.21$ a $-0.44 \mu\text{g}/\text{m}^3]$, con un valor promedio de $-42.21 \pm 19.23 \mu\text{g}/\text{m}^3$, es decir el modelo subestimó al valor observado. En el trabajo conducido por Werner et al.(2015) este parámetro fue de $-16.49 \mu\text{g}/\text{m}^3$, y en el de Balzarini et al., 2015 de $-5.17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en ambos casos el modelo subestimó los datos observados. El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de $[-0.83$ a $-0.01]$ con un valor promedio de -0.50 ± 0.24 . En el trabajo conducido por Balzarini et al.(2015) el valor fue de -25.82% (0.2582) y en el de Werner et al.(2015) de -0.39 . El comportamiento de la raíz del error cuadrático medio (RMSE) varió en un rango de $[27.33$ a $77.13 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $53.55 \pm 15.24 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con un factor de r que varió en un rango de $[0.03$ a $0.55]$ con un valor promedio de 0.32 ± 0.14 . Estos valores en otros estudios fueron de $81.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.32 (Liao et al., 2014) y de $16.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.38 (Balzarini et al., 2015). Además los valores de IOA variaron en un rango de $[0.38$ a $0.57]$, con un promedio de 0.45 ± 0.05 .

Cuadro 51. Parámetros estadísticos de PM_{2.5}: Estación SJL, julio 2016.

Horas	Media O	Media P	MB	NMB	MAE	NMAE	MSE	RMSE	IOA	r
Estación SJL: PM _{2.5} , Julio 2016										
0	40.20	27.23	-12.97	-0.32	18.64	0.48	489.42	22.12	0.43	0.14
1	40.21	22.47	-17.73	-0.44	21.49	0.54	761.17	27.59	0.46	0.08
2	38.42	19.82	-18.59	-0.48	21.62	0.53	803.06	28.34	0.47	0.12
3	37.63	15.56	-22.07	-0.59	24.12	0.60	945.94	30.76	0.48	0.12
4	35.50	12.78	-22.72	-0.64	23.29	0.59	873.69	29.56	0.48	0.27
5	33.77	11.19	-22.58	-0.67	22.84	0.62	810.02	28.46	0.45	0.25
6	29.69	14.92	-14.77	-0.50	16.57	0.64	408.05	20.20	0.52	0.44
7	31.29	35.45	4.16	0.13	10.96	0.54	186.92	13.67	0.54	0.26
8	35.12	48.84	13.73	0.39	19.46	0.78	534.71	23.12	0.35	-0.04
9	38.20	63.59	25.38	0.66	29.92	1.07	1146.81	33.86	0.38	0.12
10	38.75	64.72	25.97	0.67	30.36	1.17	1249.57	35.35	0.42	0.19
11	37.96	54.08	16.12	0.42	20.87	0.75	676.37	26.01	0.49	0.25
12	36.10	38.67	2.57	0.07	11.33	0.40	204.23	14.29	0.64	0.39
13	32.11	30.72	-1.39	-0.04	7.89	0.25	108.55	10.42	0.70	0.45
14	29.23	29.06	-0.18	-0.01	8.92	0.34	131.62	11.47	0.47	0.15
15	29.19	26.61	-2.57	-0.09	8.04	0.29	108.47	10.41	0.49	0.18
16	27.86	28.15	0.29	0.01	8.62	0.35	116.07	10.77	0.43	0.13
17	27.96	35.77	7.81	0.28	12.21	0.61	216.57	14.72	0.40	-0.01
18	30.49	48.70	18.22	0.60	19.58	0.98	498.88	22.34	0.45	0.24
19	27.56	57.98	30.41	1.10	32.41	2.33	1267.11	35.60	0.36	0.05
20	29.35	61.71	32.35	1.10	33.53	0.95	1448.23	38.06	0.35	0.03
21	29.00	50.36	21.36	0.74	24.02	0.96	798.54	28.26	0.37	0.13
22	33.83	40.99	7.16	0.21	13.91	0.96	310.52	17.62	0.59	0.37
23	38.65	33.32	-5.32	-0.14	15.46	0.95	365.52	19.12	0.55	0.28

En la estación SJL (cuadro 51), los valores promedios horarios observados y pronosticados de $PM_{2.5}$ fueron de 33.67 ± 4.39 y $36.36 \pm 16.67 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. En el trabajo conducido por Balzarini et al., 2015 los valores fueron de 13.73 y $11.80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. El sesgo medio (MB) varió en un rango de $[-22.72$ a $32.35 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $2.69 \pm 17.55 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lo que indica que el modelo sub y sobreestimó los valores observados, en otros estudios los valores de este parámetro fueron $17.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Li et al., 2016) y $-54.20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Liu J et al.; 2016) en el primer caso el modelo sobreestimó y en el segundo caso subestimó los valores observados.

El sesgo medio normalizado (NMB) varió en un rango de $[-0.67$ a $1.10]$ con un valor promedio de 0.10 ± 0.53 , en otros estudios en la estación de invierno los valores de este parámetro fueron 15.9% (0.159) (Li et al., 2016) y -49.8% (0.498) (Cai et al, 2016). El error de la raíz cuadrática media (RMSE) varió en un rango de $[10.41$ a $38.08 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ con un valor promedio de $23.00 \pm 8.74 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con un factor de r variando en un rango de $[-0.04$ a $0.45]$ y un promedio de 0.19 ± 0.13 . En otros estudios para la estación de invierno el valor de RMSE y r fueron de $55.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 0.4 (Xu et al., 2016a) y $28.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y -0.08 (Cai et al., 2016). Además el IOA varió de $[0.35$ a $0.70]$ con un valor promedio de 0.47 ± 0.09 . En esta estación el MAE varió $[7.89$ a $33.53]$ con valor promedio de $19.00 \pm 7.83 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

V. CONCLUSIONES

Las conclusiones en base al análisis de datos observados y pronosticados por el Modelo WRF/chem PM₁₀ y PM_{2.5} en las 10 estaciones analizadas (CDM, ATE, SBJ, STA, CRB, HCH, PPD, SMP, VMT y SJ) son:

Para el mes de febrero

1. Los perfiles de concentraciones de valores medios observados en las estaciones analizadas, tienen un comportamiento que se relacionan con las características del tráfico vehicular en la ciudad de Lima.
2. El grueso de la contaminación en la ciudad de Lima está influenciado por material particulado, principalmente PM₁₀.
3. En todas las estaciones las concentraciones medias horarias de PM₁₀ del modelo subestimaron a las concentraciones medias observadas, y el factor que relaciona PM₁₀ Obs/PM₁₀ P varió en cada estación, en CDM[1.71 a 6.88], ATE [1.6 a 7.61], SBJ[2.42 a 13.13], STA[1.79 a 9.53], CRB[1.49 a 12.32], HCH [1.65 a 7.57], PPD[2.12 a 7.01], SMP[1.45 a 6.25], VMT[4.91 a 15.69], SJL[1.05 a 7.73].
4. Existe poca diferencia entre las concentraciones horarias de PM_{2.5} observadas y del modelo, y siguen aproximadamente la misma tendencia en 24 horas, el factor que relaciona PM_{2.5} Obs/PM_{2.5} P varió en cada estación, en CDM no hay dato observado de PM_{2.5}, ATE [0.44 a 4.41], SBJ[1.47 a 10.18], STA[0.96 a 7.05], CRB[0.46 a 7.81], HCH [0.32 a 3.79], PPD[0.94 a 4.32], en SMP [1.45 a 6.25], VMT no hay datos de PM_{2.5}, SJL[0.38 a 4.45].
5. El comportamiento diario de la concentración de PM₁₀ y PM_{2.5} en todas las estaciones de sábado para domingo, por lo general muestran un descenso de la concentración, lo cual está de acorde con la disminución del tráfico vehicular por ser día no laborable. El modelo en algunos casos no necesariamente tiene el mismo comportamiento.

6. El sesgo medio(MB) de $PM_{2.5}$ en las estaciones analizadas fueron de CDM no hay datos observados, ATE (3.24, $\mu\text{g}/\text{m}^3$), SBJ(-10.34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), STA (4.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), CRB(-0.37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), HCH (4.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), PPD(-13.13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), SMP (-5.41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), VMT no hay datos observados y SJL(3.32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), lo que indica que entre los valores pronosticados y observados hay homogeneidad.
7. El sesgo medio (MB) de PM_{10} en las estaciones analizadss fueron de CDM (-25.78 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), ATE (-25.72 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), SBJ(-38.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), STA(-50.23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), CRB(-59.52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), HCH(-55.81 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), PPD(-91.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), SMP(-27.01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), VMT(-150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y SJL(-43.05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), lo que indica que los valores observados y pronosticados son menos homogéneos que los valores de $PM_{2.5}$.
8. En las estaciones SBJ, PPD, SMP y VMT el modelo no representó adecuadamente el comportamiento del tráfico para PM_{10} . En las estaciones ATE, STA y SJL el modelo representa adecuadamente el comportamiento del tráfico.
9. La metodología MOS mejoró en todos los casos el rendimiento del modelo en febrero y julio.

Para el mes de julio:

1. Las desviaciones estándares del material particulado PM_{10} en febrero fueron mayores a las de febrero (excepto en SJL), lo que indica que hay mayor dispersión de la concentración de PM_{10} en febrero.
2. Las desviaciones estándares del material particulado $PM_{2.5}$ en julio fueron mayores a las de febrero (excepto en CDM y PPD), lo que indica que hay mayor dispersión de la concentración de $PM_{2.5}$ en julio.
3. Las desviaciones estándares del material particulado PM_{10} en invierno fueron mayores a las de $PM_{2.5}$. Lo que implica una mayor variabilidad de las concentraciones así como también un fenómeno de dispersión complejo del material particulado debido a las condiciones meteorológicas propias de la ciudad de Lima.
4. Las concentraciones promedios en general de $PM_{2.5}$ en julio son mayores a las de febrero, probablemente porque las velocidades del viento son más bajas que impide una mayor dispersión.

5. Las concentraciones promedios en general de PM_{10} en febrero son mayores que las de julio, como consecuencias de una menor humedad, menor precipitación y menor altura de capa límite.
6. Las relaciones promedios horarios de $PM_{2.5}/PM_{10}$ en julio siempre son mayores a las de febrero, probablemente por efecto de la mayor humedad relativa que puede afectar su reactividad, nivel de precipitación húmeda, así como también por la mayor altura de capa de inversión térmica, que en conjunto tienen el efecto de disminuir la concentración.
7. Los errores globales por estaciones fueron mayores en febrero que en julio, lo que indica que el modelo representa mejor los datos observados de julio.
8. Los sesgos pueden ser mejorados, si tendríamos datos actualizados de las emisiones, caracterización del parque automotor así como de emisiones fijas, que son datos de entrada necesarios para las estimaciones.

VI. RECOMENDACIONES

En base a las conclusiones obtenidas y con la finalidad de conocer el comportamiento de los diferentes contaminantes en Lima Metropolitana se recomienda:

1. Tener actualizado el inventario de emisiones, sólo así podríamos saber como evoluciona la contaminación vehicular en las diferentes zonas de Lima Metropolitana.
2. Realizar pronósticos con valores de $\Delta x < 5$ km con la finalidad de analizar el impacto sobre el PM_{10} y $PM_{2.5}$.
3. Realizar estudios de caracterización fisicoquímica de material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$, de las diferentes estaciones de Calidad del Aire de Senamhi, lo cual permitiría conocer la composición del material particulado, la fuente que más influencia tiene sobre este material altamente peligroso así como sus efectos en la salud pública. Una propiedad de interés debería ser la higroscopicidad.
4. Realizar la simulación de los contaminantes PM_{10} y $PM_{2.5}$ eligiendo otras parametrizaciones del modelo WRF-chem.
5. De los gráficos analizados se observa que los distritos de Ate, Santa Anita, Carabayllo y Villa María del Triunfo exceden el ECA, por lo que la caracterización del material particulado es una necesidad urgente en estas zonas.
6. El material particulado tiene un impacto negativo en la salud de las personas, por lo que es necesario hacer estudios de estos impactos en los meses de febrero y julio registrando el nivel de personas que ingresan a los centros médicos debido a problemas respiratorios.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adachi, K; Buseck, P.R.2008. Internally mixed soot, sulfates, and organic matter in aerosol particles from Mexico City. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8, 6469–6481.

Adachi, K; Chung, S.H; Friedrich, H; Buseck, P.R. 2007. Fractal parameters of individual soot particles determined using electron tomography: Implications for optical properties. *Journal of Geophysical Research*, VOL. 112.

Ahmad, W; Nisa, S; Nafees,M; Hussain. R.2013. Assessment of particulate matter (pm 10 & pm 2.5) and associated health problems in different areas of cement industry, hattar, haripur. *J. Sc. & Tech. Univ. Peshawar*. 37 (2), 7-15.

Ahmadov, R; McKeen, S.A; Robinson, A.L; Bahreini R, Middlebrook, A.M; de Gouw, J.A; Meagher, J; Hsie, E.Y; Edgerton, E; Shaw, S; Trainer, M.2012. A volatility basis set model for summertime secondary organic aerosols over the eastern United States in 2006. *Journal of Geophysical Research*.117, D06301.

Ahrens, C.D.2010. *Essentials of meteorology an invitation to the atmosphere*. Sixth edition. Australia Brooks/Cole/Thomson Learning.

Akimoto, H. 2003. *Global Air Quality and Pollution*. Science. Vol 302

Albrecht, B.A .1989. Aerosols, cloud microphysics, and fractional cloudiness. *Science* 245(4923), 1227-1230.

Alharbi, B.H.2009. *Airborne Dust in Saudi Arabia: Source Areas, Entrainment, Simulation and Composition*. Ph.D. Thesis. Monash University, Monash, Australia, p.345.

Alonso, M.L; Longo K.M; Freitas, S.R; da Fonseca, R.M; Marécal, V; Pirre, M; Klenner, G.L.2010. An urban emissions inventory for South America and its application in numerical modeling of atmospheric chemical composition at local and regional scales. *Atmospheric Environment* 44, 5072-5083.

ALA (The American Lung Association).2012. State of the Air Report available at: <http://www.stateoftheair.org/2012/city-rankings/most-polluted-cities.html>.

Amnuaylojaroen, T; Barth, M.C; Emmons, L.K; Carmichael, G.R; Kreasuwun.J.S; Prasitwattanaseree, S; Chantara, S.2014. Effect of different emission inventories on modeled ozone and carbon monoxide in Southeast Asia. *Atmosphere Chemistry. Physics.*, 14, 12983–13012.

Amodio, M; Andriani, E; Angiuli, L; Assennato, G; de Gennaro, G; Di Gilio, A; Giua, R; Intini, M; Menegotto, M; Nocioni, A; Palmisani, J; Perrone, MR; Placentino, C.M; Tutino, M. 2011. Chemical characterization of PM in the Apulia Region: local and long-range transport contributions to particulate matter. *Boreal Environment Research.*16, 251–261.

AMP (Áreas Metropolitanas del Perú).

https://es.wikipedia.org/wiki/%C3%81reas_metropolitanas_del_Per%C3%BA

AMS (American Meteorological Society).2010. Glossary of Meteorology. DataStreme Earth's Climate System.http://glossary.ametsoc.org/wiki/Main_Page.

Anderson, H.2009. Air pollution and mortality: a history. *Atmos. Environ.* 43,143–152.

Andrade, M.F; Ynoue, R.Y Dias, F.E; Vara, V.A; Todesco, E; Ibarra, S; Droprinchinski, L.M; Martins, J.A; Silveira, B.C.S. 2015. Air Quality Forecasting System Southeastern. *Frontiers in Environmental Science.*Vol 3, Art 9 1.

Andrews, D.G. 2010. *An Introduction to Atmospheric Physics Second Edition.* Cambridge University Press.

Anenberg, S.C; Schwartz, J; Shindell, D; Amann, M; Faluvegi, G; Klimont, Z; Janssens, M.G; Pozzoli, L; Van Dingenen, R; Vignati, E; Emberson, L; Muller, N.Z; West, J.J; Williams, M; Demkine, V; Hicks, W.K; Kuylenstierna, J; Raes, F; Ramanathan, V; 2012. Global air quality and health co-benefits of mitigating near-term climate change through methane and black carbon emission controls.*Environmental Health Perspectives.*120, 831-839.

Anenberg, SC; Talgo, K; Arunachalam, S; Dolwick, P; Jang, C; West, JJ.2011. Impacts of global, regional, and sectoral black carbon emission reductions on surface air quality and human mortality. *Atmospheric Chemistry Physics.* 11, 7253-7267.

Arellano, RCS.2013. *Condições Meteorológicas e Níveis de Poluição na Região Metropolitana de Lima – Peru.*

Artinano, B; Salvador, P; Alonso, DG; Querol, X; Alastuey, A.2003. Anthropogenic and natural influence on the PM₁₀ and PM_{2.5} aerosol in Madrid (Spain). Analysis of high concentration episodes. *Environmental Pollution*125,453–465.

- ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades).2007. Desencadenantes ambientales del asma. <https://www.atsdr.cdc.gov/es/csem/asma/index.html>.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry).2009.Air Pollution. www.atsdr.cdc.gov/general/theair.html.
- Austin, J; Brimblecombe, P; Sturges, W .2002 Air Pollution Science for the 21 st Century 1st Edition. Elsevier Science.
- Avdakovic, S; Muftic,M; Dautbasic,N; Dizdarevic, J.2016. The influence of wind speed, humidity, temperature and air pressure on pollutants concentrations of PM10 – Sarajevo case study using wavelet coherence approach. XI International Symposium on Telecommunications (BIHTEL) Sarajevo, Bosnia and Herzegovina.
- Avnery, S; Mauzeral, D; Liu, J; Horwiz, W. 2011. Global crop yield reductions dueto surface ozone exposure: 1: year of 2000 crop production losses and economicdamage. Atmospheric. Environmental. 45, 2284–2296.
- Badarinath, K.V.S; Kharol, S.K; Kaskaoutis, D.G; Sharma, A.R; Ramaswamy, V; Kambezidis, H.D.2010. Long range transport of dust aerosols over Arabian Sea and Indian region e a case study using satellite data and ground-based measurements. Global. Planet. Change 72, 164-181.
- Baklanov, A; Maura, A; Sokhi, R.S.2011. Integrated Systems of Meso-Meteorological and Chemical Transport Models. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Baklanov, A; Molina, L.T; Gauss, M.2016. Megacities, air quality and climate. Atmospheric Environment, 126, 235–249.
- Baklanov, A; Schlünzen, K; Suppan, P; Baldasano, J; Brunner, D; Aksoyoglu, S; Carmichael, G; Douros, J; Flemming, J; Forkel, R; Galmarini, S; Gauss, M; Grell, G; Hirtl, M; Joffre, S; Jorba, O; Kaas, E; Kaasik, M; Kallos, G; Kong, X; Korsholm, U; Kurganskiy, A; Kushta, J; Lohmann, U; Mahura, A; Manders, G.A; Maurizi, A; Moussiopoulos, N; Rao, S.T; Savage, N; Seigneur, C; Sokhi, R. S; Solazzo, E; Solomos, S; Sørensen, B; Tsegas, G; Vignati, E; Vogel, B; Zhang, Y.2014. Online coupled regional meteorology-chemistry models in Europe: current status and prospects. Atmospheric Chemistry and Physics. 14, 317-398.
- Balzarini, A; Pirovano, G; Honzak, L; Žabkar, R; Curci, G; Forkel, R; Hirtl, M; San José, R; Tuccella, P; Grell, G.2015. WRF-Chem model sensitivity to chemical mechanisms choice in reconstructing aerosol optical properties. Atmospheric Environment. 115, 604-619.

Barnard, J.C; Fast, J.D; Paredes, G.M; Arnortt, W.P; Laskin, A.2010. Technical Note: Evaluation of the WRF-Chem “Aerosol Chemical to Aerosol Optical Properties” Module using data from the MILAGRO campaign. *Atmospheric Chemistry Physics*. 10, 7325–7340.

Barmpadimos, I; Keller, J; Oderbolz, D; Hueglin, C; Prévot, A.S.H.2012. One decade of parallel fine (PM_{2.5}) and coarse (PM₁₀–PM_{2.5}) particulate matter measurements in Europe: trends and variability. *Atmospheric Chemistry Physics*. 12, 3189–3203.

Baró R, Jiménez G.P, Balzarini A, Curci G, Forkel R, Grell G, Hirtl M, Honzak L, Langer M, Perez J, Pirovano G, San José R, Tuccella P, Werhahn J, Zabkar R. (2015). Sensitivity analysis of the microphysics scheme in WRF-Chem contributions to AQMEII phase 2. *Atmospheric Environment* 115, 620-629

Bathmanabhan, S; Saragur, M.S.H.2010. Analysis and interpretation of particulate matter–PM₁₀, PM_{2.5} And PM₁ emissions from the heterogeneous traffic near an Urban roadway. *Atmospheric Pollution Research* 1, 184-194.

Baudrit, C; Destercke, S; Wuillemin, P.H.2016.Unifying parameter learning and modelling complex systems with epistemic uncertainty using probability interval. *Information Sciences*. 367-368, 630–647.

Baxter, P; Allard, P; Halbwegs, M; Komorowski, J.C; Woods, A; Anica, A.2003. Human health and vulnerability in the Nyiragongo volcano crisis at Goma, Democratic Republic of Congo. *Acta Vulcanol.* 14 (1-2), 109-114.

Bessagnet, B; Pirovano, G; Mircea, M; Cuvelier, C; Aulinger, A; Calori, G; Ciarelli, G; Manders, A; Stern, R; Tsyro, S; García, VM; Thunis, P; Pay, M.T; Colette, A; Couvidat, F; Meleux, F; Rouil, L; Ung, A; Aksoyoglu, S; Baldasano, JM; Bieser, J; Briganti, G; Cappelletti, A; D’Isidoro, M; Finardi, S; Kranenburg, R; Silibello, C; Carnevale, C; Aas, W; Dupont, J.C; Fagerli, H; Gonzalez, G; Menut, L; Prévôt, ASH; Roberts, P; White, L.2016. Presentation of the EURODELTA III intercomparison exercise – evaluation of the chemistry transport models’ performance on criteria pollutants and joint analysis with meteorology. *Atmospheric Chemistry Physics*. 16, 12667–12701.

Bing, W; Tong, Q; Bingzhen, C.2014. Photochemical Process Modeling and Analysis of Ozone Generation. *Energy, Resources and Environmental Technology Chinese Journal of Chemical Engineering*, 22(6) 721—729.

Blanco, B.L.C; Gáfaró, R.A.I; Rojas, R.N.Y.2015. Influence of precipitation scavenging on the PM_{2.5}/PM₁₀ ratio at the Kennedy locality of Bogotá, Colombia. *Revista Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia*, No. 76, pp. 58-65.

- Bond, T.C; Streets, D.G; Yarber, K.F; Nelson, S.M; Woo, J.H; Klimont, Z.2004. A technology-based global inventory of black and organic carbon emissions from combustion. *J. Geophys. Res.* 109. D14203.
- Borrego, C; Amorim, J.H; Tchepel, O; Dias, D; Rafael, S; Sá, E; Pimentel, C; Fontes, T; Fernandes, P; Pereira, S.R; Bandeira, J.M; Coelho, M.C. 2016. Urban scale air quality modelling using detailed traffic emissions estimates. *Atmospheric Environment*. 131, 341-351.
- Bossert, IE.1997. An investigation of flow regimes affecting the Mexico City region. *Journal of Applied Meteorology* 36, 119–140.
- Brunt, H; Barnes, J; Longhurs, J.W.S; Scall, G; Hayes, E.2016. Local Air Quality Management policy and practice in the UK: The case for greater Public Health integration and engagement. *Environmental Science & Policy, Environmental* 58, 52 -60.
- Byeong, L; Bumseok, K; Kyuhong, L. 2014. Air Pollution Exposure and Cardiovascular Disease. *Toxicological Research* , 30, 71-75.
- Cai, C; Zhang, X; Wang, K; Zhang, Y; Wang, L; Zhang, Q; Duan, F; He, K; Shao, C.2016. Incorporation of new particle formation and early growth treatments into WRF/Chem: Model improvement, evaluation, and impacts of anthropogenic aerosols over East Asia. *Atmospheric Environment* 124, 262-284.
- Calabrese, S; Scaglione, S; Milazzo, S; D'Alessandro, W; Bobrowski, N; Giuffrida, GB; Tedesco, D; Parello, F; Yalire, M.2015. Passive degassing at nyiragongo (D.R. Congo) and Etna (Italy) volcanoes. *Annals of Geophysics*,57.
- Carbajal, A.L; Barraza, V.A; Duran, P.R; Moreno, M.H; Espinoza, L.R; Chiarella, O.P; Romie, I.2007. Impact Of Traffic Flow on the Asthma Prevalence Ammong School Children in Lima, Peru. *Journal Asthma*, 44, 197-202.
- Carnevale, C; Finzi, G.A; Pederzoli, E; Turrini, E; Volta, M; Ferrari, F; Gianfreda, R; Maffeis, G.2015. Impact of pollutant emission reductions on summertime aerosol feedbacks: A case study over the PO valley. *Atmospheric Environment* 122, 41-57.
- Castro, T; Madronich, S; Rivale, S; Muhlia, A; Mar, B.2001. The influence of aerosols on photochemical smog in Mexico City. *Atmospheric Environment* 35, 1765–1772.
- Cao, G; Zhang, X; Zheng, F.2006. Inventory of black carbon and organic carbon emissions from China. *Atmospheric Environment*. 40, 6516-6527.
- Cao J.J. 2014. *PM_{2.5} and the Environment in China*. Science Press, Beijing, pp. 72-123.

Cao, J.J; Lee, S.C; Chow, J.C; Watson, J.G; Ho, K.F; Zhang, R.J; Jin, Z.D; Shen, Z.X; Chen, G.C; Kang, Y.M; Zou, S.C; Zhang, L.Z; Qi, S.H; Dai, M.H; Cheng, Y; Hu, K.2007. Spatial and seasonal distributions of carbonaceous aerosols over China. *Journal of Geophysical Research*. 112. D22S11.

Cao, J.J; Shen, Z.X; Chow, J.C; Watson, J.G; Lee, S.C; Tie, X.X; Ho, K.F; Wang, G.H; Han, Y.M.2012a. Winter and summer PM_{2.5} chemical compositions in fourteen chinese cities. *Journal of Air & Waste Management Association*. 62, 1214-1226.

Cao, J.J; Wang, Q.Y; Chow, J.C; Watson, J.G; Tie, X.X; Shen, Z.X; Wang, P; An, Z S.2012b. Impacts of aerosol compositions on visibility impairment in Xi'an, China. *Atmospheric Environment*. 59, 559-566.

Cao, J.J; Wu, F; Chow, J.C; Lee, S.C; Li, Y; Chen, S.W; An, Z.S; Fung, K.K; Watson, J.G; Zhu, C.S; Liu, S.X. 2005. Characterization and source apportionment of atmospheric organic and elemental carbon during fall and winter of 2003 in Xi'an, China. *Atmospheric Chemistry Physics*. 5, 3127-3137.

Cape, J.N.2008. Surface ozone concentrations and ecosystem health: Past trends and a guide to future projections. *Science of the Total Environment* 400, 257–269.

CARB (California Air Resource Board, 2012c). 2009. Almanac Emission Projection Data. Data available at: <http://www.arb.ca.gov/app/emsinv/emssumcat.php>.

Carvalo, V.S.D.2010. O impacto das megacidades na qualidade do ar em escala local e regional: os casos das Regiões Metropolitanas de São Paulo e do Rio de Janeiro. PhD thesis, Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo.

Chan, L.Y; Chan, C.Y; Qin, Y.1998a. Surface ozone pattern in Hong Kong. *Journal of Applied Meteorology*. 37 (10), 1153–1165.

Chan, L.Y; Liu, H.Y; Lam, K.S.1998b. Analysis of the seasonal behavior of tropospheric ozone at Hong Kong. *Atmospheric Environment* 32 (2), 159–168.

Chan, C.K; Yao, X.2008. Air pollution in mega cities in China. *Atmospheric Environment*. 42, 1-42.

Chameides, W; Li, X; Tang, X; Zhou, X; Luo, C; Kiang, C; St John, J; Saylor, R; Liu, S; Lam, K; Wang, T; Giorgi, F.1999. Is ozone pollution affecting crop yield in China? *Geophysical Research Letters*. 26, 7, 867–870.

Chapman, E.G; Gustafson, W.I; Easter, R.C; Barnard, J.C; Ghan, S.J; Pekour, M.S; Fast, J.D.2009. Coupling aerosol-cloud-radiative processes in the WRF- Chem model:

investigating the radiative impact of elevated point sources. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 9, 945-964.

Chelani, A.B; Devotta, S.2005.Impact of change in fuel quality on PM₁₀ in Delhi. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 75, 600–607.

Chen, B; Andersson, A; Lee, M; Kirillova, E.N; Xiao, Q; Krusa, M; Shi, M; Hu, K; Lu, Z; Streets, D.G; Du, K; Gustafsson, O. 2013b. Source forensics of black carbon aerosols from China. *Environment Sciences Technology*. 47, 9102-9108.

Chen, D; Li, Q; Stutz, J; Mao, Y; Zhang, L; Pikelnaya, O, Jui Yi Tsai, J.Y; Haman, C; Lefer, B; Rappenglück, B, Sergio L; Alvarez, S. L; Neuman, J.A; Flynn, J; Roberts, J.M; Nowak, J.B; de Gouw, J; Holloway, J; Wagner, L.N; Veres, P; Brown, S.S; Ryerson, T.B; Warneke, C; Pollack, I.B .2013a. WRF-Chem simulation of NO_x and O₃ in the L.A. basin during CalNex-2010. *Atmospheric Environment* 81, 421-432.

Chen, D; Xie, X; Zhou, Y; Lang, J; Xu, T; Yang, N; Zhao, Y; Liu, X. 2017b. Performance Evaluation of the WRF-Chem Model with Different Physical Parameterization Schemes during an Extremely High PM_{2.5} Pollution Episode in Beijing. *Aerosol and Air Quality Research*

Chen, L; Liu, C; Zhang, L; Zou, R; Zhang, Z.2017a.Variation in Tree Species Ability to Capture and Retain Airborne Fine Particulate Matter (PM_{2.5}).*Scientific Reports*. 7, 3206

Chen, T; He, J; Lu, X; She, J; Guan, Z.2016. Spatial and Temporal Variations of PM_{2.5} and Its Relation to Meteorological Factors in the Urban Area of Nanjing, China. (2016). *International Journal of Environmental of Research and Public Health*

Chou, M.D; Suarez, M.J.1999. A solar radiation parameterization for atmospheric studies.NASA/TEM-104606Vol 15.

Chung, B .2008. Control de los contaminantes químicos en el Perú. *Rev Perú, Med Exp Salud Publica.*; 25(4):413-18.

Chung, S.H; Seinfeld, J.H.2005. Climate response of direct radiative forcing of anthropogenic black carbon. *Journal of Geophysical Research*. 110. D11102.
CONAM. (2001). Inventario de Emisiones Totales. Lima: Comisión Nacional del Ambiente.

Cuoco, E; Spagnuolo, A; Balagizi, C; Francesco, S.D; Tassi, F; Vaselli, O; Tedesco, D. 2013b. Impact of volcanic emissions on rain water chemistry: the case of Mt. Nyiragongo in the virunga volcanic region (DRC). *Journal of Geochemical. Exploration*. 125, 69-79.

Cuoco, E; Tedesco, D; Poreda, R.J; Williams, J.C; De Francesco, S; Balagizi, C; Darrah, T.H .2013a. Impact of volcanic plume emissions on rain water chemistry during the January

2010 Nyamuragira eruptive event: Implications for essential potable water resources. *Journal of Hazardous Materials*. 244-245, 570-581.

Currie, J; Neidell, M; Schmieder, JF. 2009..Air pollution and infant health: Lessons from New Jersey. *Journal of Health Economics* 28, 688–703.

Dachs, J; Eisenreich, S.J.2000. Adsorption onto aerosol soot carbon dominates gas- particle partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Science Technology*. 34, 3690-3697.

De Longueville, F; Hountondji, Y.C; Henry, S; Ozer P. 2010. What do we know about effects of desert dust on air quality and human healthy in West Africa compared to other regions? *Science.Total Environmental*. 409 (1), 1-8

De Meij, A; Bossioli, E; Penard, C; Vinuesa, J.F; Pric, I.2015. The effect of SRTM and Corine Land Cover data on calculated gas and PM₁₀ concentrations in WRF-Chem. *Atmospheric Environment*. 101,177-193.

De Meij, A; Krol, M; Dentener, F; Vignati, E; Cuvelier, C; Thunis, P. 2006. The sensitivity of aerosol in Europe to two different emission inventories and temporal distribution of emissions. *Atmospheric Chemistry Physics*. 6, 4287–4309.

Deping, L; Liu, J; Zhang, J; Gui, H; Du, P; Yu, T; Wang,J; Lu, Y; Liu, W; Cheng, Y.2016. Identification of long-range transport pathways and potential sources of PM_{2.5} and PM₁₀ in Beijing from 2014 to 2015 .*Journal of Environmental Sciences* XX, XXX-XXX.

Deuman International & Walsh Ingenieros y Científicos Consultores.2005. Estudio de línea Base Ambiental COSAC I. Capítulos 8 y 9.

DGIA (Dirección General de Investigación y Asuntos Ambientales-SENAMHI- Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú). 2013. Evaluación de la calidad del aire en Lima Metropolitana 2011. http://www.senamhi.gob.pe/usr/dgia/pdf_dgia_eval2011.pdf

DIGESA (Dirección General de Salud Ambiental).2005. Resultados del Inventariode Emisiones de Fuentes Fijas Cuenca Atmosférica de La Ciudad de Lima- Callao

DiGiovanni, F; Fellin, P.2013. Transboundary Air Pollution, Environmental Monitoring, Encyclopedia of Life Support Systems, EOLSS Publishers Co.,UK,12pages.

Ding, A.J; Wang, T; Zhao, M; Wang, T.J; Li, ZK.2004. Simulation of sea– land breezes and a discussion of their implications on the transport of air pollution during a multi-day ozone episode in the Pearl River Delta of China. *Atmospheric Environment* 38, 6737–6750.

Dingwell, A; Rutgersson, A; Claremar, B; Arellano, S; Yalire, M.M; Galle, B. 2016. Seasonal and diurnal patterns in the dispersion of SO₂ from Mt.Nyiragongo. *Atmospheric Environment* 132, 19-29.

Dockery, D; Pope III, C; Xu, X; Spengler, J; Ware, J; Fay, M; Ferris, B; Speizer, F. 1993. An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. *Journal of Medicine*, 329, 1753-1759.

Dumitrache, R.C; Iriza, A; Maco, B.A; Barbu, C.D; Hirtl, M; Mantovani, S; Nicola, O; Irimescu, A; Craciunescu, V; Ristea, A; Diamandi, A.2016. Study on the influence of ground and satellite observations on the numerical air-quality for PM₁₀ over Romanian territory. *Atmospheric Environment*, 43, 278-289.

EPA (United States Environmental Protection Agency) .2016. Air Quality. <http://www3.epa.gov/airquality/cleanair.html>

EPA (United States Environmental Protection Agency).2006. Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants. Vol II of III.

EPA (United States Environmental Protection Agency).2004. Air Quality Criteria for Particulate Matter. Volume II of II.

EPA (United States Environmental Protection Agency).2014. Health Risk and Exposure Assessment for Ozone- Final Report.

Fast, J.D; Gustafson Jr, W.I; Easter, R.C; Zaveri, R.A; Barnard, J.C; Chapman, E.G; Grell, G.A.2006. Evolution of ozone, particulates, and aerosol direct forcing in an urban area using a new fully- coupled meteorology, chemistry, and aerosol model. *Journal of Geophysical Research*. 111, D21305.

Fast, J.D; Zhong, S.1998. Meteorological factors associated with inhomogeneous ozone concentrations within the Mexico City basin. *Journal of Geophysical Research*. 103, 18, 927–18, 946.

Fenger, J.1999. Urban air quality. *Atmospheric Environment*. 33, 4877-4900

Forkel, R; Werhahn, J; Hansen, A.B; Mckeen, S; Peckham, S; Grell, G.A; Suppan, P. 2012. Effect of aerosol-radiation feedback on regional air quality: a case study with WRF/Chem. *Atmospheric Environment*. 53, 202-211.

Fu, T.M; Cao, J.J; Zhang, X.Y; Lee, S.C; Zhang, Q; Han, Y.M; Qu, W.J; Han, Z; Zhang, R; Wang, Y.X; Chen, D; Henze, D.K.2012. Carbonaceous aerosols in China: top-down constraints on primary sources and estimation of secondary contribution. *Atmospheric Chemistry Physics*. 12, 2725-2746.

Gavidia, C.M.E. Impacto das condições de contorno químicas na representação de ozônio troposférico na Região Metropolitana de São Paulo com o modelo WRF-Chem. 2015. Dissertação de Mestrado Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo.

Gao, Y; Zhao, C; Liu, X; Zhang, M; Leung, L.R.2014. WRF Chem simulations of aerosols and anthropogenic aerosol radiative forcing in East Asia, *Atmospheric Environment.*, 92, 250–266.

Gao, M; Carmichael, G.R; Wang, Y; Saide, P.E; Yu, M; Xin, J; Liu, Z; Wang, Z.2016. Modeling study of the 2010 regional haze event in the North China Plain. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 16, 1673–1691.

Ghan, S.J; Liu, X; Easter, R; Rasch, P; Yoon, J; Eaton, B.2012. Toward a minimal representation of aerosols in climate models: comparative decomposition of aerosol direct, semi-direct and indirect radiative forcing. *Journal of Climate*. 25, 6461- 6476.

Ghan, S; Smith, S.J; Wang, M; Zhang, K; Pringle, K; Carslaw, K; Pierce, J; Bauer, S; Adams, P.2013. A simple model of global aerosol indirect effects. *Journal of Geophysical Research*. 118, 6688-6707.

Ginoux, P; Chin, M; Tegen, I; Prospero, J.M; Holben, B; Dubovik, O; Lin, SJ.2001. Sources and distributions of dust aerosols simulated with the GOCART model. *Journal of Geophysical Research*. 106 (D17), 20, 255-20, 273.

Giri, D; Krishna, M; Adhikary, P.R. 2008. The Influence of Meteorological Conditions on PM₁₀ Concentrations in Kathmandu Valley. *International Journal of Environmental Research*. 2(1): 49- 60.

