



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE QUÍMICA

**COMPORTAMIENTO DE LA CONCENTRACIÓN DE
CONTAMINANTES CRITERIO DURANTE LA
CONTINGENCIA POR SARS-CoV2 EN LA CIUDAD DE
MÉXICO**

QUE P R E S E N T A

SANDRA CARIME MALDONADO CABRERA

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

QUÍMICA FARMACÉUTICA BIÓLOGA



TUTOR: DR. BERISTAIN MONTIEL ERIK

Ciudad Universitaria, CD. MX.

AÑO 2022



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: Profesor: GARCÍA REYNOSO JOSÉ AGUSTÍN
VOCAL: Profesor: GAMA GONZÁLEZ SILVIA CITLALLI
SECRETARIO: Profesor: BERISTAIN MONTIEL ERIK
1er. SUPLENTE: Profesor: GARCÍA GONZÁLEZ SERGIO ADRIÁN
2° SUPLENTE: Profesor: PADILLA GÓMEZ ZURISADAI

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO, FACULTAD DE QUÍMICA
EDIFICIO F, LABORATORIO 205**

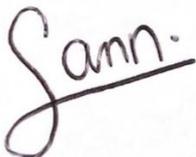
ASESOR DEL TEMA:

DR. BERISTAIN MONTIEL ERIK

 10-Ago-2022

SUSTENTANTE :

SANDRA CARIME MALDONADO CABRERA



ÍNDICE

<i>ÍNDICE DE FIGURAS</i>	5
<i>ÍNDICE DE TABLAS</i>	6
<i>AGRADECIMIENTOS PERSONALES</i>	8
<i>RESUMEN</i>	9
<i>CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES</i>	10
1.1 La atmósfera.....	10
1.2 Contaminación atmosférica	12
1.2.1 Contaminantes criterio	12
1.2.2 Normatividad de los contaminantes criterio en México	15
1.2.3 Monitoreo de contaminantes criterio en la Ciudad de México	18
1.3 La pandemia por SARS-CoV-2.....	21
1.3.1 Acciones del gobierno contra la enfermedad por COVID-19.....	22
<i>CAPÍTULO 2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA</i>	26
<i>CAPÍTULO 3. OBJETIVOS</i>	27
3.1 Objetivo principal	27
3.2 Objetivos secundarios.....	27
<i>CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA</i>	28
4.1. Descripción del sitio de estudio	28
4.2 Obtención de datos.....	30
4.3 Análisis estadístico de datos.....	31
4.3.1. Lenguaje de programación R	31
4.3.2 Análisis temporal y espacial	33
4.3.3 Análisis de correlación	35
<i>CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN</i>	36
5.1 Meteorología.....	36

5.2 Variación espacio - temporal de contaminantes criterio atmosféricos	39
5.2.1 Variación espacio – temporal del ozono en el AMVM (Área Metropolitana del Valle de México)	43
5.3 Estimación de las fuentes de emisión de contaminantes criterio	48
5.4 Análisis de correlación	52
<i>CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES</i>	59
<i>CAPÍTULO 7. BIBLIOGRAFÍA</i>	60
<i>CAPÍTULO 8. ANEXOS</i>	67
8.1 Gráficos polares bivariados de los contaminantes criterio atmosféricos en el AMVM	68
8.2 Extracto de código de programación	74

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Capas de la atmósfera de la tierra. Adaptación de Finlayson-Pitts, 2000.	11
Figura 2. Ubicación de las estaciones de monitoreo atmosférico del AMVM	19
Figura 3. Mapa con la ubicación de las estaciones de monitoreo atmosférico del AMVM y la población total por municipio/alcaldía (INEGI 2020)	29
Figura 4. Serie de tiempo de la temperatura ambiental en el AMVM de 2017 a 2021.	36
Figura 5. Serie de tiempo de la humedad relativa diaria en el AMVM de 2017 a 2021.	37
Figura 6. Rosas de viento anuales para el AMVM de 2017 a 2021	38
Figura 7. Variación espacio - temporal de la concentración de contaminantes criterio atmosféricos en el periodo del 23 de marzo al 20 de mayo de 2017 a 2021. a) O ₃ , b) CO, c) PM _{2.5} , d) NO, e) NO ₂ , f) PM ₁₀ , g) NO _x y h) SO ₂	40
Figura 8. Gráficas polares bivariadas de la concentración de a) ozono en el oeste del AMVM y b) óxidos de nitrógeno en el centro del AMVM durante el periodo de confinamiento por COVID-19	49
Figura 9. Mapa del AMVM con las gráficas polares bivariadas por región para el ozono durante el periodo de confinamiento por COVID-19.....	51
Figura 10. Gráficas de correlación durante el periodo de confinamiento por la pandemia de COVID-19 entre a) NO ₂ en función de NO _x y b) NO en función del número de infecciones por COVID-19. Se muestra línea de regresión, coeficiente de correlación de Pearson (R) y la ecuación de la recta	53
Figura 11. Matriz de correlación entre variables meteorológicas, contaminantes criterio atmosféricos y el número de infecciones y muertes por COVID-19 durante el periodo de confinamiento (23 de marzo al 20 de mayo de 2020).....	54
Figura 12. Matriz de correlación entre variables meteorológicas, contaminantes criterio atmosféricos y el número de infecciones por COVID-19 durante 2020 y 2021 desde la aparición del primer caso en CDMX	55