Gokhale, S; Raokhande, N. 2008. Performance evaluation of air quality models for predicting PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations at urban traffic intersection during winter period. *Science of the Total Environment* 394, 9-24.

Godish, T.2004. *Air Quality*, 4th Edition. Lewis Publishers. Pag 60

Gonzales, C., Córtes, J., Aristizábal, H.2015. Influencia de la meteorología y las fuentes de emisión en los niveles ambientales de PM₁₀ en una ciudad tropical Andina. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*. N. °74 pp. 200-212.

Grell, A.G; Peckham, S.E; Schmitz, R; McKeen, S.A; Frost, G; Skamarock, W.C; Eder, B. 2005. Fully coupled “online” chemistry within the WRF model. *Atmospheric Environment*. 39, 6957-6975.

Gu, J; Bai, Z; Liu, A; Wu, L; Xie, Y; Li, W; Dong, H; Zhang, H. 2010. Characterization of Atmospheric Organic Carbon and Element Carbon of PM_{2.5} and PM₁₀ at Tianjin, China. *Aerosol and Air Quality Research*, 10: 167–176.

Gue, A; Zimmerman, P; Wildermuth, M. 1994. Natural Volatile Organic Compound Emission Rate Estimates for U.S Woodland Landscape. *Atmospheric Environment*. Vol 28, N° 6, 1197-1210.

Guo, J; Bai, Z; Liu, A; Wu, L; Xie, Y; Li, W; Dong, H; Zhang, X.2010. Characterization of Atmospheric Organic Carbon and Element Carbon of PM_{2.5} and PM₁₀ at Tianjin, China. *Aerosol and Air Quality Research*, 10: 167–176.

Guo, J; He J; Liu H, Miao, Y; Liu, H; Zha P.2016. Impact of various emission control schemes on air quality using WRF-Chem during APEC China 2014. *Atmospheric Environment*, 140, 311-319.

Gupta, M; Mohan, M.2013. Assessment of contribution to PM₁₀ concentrations from long range transport of pollutants using WRF/Chem over a subtropical urban airshed. *Atmospheric Pollution Research* 4,405-410.

Gupta, P; Christopher, S.A; Wang, J; Gehrig, R; Lee, Y; Kumar, N.2006. Satellite remote sensing of particulate matter and air quality assessment over global cities. *Atmospheric Environment* 40, 5880–5892.

Hai, C.D; Oanh, N.T.K.2013. Effects of local, regional meteorology and emission sources on mass and compositions of particulate matter in Hanoi. *Atmospheric Environment*, 78,105-112.

Hai, Y.L; Dunea, D; Iordache, S; Pohoata, A. 2018. A Review of Airborne Particulate Matter Effects on Young Children’s Respiratory Symptoms and Diseases. *Atmosphere*. 9, 150.

Hakan, L; Süren,P; Alagha, O; Karaca, F; Tuncel, G. 2008. Effect of Meteorological Parameters on Fine and Coarse Particulate Matter Mass Concentration in a Coal-Mining Area in Zonguldak, Turkey. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 58:4, 543-552.

Hallquist, M; Wenger, J.C; Baltensperger, U; Rudich, Y; Simpson, D; Claeys, M; Dommen, J; Donahue, N; George, M.C; Goldstein, A.H; Hamilton, J.F; Herrmann, H; Hoffmann, T; Iinuma, Y; Jang, M; Jenkin, M.E; Jimenez, J.L; Kiendler, SA; Maenhaut, W; McFiggans, G; Mentel, T.F; Monod, A; Prévôt, ASH; Seinfeld, J.H; Surratt, J.D; Szmigielski, R; Wildt, J.2009. The formation, properties and impact of secondary organic aerosol: current and emerging issues. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 9, 5155-5236.

Hanson, B; Schwankl, L; Fulton, A.2004. Scheduling Irrigations: When and How Much Water to Apply? Division of Agriculture and Natural Resources. Pub.3396. University of California, Davis, 202 pp.

Hea, H; Tieb, X; Zhanga, Q; Liua, X; Gao, Q; Lia, X; Gao, Y.2014. Analysis of the causes of heavy aerosol pollution in Beijing, China:A case study with the WRF- Chem model. *Particuology* XXX, XXX–XXX

Heinrich, J; Slama, R.2007. Fine particles, a major threat to children. *International. Journal of Hygiene and Environmental. Health*, 210, 617–622

Hernández, G; Terri, B; Wallis, S; Poyner, D.2017. Temperature and Humidity Effects on Particulate Matter Concentrations in a Sub-Tropical Climate During Winter. *International Proceedings of Chemical, Biological and Environmental Engineering*. Vol 102(8).41-49.

Hester, R.E; Harrison, R.M.2009. Air Quality in Urban Environments. Royal Society and Chemistry. The Royal Automobile Club Foundation for Motoring Ltd.

Hesterberg, T.W; Bunn, W.B; McClellan, R.O; Hamade, A.K; Long, C.M y Valberg, P.A.2009. Critical review of the human data on short-term nitrogen dioxide (NO₂) exposures: Evidence for NO₂ no-effect levels. *Critical Reviews in Toxicology*.39(9): 743–781.

Hitchcock,G; Conlan, B; Kay, D; Brannigan,C; Newman, D.2014. Air Quality and Road Transport Impacts and Solutions. pp 1-139

HKEPD (Hong Kong Environmental Protection Department).2002. Report on Study of Air Quality in Pearl River Delta Region. HKSAR.

Hogrefe, C; Pouliot, G; Wong, D; Torian, A; Roselle, S; Pleim, J; Mathur, R.2015. Annual application and evaluation of the online coupled WRF-CMAQ system over North America under AQMEII phase 2. *Atmospheric Environment* 115, 683-694

Horowitz, L.W; Walters, S; Mauzerall, D; Emmons, L; Rasch, P; Granier, C; Tie, X; Lamarque, J.F; Schultz, M; Brasseur, G.2003. A global simulation of tropospheric ozone and related tracers: description and evaluation of MOZART, version 2. *Journal of Geophysical Research* 108, 4784.

Holt, T. R., Niyogi, D., Chen, F; Manning, K; LeMone, M. A; and Qureshi, A.2006. Effect of Land–Atmosphere Interactions on the IHOP 24–25 May 2002 Convection Case. *Monthly Weather Review*.134, 113–133.

Hsieh, Y; Bugna, G; Robertson, K.2016. Examination of two assumptions commonly used to determine PM_{2.5} emission factors for wildland fires. *Atmospheric Environment*. 147, 274-283.

Hurley, P.2000. Verification of TAPM meteorological predictions in the Melbourne region for a winter and summer month. *Aust. Meteorol. Mag.* 49, 97–107.

IHME. (2018). Institute for Health Metrics and Evaluation's Global Burden of Disease Project. State of Global Air 2018. A Special Report on Global Exposure to Air Pollution and its Disease Burden. Special Report. Boston, MA:Health Effects Institute.

Im, U; Markakis, K; Unal, A; Kindap, T; Poupkou, A; Incecik, S; Yenigun, O; Melas, D; Theodosi, C; Mihalopoulos, N.2010. Study of a winter PM episode in Istanbul using the high resolution WRF/CMAQ modeling system. *Atmospheric Environment*,44, 3085-3094.

INEI (Instituto Nacional de Estadística e informática). 2012. Parque automotor en circulación a nivel nacional, según departamentos 2004-2012.

INEI (Instituto Nacional de Estadística e informática). 2013. 11 de Julio Día Mundial de la Población

INEI (Instituto Nacional de Estadística e informática).2014.Perú Estructura Empresarial.

INEI (Instituto Nacional de Estadística e informática).2015.Estadísticas Ambientales Marzo 2015

INEI (Instituto Nacional de Estadística e informática).2016. Estadísticas Ambientales Febrero 2016.

Jacob, D.J.1999. Introduction to Atmospheric Chemistry. Princeton University Press.

Jacobson, M.C; Chalson, R.J; Rodhe, H; Orians, G.H.2006. Earth System Science From Biogeochemical Cycles to Global Change. Elsevier Academic Press.

Jacobson, M.Z.2001. Global direct radiative forcing due to multicomponent anthropogenic and natural aerosols. *Journal of Geophysical Research*. 106 (D2), 1551- 1568.

Jacobson, M.Z.2001. Strong radiative heating due to the mixing state of black carbon in atmospheric aerosols. *Nature* 409, 695-697.

Jacobson, M.Z.2002.Atmospheric Pollution History, Science, and Regulation. Cambridge University Press.

- Jacobson M.Z. 2005 . Fundamentals of Atmospheric Modeling Second Edition. Cambridge University Press.
- Jacobson, M.Z. 2008. Short-term effects of agriculture on air pollutant and climate in California. *Journal of Geophysical Research*. 113, D23101.
- Jacobson, M.Z; Kaufman, Y.J; Rudich, Y.2007. Examining feedbacks of aerosols to urban climate with a model that treats 3-D clouds with aerosol inclusions. *Journal of Geophysical Research*.112, D24205.
- Jauregui, E.1997. Heat island development in Mexico City. *Atmospheric Environment*. 31, 3821–3831.
- Jayamurugan, R; Kumaravel, B; Palanivelraja, S; Chockalingam, M.P.2013. Influence of Temperature, Relative Humidity and Seasonal Variability on Ambient Air Quality in a Coastal Urban Area. *International Journal of Atmospheric Sciences*. Volume 2013, Article ID 264046, 7 pages.
- Jeanjean, A.P.R; Monks, P.S; Leigh, R.J.2016. Modelling the effectiveness of urban trees and grass on PM_{2.5} reduction via dispersion and deposition at a city scale. *Atmospheric Environment* 147, 1-10.
- Jena, C; Ghude, S.D; Beig, G; Chate, D.M , Kumar, R; Pfister, G.G; Lal, D.M; Surendran, D.E, Fadnavis, S; van der A, R.J .2015. Inter-comparison of different NOX emission inventories and associated variation in simulated surface ozone in Indian region. *Atmospheric Environment*. 117, 61-73.
- Jiang, F; Wang, T; Wang, T; Xie, M; Zhao, H.2008. Numerical modeling of a continuous photochemical pollution episode in Hong Kong using WRF–chem. *Atmospheric Environment*. 42, 8717–8727.
- Jianzhong, M.A; Xiaobin, X; Chunsheng, Z; Peng, Y.2012. A Review of Atmospheric Chemistry Research in China: Photochemical Smog, Haze Pollution, and Gas-Aerosol Interactions. *Advances in Atmospheric Sciences*, Vol. 29, NO. 5, 1006– 1025.
- Jung, M; Yu, R; Kim, D; Myeong, J; Stockwell, R; Kundu, K; Soo, M; Dong, B; Suk, J.2014. New indices for wet scavenging of air pollutants (O₃, CO, NO₂, SO₂, and PM₁₀) by summertime rain. *Atmospheric Environment* 82, 226-237.
- Kallos, G; Astitha, M; Katsafados, P; Spyrou, C. 2007. Long–range transport of anthropogenically and naturally produced particulate matter in the Mediterranean and North Atlantic: current state of knowledge.*Journal of Applied Meteorology and Climatology*. 46, 1230–1251.

Kanakidou, M; Seinfeld, J.H; Pandis, S.N; Barnes, L; Dentener, F.J; Facchini, M.C; Dingenen, R.V; Ervens, B; Nenes, A; Nielsen, J.C; Swietlicki, E; Putaud, J.P; Balkanski, Y; Fuzzi, S; Horth, J; Moortgat, G.K; Winterhalter, R; Myhre, C.E.L; Tsigaridis, K; Vignati, E; Stephanou, E.G; Wilson, J.2005. Organic aerosol and global climate modelling: a review. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 5, 1053-1123.

Kang, D; Mathur, R; Trivikrama, S.2010. Assessment of bias-adjusted PM_{2.5} air quality forecasts over the continental United States during 2007. *Geoscientific Model Development*. 3, 309–320.

Kato, N; Akimoto, H. 1992. Anthropogenic Emissions of SO₂ and NO_x in asia: emission inventories. *Atmospheric Environment Vol. 26A*, No. 16, pp. 2997-3017.

Kaufman, Y.J; Tanré, D; Boucher, O. 2002. A satellite view of aerosols in the climate system. *Nature* 419, 215-223.

Kenneth, W; Cecil, F.W. 2013. *Contaminación del Aire Origen y Control*. Editorial Limusa S.A de C.V. Mexico D F.

Kerschbaumer,,A; Lutz, M.2008.Origin and influence of PM₁₀ in urban and In rural environments. *Advances in Science and Research* 2, 53–55.

WRRKim, ONT; Upadhyay, N; Zhuang, Y.H; Hao, Z.P; Murth, D.V.S; Lestari, P; Villarin, J.T; Chengchu, K; Co, H.X; Dung, N.T; Lindgre, E.S. 2006a. Particulate air pollution in six Asian cities: spatial and temporal distributions, and associated sources. *Atmospheric Environment*. 40,3367–3380.

Kim, S.W; Heckel, A; Frost, G.J, Richter, A; Gleason, J; Burrows, J.P; McKeen, S; Hsie, E.Y; Granier, C; Trainer, M.2009. NO₂ columns in the western United States observed from space and simulated by a regional chemistry model and their implications or NO_x emissions. *Journal of Geophysical Research* 114, D11301 <http://dx.doi.org/10.1029/2008jd011343>.

Kim, S.W; Heckel, A; McKeen, S.A; Frost, G.J; Hsie, E.Y; Trainer, M.K; Richter, A; Burrows, J.P; Peckham, S.E; Grell, A.G.2006b. Satellite-observed US power plant NO_x emission reductions and their impact on air quality. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres. Lett.* 33, L22812. <http://dx.doi.org/10.1029/2006gl027749>.

Koehler, C; Ginzkey, C; Friehs, G; Hackenberg, S; Froelich, K; Scherzed, A; Burghartz, M; Kessler, K.M.N.2010. Aspects of nitrogen dioxide toxicity in environmental urban concentrations in human nasal epithelium. *Toxicology and Applied Pharmacology* 245, 219– 225.

Komorowski, J.C; Tedesco, D; Kasereka, M; Allard, P; Papale, P; Vaselli, O; Durieux, J; Baxter, P; Halbwachs, M; Akumbe, M; Baluku, B; Briole, P; Ciraba, M; Dupin, J.C; Etoy, O; Garcin, D; Hamaguchi, H; Houli,C.N; Kavotha, K.S; Lemarchand, A; Lockwood, J;

Lukaya, N; Mavonga, G; de Michele, M; Mpore, S; Mukambilwa, K; Munyololo, F; Newhall, C; Ruch, J; Yalire, M; Wafula, M.2003. The January 2002 flank eruption of Nyiragongo volcano (Democratic Republic of Congo): chronology, evidence for a tectonic rift trigger, and impact of lava flows on the city of Goma. *Acta Vulcanol.* 15 (1-2), 27-62.

Kondo, Y; Oshima, N; Kajino, M; Mikami, R; Moteki, N; Takegawa, N; Verma, R.L; Kajii, Y; Kato, S; Takami, A. 2011. Emissions of black carbon in East Asia estimated from observations at a remote site in the East China Sea. *Journal Geophysic Research.*116. D16201.

Kueppers, L; Snyder, M; Sloan, L; Cayan, D; Jin, J; Kanamaru, H; Kanamitsu, M; Miller, N; Tyree, M; Du, H; Weare, B.2008. Seasonal temperature response to land-use change in the western United States. *Global and Planetary Change.* 60, 250–262.

Kuik, F; Lauer, A; Churkina, G; Danier, van der Gon, H.A.C; Fenner, D; Mar, K.A; Butler, T.M.2016. Air quality modelling in the Berlin–Brandenburg region using WRF-Chem v3.7.1: sensitivity to resolution of model grid and input data. *Geoscientific. Model Development.* 9, 4339–4363.

Kuleshov, Y; Choy, S; Fu, E.F; Chane, M.F; Yuei, A.L; FC; Liou, Y.A; Pavelyev, A.G.2016. Analysis of meteorological variables in the Australasian region using ground- and space-based GPS techniques. *Atmospheric Research* 176 –177, 276– 289.

Kumar, R; Barth, M.C; Nair, V.S; Pfister, G.G; Babu, S.S; Satheesh, S.K; Moorthy, K.K; Carmichael, G.R; Lu, Z; Streets, D.G. 2015. Sources of black carbon aerosols in South Asia and surrounding regions during the integrated campaign for aerosols, gases and radiation budget (ICARB). *Atmospheric Chemistry and Physics.* 15, 5415-5428.

Kyung, K; Sung, W; Kyung, K; Seung, L; Gwi, B; Young, S; Jong, B. 2018. On-Road Air Quality Associated with Traffic Composition and Street-Canyon Ventilation: Mobile Monitoring and CFD Modeling. *Atmosphere.* 9, 92.

Lagzi, I; Mészáros, R; Gelybó, G; Leelössy, A. 2013. *Atmospheric Chemistry.* Eötvös Loránd University.

Laing, A; Evans, J.L.2011. *Introduction to Tropical Meteorology* 2 nd Edition. Produced by The COMET Program.

Lam, K.S; Wang, T.J; Wu, C.L; Li, Y.2005. Study on an ozone episode in hot season in Hong Kong and transboundary air pollution over Pearl River Delta Region of China. *Atmospheric Environment.* 39, 1967–1977.

Lazaridis, M. 2011. *Environmental Pollution Volume 19-First Principles of Meteorology and Air Pollution.* Springer Science+Business Media.

Lazi, L; Pejanovi, G; Zivkovi, M; Ili, L. 2014. Improved wind forecasts for wind power generation using the Eta model and MOS (Model Output Statistics) method, *Energy* 73, 567-574.

Lee, Y.C; Calori, G; Hills, P; Carmichael, G.R. 2002. Ozone episodes in urban Hong Kong, 1994–1999. *Atmospheric Environment* 36, 1957–1968.

Lei, Y; Zhang, Q; He, K.B; Streets, D.G. 2011. Primary anthropogenic aerosol emission trends for China, 1990-2005. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 11, 931-954.

Li, J; Mahalov, A; Hyde, P. 2016 . Impacts of agricultural irrigation on ozone concentrations in the Central Valley of California and in the contiguous United States based on WRF-Chem simulations. *Agricultural and Forest Meteorology*. 221, 34–49.

Li, M; Zhang, Q; Kurokawa, J; Woo, J.H; He, K.B; Lu, Z; Ohara, T; Song, Y; Streets, D. G; Carmichael, G.R; Cheng, Y.F; Hong, C.P; Huo, H; Jiang, X.J; Kang, S.C; Liu, F; Su, H; Zheng B. 2015a. MIX: a mosaic Asian anthropogenic emission inventory for the MICS-Asia and the HTAP projects. *Atmospheric Chemistry and Physics*.15 (23), 34813-34869

Li, N; He, Q; Tie, X; Cao, J; Liu, S; Wang, Q; Li, G; Huang, R; Zhang, Q. 2016a. Quantifying sources of elemental carbon over the Guanzhong Basin of China: A consistent network of measurements and WRF-Chem modeling. *Environmental Pollution* 214, 86- 93.

Li, T; Wang, H; Zhao, T; Xue, M; Wang, Y; Che, H; Jiang, C. 2016b. The Impacts of Different PBL Schemes on the Simulation of PM_{2.5} during Severe Haze Episodes in the Jing-Jin-Ji Region and Its Surroundings in China. Hindawi Publishing Corporation-Advances in Meteorology.15pag.

Li, X; Chen, X; Yuan, X; Zeng, G; León, T; Liang, J; Chen, G; Yuan, X. 2017. Characteristics of Particulate Pollution (PM_{2.5} and PM₁₀) and Their Spacescale-Dependent Relationships with Meteorological Elements in China. *Sustainability*.9,2330.

Li, Y; Chen, Q; Zhao, H; Wang, L; Tao, R. 2015b. Variations in PM₁₀, PM_{2.5} and PM_{1.0} in an Urban Area of the Sichuan Basin and Their Relation to Meteorological Factors. *Atmosphere*. 6, 150-163.

Liao, J; Wang, T; Jiang, Z; Zhuang, B; Xie, M; Yin, C; Wang, X; Zhu, J; Fu, Y; Zhang, Y. 2015. WRF/Chem modeling of the impacts of urban expansion on regional climate and air pollutants in Yangtze River Delta, China. *Atmospheric Environment*.106, 204-214.

Lin, Y.L.2007. Mesoscale Dynamics. Cambridge University Press

Liu, D; Allan, J.D; Young, D.E; Coe, H; Beddows, D; Fleming, Z.L; Flynn, M.J; Gallagher, M.W; Harrison, R.M; Lee, J; Prevot, A.S.H; Taylor, J.W; Yin, J; Williams, P.I; Zotter, P.

2014. Size distribution, mixing state and source apportionment of black carbon aerosol in London during wintertime. *Atmosphere Chemistry and Physics*. 14, 10061-10084.

Liu, J; Mauzerall, D; Chen, Q; Zhang, Q; Song, Y; Peng, W; Klimont, Z; Qiu, X; Zhang, S; Hu, M; Lin, W; Smith, K; Zhu, T. 2016. Air pollutant emissions from Chinese households: A major and underappreciated ambient pollution source. *PNAS*, Vol 113, N° 28, 7756 - 7761.

Liu, L; Zhao, N; Vanos, J.K; Cao, G.2017. Effects of synoptic weather on ground-level PM_{2.5} concentrations in the United States. *Atmospheric Environment*, 148, 297- 305.

Liu, Y; Hong, Y; Fan, Q; Wang, X; Chan, P; Chen, X; Lai, A; Wang, M; Chen, X. 2017b. Source-receptor relationships for PM_{2.5} during typical pollution episodes in the Pearl River Delta city cluster, China. *Science of the Total Environment* 596–597, 194–206.

Liu, Y; Shao, M; Fu, L; Lu, S; Zeng, L; Tang, D.2008. Source profiles of volatile organic compounds (VOCs) measured in China: Part I. *Atmospheric Environment* 42, 6247–6260.

Lobell, D; Bala, G; Mrin, A; Phillips, T; Maxwell, R; Rotman, D. 2009. Regional differences in the influence of irrigation on climate. *Journal of Climate*. 22, 2248–2255.

Lo, M; Famiglietti, J. 2013. Impact in California's Central Valley strengthens the southwestern U.S. water cycle. *Geophysic Research Letter*. 40, 301–306.

Lu, R; Turco, R.P.1995. Air pollutant transport in a coastal environment. 2. 3-dimensional simulations over Los-Angeles basin. *Atmospheric Environment*. 29, 1499-1518.

Lu, R; Turco, R.P.1996. Ozone distributions over the Los Angeles basin: three dimensional simulations with the SMOG model. *Atmos. Environ*. 30, 4155-4176.

Lu, Z; Zhang, Q; Streets, D.G.2011. Sulfur dioxide and primary carbonaceous aerosol emissions in China and India, 1996-2010. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 11, 9839-9864.

Madala, S; Hari, P K.B.R.R; Srinivas, C.V; Satyanarayana, A.N.V.2016. Air quality simulation of NOX over the tropical coastal city Chennai in southern India with FLEXPART-WRF. *Atmospheric Environment* 128, 65-81.

Madronich S.2006. Chemical evolution of gaseous air pollutants down-wind of tropical megacities: Mexico City case study. *Atmospheric Environment*. 40, 6012–6018.

Mahmood, R; Pirlke Sr, R; Hubbard, K; Niyogi, D; Dirmeyer, P; McAlpine,C; Carleton, A; Hale, R; Gameda, S; Beltran, PA; Baker, B; McNider, R; Legates, D; Shepherd, M; Du, J; Blanken, P; Frauenfeld, O; Nair, U; Fall, S.2014. Review land cover changes and their biogeophysical effects on climate. *International Journal of Climatology*. 34, 929–953.

Manahan, S.E. 2000. Environmental Chemistry. Lewis Publishers, Seventh Edition. United States of American.

Mariraj, S.2016. An overview of particulate dry deposition: measuring methods, deposition velocity and controlling factors. International Journal of Environmental Science and Technology. 13:387-402.

Martínez, M.I . 2015. Parametrizaciones físicas –AEMET- Aplicaciones del modelo de predicción meteorológica del Centro Europeo", septiembre 2015, La Antigua (Guatemala).

Mayer, H. 1999. Air Pollution in Cities. Atmospheric Environment 33, 4029- 4037

Menut, L; Siour, G; Mailler, S; Couvidat, F; Bessagnet, B. 2016. Observations and regional modeling of aerosol optical properties, speciation and size distribution over Northern Africa and western Europe. Atmospheric Chemistry and Physics. 16, 12961–12982.

MINAM (Ministerio del Ambiente).2014 . Informe Nacional de la Calidad del Aire 2013-2014.

Ming, T; Yang, Z; Daiwen, K. 2011. Application of WRF/Chem-MADRID for real-time air quality forecasting over the Southeastern United States. Atmospheric Environment. 45, 6241- 6250.

Mohalifi, S; Bedi, H.S; Krishnamurti, T.N; Cocks, S.D.1998. Impact of shortwave radiative effects of dust aerosols on the summer season heat low over Saudi Arabia. Monthly Weather Review. 126, 3153-3168.

Mohan, M; Kandya, A. 2007.An analysis of the annual and seasonal trends Of air quality index of Delhi. Environmental Monitoring and Assessment.131, 267–277.

Mölders, N y Kramm, G. 2014. Lectures in Meteorology. Springer International Publishing Switzerland.

Molina, L; Molina, M; (Eds).2002. Air Quality in the Mexico Mega City: An Integrated Assesment. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Munir, S. 2017. Analysing Temporal Trends in the Ratios of PM_{2.5}/PM₁₀ in the UK. Aerosol and Air Quality Research, 17: 34–48

Murphy, J; Delucchi, M; McCubbin, D; Kim, H.1999. The coast of crop damage caused by ozone air pollution from motor vehicles. Journal of Environment Management. 55, 273–289.

NARSTO (North American Research Strategy for Tropospheric Ozone).2000. A Assessment of Tropospheric Ozone Pollution: A North American Perspective.

NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration)
(<http://www.noaa.gov/weather>)

NWS (National Weather Service) , <http://www.nws.noaa.gov/airquality/>

Oanh, N.T.K; Upadhyaya, N; Zhuang, Y.H; Hao, Z.P; Murthy, D.V.S; Lestari, P; Villarin, J.T; Chengchua, K; Co, H.X; Dung, N.T; Lindgren, E.S. 2006. Particulate air pollution in six Asian cities: spatial and temporal distributions, and associated sources. *Atmospheric Environment* 40,3367–3380.

Oreskes N, Shrader, K; Belitz, K.1994. Verification, validation and confirmation of numerical models in the earth sciences. *Science*, Vol. 263, pp. 641 –646.

Ostro, B. 2004. Outdoor Air Pollution—Assessing the Environmental Burden of Disease at National and Local Levels. World Health Organization, Geneva, Environmental Burden of Disease Series No. 5.

Owoade, O.K; Olise, F.S; Ogundele, L.T; Fawole, O.G; Olaniyi, H.B. 2012. Correlation Between Particulate Matter Concentrations and Meteorological Parameters at a Site in ILE-IFE, Nigeria. *Ife Journal of Science*. Vol 14 (1), 83-93.

Pasch, A; MacDonald, C; Gilliam, R; Knoderer, C; Roberts, P. 2011. Meteorological characteristics associated with PM_{2.5} air pollution in Cleveland, Ohio, during the 2009–2010 Cleveland multiple air pollutions study. *Atmos. Environ.* 45. 7026–7035.

Peckham, S.E; Grell, A.G; McKeen, S.A; Bath, M; Pfister, G; Wiedinmyer, C; Fast, J.D; Gustafson, W.I; Zaveri, R; Easter, R.C; Barnard, J; Chapman, E; Hewson, M; Schmitz, R; Salzmann, M; Freitas, S.R.2011. WRF/Chem Version 3.3 User's Guide. NOAA Technical Memo, p. 98.

Penner, J.E; Quaas, J; Storelvmo, T; Takemura, T; Boucher, O; Guo, H; Kirkevåg, A; Kristjánsson, J.E; Seland, Ø.2006. Model intercomparison of indirect aerosol effects. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 6, 3391-3405.

Pere, J.C; Mallet, M; Pont, V; Bessagnet, B.2011. Impact of aerosol direct radiative forcing on the radiative budget, surface heat fluxes, and atmospheric dynamics during the heat wave of summer 2003 over Western Europe: a modeling study. *Journal of Geophysical Research*.116, D23119.

Perez. M. 2006. Fluctuaciones climáticas y variabilidad temporal del clima en el norte argentino – 1931/2005, XI Encuentro de profesores en geografía del nordeste.

Perez, N; Pey, J; Cusack, M; Reche, C; Querol, X; Alastuey, A; Viana, M.2010. Variability of Particle Number, Black Carbon, and PM₁₀, PM_{2.5}, and PM₁ Levels and Speciation: Influence of Road Traffic Emissions on Urban Air Quality. *Aerosol Science and Technology*, 44:487–499.

Perez, V.A; Arasa, R; Codina, B; Piñon, J.2015. Enhancing Air Quality Forecasts over Catalonia (Spain) Using Model Output Statistics. *Journal of Geoscience and Environment Protection*.3-9-22.

Petzold, A; Ogren, J.A; Fiebig, M; Laj, P; Li, S.M; Baltensperger, U; Holzer, P.T; Kinne, S; Pappalardo, G; Sugimoto, N; Wehrli, C; Wiedensohler, A; Zhang, X.Y.2013. Recommendations for reporting “black carbon” measurements. *Atmospheric Chemistry Physics*. 13, 8365-8379.

Pielke, R. A.2001. Influence of the spatial distribution of vegetation and soils on the prediction of cumulus convective rainfall, *Reviews of Geophysics* 39, 151–177.

Pielke Sr, RA. 2002. *Mesoscale Meteorological Modeling, Second Edition*. (International Geophysics). Academic Press.

Pielke Sr, R.A; Adegoke, J; Beltran, P.A; Hiemstra, C, Lin, J; Nair, U; Niyogi D, Nobis T.2007. An overview of regional land use and land cover impacts on rainfall. *Tellus B: Chemistry Physics Meteorology*. 59, 587–601.

Pielke Sr,R.A; Pitman, A; Niyogi, D; Mahmood, R; McAlpine, C; Hossain, F; Klein, K; Goldewijk, K.K; Nair, U; Betts, R; Fall, S; Reichstein, M; Kabat, P; de Noblet, N .2011. Land use/land cover changes and climate: modeling analysis and observational evidence. *WIREs Climate Change* 2, 828–850.

Pijnappel, A.2011. Statistical post processing of model output from the air quality model LOTOS-EUROS. Royal Netherlands Meteorological Institute-Ministry of Infrastructure and the Environment.

Pohjola, M.A; Kousa, A; Kukkonen, J; Härkönen, J; Karppinen, A; Aarnio, P; Koskentalo, T.2002. The spatial and temporal variation of measured urban PM₁₀ and PM_{2.5} in the helsinki metropolitan area. *Water, Air and Soil Pollution* 2, 189 –201.

Pongkiatkul P, Oanh, N.T.K.(2007). Assessment of potential long–range transport of particulate air pollution using trajectory modeling and monitoring data. *Atmospheric Research* 85, 3–17.

Pope, C. A; Ezzati, M; Dockery, D. W.2009. Fine-Particulate Air Pollution and Life Expectancy in the United States, *N. Engl. J. Med.*, 340, 376–386,

Pöschl, U.2005. Atmospheric Aerosols: Composition, Transformation, Climate and Health Effects. *Angewandte. Chemie. Int. Ed.* 2005, 44, 7520 – 7540.

Potter, T.O; Colman, B.R. 2003. *Weather, Climate, and Water Atmospheric Chemistry, Hydrology, and Societal Impacts.* A JohnWiley y Sons, Inc., Publication.

Pouliot, G; van der Gon, D.H.A.C; Kuenen, J; Zhang, J; Moran, M.D; Makar, P.A. 2015. Analysis of the emission inventories and model-ready emission datasets of Europe and North America for phase 2 of the AQMEII Project. *Atmospheric Chemistry and Physics.* 115, 345-360.

Premananda, S.N; Gokhale, S. 2015. A method to estimate spatiotemporal air quality in an urban traffic corridor. *Science of the Total Environment.* 538, 458 –467.

Prospero, J.M; Ginoux, P; Torres, O; Nicholson, S.E; Gill, T.E. 2002. Environmental characterization of global sources of atmospheric soil dust identified with the NIMBUS 7 total ozone mapping spectrometer (TOMS) absorbing aerosol product. *Reviews of Geophysics.* 40, 2-1-2-31.

Pusede, S; Cohen, R.2012. On the observed response of ozone to NO_x and VOC reactivity reductions in San Joaquin Valley California, 1995–present. *Atmospheric Chemistry and Physics.*12, 8323–8339.

Qin, Y; Xie, S.D.2012. Spatial and temporal variation of anthropogenic black carbon emissions in China for the period 1980-2009. *Atmospheric Chemistry and Physics.* 12, 4825-4841.

Qiu, X; Duan, L; Gao, J; Wang, S; Chai, F; Hu, J; Zhang, J; Yun, Y.2016. Chemical composition and source apportionment of PM₁₀ and PM_{2.5} in different functional areas of Lanzhou, China. *Journal of Environmental Sciences.* 40, 75 – 83.

Raga, G.B; Raga, A.C.2000. On the formation of an elevated ozone peak in Mexico City. *Atmospheric Environment* 34, 4097–4102.

Ramanathan, V; Crutzen, P.J; Kiehl, J.T; Rosenfeld, D. 2001. Aerosols, climate, and the hydrological cycle. *Science* 294, 2119-2124.

Ramanathan, V; Carmichael, G.2008. Global and regional climate changes due to black carbon. *Nature Geoscience.* 1, 221-227.

Reátegui, W; Sánchez,O; Andrade, M; Moya, A. PM_{2.5} Estimation with the WRF/Chem Model, Produced by Vehicular Flow in the Lima Metropolitan Area. *Open Journal of Air Pollution.* 7, 215-243.

Reddy, M.S; Schulz, M; Takemura, T; Zhou, M. 2006. A review of measurement-based assessments of the aerosol direct radiative effect and forcing. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 6, 613- 666.

RENCA (Reglamento de Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire).2001. Decreto Supremo N°074 2001PCM.

(<http://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wpcontent/uploads/sites/22/2013/10/D.S.-N%C2%BA-074-2001-PCM.pdf>).

Rohli, R.V; Vega, A.J. 2015. *Climatology* third edition, Jones & Bartlett Learning.

Rojas N, Galvis B. 2005. Relación entre PM_{2.5} y PM₁₀ en la ciudad de Bogotá. *Revista de Ingeniería*. N.º 22. 54-60.

Saide, P.E; Carmichael, G.R; Spak, S.N; Gallardo, L; Osses, A.E; Mena, C.M.A; Pagowski, M.2011. Forecasting urban PM₁₀ and PM_{2.5} pollution episodes in very stable nocturnal conditions and complex terrain using WRF-Chem CO tracer model. *Atmospheric Environment*. 45, 2769-2780.

Salby, M.L.1996. *Fundamentals of Atmospheric Physics*. Academic Press

Sánchez, C.O.R; Ordoñez, A.C.G; Munoz, A.G; Llacza, A; Fatima, A.F; Liu, Y; Reátegui, R.W; Brasseur, G. 2018. Modeling Study of the Particulate Matter in Lima with the WRF-Chem Model: Case Study of April 2016. *International Journal of Applied Engineering Research*. Volume 13, Number 10, pp. 7913-7925

Saunders, R.O; Waugh, D.W. 2015. Variability and potential sources of summer PM_{2.5} in the Northeastern United States. *Atmospheric Environment*. 117, 259-270.

Seinfeld, J.H y Pandis, S.N. 2006. *Atmospheric Chemistry and Physics From Air Pollution to Change Climate*. Second Edition. John Wiley and Sons INC

SENAMHI(Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú).2013. Evaluación de la calidad del aire en Lima Metropolitana 2011

SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú). 2014a. Marco del Proyecto South American Emissions, Megacities and Climate (SAEMC)- Estimación de Emisiones Vehiculares en Lima Metropolitana.

SENAMHI(Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú).2014b. Evaluación de la Calidad del Aire Metropolitana 2014.

Sharratt, B.S; Edgar, R. 2011. Implications of changing PM₁₀ Air Quality Standards on Pacific Northwest communities affected by windblown dust. *Atmospheric Environment*. 45, 4626-4630.

Shen, Z.X; Cao, J.J; Liu, S.X; Zhu, C.S; Wang, X; Zhang, T; Xu, H.M; Hu, T.F.2011. Chemical composition of PM₁₀ and PM_{2.5} collected at ground level and 10 meters during a strong winter-time pollution episode in Xi'an, China. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 61, 1150-1159.

Shrivastava, R.K; Dash, S.K; Oza, R.B; Hegde, M.N. 2015. Evaluation of parameterization schemes in the Weather Research and Forecasting (WRF) model: A case study for the Kaiga nuclear power plant site. *Annals of Nuclear Energy* 75, 693–702

Shrivastava, R.K; Saxena, N; Gautam, G.2013. Air Pollution Due To Road Transportation In India: A Review On Assessment and Reduction Strategies. *Journal of Environmental Research and Development* Vol. 8 No. 1.

Sicard, P; De Marco, A; Troussier, F; Renou, C; Vas, N; Paoletti, E.2013. Decrease in surface ozone concentrations at Mediterranean remote sites and increase in the cities. *Atmospheric Environment*. 79, 705-715.

Simpson, R. 1995. Biogenic emissions in Europe 1. Estimates and uncertainties. *Journal of Geophysical Research*, 100.

Slezakova, K; Castro, D; Delerue, C; Alvim, M; Morais, S; Pereira, M.2012. Impact of vehicular traffic emissions on particulate-bound PAHs: Levels and associated health risks *Atmospheric Research*. 127, 141-147.

Slisane, D; Blumberga, D.2013. Assessment of Roadside Particulate Emission Mitigation Possibilities. *Environmental and Climate Technologies*.

Smith, K; Jerrett, M; Anderson, R; Burnett, R; Stone, V; Derwent, R; Atkinson, R; Cohen, A; Shonko, S; Krewski, D; Pope III A, Thun M, Thurston, G.2009. Public benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: health implications of short-lived greenhouse pollutants. *Lancet* 374 (9707).

Soret, A; Jimenez, G.P; Baldasano, J.M.2011. Comprehensive air quality planning for the Barcelona Metropolitan Area through traffic management. *Atmospheric Pollution Research*. 2, 255-266.

Sorooshian, S; AghaKouchak, A; Li, J. 2014. Influence of irrigation on land hydrological processes over California. *Journal of Geophysical Research: Atmosphere*. 119, 13137–13152.

Sorooshian, S; Li, J; Hsu, K; Gao, X.2011. How significant is the impact of irrigation on the local hydroclimate in California's Central Valley? Comparison of model results with ground and remote-sensing data. *Journal of Geophysics Research: Atmosphere*. 116, D06102.

Sorooshian, S; Li, J; Hsu, K; Gao, X.2012. Influence of irrigation schemes used in RCMs on ET estimation: results and comparative studies from California's Central Valley agricultural regions. *Journal of Geophysics Research: Atmosphere*. 117, D06107,

Spickett, J; Katscherian, D; Harris, P.2013. The role of Health Impact Assessment in the setting of air quality standards: An Australian perspective. *Environmental Impact Assessment Review* 43, 97–103.

Sportisse B.2010. *Fundamentals in Air Pollution From Processes to Modelling*. Springer. ISBN 978-90-481-2969-0.

Staniforth, A; Wood, N. 2008. Aspects of the dynamical core of a nonhydrostatic, deep-atmosphere, unified weather and climate-prediction model. *Journal of Computational Physics*. 227, 3445–3464

Steiner, A.L; Davis, A.J; Sillman, S; Owen, R .C; Michalak, A. M; Fiore A.M.(2010). Observed suppression of ozone formation at extremely high temperatures due to chemical and biophysical feedbacks. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*107,19685–19690.

Steyn, D.G; Builtjes, P.J.H; Timmermans, R.M.A.2012. *Air Pollution Modeling and its Application II*. Springer.

Stocker, T. 2014.*Introduction to Climate Modelling*. University of Bern.

Stockwell, W.R. 1989. The regional acid deposition model and engineering model. *State of Science/Technology, Report 4*. Washington, DC: National Acid Precipitation Assessment Program.

Street, D.G; Fu, J.S; Jang, C.J; Hao, J; He, K; Tang, X; Zhang, Y; Wang,Z; Li, Z; Zhang, Q; Wang, L; Wang, B; Yu, C.2007. Air quality during the 2008 Beijing Olympic Games .*Atmospheric Environment*. 41, 480–492.

Street, D.G, Bond, T.C; Carmichael, G.R, Fernandes, S.D; Fu, Q; He, D; Klimont, Z; Nelson, S.M; Tsai, N.Y; Wang, M.Q; Woo, J.H; Yarber, K. F.(2003a). An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000. *Journal of Geophysic Research: Atmosphere*. 108 (D21), 8809.

Street, D.G; Yarber, K.F; Woo, J.H; Carmichael, G.R.2003b. Biomass burning in Asia: annual and seasonal estimates and atmospheric emissions. *Global Biogeochemical Cycles*. 17 (4), 1099.

Tai, A.P.K; Loretta, J.M; Daniel, J.J.2010. Correlations between fine particulate matter (PM_{2.5}) and meteorological variables in the United States: Implications for the sensitivity of PM_{2.5} to climate change. *Atmospheric Environment*. 44, 3976–3984.

Takemura, T; Nozawa, T; Emori, S; Nakajima, T.Y; Nakajima, T. 2005. Simulation of climate response to aerosol direct and indirect effects with aerosol transport-radiation model. *Journal of Geophysical Research: Atmosphere*. 110, D02202.

Tanaka, T.Y; Chiba, M. 2006. A numerical study of the contributions of dust source regions to the global dust budget. *Global and Planetary Change*. 52, 88-104.

Tedesco, D; Vaselli, O; Papale, P; Carn, S.A; Voltaggio, M; Sawyer, G.M; Durieux, J; Kasereka, M; Tassi, F. 2007. January 2002 volcano-tectonic eruption of Nyiragong volcano, Democratic Republic of Congo. *Journal of Geophysical Research. Solid Earth* 112 (B9).

Tegen, I; Fung, I. 1994. Modeling of mineral dust in the atmosphere: sources, transport, and optical thickness. *Journal of Geophysical Research: Atmosphere*. 99 (D11), 22, 897-22, 914.

The COMET Program.(2002) How Mesoscale Models Work.
<http://www.meted.ucar.edu/mesoprim/models/print.htm>

The COMET Program.(2009) .Wind Systems.
(https://www.meted.ucar.edu/training_module.php?id=706)

The COMET Program.(2010 a).Fundamental models. Version 2
(https://www.meted.ucar.edu/nwp/model_fundamentals/)

The COMET Program. (2010 b). Impact of Model Structure and Dynamics Version 2.
(https://www.meted.ucar.edu/nwp/model_structure_es/)

The COMET Program .(2011). Definition of the Mesoscale.
<http://www.meted.ucar.edu/mesoprim/mesodefn/>

The COMET Program.(2012). Introduction to climate models

Thuburn, J. 2008.Some conservation issues for the dynamical cores of NWP and climate models. *Journal of Computational Physics* 227, 3715–3730

Tie, X; Madronich, S; Li, G.H; Ying, Z; Zhangb, R; Garcia, A.R; Taylor, J.L; Liu, Y.2007. Characterizations of chemical oxidants in Mexico City: A regional chemical dynamical model (WRF-Chem) study. *Atmospheric Environment*. 41, 1989–2008.

Tie, X; Madronich, S; Walters, S; Zhang, R.Y; Rasch, P; Collins, W. 2003. Effect of clouds on photolysis and oxidants in the troposphere. *Journal of Geophysical Research*. 108 (D20), 4642.

Tindale, N.W; Pease, PP.1999. Aerosols over the Arabian Sea: atmospheric transport pathways and concentrations of dust and sea salt. *Deep-Sea Res. II* 46, 1577-1595.

Ting, M; Yue, S.W; Jie, J; Fang, K.W; Mingxing, W.2008. The vertical distributions of VOCs in the atmosphere of Beijing in autumn. *Science of The Total Environment*. 390, 97 – 108.

Touchaei,

A.G; Akbari, H; Tessum, CW. 2016 . Effect of increasing urban albedo on meteorology and air quality of Montreal (Canada) – Episodic simulation of heat wave in 2005. *Atmospheric Environment*. 132, 188-206.

Tovalin, H.J; Blanco, S; Morandi, M.T.2003. Occupational and non-occupational exposures to PM_{2.5} among outdoor and indoor workers in two Mexican cities. Center for Disease Control and Prevention. The National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH).

Tsai, Y.I; Chen, C.L.2006. Atmospheric aerosol composition and source apportionments to aerosol in southern Taiwan. *Atmospheric Environment* 40,4751– 4763.

Tuccella, P; Curci, G; Visconti, G; Bessagnet, B; Menut, L; Park, R.J. 2012. Modeling of gas and aerosol with WRF/Chem over Europe: Evaluation and sensitivity study. *Journal of Geophysical Research*. VOL. 117.

Tuccella, P; Curci, G; Grell, G.A; Visconti, G; Crumeyrolle, S; Schwarzenboeck, A; Mensah, A.A. 2015. A new chemistry option in WRF-Chem v. 3.4 for the simulation of direct and indirect aerosol effects using VBS: evaluation against IMPACT-EUCAARI data. *Geoscientific Model Development*. 8, 2749–2776.

Twonmey, S. 1974. Pollution and the planetary albedo. *Atmospheric Environment*. 8, 1251-1256.

UNICEF (United Nations International Children's Emergency Fund).2016. Clear the air for children-The impact of air pollution on children

Vara, V.A; Andrade, M.F; Kumar, P; Ynoue, R.Y; Muñoz, A.G.2016. Impact of vehicular emissions on the formation of fine particles in the Sao Paulo Metropolitan Area: a numerical study with the WRF-Chem model. *Atmospheric Chemistry Physics*.16, 777–797.

Vardoulaki, S; Fisher, B.E.A; Pericleous, K; Flesca, N.G. 2003. Modelling Air Quality in Street Canyons: a review. *Atmospheric Environment*. 37, 155–182

Verzijlbergh, R.A; Heijnen, P.W; de Roode, S.R; Los, A; Jonker, H.J.J. 2015. Improved model output statistics of numerical weather prediction based irradiance forecasts for solar power applications. *Solar Energy* 118, 634–645.

Vislocky, R.L; Fritsch, M. 1995. Improved Model Output Statistics Forecasts Through Model Consensus. Department of Meteorology. The Pennsylvania State University, University Park Pennsylvania.

Wallace, J.M; Hobbs, P.V. 2006 . *Atmospheric Science An Introductory Survey*, Second Edition.

Walungama, K; Sylvanus, O; Kgabi, N; Maposa N. Particulate Matter Concentrations in the Vicinity of an Incinerator. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 4, 88-100.

Wang, J.L; Wan, C.H; Lai, C.H; Chang, C.C; Liuc, Y; Zhang, Y; Liu, S; Shao, M. 2008 . Characterization of ozone precursors in the Pearl River Delta by time series observation of non-methane hydrocarbons. *Atmospheric Environment* 42, 6233–6246.

Wang, J; Ogawa, S. 2015b. Effects of Meteorological Conditions on PM_{2.5} Concentrations in Nagasaki, Japan. *International Journal of Environment Research. Public Health*. 12.

Wang, K; Zhang, Y; Yahya, K; Wu, S.Y; Grell, A.G. 2015a. Implementation and initial application of new chemistry-aerosol options in WRF/Chem for simulating secondary organic aerosols and aerosol indirect effects for regional air quality. *Atmospheric Environment* XXX, 1-17.

Wang, L; Zhang, Y; Wang, K; Zheng, B; Zhang, Q; Wei, W. 2014. Application of Weather Research and Forecasting Model with Chemistry (WRF/Chem) over northern China: Sensitivity study, comparative evaluation, and policy implications. *Atmospheric Environment* XXX 1-14.

Wang, L.K; Pereira, N.C; Hung, Y.T. 2004. Volume 1 Handbook of Environmental Engineering - Air Pollution Control Engineering. Humana Press Inc.

Wang, M; Ghan, S; Ovchinnikov, M; Liu, X; Easter, R; Kassianov, E; Qian, Y; Morrison, H. (2011). Aerosol indirect effects in a multi-scale aerosol-climate model PNNL- MMF. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 11, 5431-5455.

Wang, T; Kwok, J.Y.H. 2003. Measurement and analysis of a multi-day photochemical smog episode in the Pearl River Delta of China. *Journal of Applied Meteorology* 42, 404–416.

Wang, T; Lam, K.S; Lee, A.S.Y.1998. Meteorological and Chemical Characteristics of the Photochemical Ozone Episodes Observed at Cape D'Aguilar in Hong Kong. *Journal of Applied Meteorology*. Vol 38, 1167-1178.

Wang, T.J; Lam, K.S; Xie, M; Wang, X.M; Carmichael, G; Li, Y.S. 2006. Integrated studies of a photochemical smog episode in Hong Kong and regional transport in the Pearl River Delta of China. *Tellus* 58B, 31–40.

Wang, Y; Jia, C; Tao, J; Zhang, L; Liang, X; Ma, J; Gao, H; Huang, T; Zhang, K .2016. Chemical characterization and source apportionment of PM_{2.5} in a semi-arid and petrochemical-industrialized city, Northwest China. *Science of the Total Environment*.573,1031-1040.

Wellens, A; Moussiopoulos, N; Sahn, P.1994. Comparisons of a diagnostic model and MEMO prognostic model to calculate wind fields in Mexico City. In: *Second International Conference on Air Pollution, Computational Mechanics Publ.,Barcelona, Spain*, 27–28.

Werner, M; Kryza, M; Ojrzyńska, H; Ambelas, S.C; Wałaszek, K; Dore, A.J. 2015. Application of WRF-Chem to forecasting PM₁₀ concentration over Poland. *International Journal of Environment and Pollution*. Vol. 58, No. 4.

West, J.J; Zavala, M.A; Molina, L.T; Molina, M.J; Martini, F.S; McRae, G.J; Iglesias, G.S; Colina, J.L.2004. Modeling ozone photochemistry and evaluation of hydrocarbon emissions in the Mexico City metropolitan area. *Journal of Geophysical Research*. 109, D19312.

Williams, M.D; Brown, M.J; Cruz, X, Sosa, G; Streit, G.1995. Development and testing of meteorology and air dispersion models for Mexico City. *Atmospheric Environment*. 29, 2929–2960.

WHO (World Health Organization).2002. The world health report. (<http://www.who.int/whr/2002/chapter4/en/index7.html>)

WHO (World Health Organization).2003. Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. World Health Organization, Copenhagen, pp. 1–94.

WHO (World Health Organization). 2004. Outdoor air pollution.

WHO (World Health Organization).2005. Air Quality Guidelines for Particulate Matter, Ozone, Nitrogen Dioxide, and Sulphur Dioxide: Global Update 2005, Summary of Risk Assessment. WHO Press, 20 Avenue Appala, 1211 Geneva 27, Switzerland.

WHO (World Health Organization). 2006. Health Risks of Particulate Matter from Long-Range Transboundary Air Pollution, European Centre for Environment and Health, Copenhagen, 113 pages.

WHO (World Health Organization). 2014. Ambient (outdoor) air quality and health (<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>)

WHO (World Health Organization). 2016. Ambient (outdoor) air quality and health

Wilks, D.S. 2006. Statistical Methods in the Atmospheric Sciences Second Edition. Academic Press.

WRF (The Weather Research and Forecasting (WRF) Model) (<http://www.wrf-model.org/index.php>)

Wright, J. 2005. Environmental Chemistry. Published in the Taylor & Francis e-Library.

Wu, L; Su, H; Kalashnikova, O; Jiang, J; Zhao, C; Garay, M; Campbell, J; Yu, N. 2017. WRF-Chem simulation of aerosol seasonal variability in the San Joaquin Valley. Atmospheric Chemistry Physics. 17, 7291–7309.

Wuebbles, D.J; Lei, H; Lin, J.T. 2007. Intercontinental transport of aerosols And photochemical oxidants from Asia and its consequences. Environmental Pollution. 150, 65–84.

Xie, M; Wang, T.J; Gao, L.J; Lam, K.S. 2004. Study on the characteristics of a photochemical pollution episode in Hong Kong. Journal of Tropical Meteorology. 20 (4), 433–442 (in Chinese).

Xu, J; Chang, L; Qu, Y; Yan, F; Wang, F; Fu, Q. 2016b. The meteorological modulation on PM_{2.5} interannual oscillation during 2013 to 2015 in Shanghai, China. Science of the Total Environment, 572, 1138- 1149.

Xu, Y.L; Yang, Z; Qiang, Z; He, K.B. 2016a. Application of online-coupled WRF/Chem-MADRID in East Asia: Model evaluation and climatic effects of anthropogenic aerosols. Atmospheric Environment. 124, 321-336.

Yahya, K; Wang, K; Zhang, Y; Kleindienst, T.E. 2015a. Application of WRF/Chem version 3.4.1 over North America under the AQMEII Phase 2: evaluation of 2010 application and responses of air quality and meteorology-chemistry interactions to changes in emissions and meteorology from 2006 to 2010. Geoscientific Model Development. Discuss. 8, 1639-1686.

Yahya, K; Wang, K; Gudoshava, M; Glotfelty, T; Zhang, Y.2015b. Application of WRF/Chem over North America under the AQMEII. Phase 2: Part I. Comprehensive evaluation of 2006 simulation. *Atmospheric Environment* 115, 733-755.

Yang, L; Ye, W; Jerry, M.D; Hao, J.M.2011. Estimating the effects of meteorology on PM_{2.5} reduction during the 2008 summer Olympic games in Beijing, China. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*. 5, 331–341.

Yin, Q; Wang, J; Hu, M; Wong, H.2016. Estimation of daily PM_{2.5} concentration and its relationship with meteorological conditions in Beijing. *Journal of Environmental Sciences*. 48, 161 – 168.

Yin, X; Huang, Z; Zheng, J; Yuan, Z; Zhu, W; Huang, X; Chen, D. 2017. Source contributions to PM_{2.5} in Guangdong province, China by numerical modeling: Results and implications. *Atmospheric Research* 186, 63–71.

Yu, F; Luo, G; Liu, X; Easter, R.C; Ma, X; Ma, X; Ghan, S.J. 2012. Indirect radiative forcing by ion-mediated nucleation of aerosol. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 12, 11451-11463.

Yu, H; Kaufman, Y.J; Chin, M; Feingold, G; Remer, L.A; Anderson, T.L; Balkanski, Y; Bellouin N, Boucher O, Christopher S, DeCola P, Kahn R, Koch D, Loeb N, Reddy M S, Schulz M, Takemura T, Zhou M . (2006). A review of measurement-based assessments of the aerosol direct radiative effect and forcing. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 6, 613–666.

Yu, S; Mathur, R; Pleim, J; Wong, D; Gilliam, R; Alapaty, K; Zhao, C; Liu, X.2014. Aerosol indirect effect on the grid-scale clouds in the two-way coupled WRF CMAQ: model description, development, evaluation and regional analysis. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 14, 11247–11285.

Yu, S; Saxena, V.K; Zhao, Z. 2001a. A comparison of signals of regional aerosol induced forcing in eastern China and the southeastern United States. *Geophys Research Letter*. 28, 713-716.

Yu, S; Zender, C.S; Saxena, V.K. 2001b. Direct radiative forcing and atmospheric absorption by boundary layer aerosols in the southeastern US: model estimates on the basis of new observations. *Atmospheric Environment*. 35, 3967-3977.

Zannetti, P. 1990. *Air Pollution Modelling*, Van Nostrand Reinhold, New York, 444 pages.

Zhang, Q; Streets, D.G; Carmichael, G.R; He, K.B; Huo, H; Kannari, A; Klimont, Z; Park, I.S; Reddy, S; Fu, J.S; Chen, D; Duan, L; Lei, Y; Wang, T; Yao, Z. L. 2009. Asian emissions

in 2006 for the NASA INTEX-B mission. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 9, 5131-5153.

Zhang, Q; Shen, Z; Cao, J; Zhang, R; Zhang, L; Huang, R.J; Zheng, C; Wang, L; Liu, S; Xu, H; Zheng, C; Liu, P. 2015c. Variations in PM_{2.5}, TSP, BC, and trace gases (NO₂, SO₂, and O₃) between haze and non-haze episodes in winter over Xi'an, China. *Atmospheric Environment*. 112, 64-71.

Zhang, R.; Wang, H; Qian, Y; Rasch, P.J; Easter, R.C; Ma, P.L; Singh, B; Huang, J; Fu Q. 2015b. Quantifying sources, transport, deposition, and radiative forcing of black carbon over the Himalayas and Tibetan Plateau. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 15, 6205-6223.

Zhang, Y. 2008. Online coupled meteorology and chemistry models: history, current status, and outlook. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 8, 2895-2932. (<http://dx.doi.org/10.5194/acp-8-2895-2008>).

Zhang, Y; Chen, Y; Sarwar, G; Schere, K. 2012a. Impact of gas-phase mechanisms on weather research forecasting model with chemistry (WRF/Chem) predictions: mechanism implementation and comparative evaluation. *Journal of Geophysical Research*. 117, D01301.

Zhang, Y; Karamchandani, P; Glotfelty, T; Streets, D.G; Grell, A.G; Nenes, A; Yu, F; Bennartz, R. 2012b. Development and initial application of the global-through-urban weather research and forecasting model with chemistry. *Journal of Geophysical Research*. 117, D20206.

Zhang, Y; Liu, Y; Kucera, P.A; Alharbi, B.H; Pan, L; Ghulam, A. 2015a. Dust modeling over Saudi Arabia using WRF-Chem: March 2009 severe dust case. *Atmospheric Environment*. 119, 118-130.

Zhang, Y; Wen, X.Y; Jang, C.J. 2010a. Simulating chemistry-aerosol-cloudradiation-climate feedbacks over the continental U.S. using the online coupled Weather Research Forecasting Model with chemistry (WRF/Chem). *Atmos. Environ*. 44, 3568 - 3582.

Zhao, C; Leung, L.R; Easter, R; Hand, J; Avise, J.2013. Characterization of speciated aerosol direct radiative forcing over California. *Journal of Geophysical Research*. 118.

Zhao, S.Y; Tie, X; Cao, J.J; Li, N; Li, G.H; Zhang, Q; Zhu, C.S; Long, X; Li, J.D; Feng, T; Su, X.L. 2015 a . Seasonal variation and four-year trend of black carbon in the Mid-west China: the analysis of the ambient measurement and WRFChem modeling. *Atmospheric Environment*. 123 (B), 430-439.

Zhao, S.Y; Tie, X; Cao, JJ; Zhang, Q.2015b. Impacts of mountains on black carbon aerosol under different synoptic meteorology conditions in the Guanzhon region, China. Atmospheric Research. 164-165, 286-296.

Zheng, J; He, M; Shen, X; Yin, S; Yuan, Z. 2012. High resolution of black carbon and organic carbon emissions in the Pearl River Delta region, China. Sci. Total Environmental. 438, 189-200.

Zhong, M; Saikawa, E; Liu, Y; Naik, V; Horowitz, L.W; Takigawa, M; Zhao, Y; Lin, NH; Stone, E.A.2016. Air quality modeling with WRF-Chem v3.5 in East Asia: sensitivity to emissions and evaluation of simulated air quality. Geoscientific. Model Development. 9, 1201–1218.

Zhong, S; Fast, J.D; Doran, J.C.1997. Boundary layer processes within the Mexico City basin and their impact on spatial ozone patterns, I, Meteorological analyses and simulations. In: Twelfth Symposium on Boundary Layers and Turbulence, Am. Meteorol. Soc., Vancouver, BC, Canada, July 28–Aug. 1.

VIII. ANEXOS

ANEXO 1.

Porcentaje de datos observados de PM₁₀ y PM_{2.5} en cada estación estación en febrero y julio de 2016.

Estación	Febrero 29 días		Julio 31 días	
	PM ₁₀	PM _{2.5}	PM ₁₀	PM _{2.5}
CDM	100	ND	100	100
ATE	90.8	90.8	ND	ND
SBJ	100	100	75.5	81.6
STA	100	100	75	51.3
CRB	78.6	87.5	82.7	84.2
HCH	100	81.9	79.7	ND
PPD	78	78	98	98
SMP	93.4	86.2	100	100
VMT	85.3	58.6	100	100
SJL	100	100	82.4	100
ND:no hay datos medidos o son insuficientes				
Porcentaje mínimo considerado: $\geq 75\%$				
Febrero (29 días): 696 (100%)				
Julio (31 días): 744 (100%)				

ANEXO 2.

Información relacionada con el Flujo Vehicular Normalizado - Informe Final Estudio de Línea Base Ambiental COSAC I (Deuman y Walsh, 2005).

Flujo Vehicular Normalizado												
Rango Horario	Sector 1: CDM				Sector 2: SBJ				Sector 6: STA, ATE			
	Lu-Ju	Vi	Sa	Do	Lu-Ju	Vi	Sa	Do	Lu-Ju	Vi	Sa	Do
0	0.160	0.160	0.176	0.176	0.244	0.244	0.268	0.268	0.191	0.191	0.210	0.210
1	0.108	0.108	0.118	0.118	0.170	0.170	0.187	0.187	0.120	0.120	0.132	0.132
2	0.072	0.072	0.080	0.080	0.129	0.129	0.142	0.142	0.082	0.082	0.090	0.090
3	0.056	0.056	0.062	0.062	0.098	0.098	0.108	0.108	0.081	0.081	0.089	0.089
4	0.056	0.056	0.045	0.045	0.099	0.099	0.079	0.079	0.118	0.118	0.095	0.095
5	0.084	0.084	0.042	0.042	0.143	0.143	0.071	0.071	0.163	0.163	0.082	0.082
6	0.313	0.313	0.042	0.040	0.318	0.318	0.018	0.012	0.409	0.409	0.048	0.043
7	0.837	0.837	0.077	0.044	0.830	0.830	0.036	0.018	0.898	0.898	0.106	0.064
8	1.000	1.000	0.081	0.046	1.000	1.000	0.042	0.023	1.000	1.000	0.136	0.075
9	0.736	0.736	0.100	0.052	0.932	0.932	0.042	0.026	0.929	0.929	0.162	0.098
10	0.772	0.772	0.105	0.066	0.822	0.822	0.042	0.026	0.813	0.813	0.170	0.119
11	0.854	0.854	0.114	0.081	0.727	0.727	0.040	0.030	0.775	0.775	0.168	0.138
12	0.865	0.865	0.112	0.087	0.664	0.664	0.042	0.032	0.769	0.769	0.166	0.146
13	0.820	0.820	0.112	0.068	0.741	0.741	0.040	0.031	0.801	0.801	0.172	0.153
14	0.845	0.845	0.106	0.066	0.725	0.725	0.043	0.032	0.796	0.796	0.163	0.161
15	0.864	0.864	0.106	0.067	0.712	0.712	0.040	0.031	0.877	0.877	0.132	0.113
16	1.035	1.035	0.112	0.083	0.834	0.834	0.042	0.033	0.980	0.980	0.126	0.100
17	1.187	1.187	0.125	0.073	0.997	0.997	0.039	0.033	1.031	1.031	0.139	0.113
18	0.930	0.930	0.120	0.068	1.031	1.031	0.044	0.039	0.968	0.968	0.134	0.099
19	0.656	0.656	0.115	0.066	1.060	1.060	0.038	0.035	0.904	0.904	0.133	0.104
20	0.635	0.635	0.103	0.058	0.930	0.930	0.042	0.032	0.743	0.743	0.131	0.099
21	0.489	0.489	0.085	0.051	0.773	0.773	0.043	0.027	0.571	0.571	0.120	0.084
22	0.346	0.346	0.067	0.041	0.588	0.588	0.038	0.025	0.477	0.477	0.104	0.076
23	0.243	0.243	0.097	0.097	0.407	0.407	0.163	0.163	0.328	0.328	0.131	0.131

ANEXO 3.

Parámetros estadísticos de datos PM₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación CDM, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM ₁₀ Observado µg/m ³							PM ₁₀ Modelo µg/m ³						
Estación CDM														
0	38.55	74.38	24.79	12.54	26.01	51.09	25.08	14.36	25.75	6.66	5.80	8.56	20.15	11.59
1	33.50	67.65	20.11	11.99	21.51	45.49	23.99	14.74	25.32	7.10	5.16	9.58	19.91	10.33
2	27.95	48.63	18.08	7.60	20.34	35.55	15.21	14.85	23.60	8.67	4.08	10.78	18.93	8.15
3	26.44	55.33	17.19	9.07	17.37	35.51	18.14	15.02	23.88	9.23	3.91	11.12	18.93	7.82
4	26.49	50.53	17.65	7.47	19.02	33.96	14.93	15.20	31.03	8.51	5.19	10.02	20.39	10.37
5	28.11	53.91	14.82	8.77	19.35	36.88	17.53	15.80	35.31	8.38	6.75	9.05	22.56	13.51
6	28.14	54.38	8.34	7.57	20.56	35.71	15.15	16.47	34.69	7.61	7.48	8.99	23.95	14.96
7	35.66	72.42	21.99	12.19	23.47	47.85	24.38	15.07	35.69	7.90	6.35	8.72	21.42	12.70
8	44.60	81.40	28.61	12.71	31.89	57.31	25.43	11.91	17.28	4.83	3.11	8.80	15.02	6.22
9	47.41	74.37	26.30	13.71	33.70	61.12	27.43	11.72	20.11	4.93	3.49	8.23	15.21	6.98
10	47.91	79.91	31.88	10.93	36.97	58.84	21.87	12.57	19.51	6.79	3.06	9.50	15.63	6.13
11	41.42	80.88	17.09	14.00	27.42	55.43	28.01	13.09	17.67	7.77	2.65	10.44	15.74	5.30
12	37.98	88.47	17.78	13.05	24.93	51.03	26.11	13.35	17.17	8.40	2.41	10.94	15.75	4.81
13	34.38	100.59	16.40	15.51	18.86	49.89	31.03	13.09	17.36	8.21	2.52	10.57	15.62	5.05
14	36.20	76.77	17.18	12.47	23.74	48.67	24.93	12.59	17.97	7.69	2.80	9.79	15.40	5.61
15	36.68	68.66	16.45	12.06	24.61	48.74	24.13	11.60	18.25	6.57	3.14	8.46	14.74	6.29
16	37.01	64.33	19.05	11.92	25.09	48.93	23.85	10.10	15.74	5.09	3.20	6.90	13.29	6.39
17	40.84	78.10	24.40	12.27	28.58	53.11	24.53	9.09	15.81	3.71	3.74	5.35	12.83	7.48
18	43.93	82.56	24.06	13.61	30.32	57.55	27.23	8.40	17.05	3.14	4.11	4.29	12.51	8.23
19	45.83	73.86	30.01	12.72	33.11	58.55	25.45	6.76	14.91	2.27	3.58	3.17	10.34	7.17
20	46.30	92.63	29.82	15.20	31.09	61.50	30.41	6.93	17.78	2.13	4.29	2.64	11.22	8.58
21	46.18	81.73	29.65	11.33	34.85	57.51	22.66	11.04	34.11	2.45	8.05	2.99	19.09	16.10
22	43.77	75.12	23.43	12.44	31.33	56.21	24.87	12.44	24.03	3.37	6.44	6.00	18.88	12.88
23	42.00	71.35	21.45	12.10	29.90	54.10	24.20	13.37	25.94	5.19	6.24	7.13	19.61	12.48

ANEXO 4.

Parámetros estadísticos de datos PM_{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación CDM, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM _{2.5} Observado µg/m ³							PM _{2.5} Modelo µg/m ³						
Estación CDM														
0								6.44	16.56	2.77	2.68	3.76	9.12	5.35
1								7.39	22.53	3.16	3.78	3.61	11.16	7.55
2								8.33	20.67	3.70	4.50	3.83	12.83	9.01
3								9.31	22.17	4.04	5.59	3.72	14.90	11.18
4								10.29	29.52	3.83	7.15	3.14	17.44	14.30
5								11.65	34.46	3.91	8.76	2.89	20.41	17.52
6								12.85	34.30	3.77	9.44	3.41	22.29	18.88
7								11.19	35.12	3.74	7.95	3.24	19.14	15.90
8								6.24	11.92	3.02	2.57	3.67	8.81	5.14
9								4.60	7.39	2.37	1.46	3.14	6.06	2.92
10								3.64	6.03	2.19	0.97	2.67	4.61	1.93
11								3.23	5.50	1.97	0.76	2.48	3.99	1.51
12								3.06	4.71	2.01	0.63	2.43	3.68	1.25
13								2.86	4.12	1.86	0.51	2.35	3.37	1.02
14								2.67	3.66	1.87	0.43	2.24	3.10	0.86
15								2.44	3.54	1.77	0.41	2.03	2.85	0.82
16								2.18	3.07	1.48	0.39	1.79	2.56	0.77
17								2.02	3.53	1.36	0.54	1.47	2.56	1.08
18								2.00	3.55	1.11	0.65	1.35	2.65	1.30
19								2.09	3.54	1.16	0.78	1.31	2.86	1.55
20								2.44	5.11	1.25	1.10	1.34	3.54	2.21
21								3.80	8.53	1.49	1.91	1.89	5.71	3.82
22								4.70	8.74	1.93	1.97	2.73	6.67	3.94
23								5.48	9.85	2.46	2.23	3.25	7.71	4.45

ANEXO 5.

Parámetros estadísticos de datos PM₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación ATE, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM ₁₀ Observado µg/m ³							PM ₁₀ Modelo µg/m ³						
Estación ATE														
0	92.88	155.98	11.45	27.76	65.12	120.64	55.52	52.12	82.42	27.56	18.60	33.52	70.72	37.20
1	85.73	146.81	24.66	28.12	57.60	113.85	56.25	48.73	77.16	25.41	17.00	31.73	65.73	34.00
2	81.23	129.52	25.42	27.84	53.39	109.07	55.68	46.67	71.77	23.53	15.08	31.59	61.76	30.17
3	70.77	123.90	36.84	18.88	51.90	89.65	37.76	44.25	70.95	23.86	15.55	28.69	59.80	31.11
4	66.36	128.79	28.83	20.77	45.59	87.13	41.54	40.63	66.88	21.28	14.12	26.51	54.75	28.23
5	75.28	124.87	33.08	25.49	49.79	100.77	50.97	38.22	60.11	20.26	12.21	26.01	50.42	24.41
6	90.96	154.88	49.53	31.52	59.45	122.48	63.03	39.59	56.61	23.12	9.48	30.10	49.07	18.96
7	112.80	233.86	53.12	42.05	70.75	154.85	84.10	58.74	83.85	40.47	11.64	47.11	70.38	23.27
8	143.03	271.50	69.02	58.58	84.45	201.61	117.16	42.62	74.76	26.07	11.50	31.11	54.12	23.01
9	130.77	219.14	57.22	47.71	83.06	178.49	95.43	25.36	37.58	11.13	7.11	18.25	32.47	14.22
10	114.78	258.75	60.02	40.74	74.04	155.52	81.48	15.83	23.52	7.04	4.36	11.47	20.20	8.73
11	110.03	161.63	70.21	27.33	82.70	137.36	54.66	14.45	23.77	4.55	3.98	10.47	18.44	7.96
12	99.56	139.50	42.85	22.65	76.91	122.21	45.30	14.10	20.86	5.11	4.02	10.08	18.13	8.05
13	98.94	146.94	57.59	25.47	73.47	124.40	50.93	14.43	19.82	5.99	4.16	10.27	18.60	8.33
14	89.53	175.88	44.80	30.15	59.38	119.67	60.29	14.60	20.49	6.19	4.17	10.44	18.77	8.33
15	86.13	132.11	37.91	27.02	59.10	113.15	54.04	13.98	19.70	5.75	4.02	9.97	18.00	8.04
16	92.45	153.17	35.63	30.31	62.15	122.76	60.61	13.39	19.29	5.77	3.55	9.84	16.94	7.09
17	92.75	178.48	38.42	30.36	62.39	123.11	60.72	13.52	20.37	6.20	3.31	10.21	16.83	6.62
18	98.24	152.20	25.70	31.12	67.12	129.36	62.24	16.16	24.43	6.37	4.18	11.98	20.35	8.37
19	103.78	180.29	31.66	32.05	71.73	135.83	64.09	25.77	40.93	9.95	7.46	18.31	33.23	14.92
20	109.40	225.29	39.05	40.95	68.45	150.36	81.91	43.32	71.63	29.21	14.01	29.31	57.33	28.02
21	111.07	186.45	23.67	40.46	70.61	151.54	80.92	46.33	87.08	23.40	21.94	24.39	68.27	43.88
22	110.32	164.21	36.36	32.04	78.28	142.36	64.08	54.19	96.62	28.24	25.24	28.95	79.43	50.48
23	105.15	145.97	11.49	30.17	74.98	135.32	60.34	51.64	92.55	26.28	21.52	30.12	73.16	43.04

ANEXO 6.

Parámetros estadísticos de datos PM_{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación ATE, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM _{2.5} Observado $\mu\text{g}/\text{m}^3$							PM _{2.5} Modelo $\mu\text{g}/\text{m}^3$						
Estación ATE														
0	19.97	37.28	2.10	9.69	10.28	29.65	19.37	45.86	80.99	17.32	21.88	23.98	67.74	43.76
1	20.91	42.08	2.57	10.14	10.77	31.05	20.28	42.73	75.98	18.23	20.20	22.53	62.93	40.40
2	25.93	47.32	11.50	9.46	16.47	35.39	18.92	41.06	70.20	17.23	17.96	23.10	59.02	35.92
3	24.51	45.94	11.96	8.95	15.56	33.46	17.90	40.60	70.05	15.48	17.40	23.20	58.01	34.81
4	22.89	46.35	5.36	8.80	14.09	31.69	17.61	37.51	65.62	13.91	15.60	21.91	53.10	31.19
5	23.97	48.87	11.15	9.68	14.29	33.65	19.36	35.31	58.65	13.42	13.43	21.88	48.75	26.87
6	27.96	48.41	14.04	8.90	19.06	36.86	17.81	35.25	53.92	15.78	10.83	24.42	46.08	21.66
7	29.61	44.45	19.58	6.32	23.29	35.94	12.65	54.49	81.15	33.62	12.28	42.21	66.77	24.56
8	37.56	86.84	17.14	17.87	19.69	55.44	35.75	37.48	71.35	18.00	11.99	25.49	49.47	23.98
9	37.85	80.38	13.71	15.97	21.88	53.82	31.95	19.79	32.35	7.70	6.28	13.51	26.07	12.56
10	34.26	69.04	9.86	12.18	22.08	46.44	24.36	10.03	14.82	5.04	2.66	7.37	12.68	5.31
11	31.61	60.24	11.34	11.37	20.24	42.98	22.74	7.39	10.53	2.42	1.76	5.63	9.15	3.52
12	26.55	44.02	10.42	7.83	18.72	34.37	15.66	6.01	8.35	2.47	1.36	4.65	7.38	2.72
13	23.24	45.06	10.79	7.01	16.23	30.25	14.02	5.80	8.42	3.22	1.29	4.51	7.09	2.59
14	20.70	35.06	13.23	6.20	14.50	26.90	12.39	5.90	8.60	3.26	1.26	4.65	7.16	2.52
15	19.39	31.81	10.56	6.07	13.32	25.46	12.14	5.55	7.47	2.98	1.05	4.50	6.60	2.10
16	18.67	41.66	5.23	8.24	10.43	26.91	16.47	5.86	9.54	3.14	1.23	4.63	7.09	2.46
17	18.09	30.81	5.84	6.30	11.79	24.40	12.60	7.04	10.92	4.16	1.50	5.54	8.54	2.99
18	17.30	27.53	5.35	5.67	11.64	22.97	11.33	10.29	19.03	4.95	2.74	7.55	13.03	5.48
19	18.13	42.73	5.56	7.62	10.52	25.75	15.23	20.14	39.51	8.60	6.17	13.97	26.30	12.34
20	18.34	41.82	3.43	8.11	10.22	26.45	16.23	35.94	70.49	19.97	15.31	20.63	51.24	30.62
21	19.23	42.14	2.41	9.77	9.45	29.00	19.54	37.69	85.73	15.35	25.43	12.27	63.12	50.85
22	20.56	37.67	10.07	8.28	12.28	28.84	16.56	46.53	94.01	18.22	28.12	18.41	74.65	56.24
23	21.81	43.59	6.83	7.96	13.86	29.77	15.91	44.90	89.99	16.15	23.19	21.71	68.09	46.38

ANEXO 7.

Parámetros estadísticos de datos PM₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación SBJ, Febrero 2016.