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Límites máximos establecidos por las Normas Oficiales Mexicanas con respecto a los contaminantes criterio atmosféricos.....	15
Tabla 2. Normas Oficiales Mexicanas técnicas vigentes para la medición de contaminantes criterio atmosféricos	17
Tabla 3. Claves, nombres y entidad en donde se ubican las estaciones de monitoreo atmosférico del AMVM	20
Tabla 4. Eventos relevantes de la pandemia por SARS-CoV2	24
Tabla 5. Regiones de estudio de la Ciudad de México con las correspondientes estaciones de monitoreo atmosférico empleadas para cada una.....	30
Tabla 6. Resumen de pruebas estadísticas empleadas para el análisis temporal y espacial de contaminantes criterio atmosféricos.	34
Tabla 7. Porcentajes de cambio en la concentración de los óxidos de nitrógeno entre los periodos de preconfinamiento, confinamiento y postconfinamiento por la pandemia de COVID-19.	39
Tabla 8. Porcentajes de cambio en la concentración de ozono entre los periodos de preconfinamiento, confinamiento y postconfinamiento por la pandemia de COVID-19	43

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad Nacional Autónoma de México por mi formación y por la infraestructura brindada.

Gracias a la Secretaría de Salud, a la Secretaría de Medio Ambiente (SEDEMA) y al Sistema de Monitoreo Atmosférico (SIMAT) por facilitar y proporcionar los datos necesarios para este trabajo.

Se agradece al Programa de Apoyo a la Investigación y el Posgrado (PAIP) de la Facultad de Química por el financiamiento para el proyecto (5000-9192).

Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo a través del Sistema Nacional de Investigadores (SNI, CVU: 387012).

Agradezco al jurado: Dr. José Agustín García Reynoso, Dra. Silvia Citlalli Gama González y al Dr. Erik Beristain Montiel por su valiosa contribución a la mejora y corrección del presente trabajo.

Finalmente, agradezco a la Facultad de Química por la educación que me dio durante mi formación como Química Farmacéutica Bióloga.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

Agradezco a la Máxima Casa de Estudios, la Universidad Nacional Autónoma de México, que ha sido mi hogar desde que tengo 15 años cuando entré a la E. N. P. No. 5 “José Vasconcelos” donde viví momentos llenos de felicidad y risas, hasta ahora en la Facultad de Química, donde aprendí que mi pasión se encuentra en la ciencia.

Gracias a mi mamá por limpiar mis lágrimas tantas veces, y festejarme hasta el más mínimo logro, a mi papá por enseñarme a nunca rendirme, a mi hermana por ser el modelo a seguir desde que tengo memoria y a quien intento hacer sentir orgullosa en todo lo que hago. A mi compañero de vida, que ha sido una luz que encontré sin buscar y agradezco todos los días de tener a mi lado; este logro es de ustedes, porque formaron a esta mujer que no tiene suficientes palabras para poder agradecer todo el sacrificio que han hecho a lo largo de toda mi vida, especialmente durante la carrera, para poder llegar hasta aquí.

Por último, pero no menos importante, quiero agradecer al Dr. Erik Beristain por su apoyo, paciencia y asesoramiento en la elaboración de este proyecto, y al área de Química Ambiental.

Con amor, Sandra.

RESUMEN

La alteración de la composición de la atmósfera por diversos contaminantes es un proceso complejo que requiere de normatividad y monitoreo continuo dentro de una región, donde las estaciones de monitoreo atmosférico realizan este proceso mediante la medición continua de variables meteorológicas como la temperatura, humedad relativa, velocidad y dirección del viento, además de contaminantes como el monóxido de carbono, ozono, óxidos de nitrógeno y partículas suspendidas. Por otro lado, la pandemia por COVID-19 y las acciones gubernamentales tomadas para evitar la rápida dispersión de la enfermedad, condujeron a cambios en las actividades humanas que fueron aprovechados para estudiar su influencia en la contaminación atmosférica.

El presente trabajo examinó los cambios en la concentración de los contaminantes criterio atmosféricos antes, durante y después del periodo de confinamiento y su correlación con el número de infecciones y muertes por COVID-19 para determinar si la dispersión de contaminantes tuvo influencia en la propagación de la enfermedad, tal como lo sugirieron diversos estudios alrededor del mundo.

El sitio de estudio fue el Área Metropolitana del Valle de México, el análisis estadístico se realizó empleando el lenguaje de programación R y el módulo OpenAir. Los resultados mostraron que las variables meteorológicas se mantuvieron prácticamente constantes durante el periodo de interés. El análisis espacio - temporal de contaminantes mostró una disminución de la concentración de contaminantes criterio atmosféricos durante el periodo de confinamiento por COVID-19 excepto para ozono. De acuerdo con estimaciones con respecto a los cambios en movilidad y al inventario de emisiones más reciente, las fuentes domésticas y biogénicas podrían ser los responsables del aumento en la concentración de ozono durante el confinamiento. Las gráficas polares bivariadas identificaron fuentes en direcciones específicas para la mayoría de los contaminantes, en general, las emisiones locales fueron las más importantes, excepto para ozono, partículas y dióxido de azufre que fueron transportados hacia los sitios de medición. Finalmente, los análisis de correlación sugirieron que no existe influencia de la contaminación atmosférica con la dispersión de COVID-19.

CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES

1.1 La atmósfera

La atmósfera es una delgada capa de aire que rodea a la Tierra, está compuesta por aproximadamente 78 por ciento de nitrógeno, 21 por ciento de oxígeno, 0.93 por ciento de argón, 0.04 por ciento de dióxido de carbono, y trazas de neón, helio, metano, kriptón, ozono, hidrógeno y vapor de agua.

Las capas de la atmósfera se diferencian basados en los cambios de temperatura con la altitud. En la Figura 1, puede observarse un diagrama con las distintas capas atmosféricas (tropósfera, estratósfera e ionósfera) y los cambios de presión y temperatura con respecto a la altitud.

La tropósfera es la capa más densa y la más cercana a la Tierra y tiene una altura aproximada de 8 a 14.5 kilómetros. Los gases están en constante movimiento en esta capa, provocando la mayoría de los climas del planeta. En esta capa se realizan la gran mayoría de las actividades humanas, por lo que es de las más importantes respecto a los cambios en su composición y como ésta afecta al ecosistema.

La estratósfera es la segunda capa, empezando sobre la tropósfera y se extiende hasta aproximadamente 50 kilómetros de altura. Cuenta con un rango de temperatura entre menos 50 grados Celsius hasta menos 15 grados Celsius. La razón por la que la temperatura se incrementa con la altitud en la estratósfera son el conjunto de reacciones químicas conocidas como el ciclo de Chapman, responsable de generar una concentración estable de ozono en la atmósfera (Finlayson-Pitts and Pitts, 2000). De acuerdo con la NIWA (Instituto Nacional de Investigación de Agua y Atmósfera por sus siglas en inglés), en esta capa se encuentra la mayor parte del ozono de la atmósfera, el cual absorbe los rayos ultravioletas (UV) de longitud de onda menor a 290 nm (NIWA, 2022).

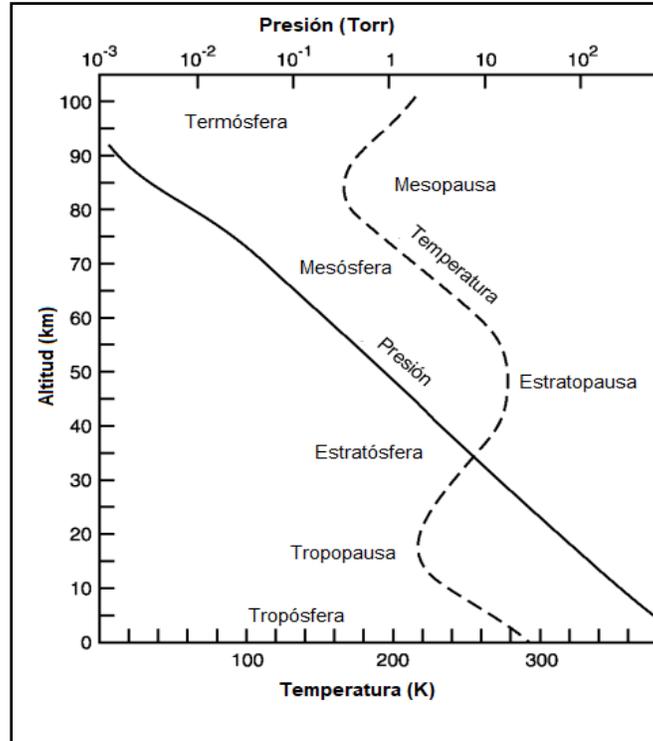


Figura 1. Capas de la atmósfera de la tierra. Adaptación de Finlayson-Pitts, 2000.

La Mesósfera se encuentra sobre la Estratósfera, extendiéndose hasta 85 kilómetros de altura aproximadamente. La temperatura más baja de la Tierra se encuentra en la parte más alta de la Mesósfera, llamada mesopausa, la cual llega hasta 90 grados centígrados bajo cero. La Termósfera inicia sobre la Mesósfera y se extiende hasta 600 kilómetros, donde la temperatura es más alta debido a la absorción de los rayos X y la luz ultravioleta emitida por el Sol. La exósfera es la capa más alta y se extiende hasta 10,000 kilómetros sobre la superficie de la Tierra y está compuesta por partículas dispersas de helio e hidrógeno.

La Ionósfera abarca la Mesósfera, la Termósfera y la Exósfera, crece y se contrae dependiendo de la energía que absorbe del Sol, donde se encuentran las características auroras boreales, donde los iones del viento colisionan con el oxígeno atmosférico y las moléculas de hidrógeno, provocando una excitación a estados más elevados de energía, expulsando este exceso energético como una emisión de fotones, produciendo auroras boreales y auroras australes (Sharp and Dobrijevic, 2022).

1.2 Contaminación atmosférica

De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana (NOM-172-SEMARNAT-2019) sobre los Lineamientos para la obtención y comunicación de los índices de la calidad del aire y riesgos a la salud, un contaminante del aire es toda materia o energía en cualquiera de sus estados físicos y formas, que al incorporarse y actuar en la atmósfera altera o modifica su composición y condición natural; mientras que, contaminación es la presencia en el aire de uno o más contaminantes o la combinación de éstos (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) Gobierno de México, 2019).

La contaminación del aire es provocada por la liberación de varios gases, sólidos diminutos, o aerosoles dispersos en la atmósfera con una mayor velocidad que la que permite al ambiente disiparlas o absorberlas, llegando a una concentración no deseada provocando problemas de salud en la población (Nathanson, 2022).

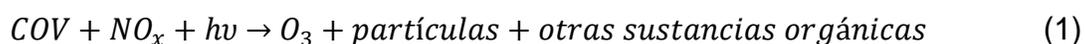
1.2.1 Contaminantes criterio

Los contaminantes criterio del aire son sustancias normadas a las que se les ha establecido un límite máximo permisible de concentración en el aire ambiente ya que se liberan de una gran variedad de fuentes y tienen un efecto directo nocivo en la salud humana. Se miden de manera continua y son: ozono (O_3), dióxido de azufre (SO_2), monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO_2), partículas en suspensión con diámetros menores a $10\ \mu m$ (PM_{10}), menores a $2.5\ \mu m$ ($PM_{2.5}$) y el plomo (Pb) (Finlayson-Pitts and Pitts, 2000).