Hora	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM ₁₀ Observado µg/m ³							PM ₁₀ Modelo µg/m ³						
Estación SBJ														
0	40.98	72.67	14.70	13.26	27.72	54.24	26.52	6.71	15.02	2.34	3.17	3.54	9.88	6.34
1	41.34	102.32	13.14	17.80	23.54	59.13	35.59	7.49	17.04	2.28	4.18	3.31	11.67	8.36
2	36.33	80.98	11.03	17.26	19.07	53.59	34.52	10.65	20.61	2.76	5.25	5.40	15.90	10.50
3	38.12	81.78	17.15	17.22	20.90	55.34	34.45	11.69	20.53	3.87	4.72	6.97	16.40	9.43
4	31.94	80.35	11.48	14.69	17.26	46.63	29.38	12.63	23.18	5.10	5.44	7.18	18.07	10.89
5	32.19	76.73	9.52	16.61	15.59	48.80	33.21	13.31	23.33	6.13	5.37	7.94	18.67	10.73
6	36.07	67.82	15.77	13.90	22.17	49.97	27.80	13.74	24.44	6.99	4.96	8.79	18.70	9.91
7	42.20	83.00	10.55	16.25	25.95	58.45	32.50	14.27	36.86	7.79	5.54	8.73	19.81	11.09
8	57.16	114.67	31.95	21.69	35.47	78.85	43.39	15.13	36.06	7.66	5.92	9.21	21.05	11.84
9	62.75	113.38	28.60	23.05	39.70	85.81	46.11	15.43	31.87	7.47	6.96	8.47	22.40	13.93
10	63.78	121.34	35.79	19.88	43.90	83.66	39.76	15.82	36.37	8.03	8.27	7.56	24.09	16.53
11	50.96	108.89	13.06	19.84	31.12	70.80	39.68	16.08	37.61	7.66	8.55	7.54	24.63	17.09
12	47.98	141.71	26.29	20.76	27.21	68.74	41.53	14.47	29.50	7.29	6.10	8.37	20.57	12.20
13	46.31	117.52	20.98	21.14	25.17	67.45	42.28	10.30	16.75	5.53	2.64	7.66	12.93	5.28
14	40.85	71.12	13.14	13.55	27.29	54.40	27.11	8.61	13.79	4.79	2.22	6.39	10.84	4.45
15	47.47	88.76	17.32	16.97	30.50	64.44	33.94	7.60	12.07	4.27	1.92	5.68	9.52	3.84
16	50.95	114.82	22.41	23.65	27.30	74.60	47.30	6.68	10.50	3.09	1.83	4.85	8.51	3.66
17	54.11	88.55	34.65	16.64	37.47	70.75	33.29	5.84	8.43	2.41	1.62	4.22	7.46	3.23
18	58.39	96.82	24.47	18.14	40.25	76.52	36.28	5.35	8.43	2.48	1.45	3.90	6.80	2.90
19	57.26	91.10	19.26	17.24	40.02	74.50	34.48	5.01	9.62	2.53	1.47	3.54	6.47	2.93
20	62.87	128.32	32.10	23.25	39.62	86.13	46.51	4.79	10.60	2.68	1.59	3.20	6.38	3.18
21	57.90	86.13	5.78	16.15	41.75	74.04	32.29	4.89	9.84	2.86	1.85	3.05	6.74	3.70
22	60.17	119.19	25.18	21.80	38.37	81.97	43.60	5.42	10.92	2.07	2.41	3.01	7.82	4.81
23	52.58	92.30	28.94	16.44	36.13	69.02	32.89	6.21	12.00	2.01	2.87	3.34	9.08	5.75

ANEXO 8.

Parámetros estadísticos de datos PM_{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación SBJ, Febrero 2016.

Hora	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM _{2.5} Observado $\mu\text{g}/\text{m}^3$							PM _{12.5} Modelo $\mu\text{g}/\text{m}^3$						
Estación SBJ														
0	13.95	28.04	3.31	5.75	8.19	19.70	11.51	2.13	3.46	1.08	0.65	1.48	2.78	1.29
1	13.80	26.27	2.28	6.09	7.70	19.89	12.19	2.81	5.20	1.17	1.16	1.66	3.97	2.32
2	13.34	39.08	3.21	8.77	4.57	22.11	17.54	4.02	6.36	2.28	1.21	2.81	5.23	2.42
3	10.73	32.18	2.22	6.81	3.92	17.53	13.61	4.94	8.12	2.46	1.68	3.26	6.62	3.36
4	8.73	23.78	3.11	4.32	4.41	13.06	8.65	5.75	9.15	2.86	2.06	3.69	7.80	4.12
5	9.25	14.82	2.08	3.73	5.52	12.99	7.47	6.31	9.37	3.16	2.02	4.29	8.33	4.04
6	10.10	19.06	4.03	3.84	6.26	13.94	7.68	6.53	9.18	3.67	1.69	4.84	8.23	3.39
7	11.54	23.28	4.99	4.21	7.33	15.75	8.42	6.58	9.82	3.81	1.54	5.04	8.12	3.09
8	14.70	21.97	6.11	3.95	10.76	18.65	7.90	6.69	11.92	3.63	1.95	4.75	8.64	3.90
9	19.57	40.24	7.09	7.56	12.01	27.13	15.12	6.67	12.20	3.58	2.15	4.52	8.82	4.31
10	20.05	39.93	5.09	7.26	12.79	27.31	14.52	7.00	13.01	3.87	2.65	4.35	9.65	5.31
11	18.38	30.07	8.64	5.63	12.76	24.01	11.25	7.82	15.54	3.87	3.61	4.21	11.42	7.21
12	17.74	34.64	5.54	6.65	11.10	24.39	13.29	7.94	16.07	3.66	3.97	3.97	11.91	7.94
13	18.63	39.67	9.20	6.95	11.68	25.58	13.90	5.29	10.57	2.62	2.03	3.25	7.32	4.07
14	17.73	37.95	5.47	6.98	10.75	24.71	13.96	3.86	6.96	1.85	1.44	2.42	5.30	2.88
15	16.85	44.15	11.09	6.54	10.31	23.38	13.07	2.66	4.79	1.14	1.00	1.66	3.67	2.00
16	15.26	31.52	6.45	5.92	9.33	21.18	11.84	2.06	3.67	0.70	0.77	1.29	2.83	1.54
17	13.89	26.79	4.08	4.16	9.74	18.05	8.31	1.77	3.76	0.55	0.79	0.98	2.57	1.58
18	14.31	23.30	2.99	4.43	9.88	18.74	8.86	1.62	3.72	0.57	0.74	0.87	2.36	1.48
19	14.17	31.75	2.90	6.14	8.02	20.31	12.29	1.48	3.32	0.61	0.68	0.80	2.17	1.37
20	13.13	22.30	2.14	6.05	7.08	19.17	12.09	1.37	2.60	0.63	0.56	0.81	1.93	1.12
21	13.83	29.86	3.25	6.25	7.57	20.08	12.50	1.36	2.36	0.76	0.45	0.91	1.81	0.90
22	14.04	26.47	3.40	4.99	9.05	19.03	9.98	1.42	2.84	0.85	0.46	0.95	1.88	0.93
23	15.28	34.22	3.63	7.06	8.22	22.34	14.12	1.65	3.12	0.97	0.56	1.09	2.20	1.11

ANEXO 9.

Parámetros estadísticos de datos PM₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación STA, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM ₁₀ Observado $\mu\text{g}/\text{m}^3$							PM ₁₀ Modelo $\mu\text{g}/\text{m}^3$						
Estación STA														
0	67.16	128.20	23.59	23.13	44.03	90.29	46.27	26.39	76.79	10.46	13.48	12.91	39.88	26.96
1	59.94	139.00	28.47	24.14	35.80	84.08	48.28	28.72	81.94	14.67	15.84	12.87	44.56	31.68
2	53.27	167.30	28.35	25.78	27.50	79.05	51.55	28.47	71.15	13.91	14.61	13.86	43.08	29.22
3	50.03	162.70	27.20	25.08	24.94	75.11	50.16	27.99	67.22	12.04	13.55	14.44	41.55	27.11
4	51.29	145.40	25.92	23.07	28.22	74.36	46.14	26.78	59.96	11.81	12.60	14.18	39.39	25.21
5	52.69	140.60	23.20	22.24	30.45	74.93	44.48	26.10	57.17	12.32	11.52	14.57	37.62	23.04
6	63.76	166.50	30.85	24.18	39.57	87.94	48.37	25.82	53.15	13.37	10.69	15.13	36.50	21.38
7	77.74	235.30	47.56	34.73	43.01	112.47	69.47	25.91	51.16	13.57	10.53	15.39	36.44	21.05
8	87.13	255.00	54.67	36.79	50.33	123.92	73.59	17.52	36.60	3.74	7.94	9.59	25.46	15.88
9	85.62	157.50	49.54	26.83	58.79	112.45	53.66	11.97	17.42	3.83	3.69	8.28	15.66	7.38
10	81.97	134.70	54.14	19.38	62.59	101.35	38.76	10.81	17.68	4.84	3.03	7.79	13.84	6.05
11	77.14	124.50	53.56	16.29	60.85	93.43	32.58	10.39	16.80	4.84	2.79	7.60	13.17	5.57
12	72.74	106.70	42.47	15.57	57.17	88.30	31.13	9.49	13.50	4.73	2.27	7.22	11.76	4.54
13	64.90	109.40	42.97	14.61	50.29	79.51	29.22	8.92	13.33	4.51	2.30	6.62	11.22	4.60
14	61.14	101.80	35.11	16.68	44.46	77.82	33.36	8.48	15.44	4.49	2.35	6.13	10.83	4.70
15	66.55	140.60	28.24	23.50	43.04	90.05	47.01	8.08	16.75	4.83	2.50	5.59	10.58	4.99
16	75.41	349.30	27.73	58.43	16.98	133.84	116.86	7.91	16.39	4.24	2.83	5.08	10.74	5.66
17	73.23	152.30	34.50	27.35	45.88	100.57	54.69	8.15	14.85	3.32	3.50	4.65	11.65	7.00
18	76.52	142.10	32.71	23.78	52.74	100.31	47.57	8.58	17.91	3.17	3.93	4.65	12.51	7.87
19	77.32	136.10	29.24	19.97	57.35	97.30	39.95	8.43	17.58	3.54	4.05	4.37	12.48	8.11
20	78.99	153.60	31.90	21.05	57.94	100.05	42.11	10.91	20.49	4.13	5.10	5.80	16.01	10.21
21	81.13	141.40	31.36	23.09	58.03	104.22	46.19	16.40	28.70	6.85	6.80	9.60	23.19	13.59
22	74.17	112.70	24.52	17.27	56.90	91.44	34.54	21.45	54.39	9.32	10.59	10.86	32.04	21.17
23	72.81	114.50	25.57	18.79	54.02	91.60	37.59	23.11	57.60	9.06	11.11	12.00	34.22	22.22

ANEXO 10.

Parámetros estadísticos de datos PM_{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación STA, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM _{2.5} Observado $\mu\text{g}/\text{m}^3$							PM _{2.5} Modelo $\mu\text{g}/\text{m}^3$						
Estación STA														
0	22.40	42.68	9.27	6.06	16.34	28.45	12.11	16.28	36.68	6.23	9.44	6.84	25.72	18.89
1	23.01	41.51	11.62	7.68	15.33	30.69	15.36	18.38	43.36	7.33	10.80	7.58	29.18	21.60
2	20.89	49.46	9.70	8.64	12.25	29.53	17.29	19.09	40.96	7.18	10.26	8.83	29.36	20.53
3	19.40	49.37	9.36	7.44	11.96	26.84	14.88	19.91	40.15	6.00	9.92	9.99	29.84	19.84
4	19.01	51.02	6.30	8.20	10.81	27.22	16.41	19.85	39.73	6.32	10.09	9.76	29.93	20.17
5	20.33	42.62	8.44	6.89	13.43	27.22	13.78	20.49	42.69	6.96	10.21	10.28	30.69	20.42
6	23.56	52.02	10.09	8.60	14.97	32.16	17.19	20.82	40.67	7.40	9.94	10.88	30.77	19.89
7	29.29	71.73	15.19	11.82	17.47	41.11	23.64	21.10	44.75	8.57	9.58	11.52	30.68	19.16
8	34.08	94.10	20.40	14.31	19.76	48.39	28.63	11.91	28.98	2.85	6.38	5.53	18.29	12.76
9	34.56	86.60	19.31	12.38	22.19	46.94	24.75	6.88	11.58	2.33	2.58	4.31	9.46	5.16
10	30.43	59.60	16.52	9.38	21.05	39.81	18.75	5.01	8.20	2.16	1.69	3.32	6.70	3.39
11	25.86	39.96	13.21	7.14	18.72	33.00	14.28	3.80	6.28	1.57	1.15	2.66	4.95	2.29
12	22.18	37.51	12.02	6.61	15.57	28.79	13.22	3.14	5.55	1.29	0.94	2.21	4.08	1.87
13	20.48	30.87	10.04	5.35	15.13	25.83	10.71	2.92	5.24	1.20	0.95	1.97	3.87	1.90
14	17.73	34.89	8.52	5.96	11.77	23.69	11.92	2.73	4.98	1.32	0.92	1.80	3.65	1.85
15	16.69	32.54	5.95	6.64	10.05	23.32	13.27	2.50	4.37	1.36	0.78	1.72	3.29	1.57
16	16.11	31.93	5.30	5.68	10.43	21.80	11.37	2.39	4.17	1.36	0.63	1.76	3.01	1.25
17	17.11	27.38	8.97	4.75	12.36	21.86	9.50	2.46	3.89	1.30	0.66	1.80	3.11	1.31
18	17.88	25.33	7.31	3.98	13.90	21.85	7.95	2.82	4.73	1.85	0.78	2.05	3.60	1.55
19	19.08	31.77	13.50	4.17	14.91	23.26	8.35	3.64	6.77	1.95	1.16	2.48	4.79	2.31
20	21.00	38.43	12.32	5.94	15.05	26.94	11.89	6.60	12.67	3.38	2.93	3.67	9.53	5.86
21	22.77	32.83	10.44	5.25	17.52	28.02	10.49	9.66	24.28	5.38	5.38	4.28	15.04	10.76
22	25.41	45.49	13.53	6.33	19.09	31.74	12.65	15.06	52.41	5.34	12.55	2.52	27.61	25.09
23	23.30	35.09	14.75	5.73	17.57	29.03	11.45	17.32	56.25	5.23	13.50	3.82	30.83	27.01

ANEXO 11.

Parámetros estadísticos de datos PM₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación CRB, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM ₁₀ Observado $\mu\text{g}/\text{m}^3$							PM ₁₀ Modelo $\mu\text{g}/\text{m}^3$						
Estación CRB														
0	89.21	169.94	30.17	25.42	63.79	114.63	50.85	41.90	83.31	25.02	12.35	29.55	54.25	24.70
1	82.95	192.25	25.38	30.65	52.30	113.61	61.30	39.44	72.74	24.37	11.20	28.24	50.64	22.40
2	71.18	172.46	28.51	30.67	40.51	101.85	61.35	37.28	63.94	22.78	10.52	26.76	47.79	21.03
3	61.05	131.06	32.58	24.18	36.88	85.23	48.36	35.54	59.45	20.53	9.83	25.71	45.37	19.66
4	51.44	124.14	27.44	21.23	30.21	72.67	42.46	33.45	57.85	18.71	9.40	24.05	42.85	18.79
5	46.52	133.41	26.13	21.41	25.11	67.93	42.82	31.33	53.88	17.70	8.60	22.73	39.93	17.20
6	49.63	156.95	28.22	26.11	23.52	75.74	52.22	29.83	52.56	16.53	8.77	21.06	38.60	17.54
7	64.10	196.47	28.91	32.70	31.40	96.80	65.40	33.05	59.47	16.02	10.59	22.46	43.64	21.18
8	88.54	264.64	46.92	44.27	44.26	132.81	88.55	23.88	51.61	6.36	10.59	13.29	34.47	21.18
9	105.35	261.04	47.46	42.89	62.47	148.24	85.77	17.43	37.64	5.68	7.94	9.49	25.36	15.88
10	116.86	214.92	66.32	39.63	77.23	156.48	79.25	12.47	17.88	4.99	4.31	8.16	16.78	8.61
11	116.24	199.19	49.86	33.48	82.76	149.72	66.96	10.43	16.11	3.65	3.59	6.84	14.02	7.18
12	106.81	178.02	65.57	29.82	76.98	136.63	59.65	9.07	14.41	3.16	3.17	5.91	12.24	6.34
13	103.85	156.65	55.75	26.91	76.94	130.76	53.82	8.43	13.70	3.09	3.05	5.38	11.49	6.11
14	95.37	140.88	67.63	20.30	75.08	115.67	40.59	8.23	13.59	2.85	3.14	5.09	11.37	6.28
15	86.26	150.37	54.54	21.81	64.44	108.07	43.63	8.12	13.99	2.91	3.03	5.10	11.15	6.05
16	86.14	129.85	61.16	18.39	67.75	104.52	36.77	8.20	15.29	3.04	3.23	4.97	11.42	6.45
17	85.17	160.70	55.36	21.65	63.52	106.81	43.30	8.55	16.14	3.09	3.65	4.90	12.20	7.29
18	78.33	132.84	41.61	19.81	58.53	98.14	39.61	9.77	19.95	2.99	4.46	5.31	14.23	8.92
19	82.15	122.71	40.97	20.11	62.04	102.27	40.23	13.80	26.77	4.24	7.18	6.61	20.98	14.37
20	78.52	125.12	21.01	23.45	55.08	101.97	46.89	33.39	65.95	10.34	17.66	15.74	51.05	35.32
21	87.21	129.95	39.48	23.27	63.94	110.48	46.54	45.73	78.91	15.44	17.86	27.87	63.60	35.73
22	92.49	143.08	41.30	23.82	68.67	116.31	47.64	45.29	78.84	26.11	14.40	30.89	59.69	28.80
23	91.20	159.98	22.82	27.96	63.24	119.16	55.92	43.25	87.76	27.35	14.78	28.47	58.03	29.55

ANEXO 12.

Parámetros estadísticos de datos PM_{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación CRB, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM _{2.5} Observado							PM _{2.5} Modelo						
Estación CRB														
0	21.46	46.11	6.87	8.28	13.18	29.74	16.57	38.62	81.96	18.93	14.10	24.52	52.73	28.21
1	21.99	69.72	5.51	14.16	7.83	36.15	28.32	36.52	71.32	18.97	12.65	23.88	49.17	25.30
2	16.47	45.85	1.04	10.05	6.41	26.52	20.10	34.66	62.51	17.98	11.56	23.10	46.22	23.12
3	16.01	30.64	1.42	7.85	8.16	23.86	15.70	33.71	58.11	16.99	10.37	23.34	44.08	20.74
4	14.90	35.11	4.98	7.08	7.82	21.98	14.15	31.88	56.85	17.37	9.62	22.25	41.50	19.25
5	14.07	41.79	5.21	7.39	6.68	21.46	14.79	29.97	52.72	18.34	8.69	21.28	38.66	17.38
6	16.33	61.19	4.66	10.57	5.76	26.90	21.14	27.98	50.61	15.31	8.79	19.19	36.76	17.57
7	18.43	64.41	6.76	11.44	6.99	29.87	22.88	30.73	57.22	14.87	10.80	19.93	41.53	21.59
8	23.11	82.58	5.65	14.98	8.13	38.09	29.95	20.87	49.28	5.21	10.48	10.39	31.35	20.96
9	24.77	79.37	11.39	14.17	10.60	38.95	28.34	13.24	34.75	4.03	7.56	5.68	20.80	15.13
10	27.11	59.93	9.52	11.87	15.25	38.98	23.74	7.53	15.04	3.22	2.91	4.63	10.44	5.81
11	28.83	50.46	15.47	10.07	18.76	38.90	20.14	5.06	10.43	2.40	1.81	3.25	6.87	3.62
12	27.47	60.89	13.90	10.40	17.06	37.87	20.81	3.92	8.48	2.06	1.49	2.43	5.41	2.98
13	26.57	59.03	13.67	9.34	17.23	35.91	18.68	3.44	6.27	2.03	1.23	2.21	4.67	2.46
14	23.89	74.47	10.81	12.98	10.91	36.87	25.96	3.26	5.28	1.88	1.04	2.21	4.30	2.09
15	21.63	44.67	8.01	7.62	14.01	29.26	15.25	3.08	4.64	1.97	0.80	2.28	3.88	1.60
16	20.26	51.02	2.99	10.24	10.02	30.50	20.47	3.15	4.89	2.03	0.73	2.42	3.88	1.46
17	20.08	46.05	7.71	8.46	11.62	28.54	16.91	3.49	5.06	2.07	0.80	2.69	4.28	1.60
18	18.36	30.69	2.60	6.11	12.25	24.47	12.22	4.50	6.67	2.19	1.19	3.31	5.69	2.38
19	14.52	25.82	2.37	5.99	8.53	20.51	11.99	9.27	17.33	3.42	4.55	4.73	13.82	9.09
20	15.95	30.06	3.25	6.97	8.98	22.92	13.94	28.79	49.82	9.30	14.48	14.31	43.27	28.96
21	18.70	31.91	5.76	7.23	11.47	25.93	14.47	38.58	69.03	14.47	14.79	23.79	53.37	29.57
22	21.11	36.91	12.92	7.84	13.27	28.96	15.69	36.75	47.68	20.13	10.95	25.81	47.70	21.89
23	22.26	41.04	6.93	8.28	13.99	30.54	16.55	34.81	57.28	18.72	11.53	23.28	46.33	23.05

ANEXO 13.

Parámetros estadísticos de datos PM₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación HCH, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM ₁₀ Observado µg/m ³							PM ₁₀ Modelo µg/m ³						
Estación HCH														
0	79.60	119.10	25.08	19.37	60.23	98.97	38.74	40.32	89.29	19.05	17.17	23.15	57.49	34.34
1	75.25	154.20	37.72	25.27	49.98	100.51	50.53	40.37	79.00	21.02	16.26	24.12	56.63	32.51
2	67.77	128.30	27.42	25.25	42.53	93.02	50.50	39.29	75.10	21.26	14.50	24.79	53.79	29.00
3	63.69	120.70	28.32	22.44	41.25	86.13	44.88	38.47	67.94	17.00	14.47	24.01	52.94	28.93
4	59.78	111.70	31.27	18.75	41.03	78.52	37.50	36.15	60.45	18.26	13.60	22.55	49.74	27.19
5	65.46	168.50	35.81	28.44	37.02	93.90	56.88	34.70	56.93	19.34	12.43	22.26	47.13	24.87
6	66.04	143.20	28.14	28.97	37.07	95.01	57.94	33.49	52.20	19.00	10.06	23.43	43.55	20.12
7	76.49	159.90	26.97	30.68	45.81	107.17	61.36	38.11	61.68	21.15	10.83	27.28	48.94	21.66
8	96.12	259.40	42.63	40.30	55.82	136.42	80.61	27.26	48.19	10.31	9.30	17.96	36.56	18.60
9	105.52	249.40	51.50	39.75	65.76	145.27	79.51	15.63	22.84	4.67	4.88	10.75	20.52	9.77
10	97.66	199.10	38.80	29.62	68.05	127.28	59.23	12.90	21.24	5.64	4.12	8.79	17.02	8.23
11	88.52	148.80	50.38	21.32	67.20	109.84	42.64	13.35	23.26	4.81	4.81	8.54	18.16	9.63
12	85.88	147.00	53.04	20.19	65.68	106.07	40.38	12.88	22.13	4.70	5.06	7.82	17.94	10.12
13	86.45	130.70	51.46	17.85	68.60	104.29	35.69	12.67	21.57	4.76	5.17	7.49	17.84	10.34
14	85.20	132.20	55.24	17.81	67.39	103.02	35.63	12.49	22.09	5.15	5.24	7.25	17.73	10.48
15	78.33	115.40	45.72	17.39	60.94	95.72	34.79	12.20	23.32	4.86	5.49	6.71	17.69	10.98
16	79.24	135.20	34.19	22.53	56.71	101.77	45.06	11.78	21.83	4.35	5.43	6.35	17.21	10.87
17	70.67	134.80	36.57	20.01	50.66	90.68	40.02	11.46	21.79	3.64	5.01	6.45	16.47	10.02
18	75.24	109.80	39.37	18.75	56.48	93.99	37.51	11.31	22.56	3.39	4.70	6.61	16.01	9.40
19	87.56	131.50	50.44	19.10	68.45	106.66	38.20	13.16	22.57	4.94	5.32	7.84	18.48	10.64
20	89.01	139.30	55.59	23.45	65.57	112.46	46.90	23.22	39.50	10.78	7.60	15.61	30.82	15.21
21	86.66	167.10	28.74	28.85	57.81	115.51	57.70	30.02	57.09	17.54	11.55	18.47	41.57	23.09
22	82.58	133.20	34.51	23.33	59.25	105.91	46.66	36.52	89.02	18.54	18.79	17.73	55.31	37.58
23	80.57	115.40	25.83	20.42	60.15	101.00	40.84	36.78	90.72	17.78	17.90	18.88	54.68	35.80

ANEXO 14.

Tratamiento estadístico de datos PM_{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación HCH, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM _{2.5} Observado µg/m ³							PM _{2.5} Modelo µg/m ³						
Estación HCH														
0	11.44	24.44	3.18	5.47	5.98	16.91	10.93	32.31	72.06	10.39	17.93	14.38	50.24	35.86
1	13.46	44.62	4.49	8.77	4.69	22.23	17.53	33.34	77.44	12.18	18.26	15.08	51.60	36.52
2	11.22	24.89	2.44	6.12	5.10	17.34	12.24	33.28	73.52	12.16	17.10	16.18	50.38	34.20
3	11.83	24.11	5.24	4.87	6.96	16.69	9.73	34.31	66.61	9.70	16.79	17.52	51.10	33.58
4	10.55	21.15	3.26	4.10	6.46	14.65	8.19	32.77	59.60	10.18	15.62	17.14	48.39	31.24
5	12.34	33.54	2.52	6.20	6.14	18.53	12.39	31.93	56.41	9.90	14.12	17.81	46.05	28.24
6	14.85	37.13	2.71	8.80	6.04	23.65	17.61	29.69	50.16	10.54	11.51	18.18	41.20	23.02
7	17.79	38.59	6.60	8.78	9.01	26.57	17.56	34.01	59.48	14.95	11.42	22.59	45.43	22.85
8	22.56	52.83	8.65	10.00	12.57	32.56	19.99	21.96	44.78	9.16	9.56	12.40	31.52	19.12
9	27.37	85.10	10.38	15.71	11.66	43.08	31.43	10.26	17.72	3.30	3.80	6.45	14.06	7.61
10	23.22	55.04	8.83	9.75	13.47	32.97	19.50	6.66	9.70	3.22	1.73	4.93	8.39	3.46
11	16.95	28.27	4.87	5.74	11.21	22.69	11.48	5.23	7.52	2.20	1.21	4.02	6.43	2.41
12	16.30	35.78	7.01	7.35	8.95	23.66	14.71	4.30	5.97	1.99	1.08	3.23	5.38	2.15
13	13.60	30.82	5.09	6.21	7.39	19.82	12.42	4.06	6.39	2.15	1.13	2.93	5.19	2.26
14	10.73	20.37	4.12	4.43	6.30	15.15	8.85	3.92	6.65	2.16	1.12	2.79	5.04	2.25
15	9.80	22.11	3.08	4.60	5.20	14.40	9.20	3.68	6.38	1.83	1.02	2.66	4.71	2.05
16	11.26	22.26	3.24	4.39	6.87	15.65	8.78	3.56	5.79	1.71	0.96	2.60	4.51	1.92
17	11.45	26.94	2.71	5.63	5.81	17.08	11.26	3.67	5.74	1.81	0.98	2.69	4.65	1.96
18	11.79	26.60	4.06	4.94	6.85	16.73	9.88	4.32	6.04	2.04	1.13	3.19	5.45	2.26
19	13.75	25.29	2.27	5.94	7.81	19.69	11.89	7.60	11.78	3.63	2.76	4.84	10.36	5.52
20	13.37	27.41	2.71	6.44	6.93	19.81	12.88	17.47	38.47	9.49	7.07	10.39	24.54	14.15
21	13.74	28.85	2.86	5.84	7.90	19.57	11.67	22.02	55.72	9.01	14.55	7.47	36.57	29.11
22	13.92	23.08	6.28	5.12	8.80	19.04	10.24	29.41	86.81	8.92	22.22	7.19	51.63	44.44
23	11.46	21.98	3.60	3.94	7.52	15.40	7.88	30.68	88.96	8.52	20.70	9.97	51.38	41.41

ANEXO 15.

Tratamiento estadístico de datos PM₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación PPD, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM ₁₀ Observado µg/m ³							PM ₁₀ Modelo µg/m ³						
Estación PPD														
0	101.56	182.90	51.14	30.78	70.78	132.34	61.55	26.84	64.61	15.62	9.68	17.16	36.52	19.36
1	100.36	166.00	49.17	31.20	69.16	131.56	62.40	26.33	58.58	12.83	9.06	17.27	35.38	18.11
2	90.02	173.50	33.88	34.28	55.74	124.31	68.57	25.66	49.53	11.63	8.11	17.54	33.77	16.23
3	72.83	150.40	36.73	30.00	42.83	102.83	59.99	25.13	44.30	11.85	7.54	17.59	32.66	15.07
4	70.54	119.60	40.14	24.20	46.34	94.74	48.40	24.70	41.77	15.46	6.91	17.80	31.61	13.82
5	69.43	111.10	49.49	18.91	50.52	88.34	37.82	24.04	38.79	15.83	6.51	17.53	30.56	13.02
6	85.92	159.30	49.21	25.69	60.23	111.60	51.37	23.29	39.36	14.89	5.88	17.42	29.17	11.75
7	106.16	164.60	46.36	33.28	72.89	139.44	66.55	21.60	40.92	14.30	5.96	15.64	27.56	11.92
8	118.56	159.80	55.13	30.33	88.23	148.89	60.66	16.92	42.56	4.01	8.37	8.56	25.29	16.73
9	128.33	184.10	79.29	30.79	97.54	159.12	61.59	19.07	36.34	8.05	6.94	12.13	26.01	13.88
10	134.20	186.10	83.60	30.22	103.98	164.42	60.43	26.62	44.84	16.90	6.96	19.66	33.58	13.93
11	132.76	186.60	65.88	35.09	97.67	167.85	70.18	43.38	80.30	25.54	14.55	28.83	57.93	29.10
12	131.82	212.50	68.59	34.66	97.17	166.48	69.31	59.33	111.58	33.31	23.06	36.27	82.39	46.12
13	140.63	259.30	74.88	43.88	96.75	184.51	87.76	66.25	119.43	33.16	26.94	39.31	93.19	53.88
14	161.17	355.30	78.04	73.88	87.30	235.05	147.75	66.38	121.99	33.30	28.04	38.33	94.42	56.09
15	165.54	328.10	70.02	81.06	84.49	246.60	162.11	61.79	135.59	25.13	30.77	31.02	92.56	61.54
16	175.54	330.30	70.03	84.77	90.77	260.30	169.54	51.27	126.91	14.69	31.86	19.41	83.12	63.72
17	173.32	304.00	64.56	70.60	102.72	243.92	141.21	43.34	112.19	8.49	32.11	11.23	75.45	64.21
18	160.73	236.70	67.49	48.01	112.72	208.75	96.03	37.39	96.27	3.22	31.43	5.95	68.82	62.86
19	151.76	231.20	72.83	44.44	107.32	196.20	88.87	26.12	71.55	2.08	22.03	4.09	48.15	44.07
20	140.26	213.10	75.36	34.15	106.12	174.41	68.29	22.81	66.74	3.83	19.89	2.92	42.70	39.78
21	140.28	217.90	69.99	40.26	100.02	180.54	80.52	24.33	65.02	5.90	17.53	6.80	41.85	35.06
22	134.95	200.90	88.20	34.96	99.99	169.91	69.91	26.96	55.37	7.67	12.96	14.00	39.92	25.92
23	116.69	194.30	70.61	31.90	84.79	148.59	63.80	27.03	59.47	13.29	10.79	16.24	37.82	21.58

ANEXO 16.

Tratamiento estadístico de datos PM_{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación PPD, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM _{2.5} Observado µg/m3							PM _{2.5} Modelo µg/m3						
Estación PPD														
0	23.02	38.59	10.10	6.90	16.13	29.92	13.79	22.75	63.86	13.06	10.48	12.27	33.23	20.96
1	23.75	42.33	6.20	9.42	14.32	33.17	18.85	22.84	57.77	11.87	9.74	13.10	32.59	19.49
2	26.02	61.10	11.66	10.34	15.68	36.36	20.68	22.62	48.74	10.21	8.67	13.95	31.29	17.34
3	24.63	56.72	11.71	11.37	13.27	36.00	22.73	22.67	43.12	10.52	8.05	14.62	30.71	16.10
4	21.88	39.23	3.96	10.18	11.70	32.06	20.36	22.62	40.91	12.36	7.44	15.18	30.06	14.89
5	20.75	36.65	10.11	7.93	12.82	28.68	15.86	22.18	37.90	13.63	7.01	15.18	29.19	14.01
6	22.22	39.22	11.45	7.47	14.75	29.70	14.95	21.50	38.25	13.64	6.27	15.23	27.77	12.54
7	22.46	38.20	7.86	7.18	15.28	29.63	14.35	19.38	39.47	12.24	6.28	13.10	25.67	12.56
8	29.08	38.80	14.12	6.87	22.21	35.95	13.75	12.92	40.68	2.85	7.97	4.95	20.89	15.94
9	35.32	65.77	9.95	12.61	22.70	47.93	25.23	10.49	30.26	3.11	6.20	4.29	16.69	12.40
10	38.07	70.83	15.31	11.25	26.83	49.32	22.49	8.82	20.68	4.92	3.16	5.67	11.98	6.31
11	36.75	46.48	14.14	8.22	28.53	44.97	16.44	9.68	14.73	6.70	2.15	7.52	11.83	4.30
12	33.38	45.36	20.57	6.70	26.68	40.08	13.40	11.15	17.83	7.27	2.86	8.30	14.01	5.71
13	31.17	40.83	12.35	6.86	24.31	38.03	13.71	11.91	18.80	6.74	3.46	8.45	15.37	6.93
14	34.35	98.80	16.10	15.94	18.41	50.29	31.88	11.73	19.00	6.66	3.76	7.98	15.49	7.52
15	31.93	49.18	8.78	9.64	22.29	41.57	19.27	10.88	21.09	5.11	4.32	6.56	15.20	8.64
16	32.20	49.29	19.80	8.70	23.49	40.90	17.41	9.20	19.94	3.42	4.62	4.59	13.82	9.23
17	32.16	59.79	16.93	11.03	21.13	43.19	22.06	8.02	18.19	2.19	4.81	3.21	12.83	9.62
18	29.24	50.72	7.29	9.15	20.09	38.38	18.29	7.49	17.43	1.58	5.02	2.48	12.51	10.03
19	27.31	50.16	6.24	11.21	16.10	38.52	22.43	7.26	18.08	1.73	4.50	2.77	11.76	8.99
20	26.97	60.30	7.54	11.75	15.21	38.72	23.51	11.16	31.08	2.74	7.95	3.20	19.11	15.91
21	28.17	63.13	10.17	11.47	16.69	39.64	22.95	17.44	48.98	5.38	10.84	6.59	28.28	21.69
22	25.98	36.88	15.82	5.63	20.35	31.60	11.25	20.87	41.80	7.26	8.93	11.95	29.80	17.85
23	24.68	39.91	16.00	6.53	18.16	31.21	13.05	22.04	58.78	12.91	10.49	11.55	32.53	20.99

ANEXO 17.

Tratamiento estadístico de datos PM₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación SMP, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM ₁₀ Observado µg/m ³							PM ₁₀ Modelo µg/m ³						
ESTACIÓN SMP														
0	37.42	57.60	23.25	9.84	27.57	47.26	19.69	5.98	11.20	2.71	2.57	3.42	8.55	5.13
1	32.51	55.16	18.30	9.34	23.16	41.85	18.68	6.38	12.65	2.32	3.13	3.26	9.51	6.25
2	29.29	57.85	15.09	9.82	19.47	39.11	19.64	10.23	22.24	2.76	5.77	4.46	15.99	11.54
3	25.01	43.73	12.26	7.32	17.69	32.33	14.64	13.25	32.11	3.87	6.64	6.60	19.89	13.29
4	22.42	40.21	12.25	5.95	16.47	28.38	11.91	14.53	34.59	6.49	6.37	8.16	20.91	12.74
5	23.08	36.39	15.09	5.72	17.36	28.81	11.45	15.95	36.98	7.59	6.16	9.79	22.12	12.33
6	26.63	41.40	13.06	7.37	19.26	34.00	14.74	17.51	57.16	7.86	8.73	8.79	26.24	17.45
7	32.02	50.85	12.80	8.86	23.16	40.88	17.72	18.45	73.12	8.53	11.45	7.00	29.90	22.89
8	39.84	79.97	20.72	13.95	25.89	53.79	27.90	18.49	63.11	9.48	10.04	8.46	28.53	20.07
9	43.35	73.07	7.00	15.20	28.15	58.55	30.40	18.61	53.73	10.05	9.11	9.50	27.72	18.23
10	47.83	86.00	27.11	14.09	33.74	61.93	28.18	18.94	51.85	9.81	9.34	9.60	28.28	18.68
11	48.59	77.62	33.05	13.08	35.51	61.67	26.16	18.36	52.12	8.77	9.34	9.02	27.70	18.68
12	45.92	86.24	27.12	14.48	31.44	60.40	28.96	16.47	49.78	5.27	8.94	7.54	25.41	17.87
13	47.77	89.90	25.57	17.09	30.68	64.85	34.17	13.14	41.51	2.16	6.96	6.18	20.10	13.93
14	48.69	104.45	20.55	19.12	29.57	67.81	38.24	11.68	21.18	1.96	4.61	7.07	16.28	9.21
15	47.96	99.28	19.21	19.36	28.60	67.31	38.71	10.72	17.13	1.37	3.98	6.74	14.70	7.96
16	44.92	89.60	20.04	17.55	27.37	62.47	35.10	10.16	15.62	1.16	3.74	6.42	13.90	7.48
17	45.74	121.61	23.55	20.09	25.64	65.83	40.19	9.52	15.42	1.06	3.63	5.89	13.14	7.25
18	44.33	75.92	4.67	15.41	28.92	59.74	30.83	9.09	14.94	1.03	3.60	5.49	12.69	7.20
19	44.10	135.94	16.60	21.78	22.32	65.89	43.57	8.87	14.59	1.43	3.54	5.33	12.42	7.09
20	43.64	86.27	14.00	14.51	29.14	58.15	29.02	8.64	14.33	1.78	3.59	5.05	12.23	7.18
21	42.44	80.29	23.00	11.47	30.96	53.91	22.95	8.07	13.03	1.92	3.27	4.79	11.34	6.55
22	41.08	68.68	25.13	9.64	31.45	50.72	19.27	7.63	12.68	2.34	3.07	4.56	10.70	6.13
23	41.01	58.73	21.60	9.20	31.81	50.21	18.41	7.28	13.95	2.57	3.19	4.09	10.47	6.38

ANEXO 18.