Ozono

El ozono es un gas altamente reactivo, y está compuesto por tres átomos de oxígeno. Por su ubicación en la atmósfera puede ser de tipo estratosférico y troposférico, siendo este último el que tiene un impacto importante sobre las actividades humanas. El ozono troposférico no es liberado directamente al aire, si no que se forma a partir de la reacción química que involucra a los óxidos de nitrógeno (NO_x) y compuestos orgánicos volátiles (COV) que reaccionan mediante

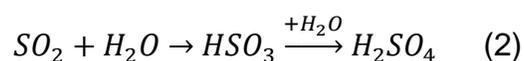
procesos fotoquímicos del Sol (Ecuación 1). La mayoría de los precursores de ozono son emitidos por la combustión de vehículos, plantas energéticas, plantas químicas, refinerías, entre otras fuentes como las biogénicas.



La respiración de ozono troposférico puede tener consecuencias nocivas para la salud humana y la población que corre más riesgo son personas con asma, niños, adultos mayores, y personas que realizan actividades al aire libre. Dependiendo del nivel de exposición de ozono puede producir efectos directos e inmediatos en la salud como tos, ardor de garganta, dificultad para respirar, inflamación de vías respiratorias, aumento de síntomas en personas que padecen asma, enfisema y bronquitis crónica (US EPA, 2022a).

Dióxido de azufre

El dióxido de azufre (SO₂) es un gas producido a partir de la combustión de combustibles fósiles que contienen azufre, como el diésel; procesos industriales como la fundición de metales, la producción de ácido sulfúrico y la conversión de pulpa en papel. De acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA por sus siglas en inglés), el 85 por ciento del SO₂ es emitido por la quema de combustibles (US EPA, 2022b). El dióxido de azufre se asocia con afectaciones de las mucosas conjuntival y respiratoria, y produce irritación e inflamación aguda o crónica; suele asociarse también con las partículas suspendidas y da lugar a riesgos mayores, puesto que su acción es sinérgica. Además, el dióxido de azufre está relacionado con la formación de lluvia ácida mediante la siguiente reacción (World Health Organization, 2021a):



Óxidos de nitrógeno

El óxido nítrico (NO) y el dióxido de nitrógeno (NO₂) constituyen en conjunto los óxidos de nitrógeno (NO_x). Mientras que el NO no se considera un contaminante, el

NO₂ cuenta incluso con norma de calidad del aire. El dióxido de nitrógeno es un gas de color marrón claro producido directa o indirectamente por la quema de combustibles a altas temperaturas, como en los automóviles y plantas termoeléctricas. En el proceso de combustión, el nitrógeno del combustible y del aire se oxidan a alta temperatura para formar principalmente óxido nítrico y, en menor proporción, dióxido de nitrógeno. El NO emitido a la atmósfera se convierte en NO₂ mediante reacciones fotoquímicas con radicales orgánicos formados a partir de los COV en presencia de la luz solar, llevando a que el dióxido de nitrógeno predomine en la atmósfera.

Los NO_x tienen una vida corta y se oxidan rápidamente a NO₃⁻ en forma de aerosol o a HNO₃ (ácido nítrico). Los NO_x tienen papel protagónico en la formación del smog fotoquímico, del nitrato peroxiacetilo (PAN) e influyen en la formación del ozono tanto troposférico como estratosférico. El NO₂ se combina con compuestos orgánicos volátiles en presencia de la luz solar para formar ozono. También se combina con agua para formar ácido nítrico diluido y nitratos. Esto contribuye a la formación de lluvia ácida y al aumento de los niveles de PM_{2.5} (World Health Organization, 2021a).

La acumulación de NO₂ en el cuerpo humano constituye un riesgo para las vías respiratorias ya que se ha comprobado que puede alterar la capacidad de respuesta de las células en el proceso inflamatorio, y está asociado a los casos de bronquitis crónica. Además de los efectos nocivos a la salud, la lluvia ácida producto de la reacción entre NO_x y agua impactan a la flora, fauna, suelos, lagos, corrientes de agua y construcciones (Instituto de Investigaciones Sociales UABC, 2011).

Material particulado

Las partículas en suspensión (PM) conforman una mezcla compleja de materiales sólidos y líquidos suspendidos en el aire, que pueden variar significativamente en tamaño, forma y composición. El tamaño de las PM varía, de 0.005 hasta 100 micrómetros de diámetro aerodinámico. El tamaño de las partículas suspendidas es determinante para que estas puedan penetrar al interior de los pulmones, lo cual

puede tener efectos perjudiciales en la salud de los seres humanos. Debido a su tamaño, el material particulado se ha clasificado en fracción gruesa, fina y ultrafina. La fracción gruesa la componen las partículas cuyo diámetro aerodinámico se encuentra entre 2.5 y 10 μm ($\text{PM}_{2.5-10}$), la fracción fina comprende las partículas con diámetro aerodinámico menor a 2.5 μm ($\text{PM}_{2.5}$), y las ultrafinas se refieren a las partículas menores a 1 μm (PM_1) (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología., 2011)

1.2.2 Normatividad de los contaminantes criterio en México

El gobierno federal es el responsable de establecer los estándares para la protección de la salud pública y vigilar su cumplimiento. Estos estándares se encuentran publicados en las Normas Oficiales Mexicanas (NOM) y son de observación obligatoria en todo el país. Las NOM describen los límites permisibles para los contaminantes criterio. Estas normas están condicionadas a una revisión periódica para reflejar la información reciente sobre los efectos en la salud y la gestión de la calidad del aire. Las NOM en materia de salud vigentes son las mostradas en la Tabla 1.

Tabla 1. Límites máximos establecidos por las Normas Oficiales Mexicanas con respecto a los contaminantes criterio atmosféricos

Contaminante	NOM	Descripción
Dióxido de azufre (SO_2)	NOM-022-SSA1-2019	0.075 ppm, promedio aritmético de 3 años consecutivos de los percentiles 99 anuales como promedio horario 0.040 ppm, máximo promedio de 24 horas
Monóxido de carbono (CO)	NOM-021-SSA1-2021	26 ppm, promedio horario 9 ppm, promedio móvil de 8 horas
Dióxido de nitrógeno (NO_2)	NOM-023-SSA1-2021	0.106 ppm, promedio horario 0.021 ppm, promedio anual

Contaminante	NOM	Descripción
Ozono (O ₃)	NOM-020-SSA1-2021	<p>Años 2022-2023: 0.090 ppm, promedio horario 0.065 ppm, promedio móvil de 8 horas</p> <p>Años 2024-2025: 0.090 ppm, promedio horario 0.060 ppm, promedio móvil de 8 horas</p> <p>A partir de 2026: 0.090 ppm, promedio horario 0.051 ppm, promedio móvil de 8 horas</p>
Partículas menores a 10 micrómetros (PM ₁₀)	NOM-025-SSA1-2021	<p>Años 2022-2023: 70 µg/m³, promedio de 24 horas y 36 µg/m³, promedio anual</p> <p>Años 2024-2025: 60 µg/m³, promedio de 24 horas y 28 µg/m³, promedio anual</p> <p>A partir de 2026: 50 µg/m³, promedio de 24 horas y 20 µg/m³, promedio anual</p>
Partículas menores a 2.5 micrómetros (PM _{2.5})	NOM-025-SSA1-2021	<p>Años 2022-2023: 41 µg/m³, promedio de 24 horas y 10 µg/m³, promedio anual</p> <p>Años 2024-2025: 33 µg/m³, promedio de 24 horas y 10 µg/m³, promedio anual</p> <p>A partir de 2026: 25 µg/m³, promedio de 24 horas y 10 µg/m³, promedio anual</p>
Plomo (Pb)	NOM-026-SSA1-2021	0.5 µg/m ³ , promedio anual obtenido mediante muestreos manuales de PM ₁₀

Las NOM técnicas definen los métodos de medición recomendados para el monitoreo de los contaminantes criterio. Estos métodos de medición pueden ser de referencia o equivalentes. Generalmente los métodos de medición propuestos por la NOM tienen una correspondencia con los designados por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA, por sus siglas en inglés), por lo que cuando no existe una NOM para un contaminante criterio se utiliza la recomendación de la US EPA. Las NOM técnicas vigentes se describen en la Tabla 2.

Tabla 2. Normas Oficiales Mexicanas técnicas vigentes para la medición de contaminantes criterio atmosféricos

Contaminante	NOM	Descripción
Dióxido de azufre (SO ₂)	NOM-038-SEMARNAT-1993	Método equivalente: fluorescencia ultravioleta
Monóxido de carbono (CO)	NOM-034-SEMARNAT-1993	Método de referencia: absorción en el infrarrojo
Dióxido de nitrógeno (NO ₂)	NOM-037-SEMARNAT-1993	Método de referencia: quimioluminiscencia en fase gaseosa
Ozono (O ₃)	NOM-036-SEMARNAT-1993	Método equivalente: fotometría ultravioleta
Partículas suspendidas totales (PST)	NOM-035-SEMARNAT-1993	Muestreo: alto volumen Análisis: gravimetría
Partículas menores a 10 micrómetros (PM ₁₀)	No se cuenta con una NOM de métodos de medición, sin embargo, se considera el método equivalente que recomienda la US EPA.	Gravimetría o atenuación de radiación beta
Partículas menores a 2.5	No se cuenta con una NOM de métodos de	Gravimetría o atenuación de radiación beta

Contaminante	NOM	Descripción
micrómetros (PM _{2.5})	medición, sin embargo, se considera el método equivalente que recomienda la US EPA.	

Adicionalmente, existen otras dos normas importantes, la NOM-172-SEMARNAT-2019 que establece los lineamientos para la obtención y comunicación del Índice AIRE y SALUD (publicada en 2019 y vigente desde 2020), esta NOM es de observancia para los gobiernos estatales o municipales responsables del monitoreo de la calidad del aire en el país; y la otra norma es la NOM-156-SEMARNAT-2012 que regula el establecimiento y la operación de sistemas de monitoreo de la calidad del aire.

1.2.3 Monitoreo de contaminantes criterio en la Ciudad de México

En la Ciudad de México los contaminantes criterio son medidos y monitoreados continuamente por el Sistema de Monitoreo Atmosférico (SIMAT). El SIMAT cuenta con más de 40 sitios de monitoreo distribuidos en el área metropolitana, comprendiendo demarcaciones de la Ciudad de México y la zona conurbada del Estado de México. Estos sitios se conocen como estaciones de monitoreo de la calidad del aire, y en la mayoría se utilizan equipos continuos para realizar la medición de los contaminantes criterio requeridos por la normatividad federal: dióxido de azufre, monóxido de carbono, dióxido de nitrógeno, ozono y partículas suspendidas. En algunos de ellos se realizan también mediciones continuas de las principales variables meteorológicas de superficie, incluyendo la radiación solar ultravioleta, la temperatura, la humedad relativa y la precipitación.