Tratamiento estadístico de datos PM_{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación SMP, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM _{2.5} Observado µg/m ³							PM _{2.5} Modelo µg/m ³						
ESTACIÓN SMP														
0	12.77	22.98	6.91	3.99	8.78	16.76	7.97	7.76	14.86	2.89	3.36	4.40	11.12	6.72
1	10.57	24.65	3.47	5.10	5.48	15.67	10.19	8.85	19.67	3.20	4.48	4.37	13.34	8.97
2	11.37	20.26	3.03	4.63	6.74	16.00	9.26	9.91	27.64	4.23	5.96	3.95	15.87	11.92
3	10.30	15.38	2.95	3.08	7.22	13.38	6.16	10.89	30.85	4.35	6.61	4.28	17.50	13.22
4	9.93	18.60	3.35	4.04	5.89	13.96	8.08	11.90	34.82	3.99	7.40	4.50	19.30	14.80
5	8.33	16.14	2.83	2.98	5.35	11.31	5.96	13.21	38.63	4.05	8.47	4.74	21.68	16.94
6	10.03	18.48	4.55	3.31	6.72	13.33	6.61	13.61	36.96	4.13	8.48	5.12	22.09	16.97
7	10.85	18.30	4.50	3.70	7.15	14.56	7.41	12.28	32.83	4.24	7.55	4.73	19.83	15.09
8	14.20	26.46	6.03	5.39	8.81	19.58	10.77	7.89	20.03	1.53	4.15	3.74	12.04	8.30
9	14.79	24.62	9.16	4.64	10.15	19.43	9.28	5.80	10.99	1.31	2.48	3.32	8.29	4.97
10	16.25	30.77	7.91	5.33	10.92	21.59	10.67	4.38	8.10	1.77	1.84	2.54	6.22	3.68
11	17.71	36.63	9.67	6.86	10.86	24.57	13.71	3.39	6.08	1.67	1.17	2.21	4.56	2.34
12	15.53	36.03	3.12	6.60	8.93	22.13	13.20	2.81	4.33	1.62	0.69	2.11	3.50	1.38
13	14.72	31.88	6.66	6.29	8.44	21.01	12.58	2.56	3.86	1.48	0.65	1.91	3.22	1.31
14	14.84	36.92	4.94	8.67	6.17	23.50	17.33	2.42	3.66	1.27	0.63	1.80	3.05	1.25
15	13.38	36.99	3.55	8.41	4.98	21.79	16.81	2.27	3.24	1.20	0.54	1.72	2.81	1.09
16	12.82	33.51	4.92	6.47	6.34	19.29	12.95	2.09	2.91	1.15	0.47	1.62	2.56	0.94
17	10.38	19.19	2.72	4.16	6.22	14.54	8.31	1.98	3.12	1.15	0.44	1.53	2.42	0.89
18	10.84	16.80	4.51	3.10	7.73	13.94	6.21	2.03	3.63	1.32	0.56	1.47	2.59	1.12
19	10.60	19.86	5.35	3.29	7.31	13.89	6.58	2.25	3.91	1.12	0.88	1.38	3.13	1.75
20	12.87	25.65	6.95	4.59	8.28	17.46	9.18	3.06	6.84	1.65	1.38	1.68	4.44	2.76
21	12.08	29.52	5.24	4.97	7.11	17.05	9.94	4.76	8.27	2.68	1.87	2.89	6.63	3.73
22	14.45	32.22	4.59	5.96	8.49	20.40	11.92	6.59	30.28	2.29	5.42	1.16	12.01	10.85
23	11.06	18.02	3.27	4.06	7.00	15.11	8.12	7.63	33.26	2.55	6.07	1.55	13.70	12.15

ANEXO 19.

Tratamiento estadístico de datos PM₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación VMT, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM ₁₀ Observado µg/m ³							PM ₁₀ Modelo µg/m ³						
ESTACIÓN VMT														
0	165.79	484.57	6.47	122.13	43.67	287.92	244.26	14.05	24.08	5.55	4.85	9.20	18.90	9.70
1	150.21	533.60	23.68	126.72	23.49	276.92	253.43	14.54	22.47	8.09	4.17	10.38	18.71	8.33
2	139.25	375.94	32.78	101.15	38.10	240.39	202.30	15.29	34.96	8.91	4.89	10.40	20.18	9.79
3	126.21	515.57	31.51	112.26	13.95	238.47	224.52	15.86	35.85	9.26	4.90	10.97	20.76	9.79
4	101.02	274.61	18.78	65.11	35.91	166.12	130.22	16.07	29.02	9.30	5.06	11.01	21.13	10.12
5	101.53	279.90	21.59	59.40	42.13	160.93	118.80	16.33	31.95	8.87	6.13	10.21	22.46	12.26
6	125.65	416.65	14.70	88.78	36.87	214.43	177.56	16.34	32.51	8.74	6.64	9.70	22.99	13.28
7	186.71	691.01	19.62	132.09	54.62	318.80	264.18	15.42	27.71	8.73	5.43	9.98	20.85	10.87
8	207.08	542.51	24.53	113.19	93.89	320.27	226.38	12.70	20.62	6.58	3.66	9.04	16.35	7.31
9	195.11	445.29	28.88	83.47	111.64	278.58	166.93	16.57	34.57	7.26	6.47	10.10	23.03	12.93
10	188.53	334.81	34.91	73.00	115.52	261.53	146.00	25.27	47.21	11.40	8.98	16.29	34.25	17.96
11	197.40	266.30	47.94	50.91	146.49	248.31	101.83	29.02	46.75	10.70	9.03	19.99	38.05	18.06
12	178.51	262.37	81.45	44.09	134.42	222.59	88.17	30.15	44.47	8.96	8.41	21.74	38.55	16.82
13	160.50	315.30	69.35	52.39	108.10	212.89	104.79	30.63	45.06	8.79	8.32	22.31	38.95	16.64
14	138.83	266.39	52.61	51.58	87.25	190.42	103.17	29.90	42.69	9.38	8.28	21.61	38.18	16.57
15	139.62	264.95	75.09	45.80	93.83	185.42	91.60	28.07	45.95	9.79	8.64	19.43	36.71	17.28
16	142.52	197.75	77.55	33.49	109.03	176.01	66.98	23.51	39.56	8.30	8.05	15.46	31.56	16.10
17	158.62	310.68	100.69	44.23	114.38	202.85	88.47	19.47	40.93	9.94	8.03	11.44	27.50	16.06
18	181.70	321.38	106.69	52.11	129.59	233.81	104.22	15.30	37.76	5.60	8.16	7.14	23.45	16.31
19	218.70	458.80	69.09	80.39	138.31	299.09	160.78	10.32	28.14	2.28	6.63	3.69	16.95	13.26
20	219.96	466.35	31.25	100.22	119.74	320.17	200.43	10.15	23.32	1.88	6.04	4.11	16.19	12.08
21	213.54	541.05	16.87	113.83	99.71	327.37	227.65	11.66	25.13	3.35	6.38	5.28	18.04	12.76
22	219.11	624.70	18.39	141.51	77.60	360.62	283.02	12.37	23.46	4.39	5.47	6.90	17.83	10.93
23	197.41	568.96	22.02	131.05	66.36	328.46	262.10	13.11	24.53	4.64	5.55	7.56	18.66	11.09

ANEXO 20.

Tratamiento estadístico de datos PM₁₀ observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

Estación SJL, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio -DS	Medio +DS	Amplitud
	PM ₁₀ Observado µg/m ³							PM ₁₀ Modelo µg/m ³						
ESTACIÓN SJL														
0	76.32	117.10	29.18	20.67	55.65	96.99	41.34	48.22	83.87	28.17	14.16	34.06	62.38	28.32
1	73.97	119.10	20.40	24.94	49.03	98.91	49.88	45.14	78.09	26.35	13.71	31.43	58.84	27.42
2	66.37	118.10	30.51	22.16	44.21	88.53	44.32	43.04	75.69	23.43	12.87	30.16	55.91	25.75
3	60.96	102.20	29.55	20.64	40.31	81.60	41.29	40.62	65.22	20.14	12.01	28.60	52.63	24.02
4	57.32	111.60	28.60	18.56	38.76	75.89	37.13	37.31	62.70	18.48	10.58	26.73	47.90	21.17
5	56.71	112.90	29.57	18.80	37.91	75.51	37.60	34.66	57.71	16.85	9.32	25.34	43.98	18.64
6	58.44	114.30	29.28	17.85	40.59	76.29	35.70	35.01	56.01	18.62	9.21	25.81	44.22	18.42
7	67.89	144.20	40.71	23.17	44.72	91.07	46.35	51.48	78.33	34.65	12.14	39.34	63.63	24.29
8	80.77	164.10	45.05	26.20	54.56	106.97	52.40	36.45	66.72	15.35	12.25	24.20	48.70	24.50
9	91.38	174.60	55.02	29.50	61.88	120.88	59.00	23.43	44.35	11.40	8.16	15.27	31.60	16.33
10	96.21	183.20	39.20	29.55	66.66	125.76	59.10	14.26	20.87	6.48	4.12	10.15	18.38	8.23
11	89.07	133.50	45.46	23.13	65.94	112.20	46.27	12.43	18.36	6.83	3.19	9.24	15.61	6.38
12	82.23	132.30	55.00	19.37	62.86	101.60	38.74	11.55	16.76	5.65	2.91	8.64	14.46	5.82
13	83.86	133.90	28.80	22.11	61.75	105.96	44.22	11.00	15.92	5.20	2.61	8.39	13.60	5.21
14	78.03	124.70	53.15	15.63	62.40	93.66	31.25	10.94	17.29	4.89	2.75	8.20	13.69	5.49
15	72.26	114.30	51.38	14.99	57.28	87.25	29.98	10.52	18.31	4.66	2.94	7.59	13.46	5.87
16	73.96	126.40	38.07	21.43	52.53	95.40	42.87	10.74	19.41	4.99	3.39	7.35	14.13	6.78
17	75.12	164.70	31.71	31.54	43.57	106.66	63.09	11.73	19.16	5.77	3.53	8.20	15.26	7.06
18	73.96	127.00	28.18	25.15	48.81	99.11	50.30	13.34	22.25	7.06	3.67	9.67	17.02	7.35
19	70.14	108.00	22.97	21.00	49.14	91.14	42.00	18.36	31.42	10.05	7.40	10.96	25.76	14.80
20	64.97	106.00	22.03	20.11	44.86	85.09	40.23	40.94	92.63	13.13	20.80	20.13	61.74	41.61
21	65.21	104.40	34.44	17.18	48.04	82.39	34.35	56.54	121.38	23.28	21.46	35.08	78.00	42.92
22	73.65	120.30	26.48	21.35	52.31	95.00	42.69	58.33	114.11	36.56	20.28	38.05	78.62	40.56
23	72.69	114.00	18.28	20.24	52.44	92.93	40.49	51.78	96.34	32.45	18.42	33.36	70.21	36.85

ANEXO 21.

Tratamiento estadístico de datos PM_{2.5} observados y pronosticados por el modelo WRF/chem.

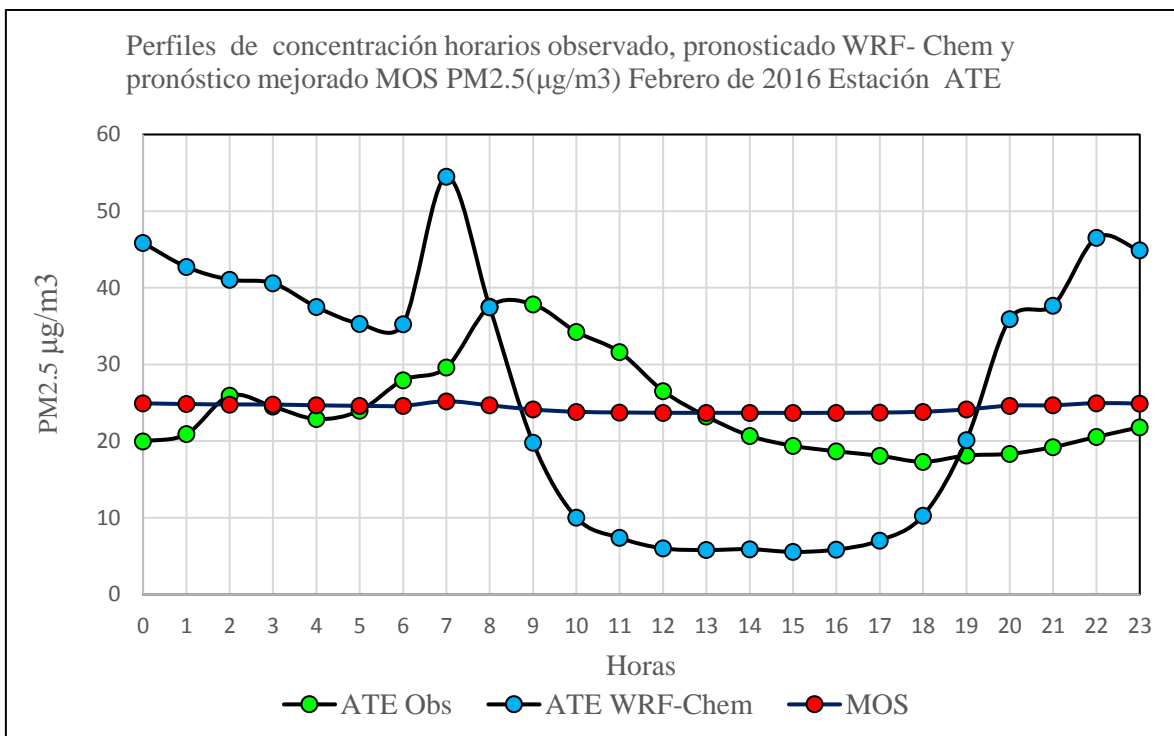
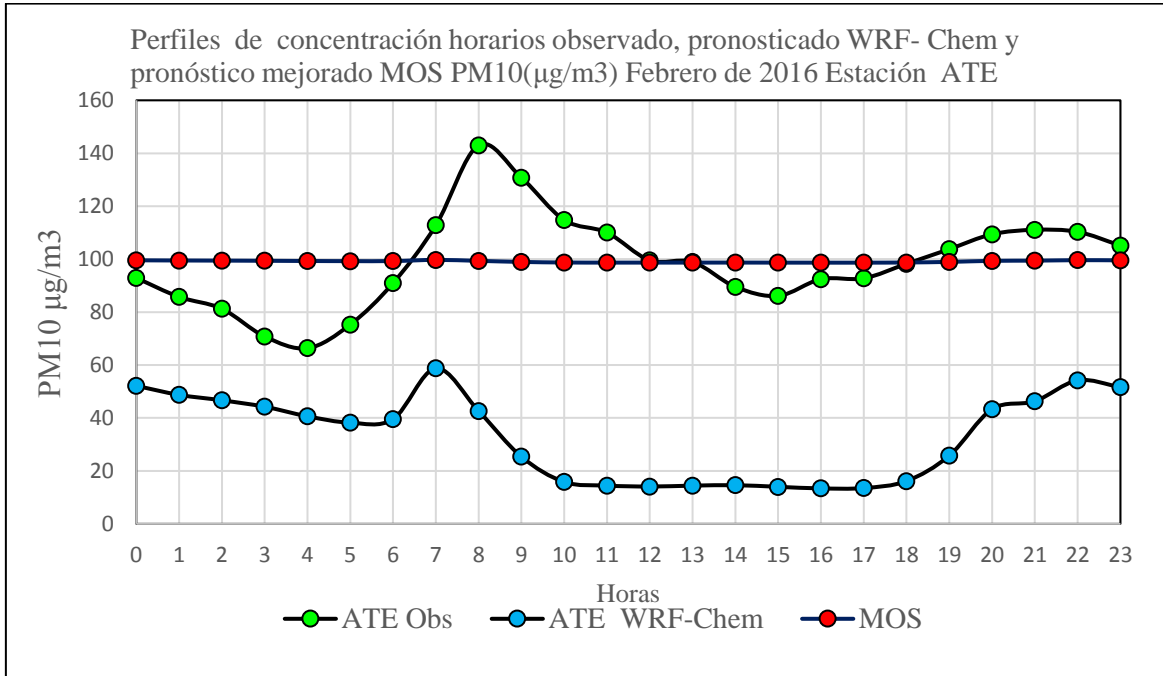
Estación SJL, Febrero 2016.

Horas	Medio	Max	Min	DS	Medio	Medio	Amplitud	Medio	Max	Min	DS	Medio	Medio	Amplitud
					-DS	+DS						-DS	+DS	
	PM _{2.5} Observado µg/m ³							PM _{2.5} Modelo µg/m ³						
ESTACIÓN SJL														
0	20.02	39.21	5.68	7.53	12.49	27.55	15.06	20.02	39.21	5.68	7.53	12.49	27.55	15.06
1	20.30	43.77	4.87	8.34	11.96	28.64	16.68	20.30	43.77	4.87	8.34	11.96	28.64	16.68
2	20.46	49.52	7.93	9.44	11.02	29.90	18.89	20.46	49.52	7.93	9.44	11.02	29.90	18.89
3	19.49	42.89	7.71	7.23	12.26	26.72	14.45	19.49	42.89	7.71	7.23	12.26	26.72	14.45
4	19.87	37.01	7.85	7.19	12.68	27.05	14.37	19.87	37.01	7.85	7.19	12.68	27.05	14.37
5	20.80	40.13	7.97	6.81	14.00	27.61	13.61	20.80	40.13	7.97	6.81	14.00	27.61	13.61
6	23.00	58.29	5.94	10.58	12.42	33.57	21.15	23.00	58.29	5.94	10.58	12.42	33.57	21.15
7	23.18	49.65	9.57	8.09	15.10	31.27	16.17	23.18	49.65	9.57	8.09	15.10	31.27	16.17
8	25.20	47.38	10.48	7.02	18.19	32.22	14.04	25.20	47.38	10.48	7.02	18.19	32.22	14.04
9	30.65	57.08	9.33	12.08	18.57	42.73	24.16	30.65	57.08	9.33	12.08	18.57	42.73	24.16
10	33.82	62.61	13.78	13.85	19.97	47.67	27.70	33.82	62.61	13.78	13.85	19.97	47.67	27.70
11	27.30	46.97	15.64	7.34	19.96	34.64	14.68	27.30	46.97	15.64	7.34	19.96	34.64	14.68
12	27.42	47.62	14.35	7.35	20.07	34.76	14.69	27.42	47.62	14.35	7.35	20.07	34.76	14.69
13	26.22	48.78	12.75	7.76	18.46	33.98	15.52	26.22	48.78	12.75	7.76	18.46	33.98	15.52
14	22.77	40.97	10.67	7.36	15.42	30.13	14.71	22.77	40.97	10.67	7.36	15.42	30.13	14.71
15	19.72	42.18	7.18	6.99	12.73	26.71	13.98	19.72	42.18	7.18	6.99	12.73	26.71	13.98
16	20.35	49.74	7.01	9.52	10.84	29.87	19.03	20.35	49.74	7.01	9.52	10.84	29.87	19.03
17	19.14	51.62	8.08	9.09	10.05	28.24	18.19	19.14	51.62	8.08	9.09	10.05	28.24	18.19
18	16.75	33.19	4.45	6.94	9.81	23.69	13.89	16.75	33.19	4.45	6.94	9.81	23.69	13.89
19	17.31	46.91	3.07	9.98	7.33	27.28	19.95	17.31	46.91	3.07	9.98	7.33	27.28	19.95
20	19.81	46.47	5.90	11.50	8.31	31.31	23.01	19.81	46.47	5.90	11.50	8.31	31.31	23.01
21	16.65	35.00	3.82	8.58	8.08	25.23	17.15	16.65	35.00	3.82	8.58	8.08	25.23	17.15
22	18.24	32.65	3.08	7.86	10.39	26.10	15.71	18.24	32.65	3.08	7.86	10.39	26.10	15.71
23	20.35	49.74	7.59	8.79	11.56	29.14	17.58	20.35	49.74	7.59	8.79	11.56	29.14	17.58

ANEXO 22.

Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016:

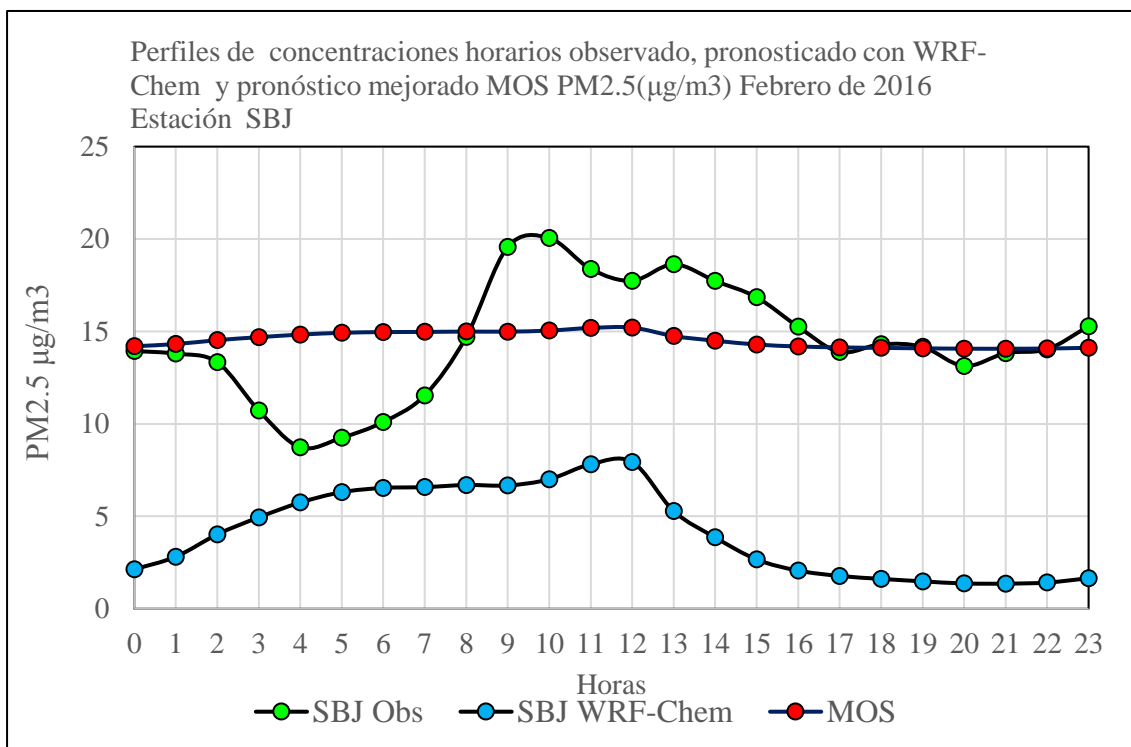
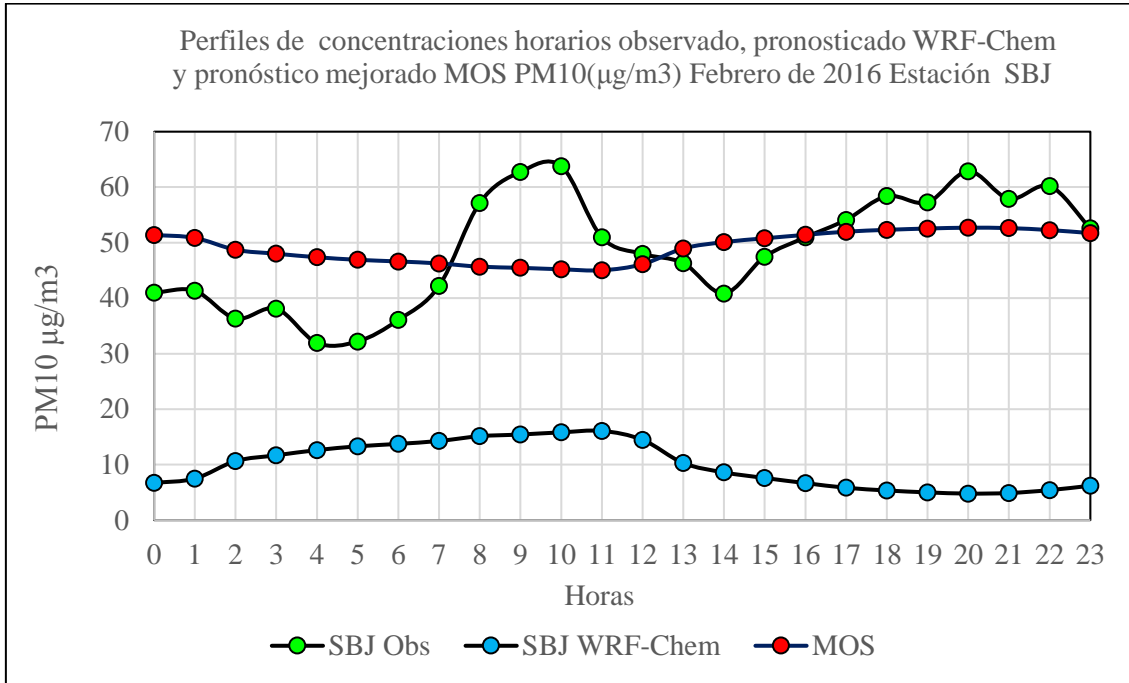
Estación ATE, PM₁₀ y PM_{2.5}



ANEXO 23.

Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016:

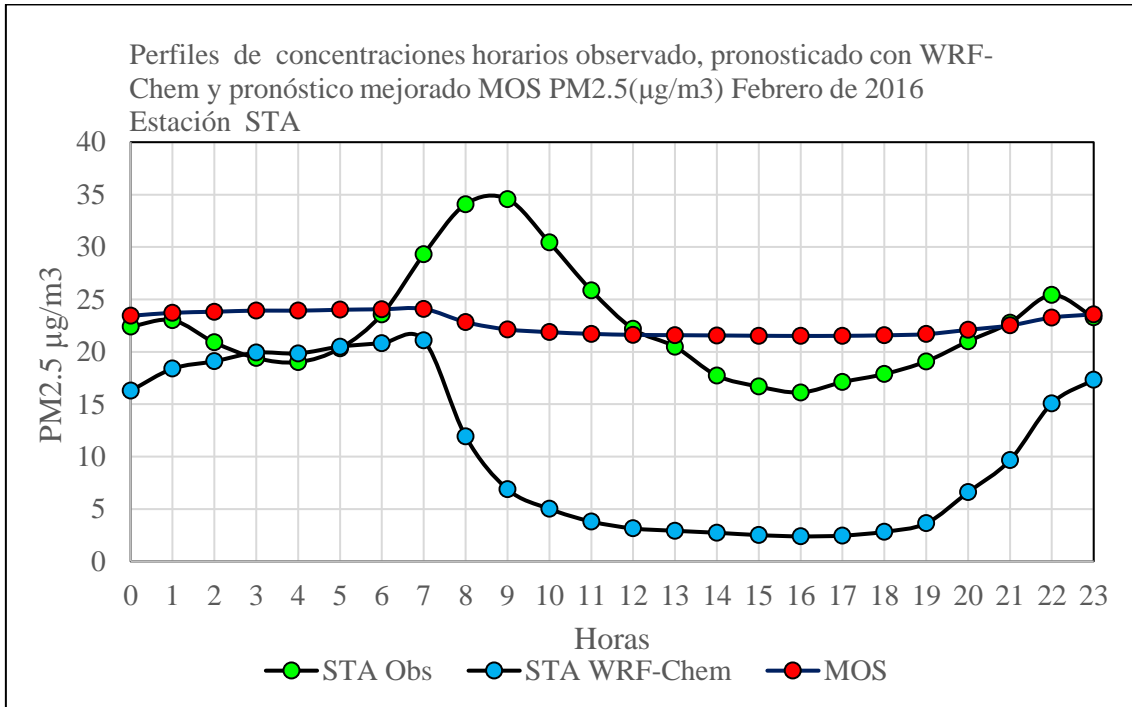
Estación SBJ, PM₁₀ y PM_{2.5}



ANEXO 24.

Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016:

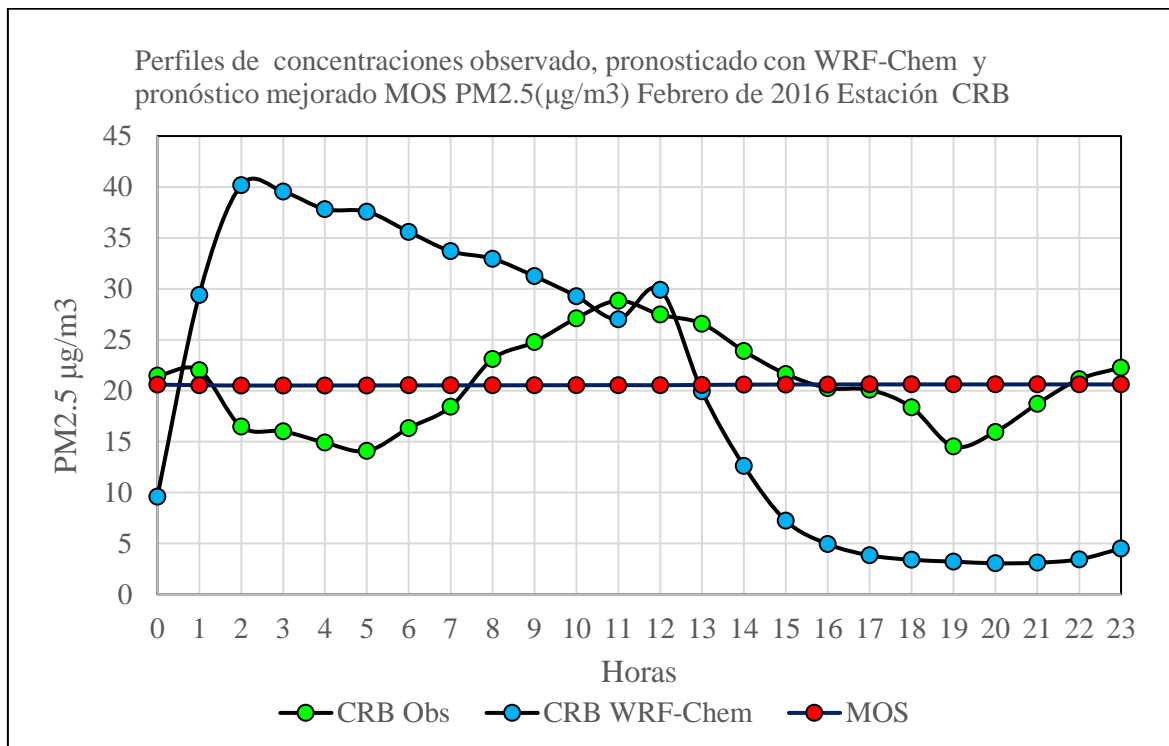
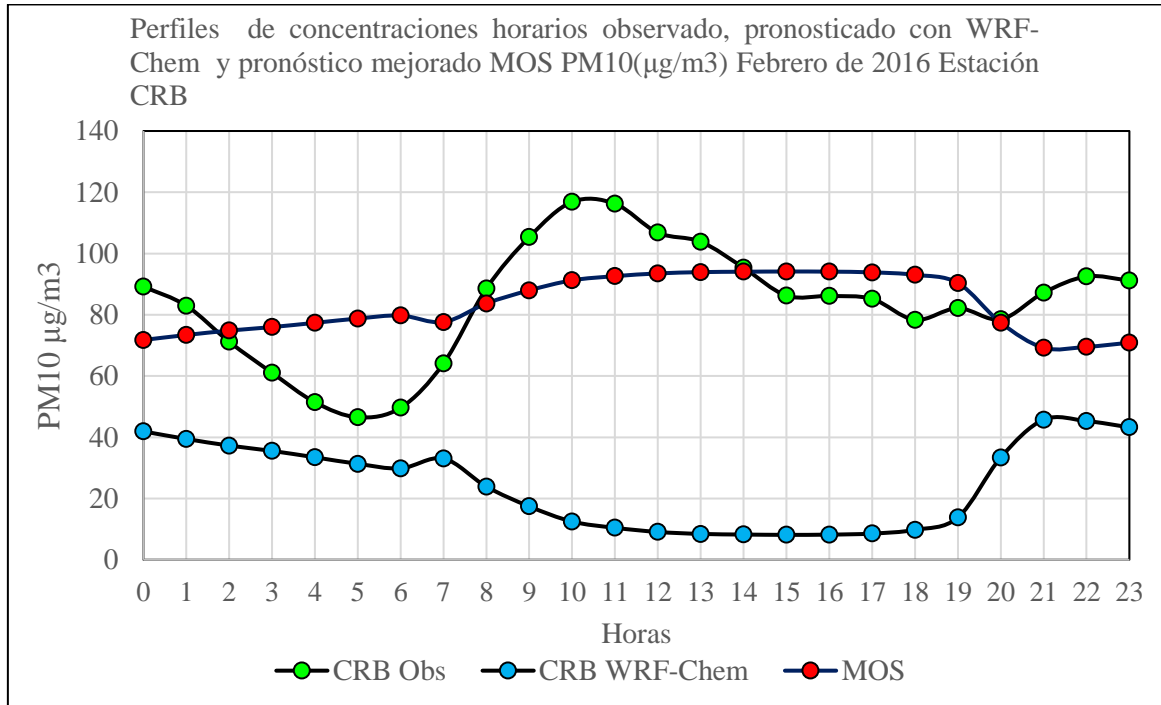
Estación STA, PM_{2.5}



ANEXO 25.

Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016:

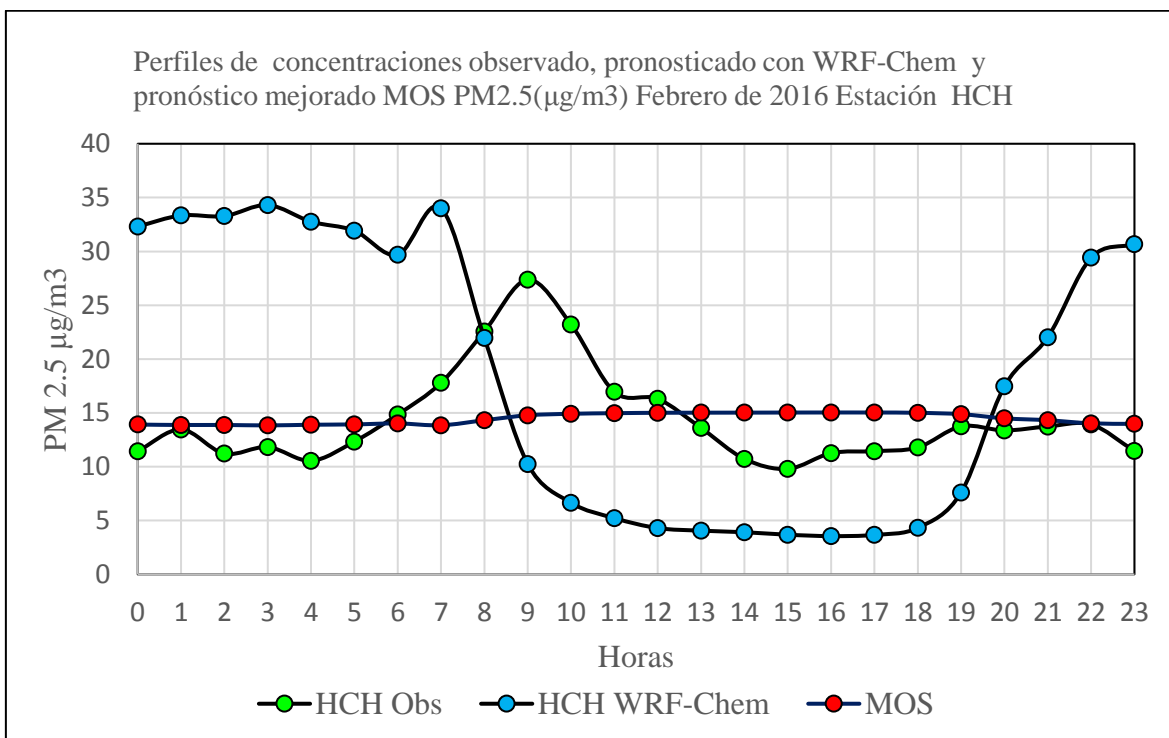
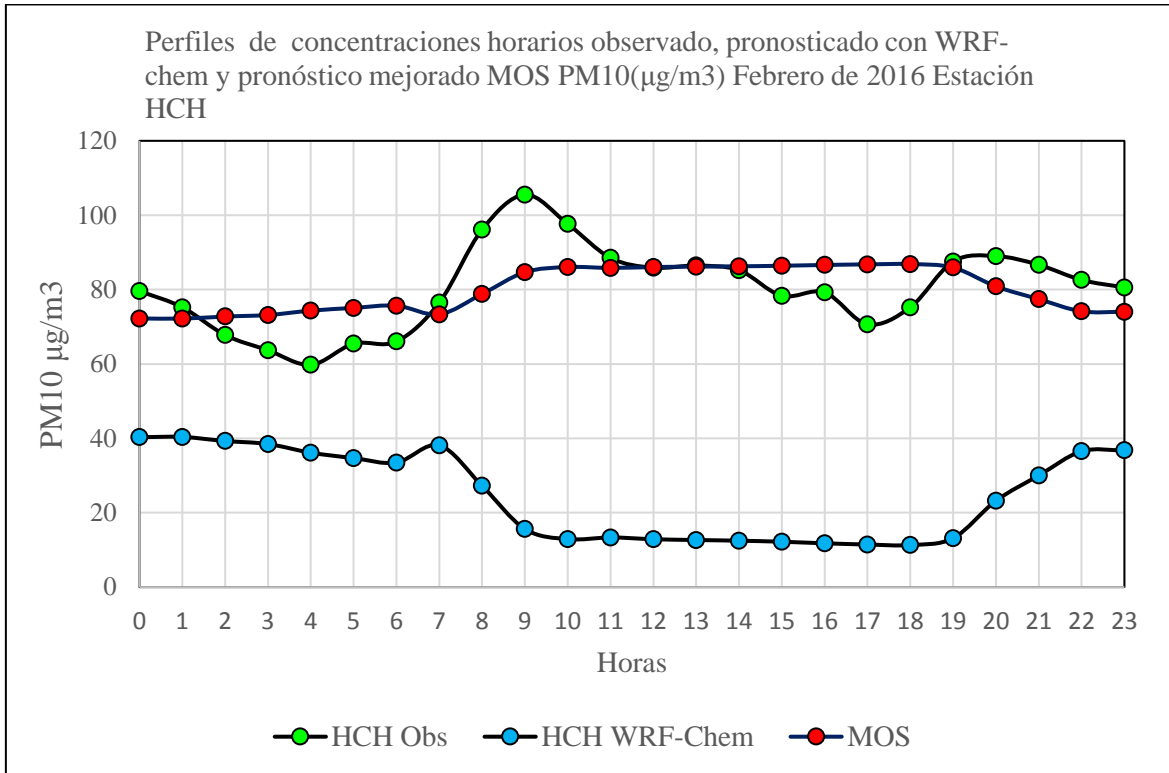
Estación CRB, PM₁₀ y PM_{2.5}



ANEXO 26.

Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016:

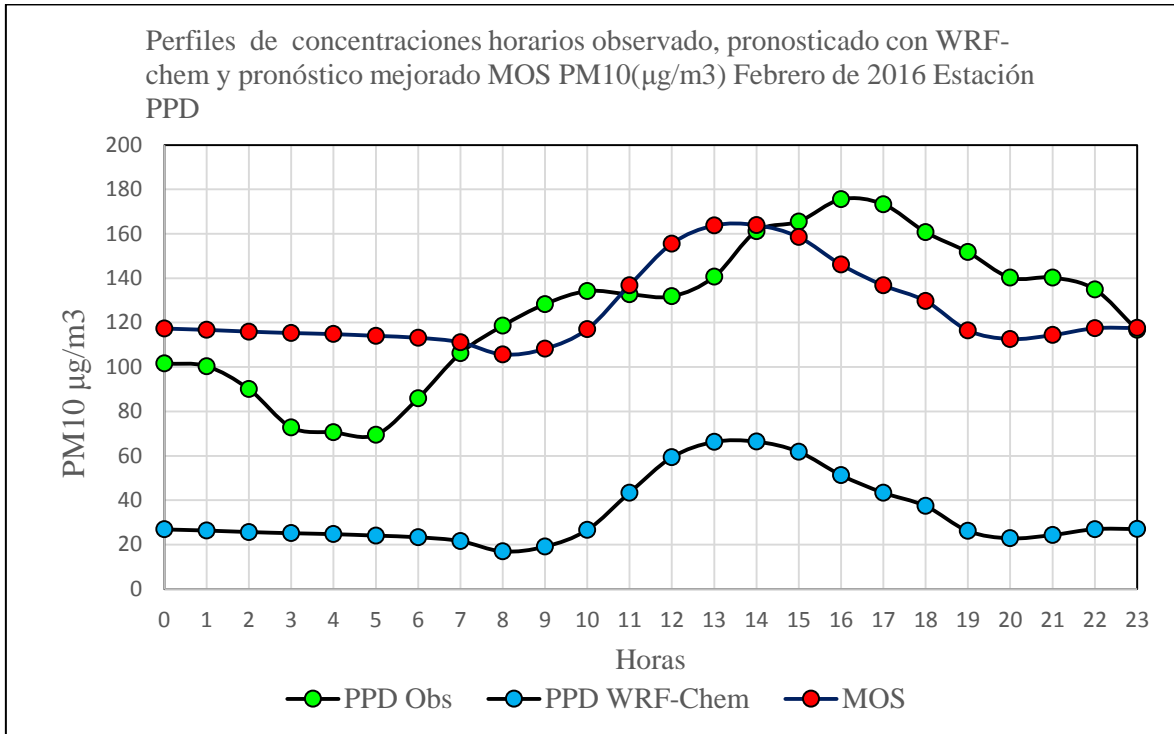
Estación HCH, PM₁₀ y PM_{2.5}



ANEXO 27.

Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016:

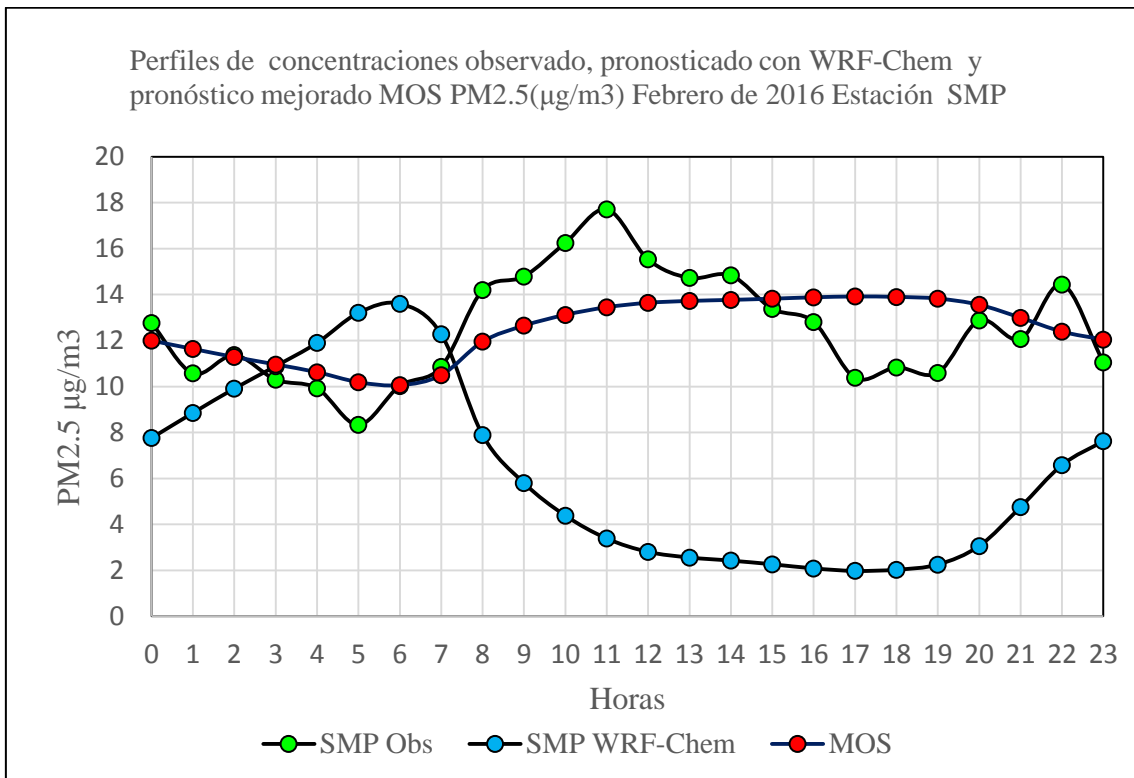
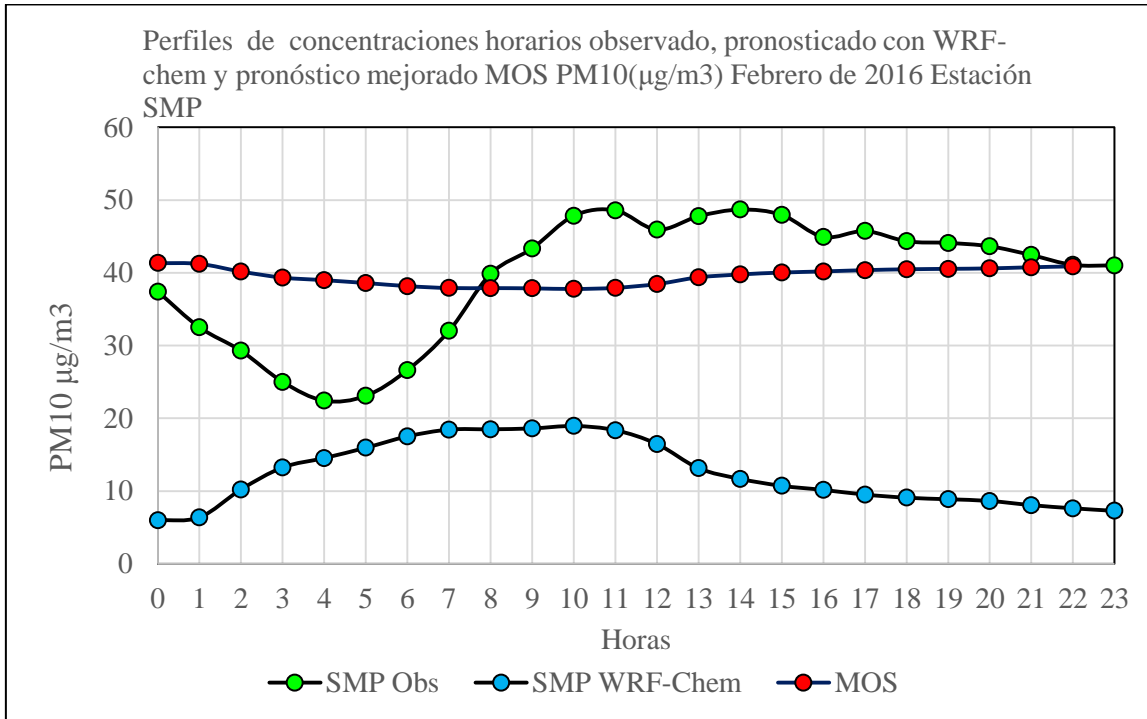
Estación PPD, PM₁₀



ANEXO 28.

Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016:

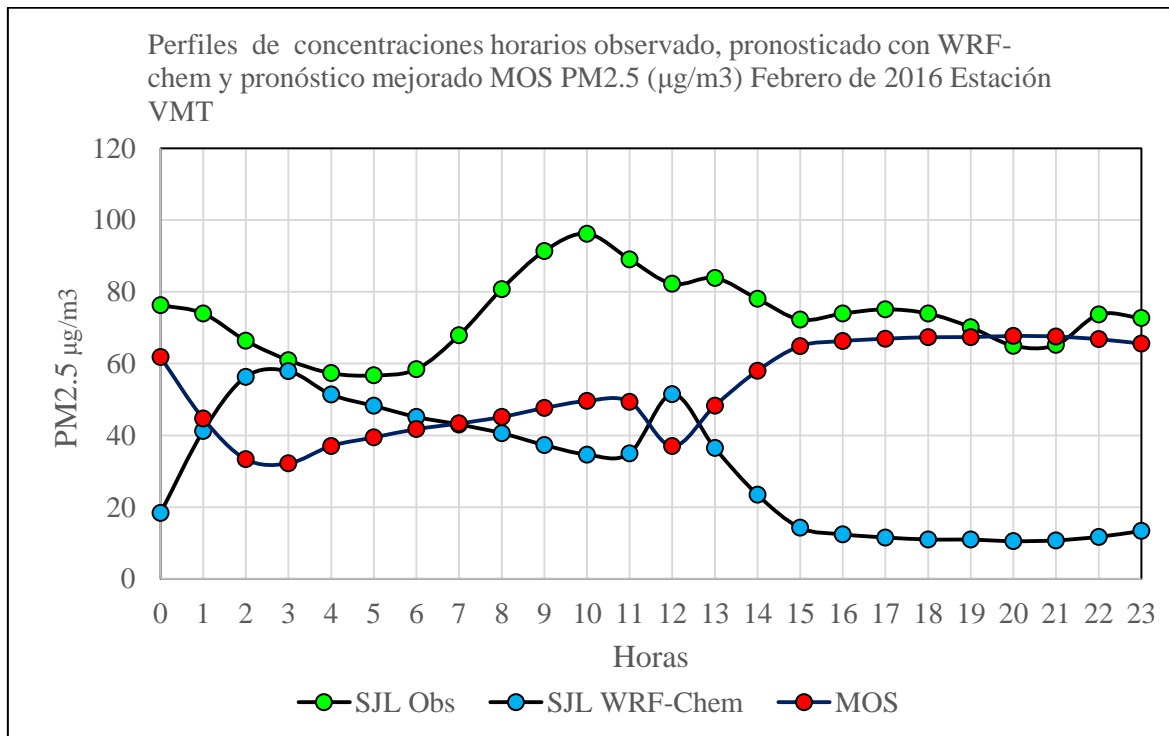
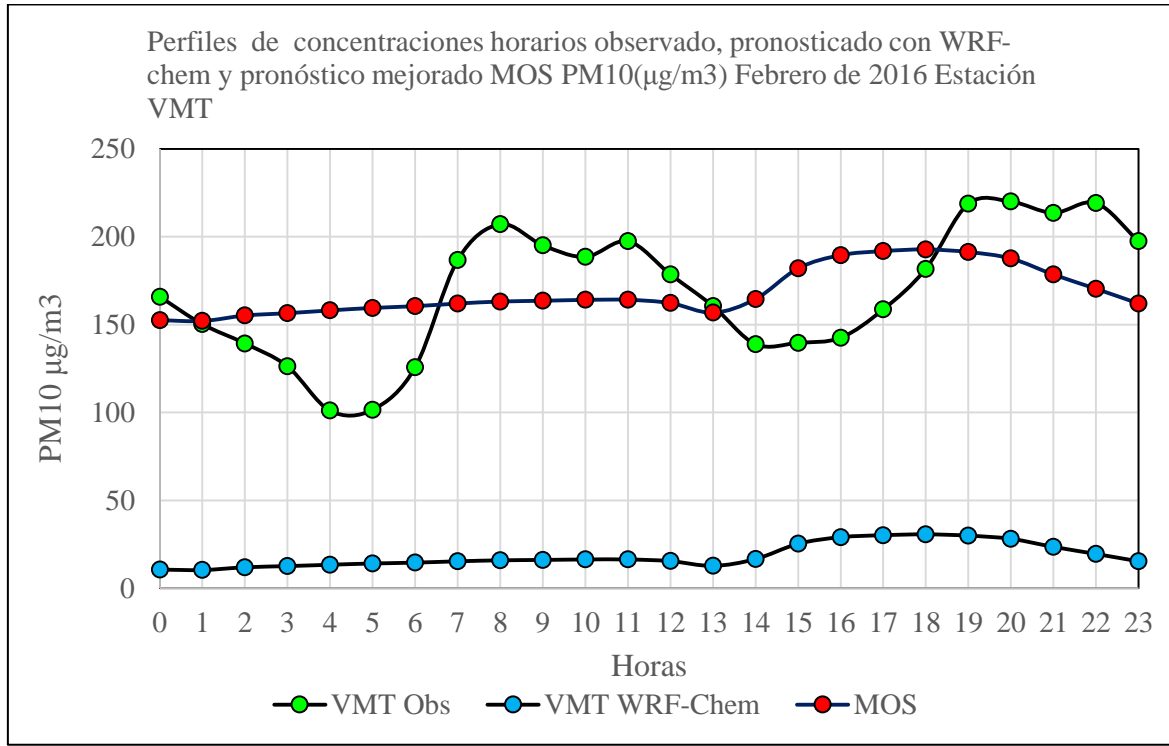
Estación SMP, PM₁₀ y PM_{2.5}



ANEXO 29.

Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016:

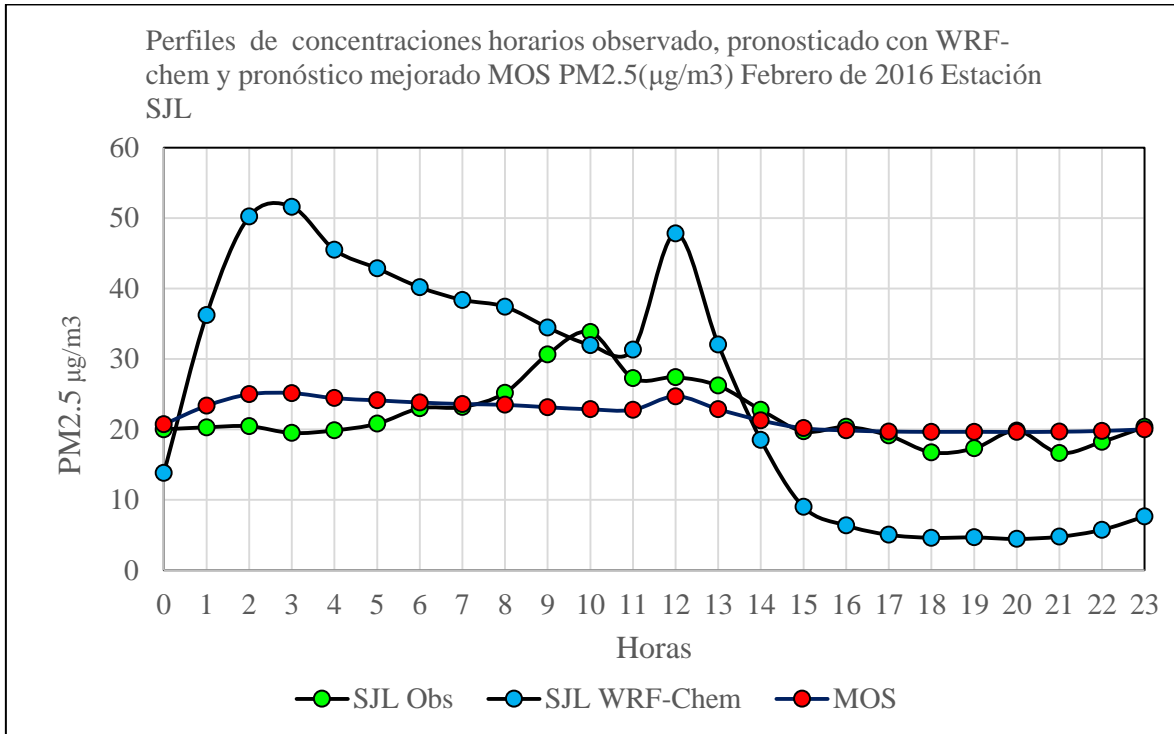
Estación VMT, PM₁₀ y PM_{2.5}



ANEXO 30.

Pronóstico mejorado con MOS mes de febrero 2016:

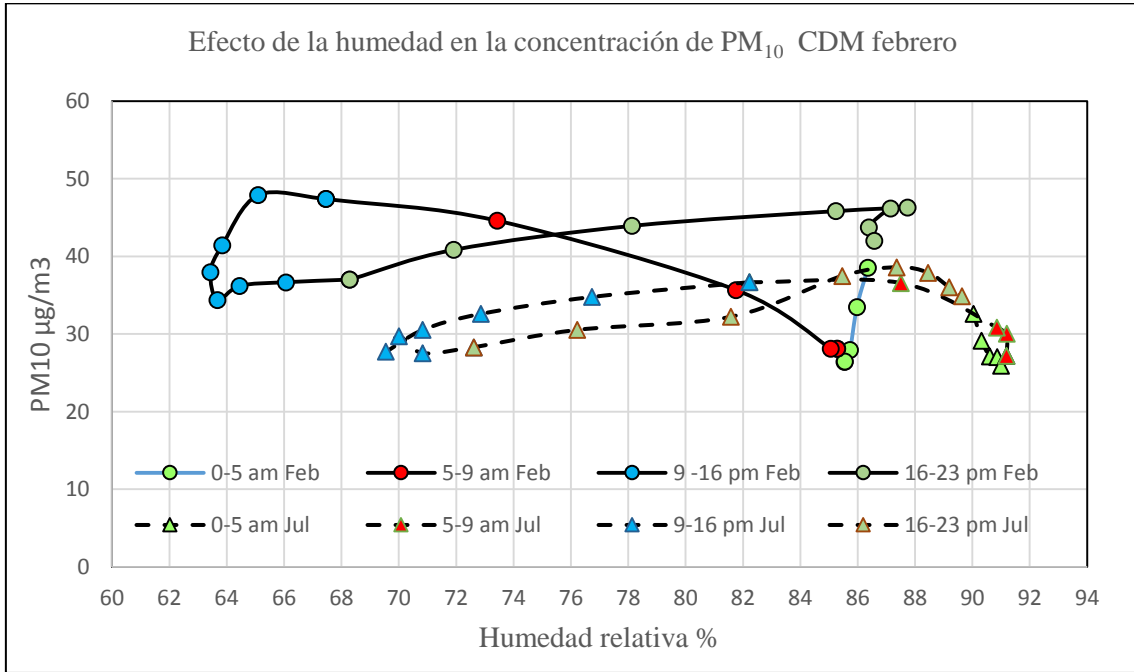
Estación SJL, PM_{2.5}



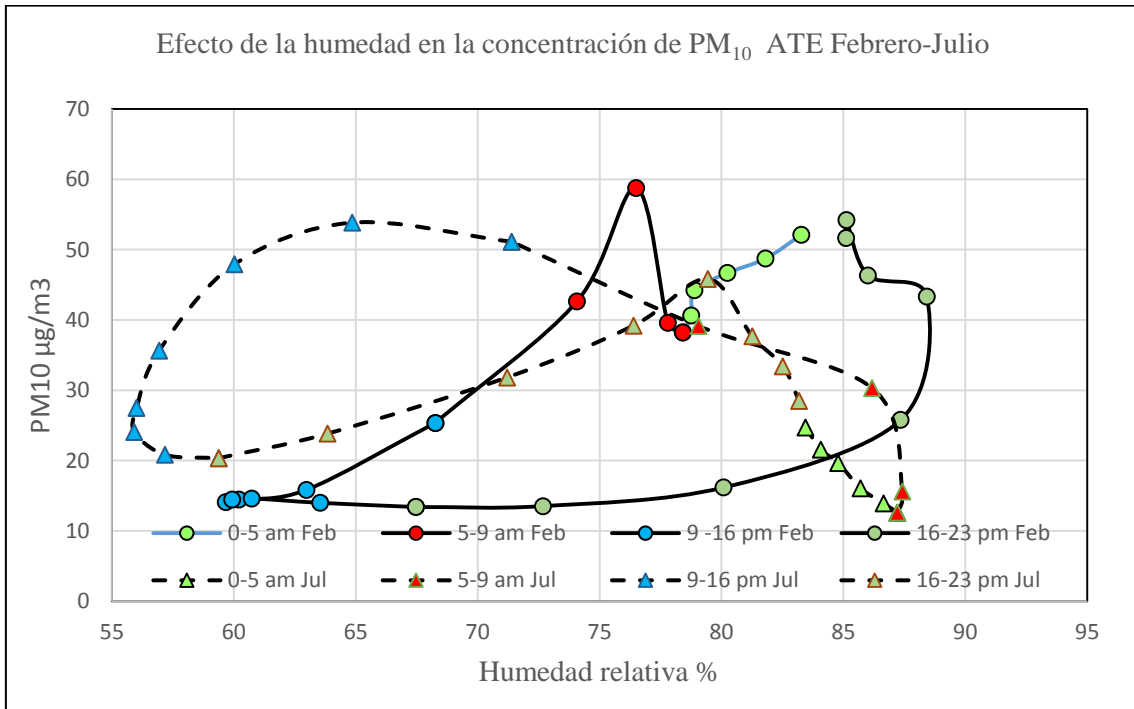
ANEXO 31.

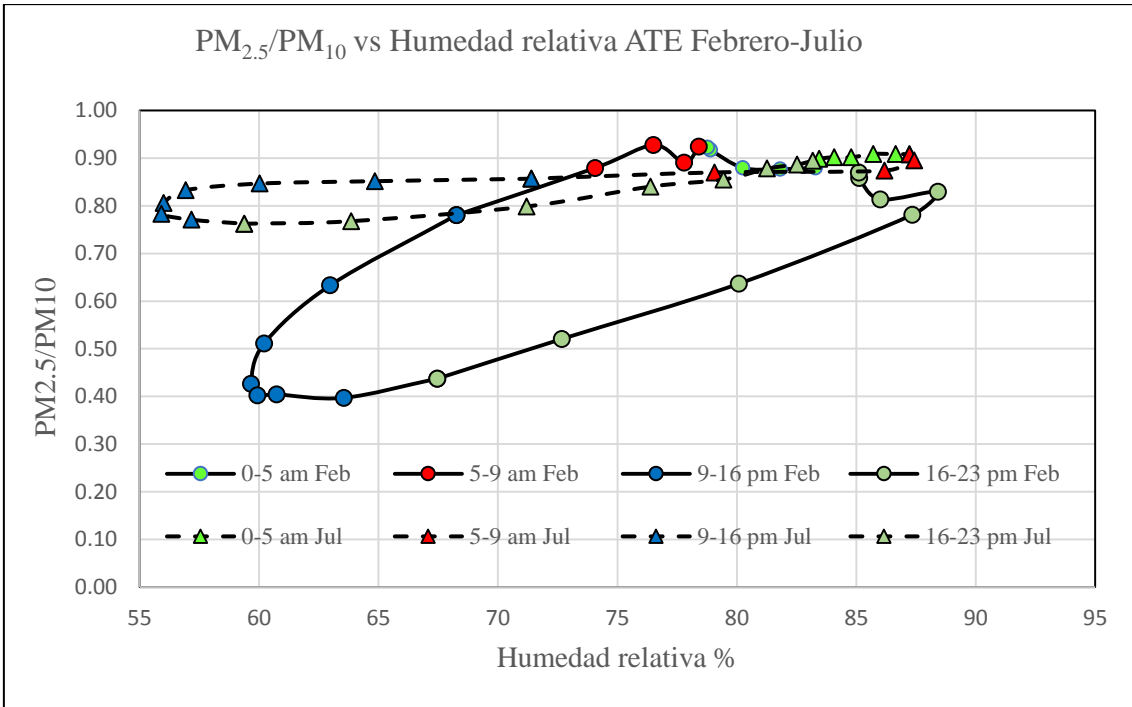
**PM₁₀ vs Humedad Relativa y
PM_{2.5}/PM₁₀ vs Humedad Relativa en las diez estaciones.**