La medición de los contaminantes del aire es una actividad técnica compleja que involucra el uso de equipo especializado, personal calificado para su operación y una infraestructura adecuada de soporte y comunicaciones. Además de la medición, es necesario asegurar que los datos generados describan de manera apropiada el estado de la calidad del aire, por ello, la operación del programa de monitoreo

requiere también de metodologías y estándares para la medición, así como de un programa continuo de aseguramiento de la calidad (SEDEMA Gobierno de México, 2021).

Las estaciones de monitoreo de la calidad del aire que integran el Sistema de Monitoreo Atmosférico se indican en la Tabla 3, mientras que la Figura 2 se observa un mapa que indica las ubicaciones geográficas de las estaciones de monitoreo atmosférico en el Área Metropolitana del Valle de México (AMVM) empleadas en este trabajo.

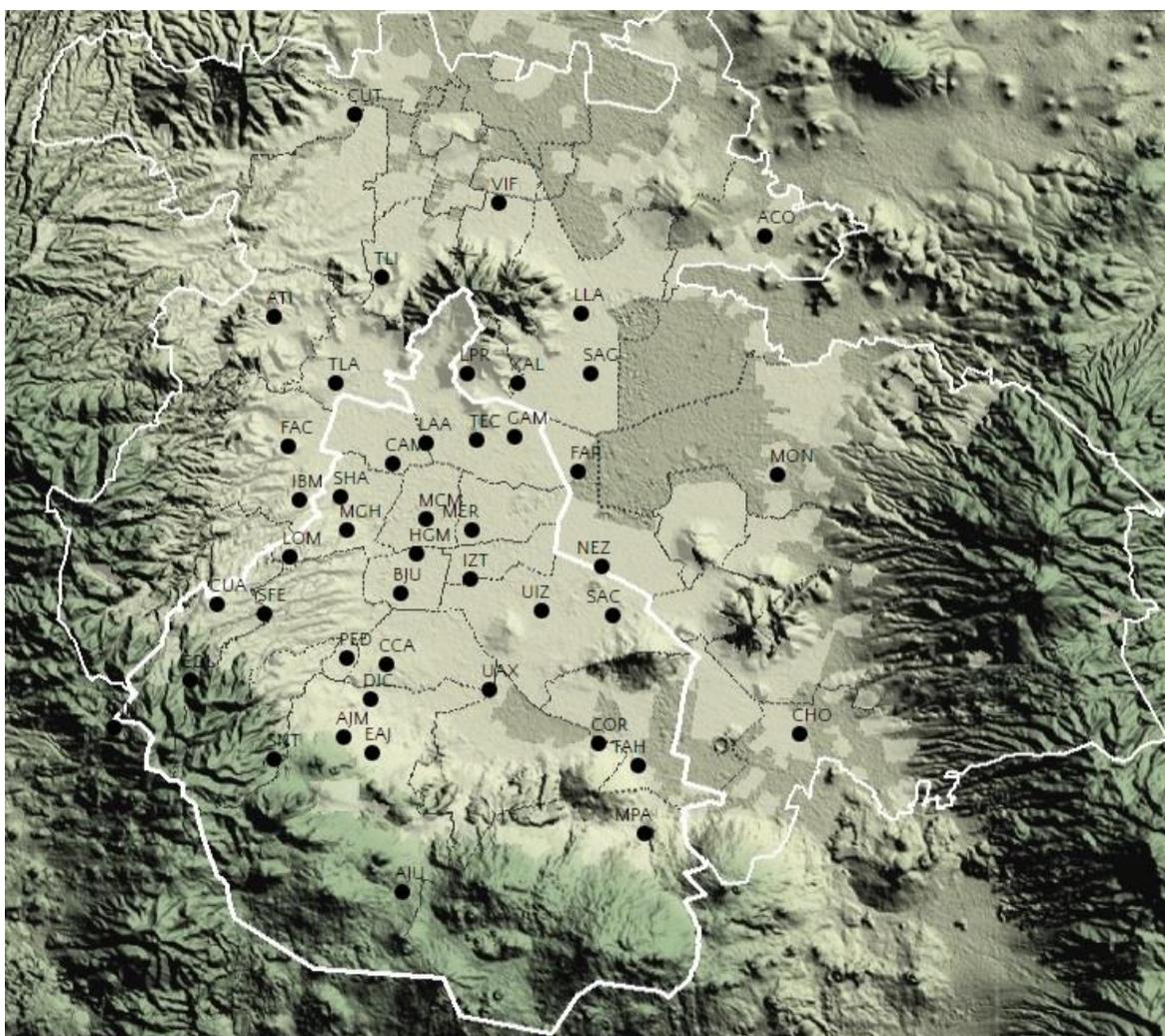


Figura 2. Ubicación de las estaciones de monitoreo atmosférico del AMVM

Tabla 3. Claves, nombres y entidad en donde se ubican las estaciones de monitoreo atmosférico del AMVM