Estación CDM

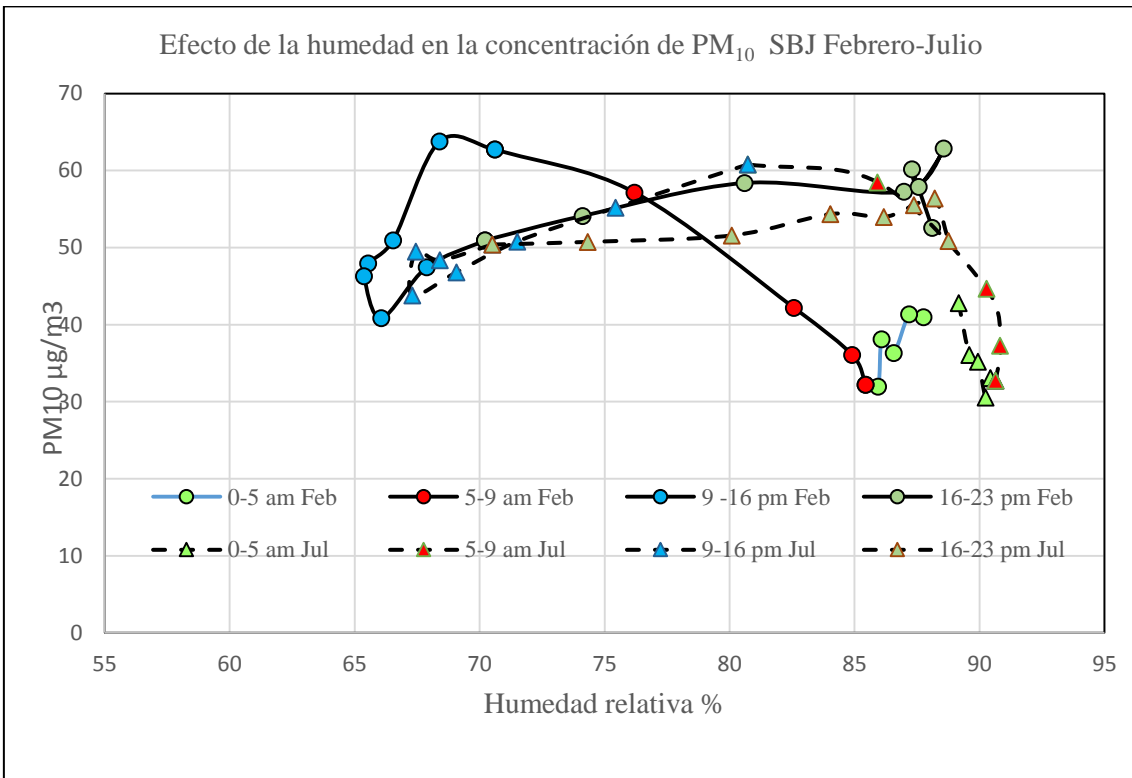


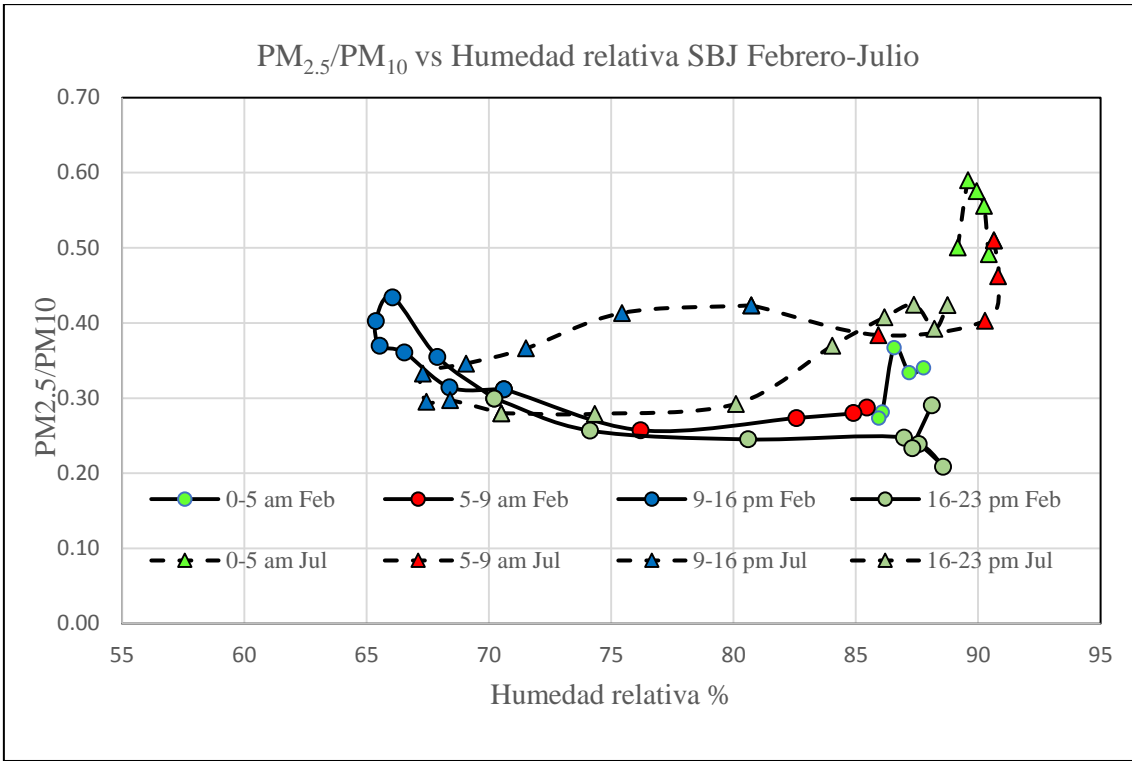
Estación ATE



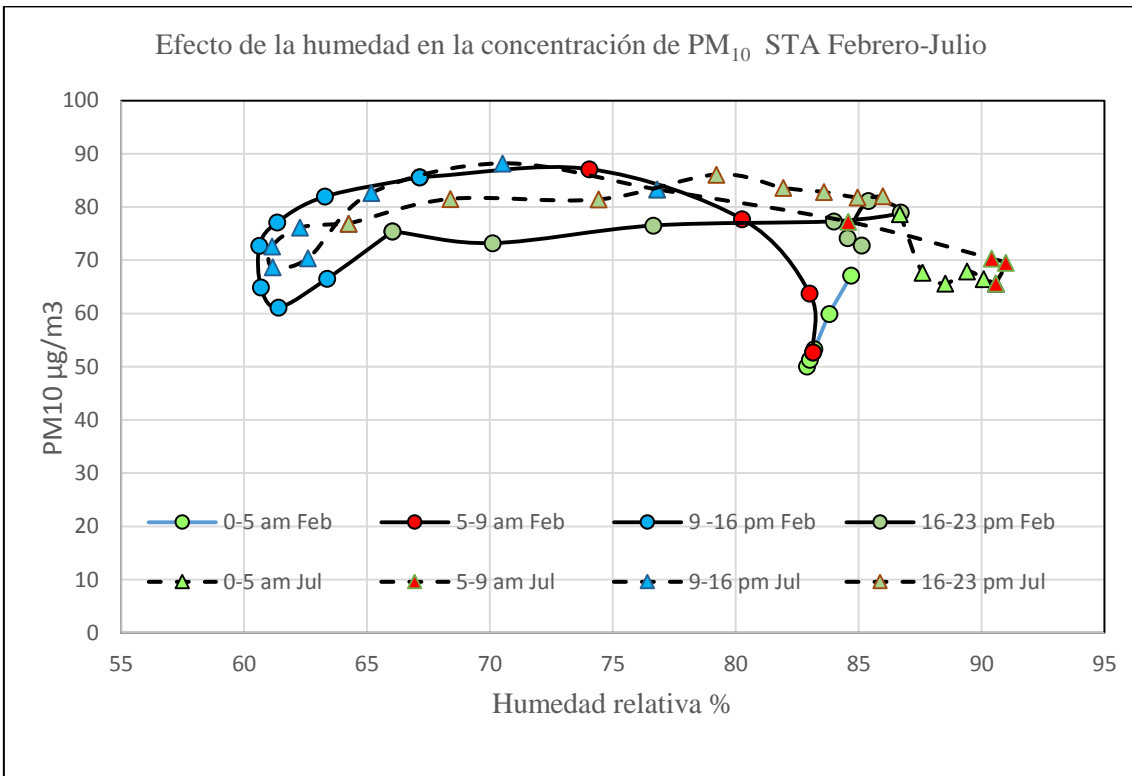


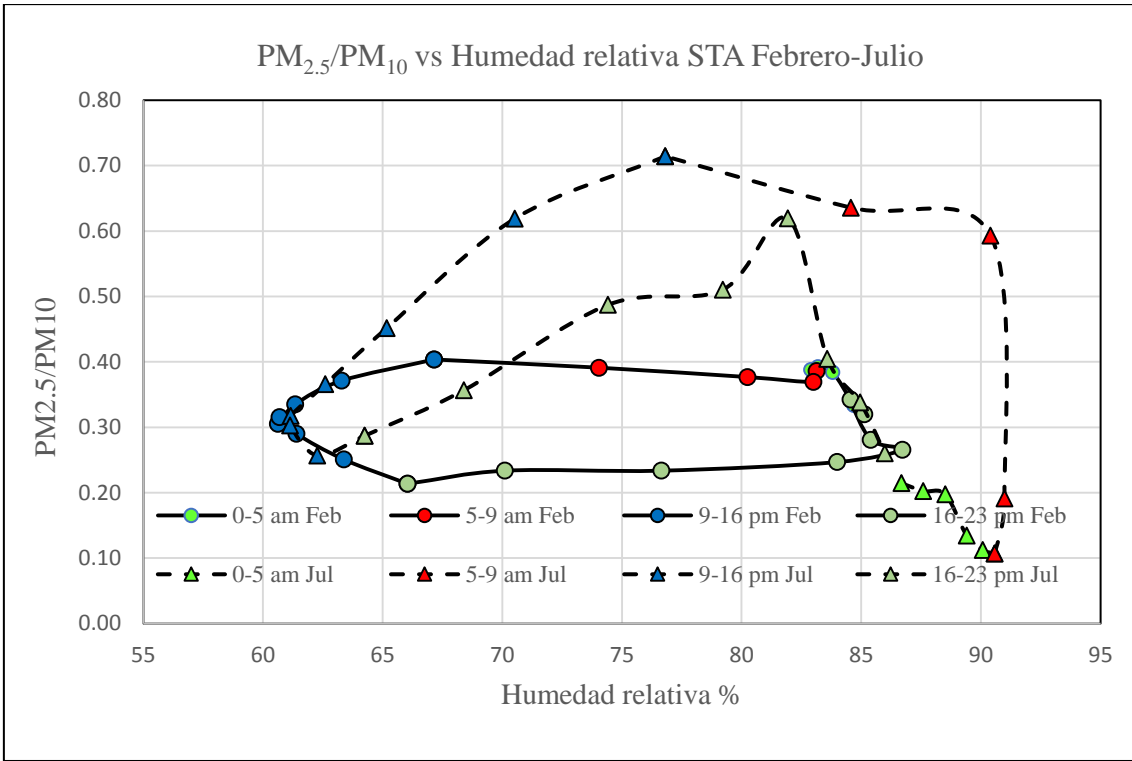
Estación SBJ



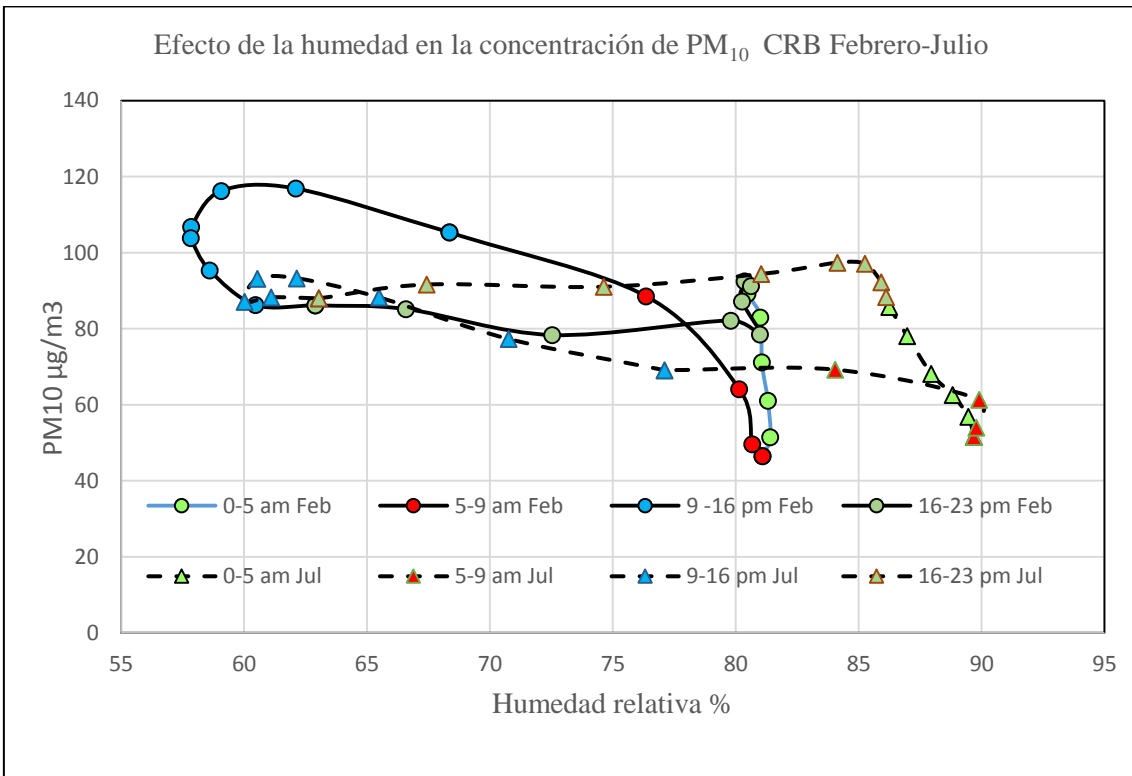


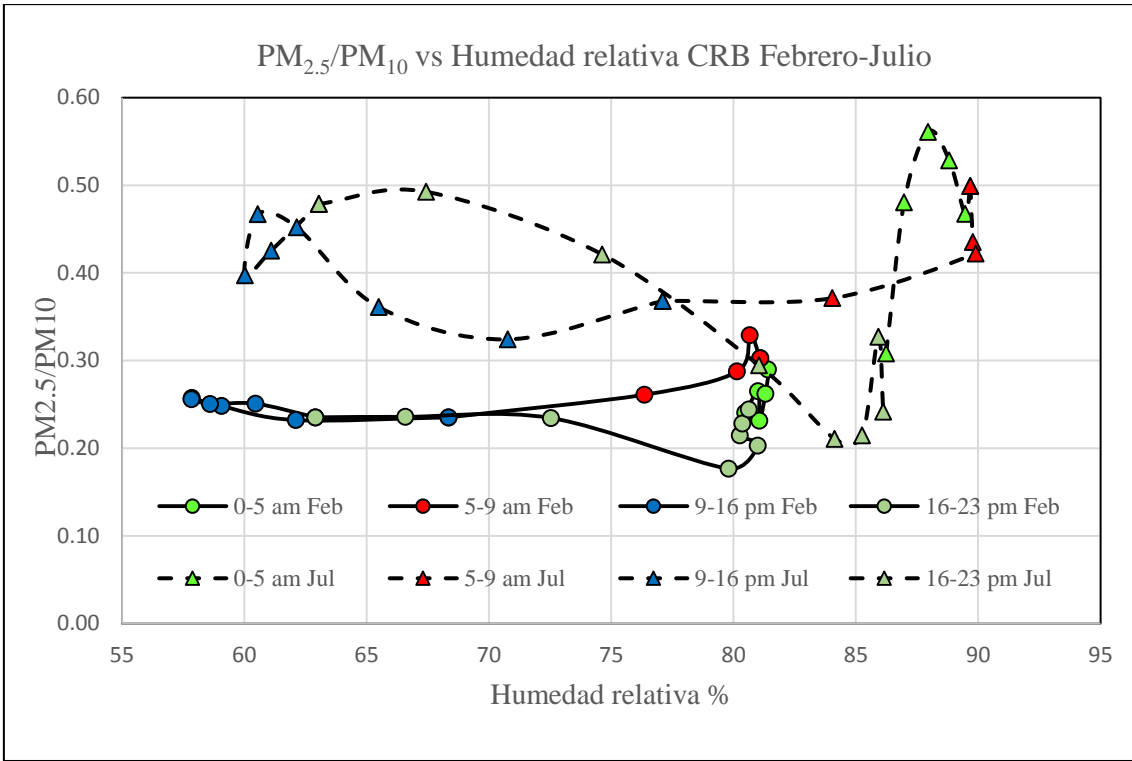
Estación STA



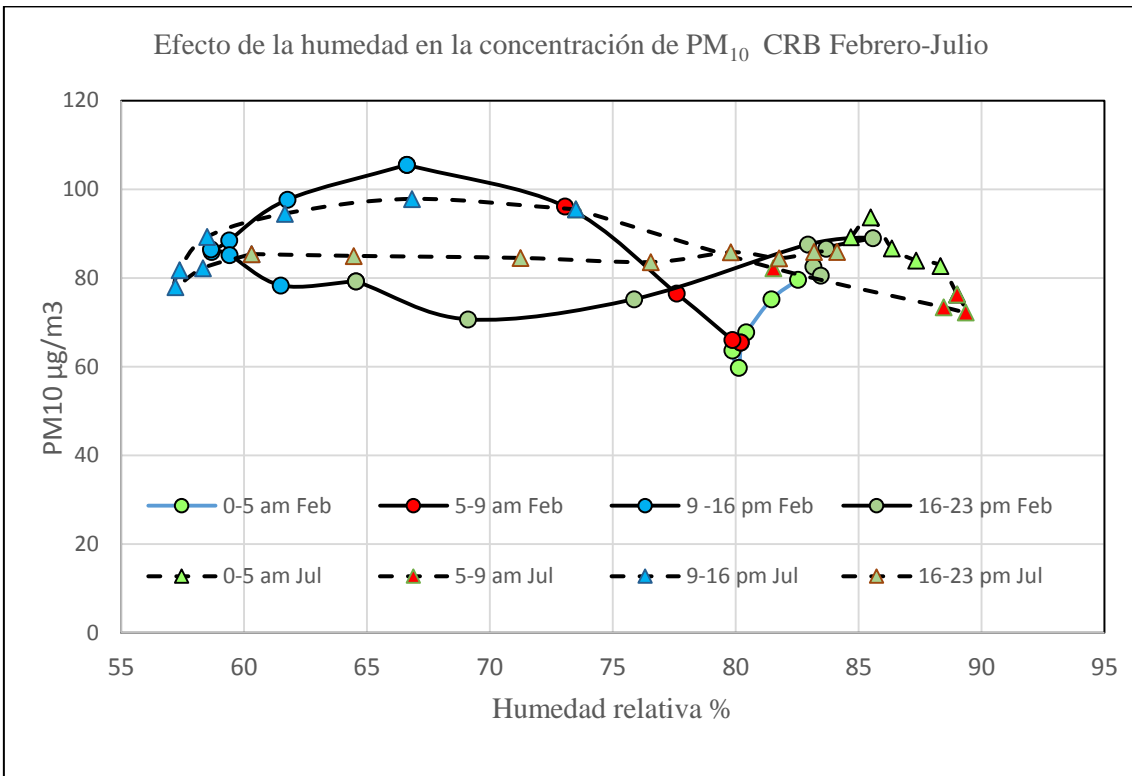


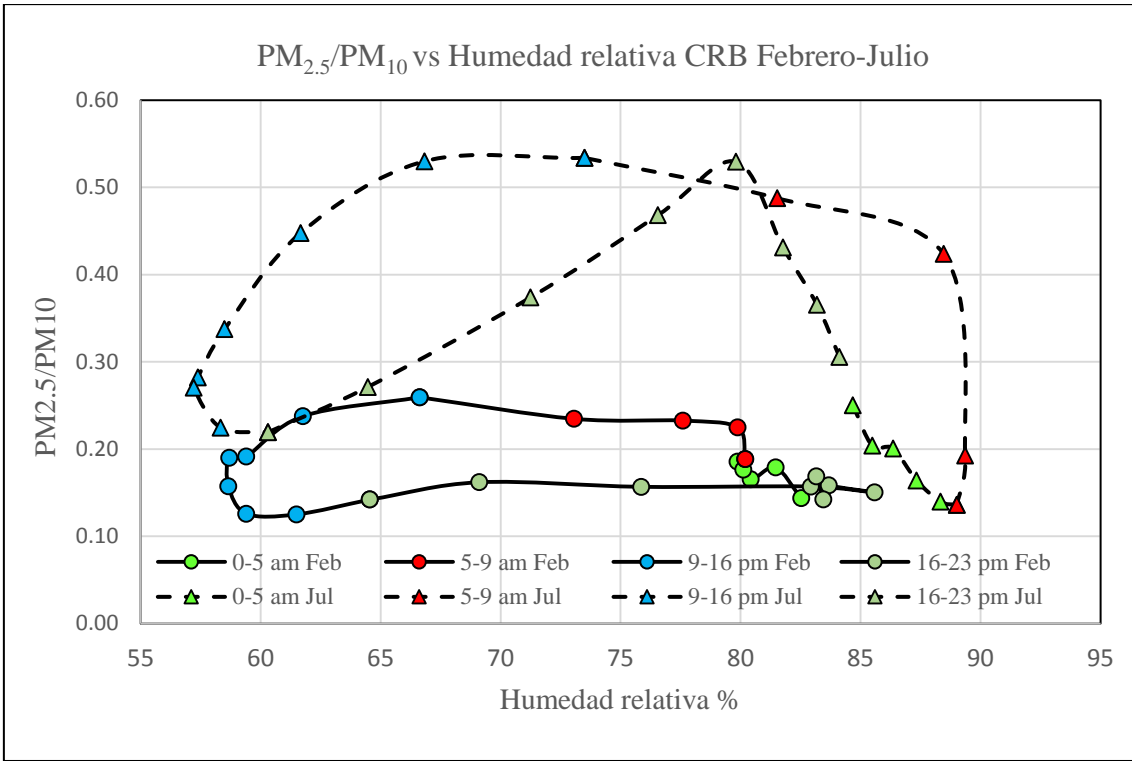
Estación CRB



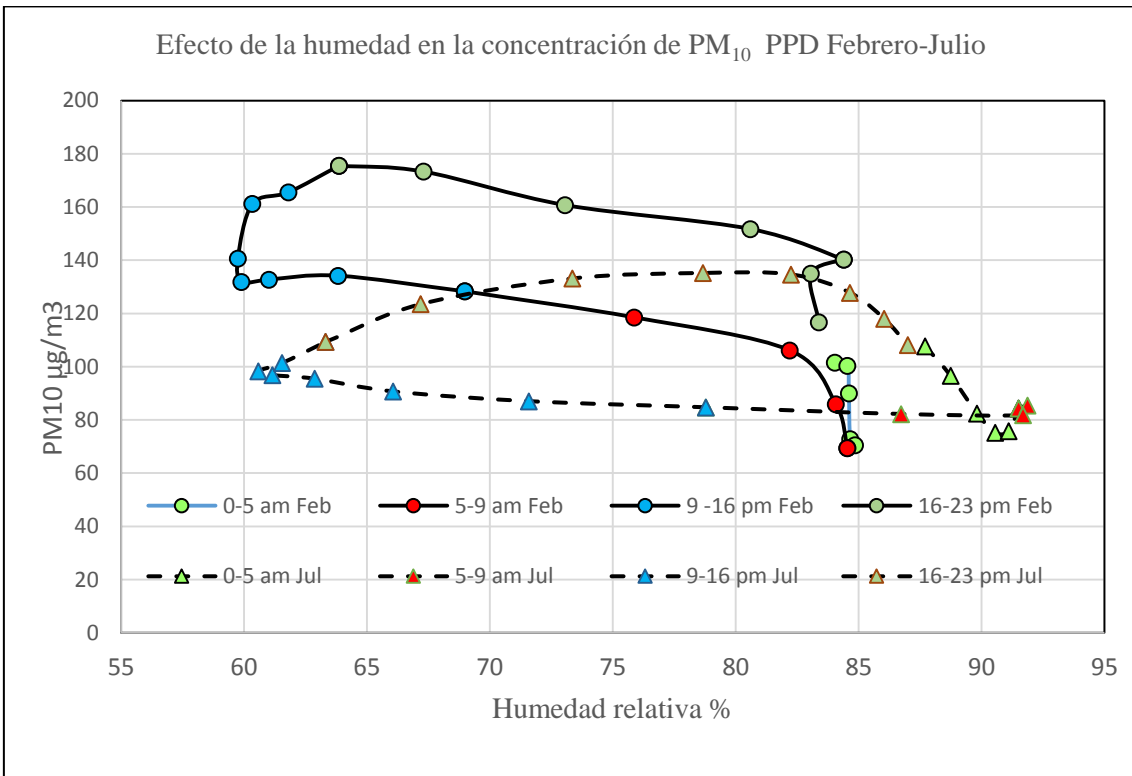


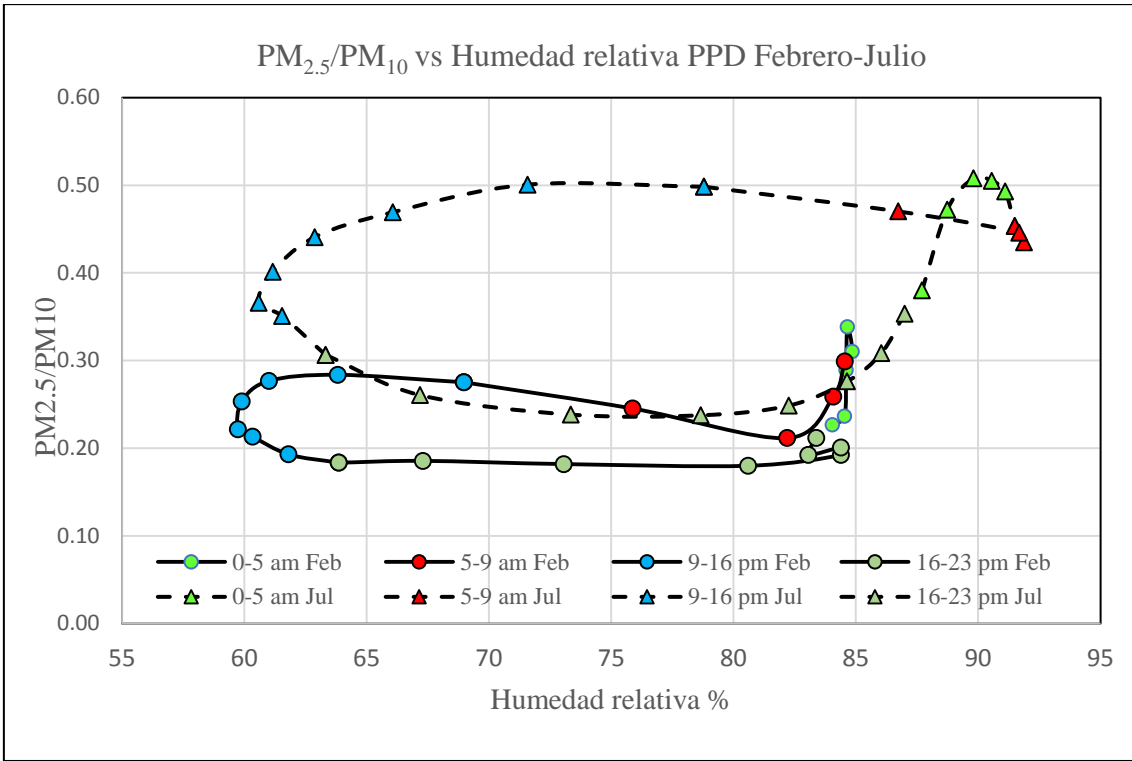
Estación HCH



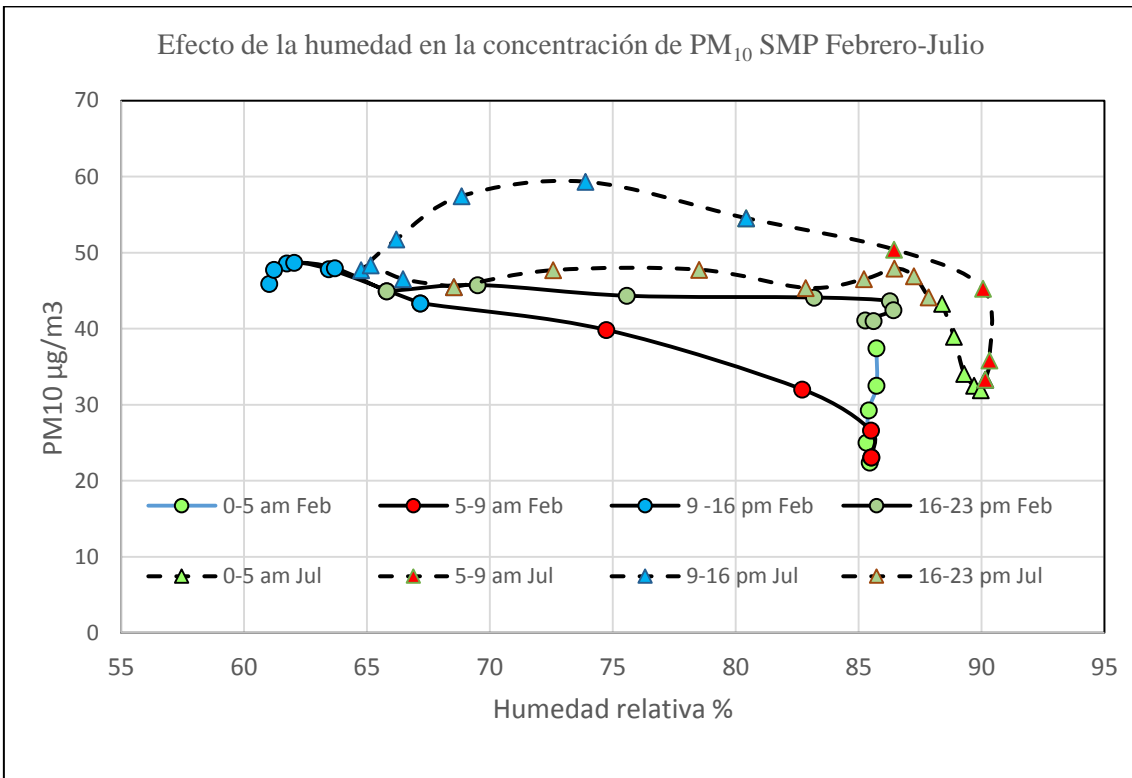


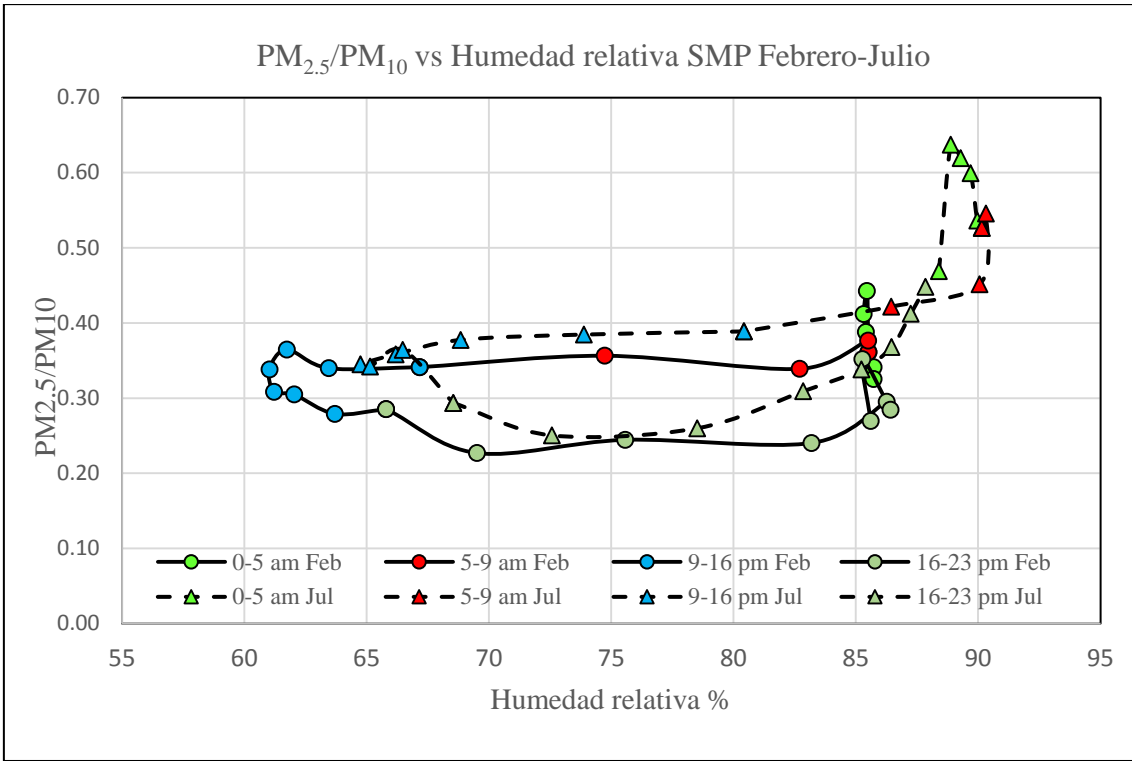
Estación PPD



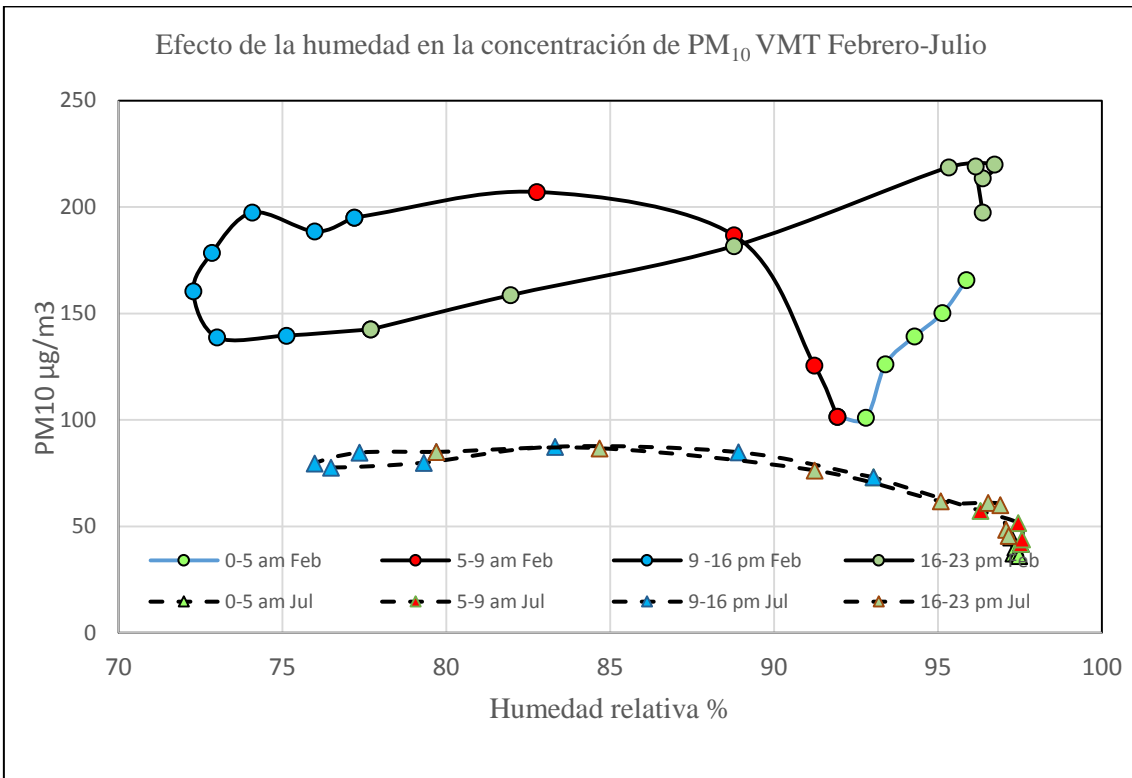


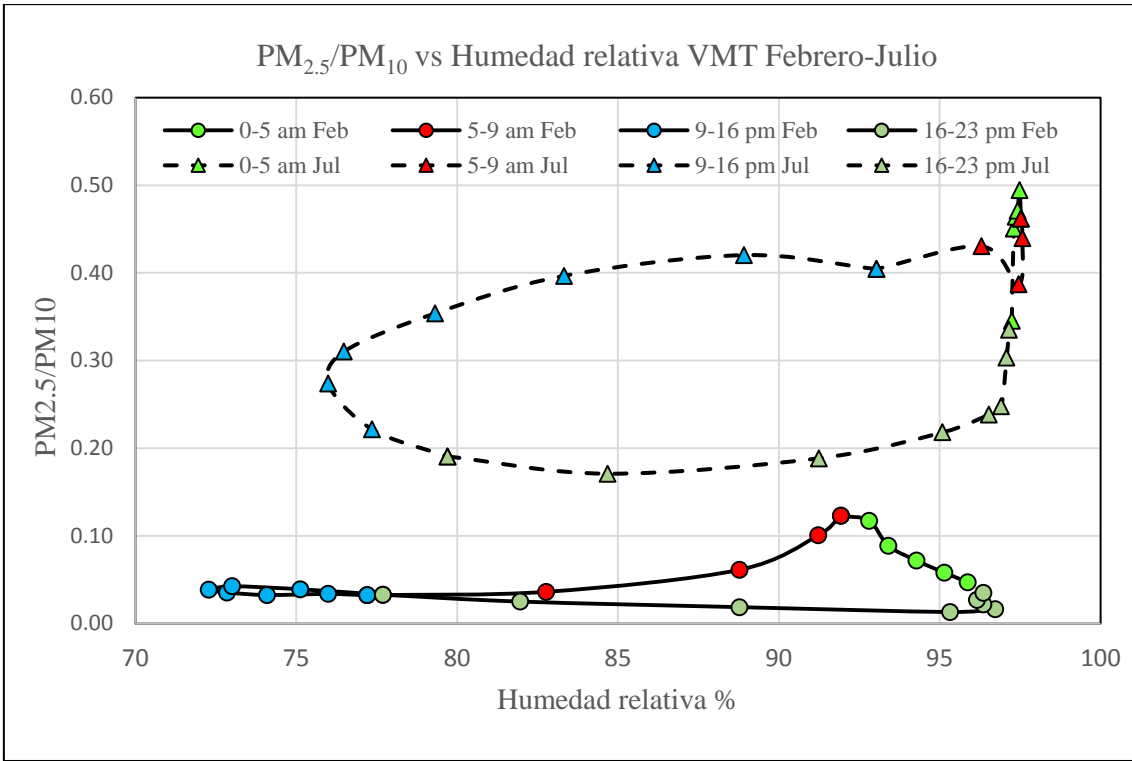
Estación SMP



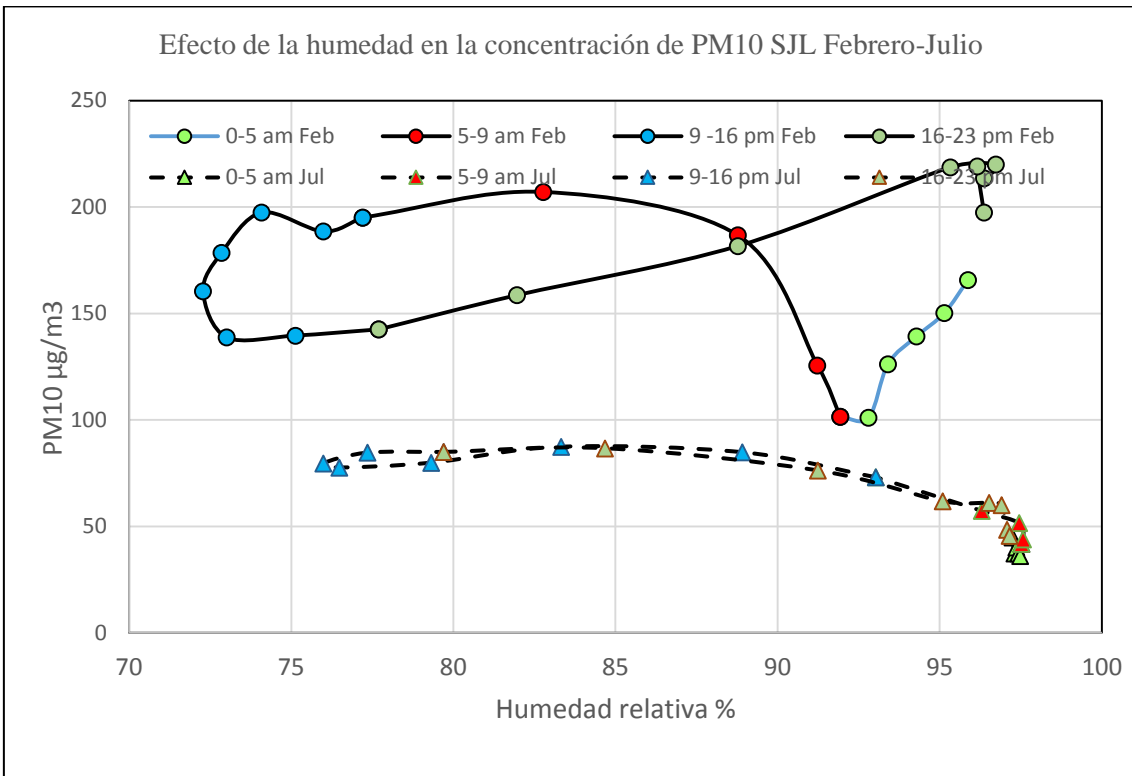


Estación VMT





Estación SJL



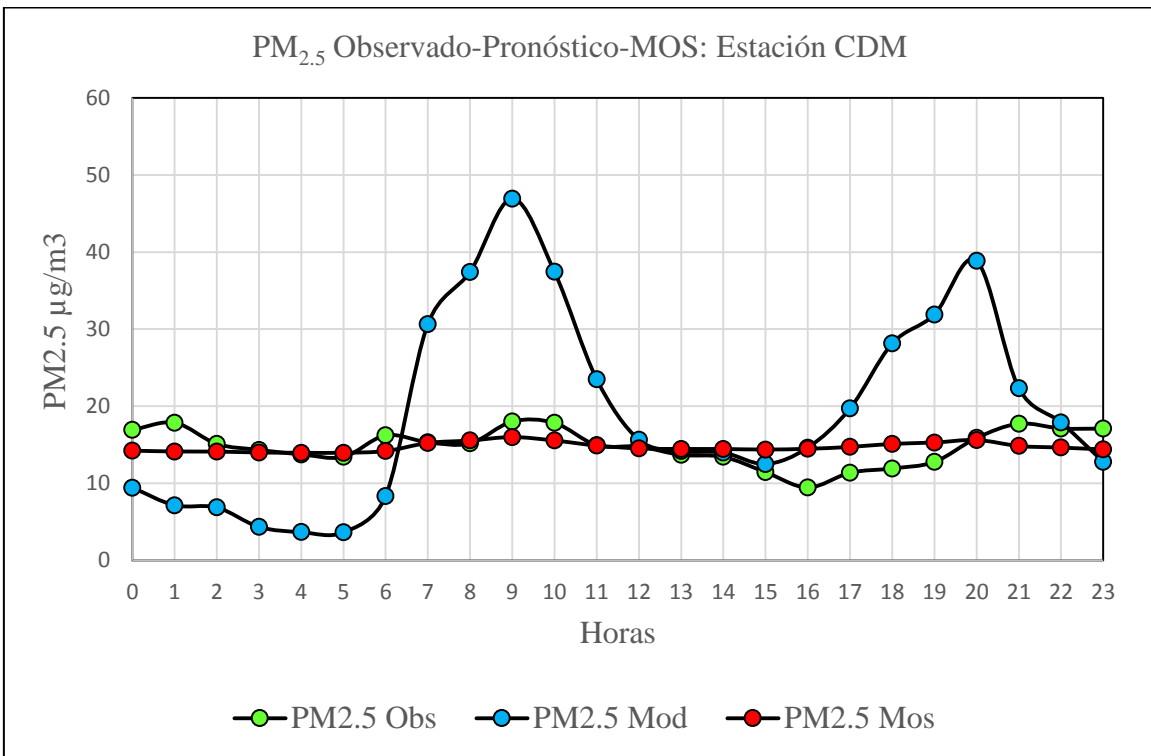
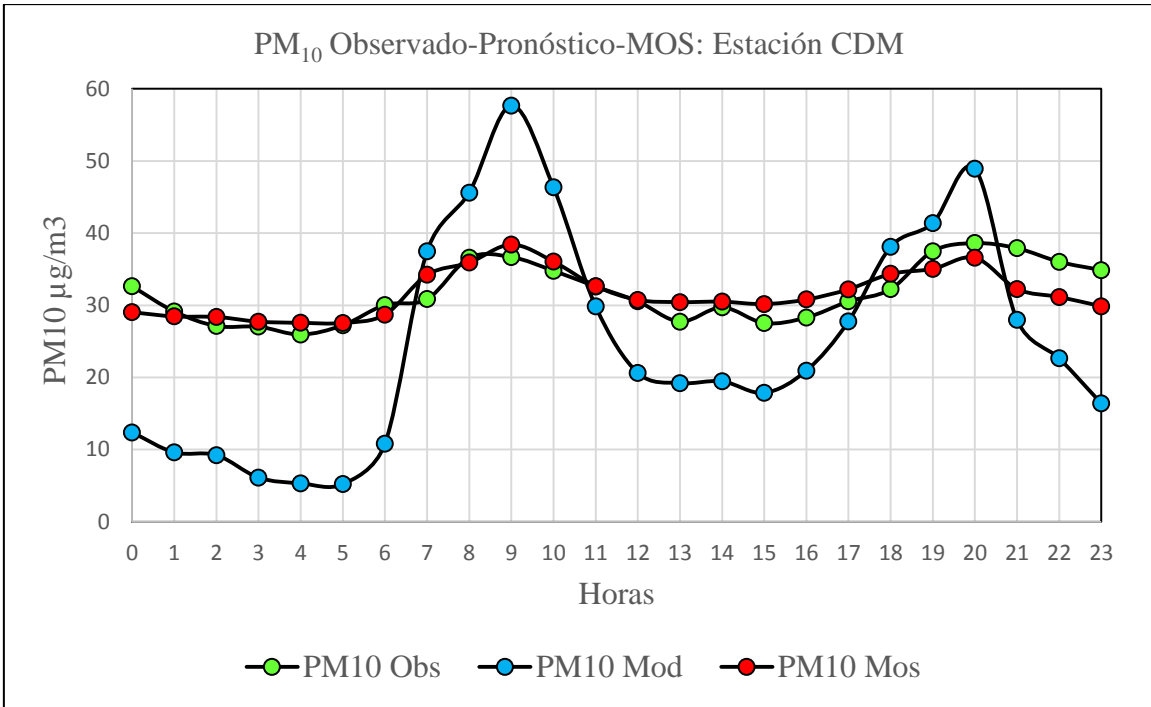
ANEXO 32.

Parámetros MOS para el mes de julio y perfiles de concentraciones de valores promedios de PM₁₀ y PM_{2.5} observado, pronosticado y mejorado MOS

N	Estación	Parámetros MOS		r
		a	b	
1	CDM PM ₁₀	26.466	0.207	0780
	CDM PM _{2.5}	13.796	0.047	0.254
2	ATE PM ₁₀	-	-	-
	ATE PM _{2.5}	-	-	-
3	SBJ PM ₁₀	34.881	0.498	0.814
	SBJ PM _{2.5}	15.992	0.137	0.465
4	STA PM ₁₀	65.252	0.303	0.784
	STA PM _{2.5}	-	-	-
5	CRB PM ₁₀	59.680	0.403	0.632
	CRB PM _{2.5}	13.796	0.047	0.254
6	HCH PM ₁₀	76.685	0.243	0.556
	HCH PM _{2.5}	52.175	0.012	0.013
7	PPD PM ₁₀	73.617	0.633	0.623
	PPD PM _{2.5}	38.793	-0.031	0.13
8	SMP PM ₁₀	34.904	0.314	0.783
	SMP PM _{2.5}	18.005	0.009	0.044
9	VMT PM ₁₀	40.238	1.603	0.611
	VMT PM _{2.5}	15.795	0.417	0.383
10	SJL PM ₁₀	74.645	0.236	0.398
	SJL PM _{2.5}	33.857	0.015	0.059

Estación CDM: PM₁₀ PM_{2.5} observado, pronosticado y MOS

Perfiles horarios de concentraciones medias de PM₁₀ y PM_{2.5} observados y estimados con WRF-Chem y estimaciones mejoradas con MOS: Julio 2016, Estación CDM.

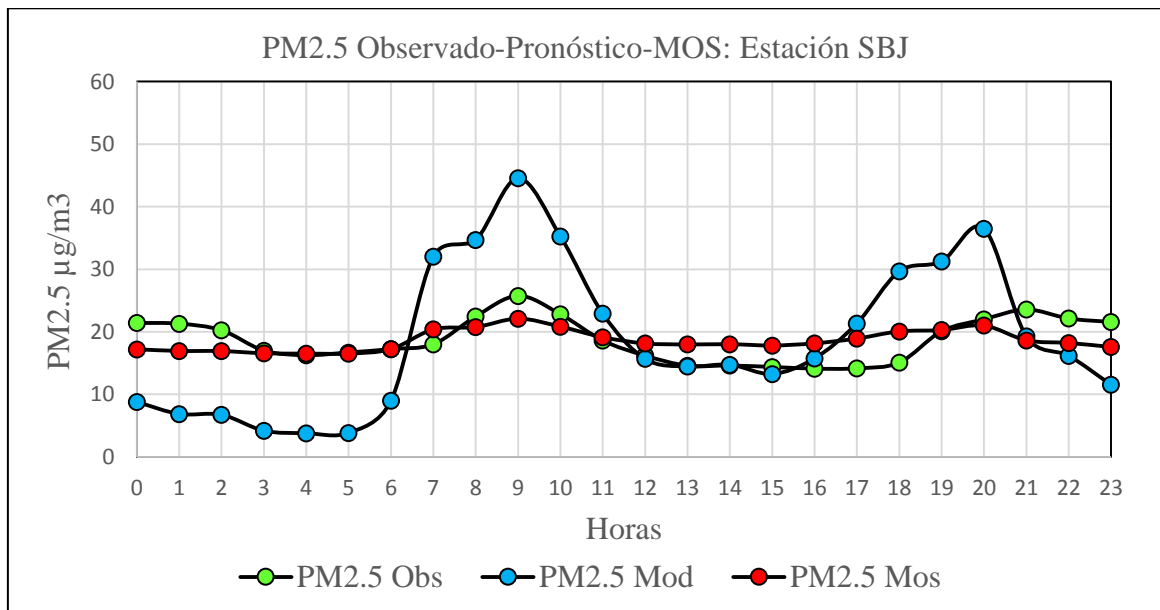
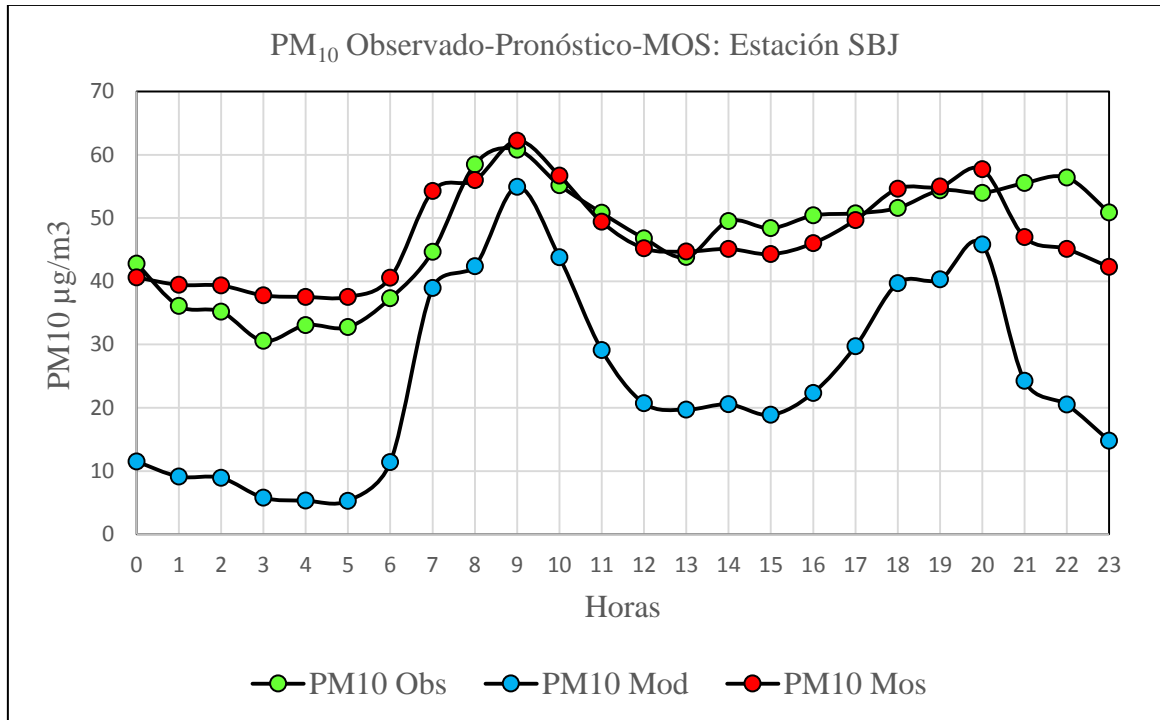


Estación ATE

*No hay datos observados de PM₁₀ y PM_{2.5}.

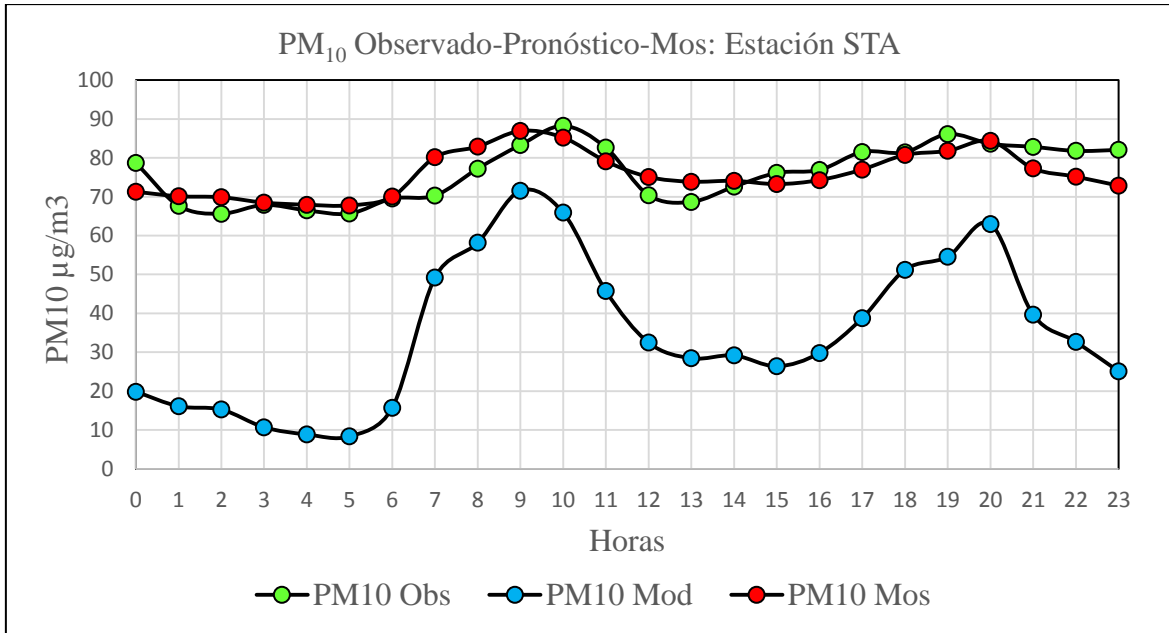
Estación SBJ: PM₁₀ PM_{2.5} observado, pronosticado y MOS

Perfiles horarios de concentraciones medias de PM₁₀ y PM_{2.5} observados y estimados con WRF-Chem y estimaciones mejoradas con MOS: Julio 2016, Estación SBJ.



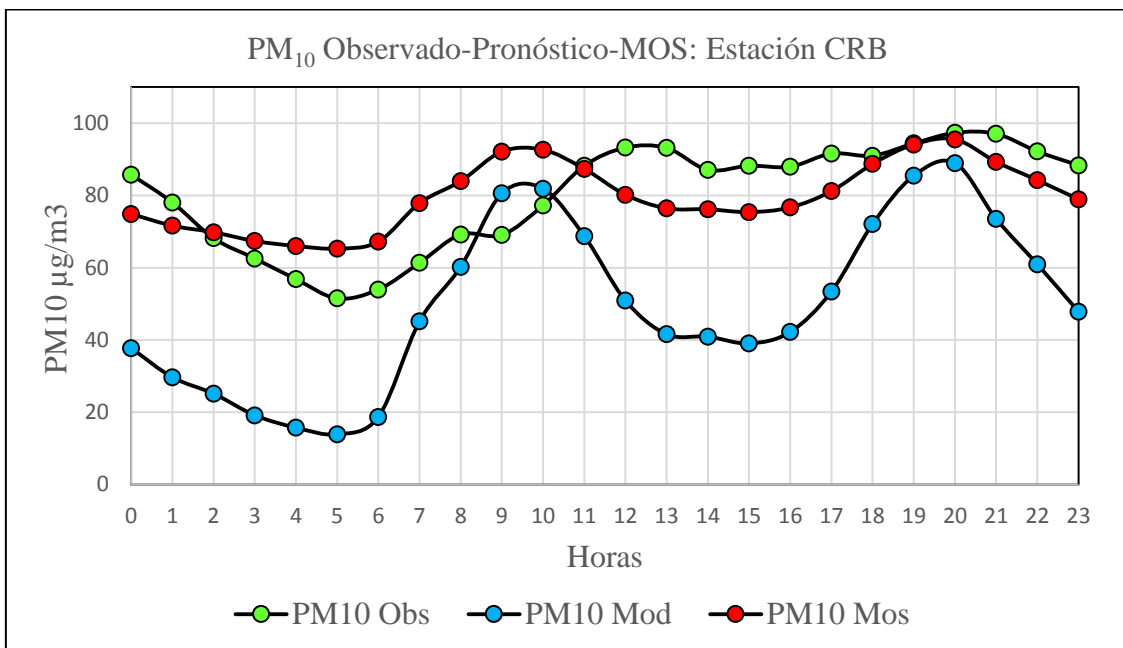
Estación STA: PM₁₀ observado, estimado y MOS

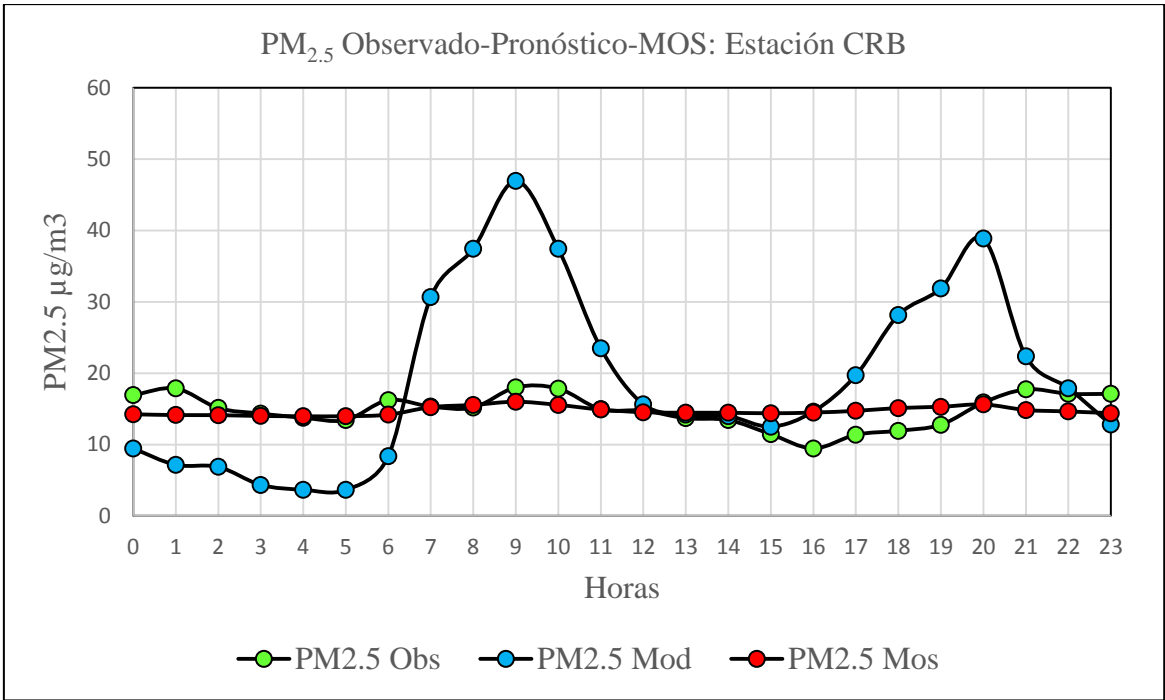
Perfiles horarios de concentraciones medias de PM observados y estimados con WRF-Chem y estimación mejorada con MOS: Julio 2016, Estación STA.



Estación CRB: PM₁₀ PM_{2.5} observado, pronosticado y MOS

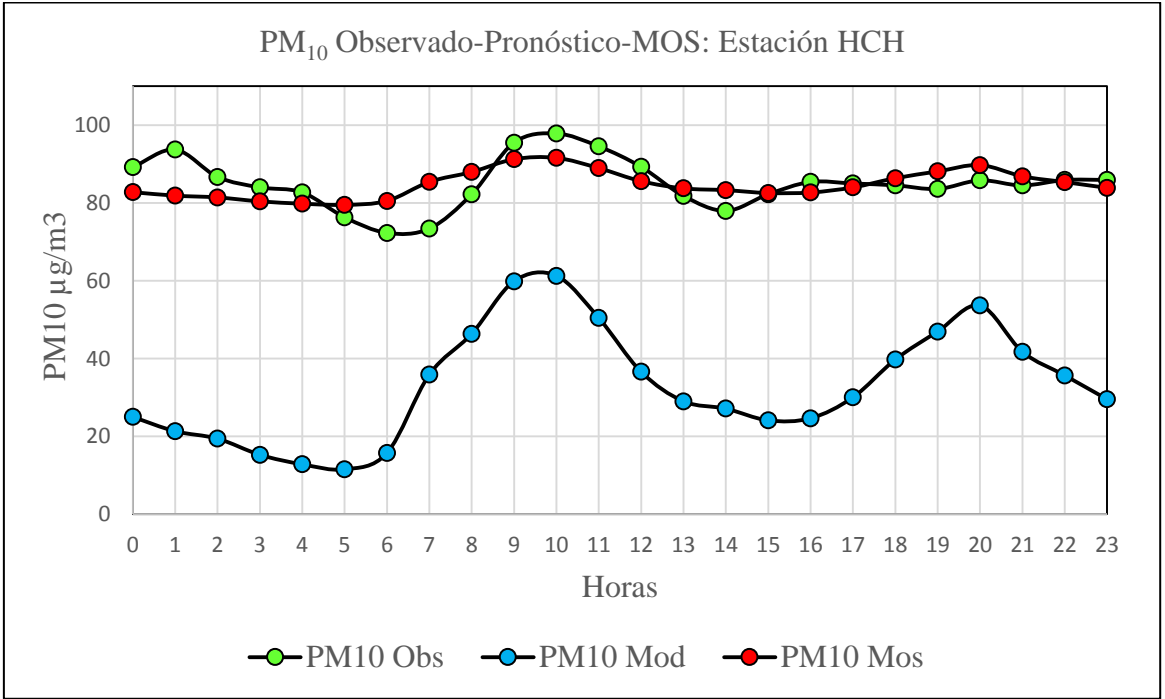
Perfiles horarios de concentraciones medias de PM 10 y PM_{2.5} observados y estimados con WRF-Chem y estimaciones mejoradas con MOS: Julio 2016, Estación CRB.

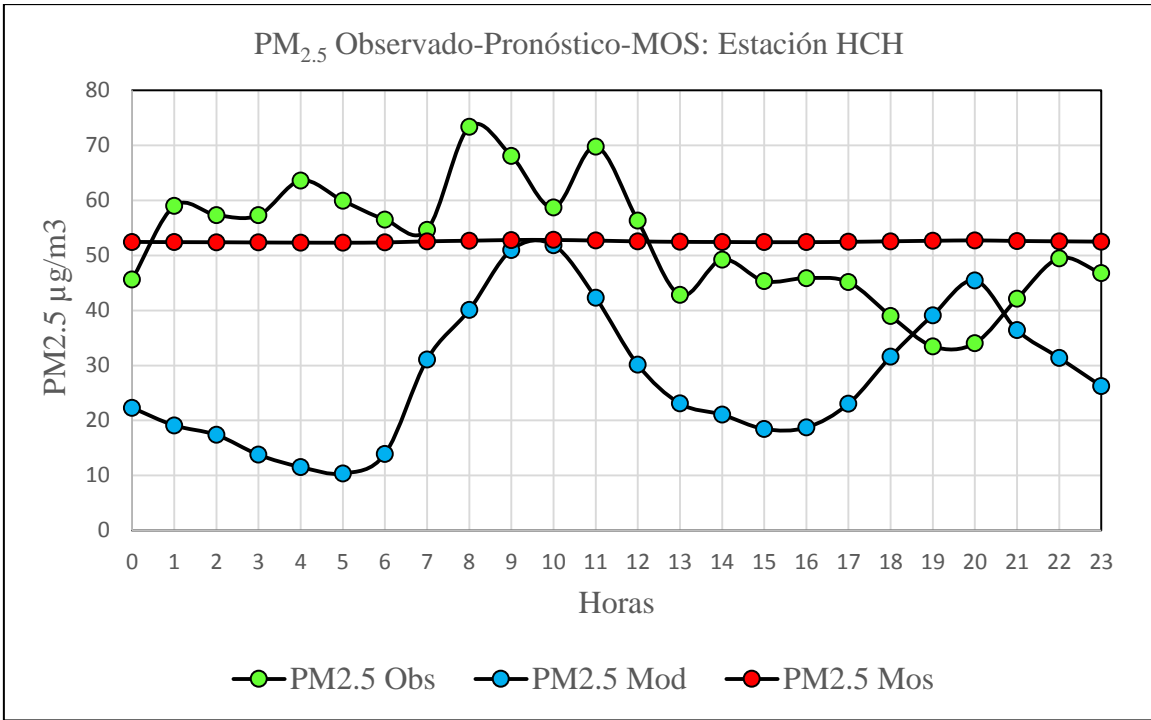




Estación HCH: PM₁₀ PM_{2.5} observado, pronosticado y MOS

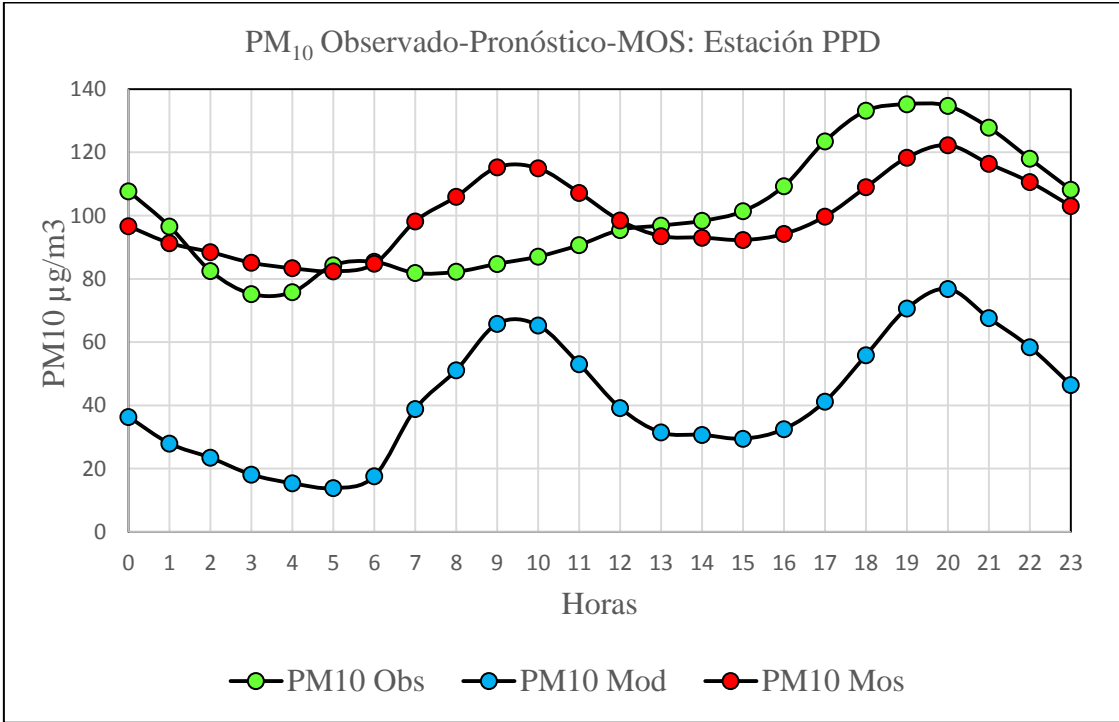
Perfiles horarios de concentraciones medias de PM 10 y PM_{2.5} observados y estimados con WRF-Chem y estimaciones mejoradas con MOS: Julio 2016, Estación HCH.

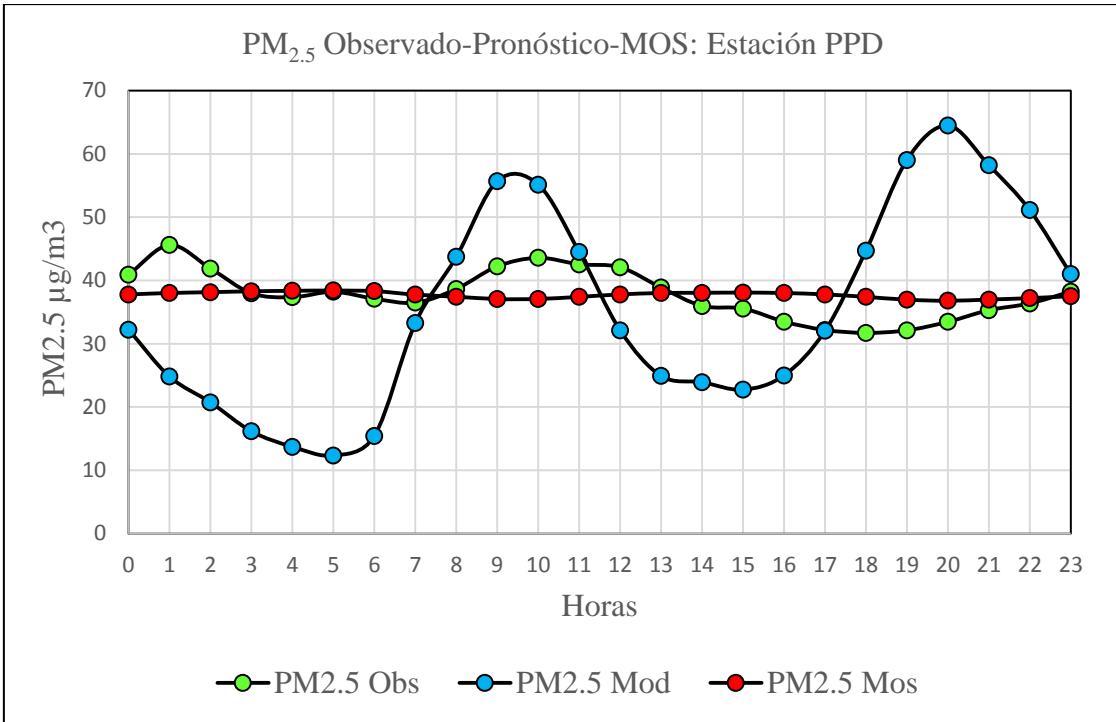




Estación PPD: PM₁₀ PM_{2.5} observado, pronosticado y MOS

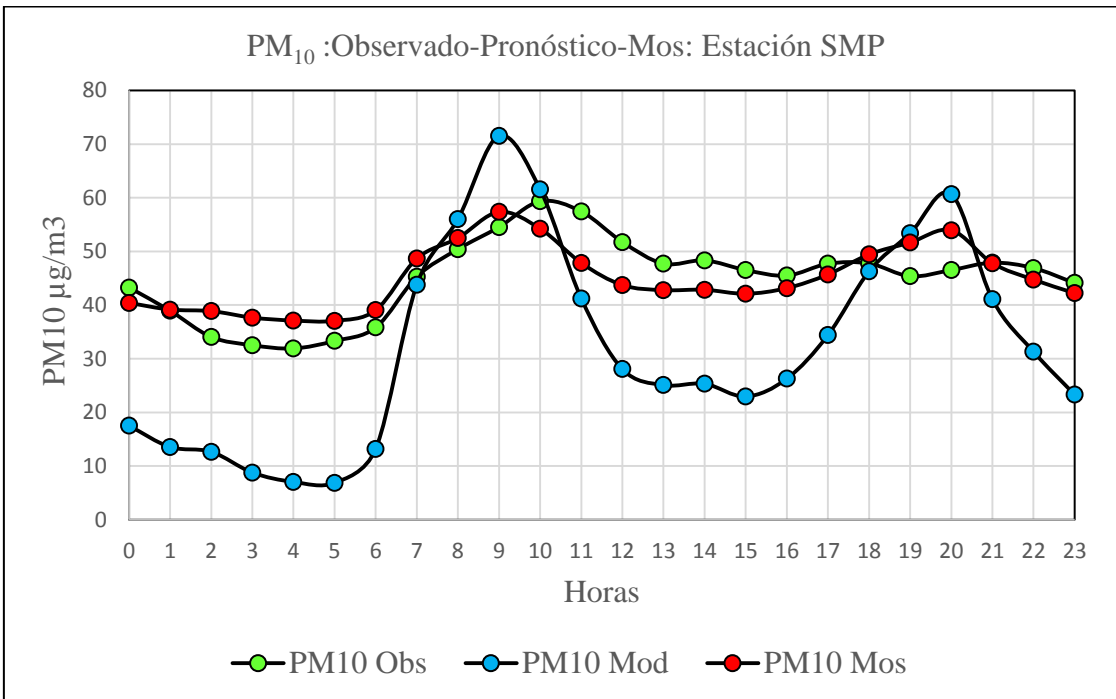
Perfiles horarios de concentraciones medias de PM₁₀ y PM_{2.5} observados y estimados con WRF-Chem y estimaciones mejoradas con MOS: Julio 2016, Estación PPD.

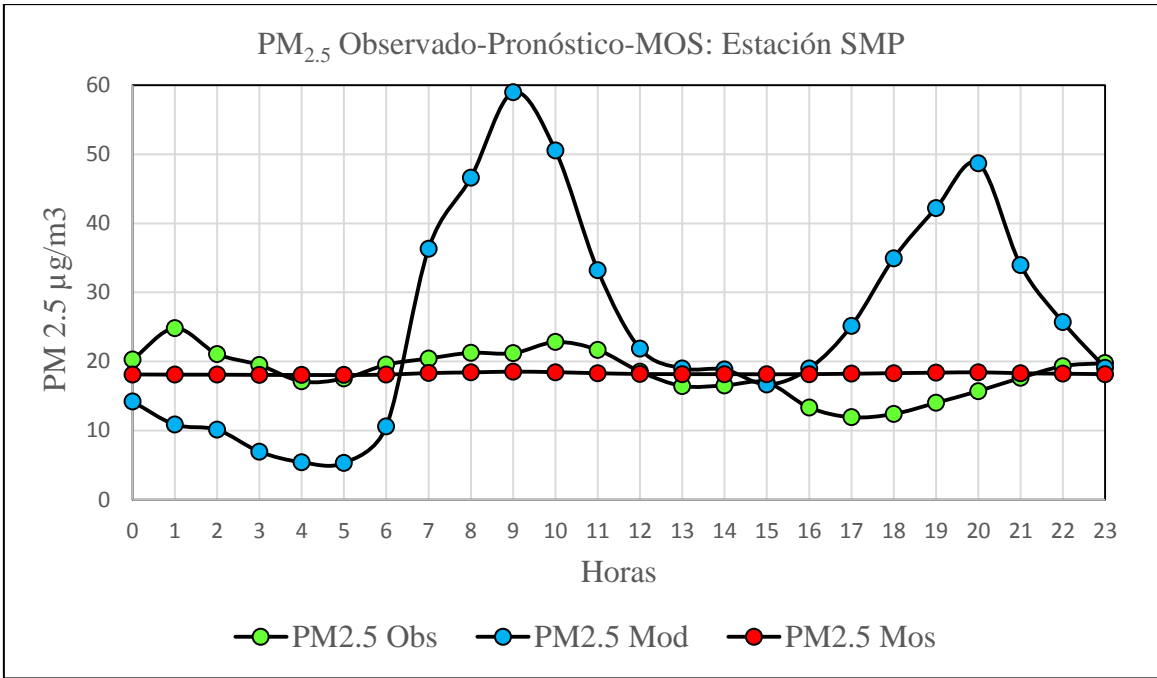




Estación SMP: PM₁₀ PM_{2.5} observado, pronosticado y MOS

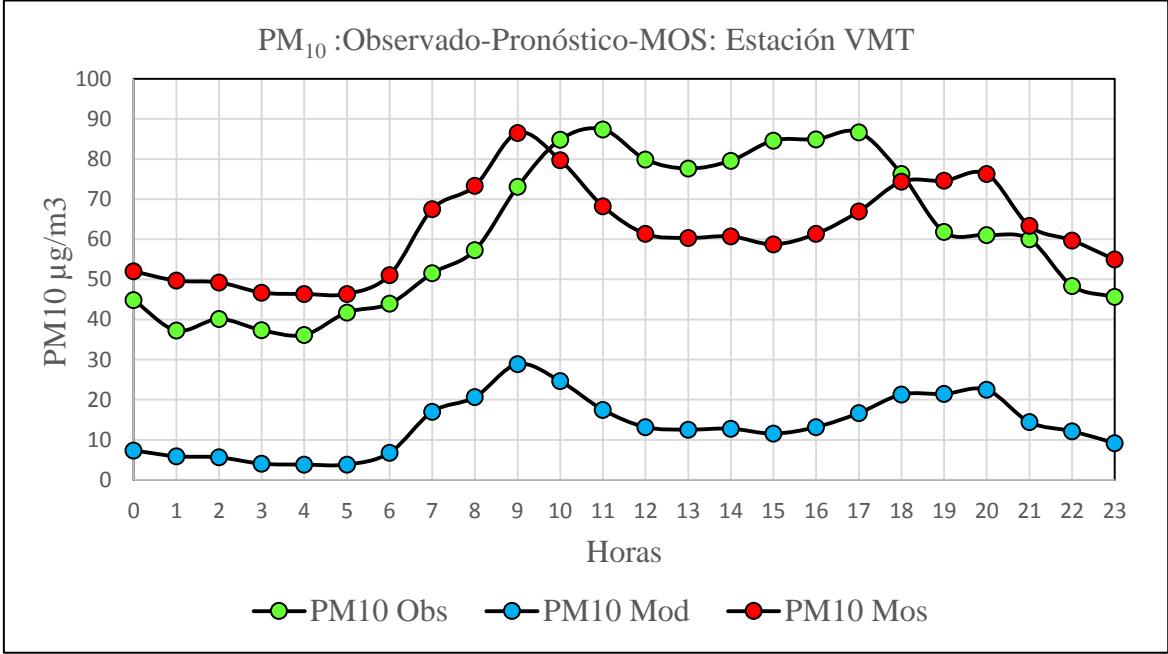
Perfiles horarios de concentraciones medias de PM₁₀ y PM_{2.5} observados y estimados con WRF-Chem y estimaciones mejoradas con MOS: Julio 2016, Estación SMP.

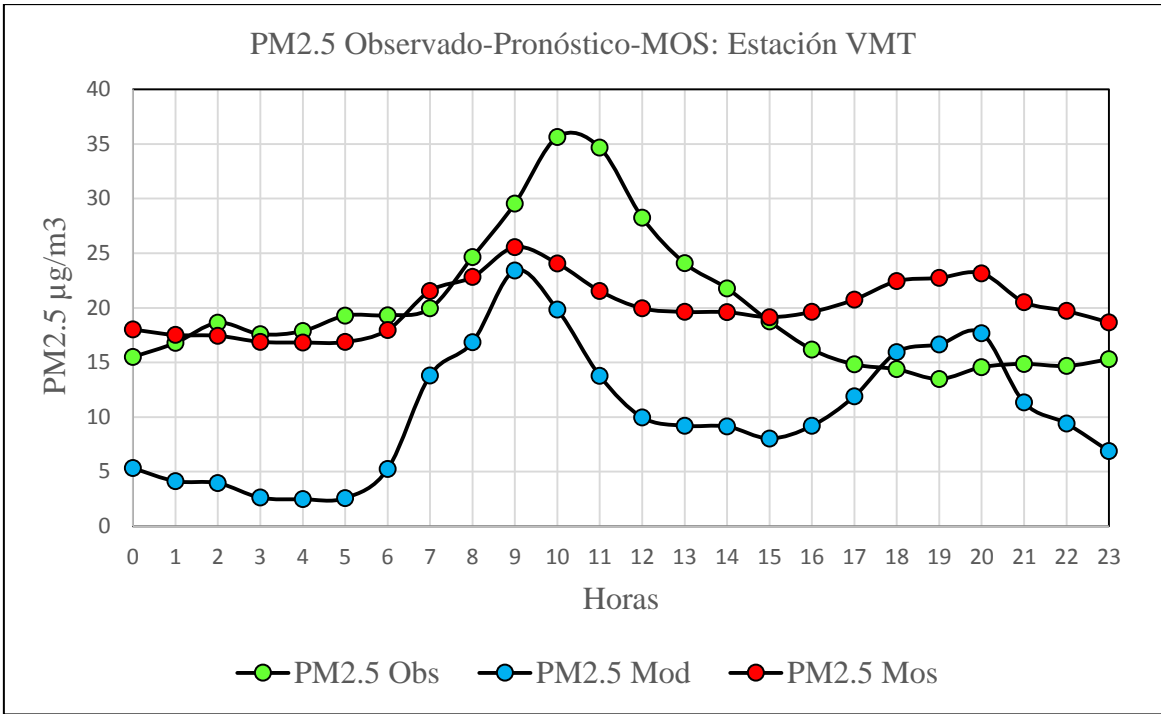




Estación VMT: PM₁₀ PM_{2.5} observado, pronosticado y MOS

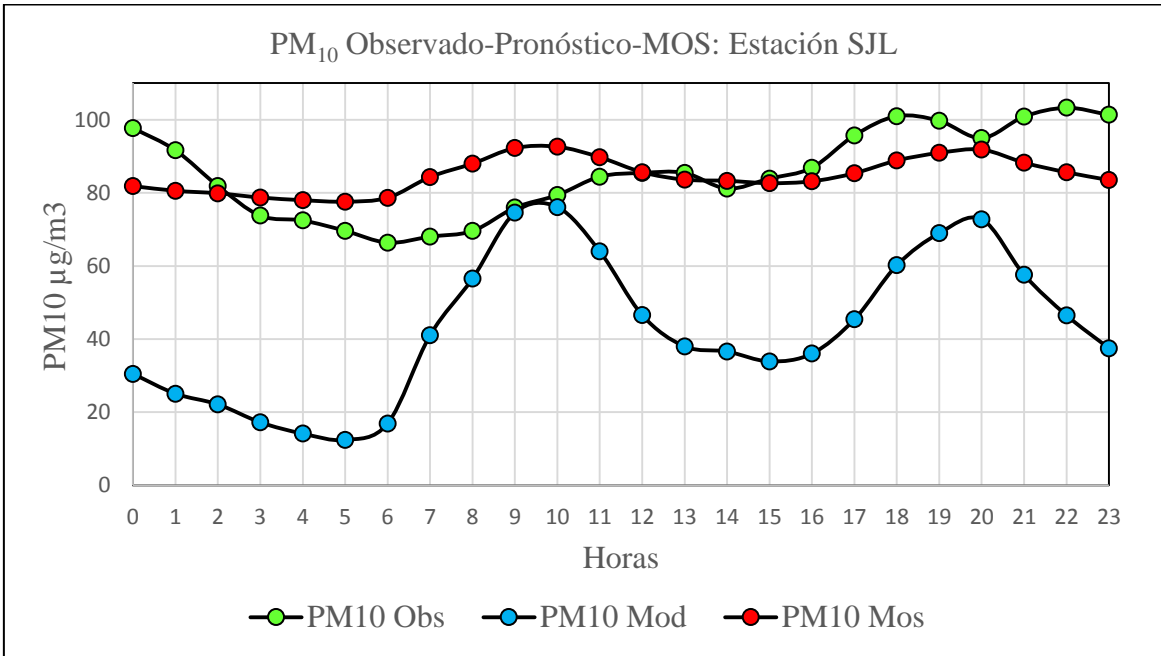
Perfiles horarios de concentraciones medias de PM₁₀ y PM_{2.5} observados y estimados con WRF-Chem y estimaciones mejoradas con MOS: Julio 2016, Estación VMT.

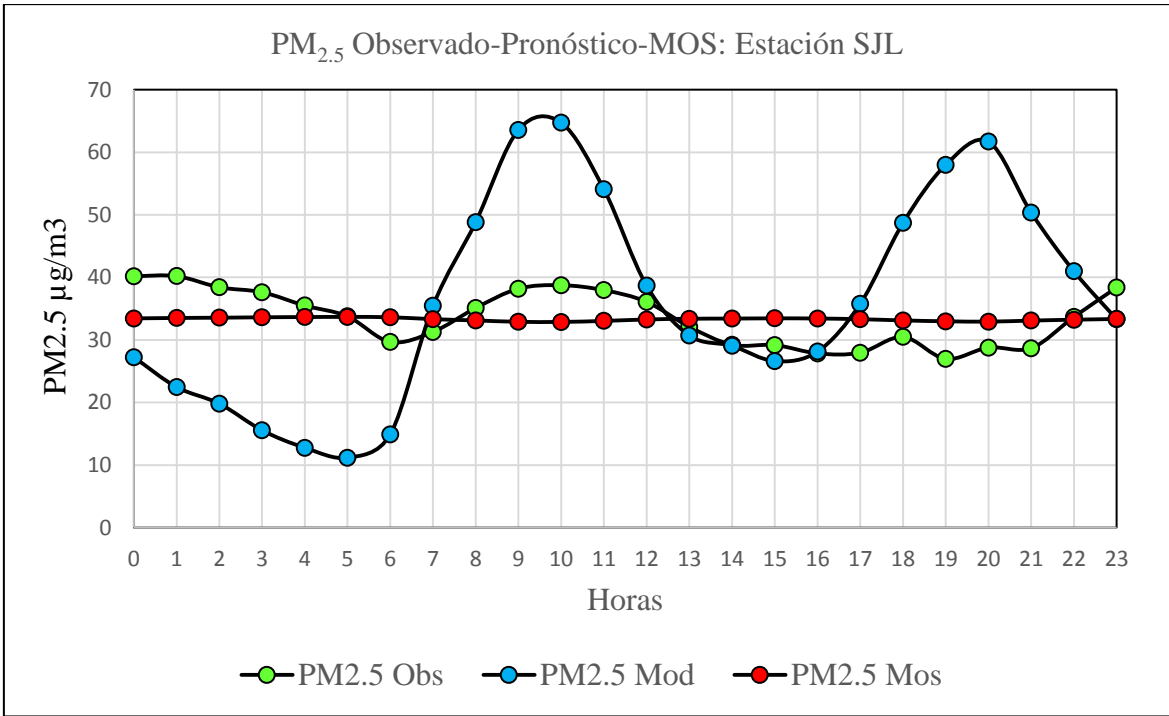




Estación SJL: PM₁₀ PM_{2.5} observado, pronosticado y MOS

Perfiles horarios de concentraciones medias de PM₁₀ y PM_{2.5} observados y estimados con WRF-Chem y estimaciones mejoradas con MOS: Julio 2016, Estación SJL.





COLABORADORES

Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI)

Dr. Odón Roman Sánchez Ccoyllo

- Curso internacional (análisis de filtros, Agosto 2015) capacitación en Senamhi
- Curso internacional (monitoreo de COVs, Agosto, 2015)
- Acceso a las estaciones de calidad de aire-Senamhi.

Universidad de São Paulo (USP)

Instituto de Astronomía, Geofísica e Ciências Atmosféricas (USP-IAG)

Dra. María de Fatima Andrade (Jefa de Grupo Modelamiento Atmosférico)

- Capacitación en el IAG –USP (Enero a Marzo, 2016)
- Análisis de datos observados por Senamhi.
- Asistencias a workshop sobre contaminación atmosférica y modelamiento numérico (Enero 2016).
- Asistencia a sustentación de tesis de maestría y doctorado (Enero a Marzo).
- Asistencia a charlas científicas en el auditorio(IAG-USP)

Centro Meteorológico Provincial, Villa Clara, Cuba.

Dr. Aldo Moya Alvarez.

- Capacitación de 27 de Julio al 17 de Agosto 2017.