Clave	Nombre	Entidad	Clave	Nombre	Entidad
ACO	Acolman	Estado de México	LAA	Laboratorio de Análisis Ambiental	CDMX
AJU	Ajusco	CDMX	IBM	Legaria	CDMX
AJM	Ajusco Medio	CDMX	LOM	Lomas	CDMX
ATI	Atizapán	Estado de México	LLA	Los Laureles	Estado de México
BJU	Benito Juárez	CDMX	MER	Merced	CDMX
CAM	Camarones	CDMX	MGH	Miguel Hidalgo	CDMX
CCA	Centro de Ciencias de la Atmósfera	CDMX	MPA	Milpa Alta	CDMX
TEC	Cerro del Tepeyac	CDMX	MON	Montecillo	Estado de México
CHO	Chalco	Estado de México	MCM	Museo de la Ciudad de México	CDMX
COR	CORENA	CDMX	NEZ	Nezahualcóyotl	Estado de México
CUA	Cuajimalpa	CDMX	PED	Pedregal	CDMX
CUT	Cuautitlán	Estado de México	SAG	San Agustín	Estado de México
DIC	Diconsa	CDMX	SNT	San Nicolás Totolapan	CDMX
EAJ	Ecoguardas Ajusco	CDMX	SFE	Santa Fe	CDMX
EDL	Exconvento Desierto de los Leones	CDMX	SAC	Santiago Acahualtepec	CDMX

Clave	Nombre	Entidad	Clave	Nombre	Entidad
FAC	FES Acatlán	Estado de México	TAH	Tláhuac	CDMX
FAR	FES Aragón	Estado de México	TLA	Tlalnepantla	Estado de México
GAM	Gustavo A. Madero	CDMX	TLI	Tultitlán	Estado de México
HGM	Hospital General de México	CDMX	UIZ	UAM Iztapalapa	CDMX
INN	Investigaciones Nucleares	Estado de México	UAX	UAM Xochimilco	CDMX
IZT	Iztacalco	CDMX	VIF	Villa de las Flores	Estado de México
LPR	La Presa	Estado de México	XAL	Xalostoc	Estado de México

1.3 La pandemia por SARS-CoV-2

Los coronavirus son una familia de virus que circulan entre humanos y animales, donde los más conocidos son el Síndrome Respiratorio Agudo Severo (SARS), y el Síndrome Respiratorio de Oriente Medio (MERS-CoV), donde los síntomas pueden ir desde un resfriado común hasta problemas respiratorios graves que provoquen la muerte. En diciembre de 2019 en la ciudad de Wuhan, China fue detectada una nueva variante de coronavirus, causante de la enfermedad conocida como COVID-19 que provoca el síndrome respiratorio agudo grave. El nuevo coronavirus 2 (SARS-CoV2), pertenece a la subfamilia *Coronavirinae* en la familia *Coronaviridae*. Su genoma es de un tamaño aproximado de 29.9 kb (kilobases) (Lu et al., 2020), y es de ARN monocatenario de sentido positivo. Contiene 4 proteínas estructurales (S, E, M y N) y dieciséis proteínas no estructurales (nsp 1 a 16). Los coronavirus entran a las células hospederas por medio de la glicoproteína spike (proteína S),

siendo el principal blanco de investigación para encontrar medicamentos antivirales (Wang et al., 2020).

La propagación del SARS-CoV2 es normalmente a través del aire, teniendo contacto cercano con personas contagiadas, toser o estornudar sin cubrirse la boca, o tocar objetos contaminados y después tocarse boca, nariz u ojos. De acuerdo con la OMS los síntomas más comunes de la enfermedad causada por SAR-CoV-2 son: fiebre, tos seca y cansancio, pero también puede haber pérdida del gusto y el olfato, congestión nasal, conjuntivitis, dolor de cabeza, dolores musculares y articulares, náuseas o vómitos y diarrea. Los síntomas de un cuadro más grave son disnea, pérdida del apetito, confusión, dolor u opresión persistente en el pecho y temperatura alta (por encima de los 38° C), puede llegar hasta la muerte. El tiempo entre la exposición a la COVID-19 y el momento en que comienzan los síntomas es, de media, de 5 o 6 días, pero puede variar entre 1 y 14 días (World Health Organization, 2021b).

La enfermedad por COVID-19 se esparció rápidamente por el mundo y la Organización Mundial de la Salud (OMS) declaró la emergencia epidemiológica en enero de 2020, a partir de ese momento, los gobiernos comenzaron a tomar medidas restrictivas a la sociedad en general con el objetivo de prevenir riesgos y disminuir la diseminación de la enfermedad para evitar la saturación de los sistemas de salud. En México, el primer caso confirmado se detectó el 27 de febrero de 2021 (Secretaría de Salud Gobierno de México, 2020).

1.3.1 Acciones del gobierno contra la enfermedad por COVID-19

Desde la detección de los primeros casos de enfermedad por COVID-19 en México, el gobierno federal tomó medidas similares a las aplicadas en otras regiones del mundo, que incluyeron la restricción de actividades humanas y el confinamiento voluntario y para el 20 de mayo de 2020 se propuso un semáforo de riesgo epidemiológico, el cual funcionó como una herramienta para poder regular el espacio público de acuerdo con el riesgo de contagio por COVID-19. El semáforo

epidemiológico se encuentra compuesto por cuatro colores (Gobierno de la Ciudad de México., 2020):

- Rojo: Se permitirán únicamente las actividades económicas esenciales y se establece este color cuando los contagios y muertes se presentan en gran escala.
- Naranja: Además de las actividades económicas esenciales, se permitirá que las empresas de las actividades económicas no esenciales trabajen con el 30% del personal para su funcionamiento, por lo tanto, se permite la apertura de espacios públicos abiertos con un aforo reducido y controlado.
- Amarillo: Todas las actividades laborales están permitidas. El espacio público abierto se abre de forma regular, y los espacios públicos cerrados se pueden abrir con aforo reducido.
- Verde: Se permiten todas las actividades, incluidas las escolares.

Desde los primeros reportes de contagio por COVID-19 hasta enero de 2022, han ocurrido diferentes eventos en México los cuales se describen en la Tabla 4 y desde entonces, aun cuando el semáforo epidemiológico cambió, no se impusieron ningún tipo de medidas restrictivas a las actividades humanas. El 26 de Julio de 2021, el semáforo epidemiológico cambió a color naranja, y del 09 al 22 de agosto siguiente, la Secretaría de Salud indicó que la Ciudad de México estaría en semáforo rojo, pero la jefa de gobierno, la Dra. Claudia Sheinbaum, indicó que se seguiría en semáforo naranja. A partir del 23 de agosto, la ciudad volvió a semáforo naranja y el 06 de septiembre se regresó a semáforo amarillo, y así permaneció hasta el 18 de octubre, cuando debido a la vacunación y disminución de casos de hospitalizados, la Ciudad de México cambió a semáforo verde. El semáforo permaneció en el mismo color hasta el 24 de enero de 2022, donde debido a la alta tasa de contagios provocada por la variante conocida como Ómicron, fue necesario cambiar a color amarillo, pero sin ningún cambio en aforos, restricciones y horarios (Secretaría de Salud Gobierno de México, 2020).

Tabla 4. Eventos relevantes de la pandemia por SARS-CoV2

Fecha	Lugar	Evento
Diciembre de 2019	Wuhan, China	China informa a la Organización Mundial de Salud (OMS) sobre casos de neumonía.
Enero de 2020		La OMS declara a la epidemia por el síndrome respiratorio agudo severo coronavirus 2 (SARS-Cov2) como una emergencia de salud pública de importancia internacional.
27 de febrero de 2020	México	Se reporta el primer caso de SARS-CoV2 en México, confirmado por medio del ensayo de reacción en cadena de la polimerasa de transcripción inversa en tiempo real (RT-PCR)
18 de marzo de 2020	México	Se reporta el primer muerto y 118 casos confirmados.
26 de marzo de 2020	México	Se suspenden actividades no esenciales, exceptuando las relacionadas con los servicios de seguridad, salud, energía y limpieza.
31 de marzo de 2020	México	Se declara una Emergencia Sanitaria por causa de fuerza mayor en la Ciudad de México
20 de mayo de 2020	México	Se presenta la propuesta del semáforo epidemiológico y se anuncia que la Ciudad de México se encuentra en semáforo rojo
15 de junio de 2020	Ciudad de México	El gobierno capitalino implementó la transición de semáforo rojo a semáforo naranja, donde por primera vez, de forma escalonada, los negocios considerados no esenciales comenzarán su apertura.

Fecha	Lugar	Evento
20 de diciembre de 2020	Ciudad de México	La ciudad entró en semáforo rojo con alerta por emergencia sanitaria en donde “toda actividad en la Ciudad de México debería permanecer cerrada, con excepción de las consideradas como esenciales para el funcionamiento de la Ciudad” (<i>Gaceta Oficial de la Ciudad de México No. 498 Bis</i>)
15 de febrero de 2021	Ciudad de México	El semáforo epidemiológico cambiaría a color naranja después de una reducción sostenida de contagios y hospitalizaciones.
10 de mayo de 2021	Ciudad de México	La ciudad entra por primera vez a color amarillo en el semáforo.
7 de junio de 2021	Ciudad de México	La ciudad anuncia el color verde debido a la reducción significativa de contagios y hospitalizaciones.
21 de junio de 2021	Ciudad de México	La ciudad regresa a semáforo amarillo, donde hasta la fecha han ocurrido muchos cambios, pero todas las actividades siguieron sin ninguna reducción de aforo o restricción.
Enero 2022	México	Se reportan casos provocados por la variante Ómicron.

CAPÍTULO 2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El Sistema de Monitoreo Atmosférico de la Ciudad de México (SIMAT) se encarga de la medición de parámetros meteorológicos y de la concentración de contaminantes criterio atmosféricos de manera continua y se encarga de elaborar los diagnósticos sobre los niveles de exposición a contaminantes del aire, además de informar sobre las acciones de mitigación o disminución de la contaminación cuando se presentan contingencias ambientales (concentración de algún contaminante criterio que excede los límites establecidos en las NOM). Sin embargo, desde 2018, no se han publicado nuevos informes anuales sobre el comportamiento de los parámetros meteorológicos y los contaminantes criterio atmosféricos, una tarea que requiere de análisis estadísticos estrictos y un manejo de datos adecuado.

Por otra parte, el cambio en las actividades humanas propiciadas por la pandemia de SARS-CoV2 ofreció una oportunidad única para examinar las variaciones en las tendencias de la contaminación del aire debido a la disminución drástica de las actividades humanas. Dicha situación no solo permite evaluar los posibles beneficios para el ambiente, sino también observar la influencia de la reapertura de actividades humanas en la calidad del aire.

El presente proyecto propone examinar los cambios en la concentración de los contaminantes criterio atmosféricos con respecto a las estrategias tomadas por parte del gobierno de México para la contención de la pandemia de COVID-19 para determinar la influencia de las emisiones antropogénicas antes, durante y en un periodo posterior al confinamiento por la enfermedad del virus SARS-CoV-2 en la Ciudad de México.

CAPÍTULO 3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo principal

Analizar el comportamiento de los contaminantes criterio atmosféricos antes, durante y después del tiempo de confinamiento en la Ciudad de México por la enfermedad de SARS-CoV2 para determinar el efecto de los cambios en las actividades humanas en la calidad del aire.

3.2 Objetivos secundarios

a) Realizar un análisis descriptivo de la concentración de contaminantes criterio atmosféricos en tres periodos: un año antes, durante y un año después del confinamiento por COVID-19 establecido por el Gobierno de México.

c) Emplear un método gráfico para determinar el posible origen de las fuentes de emisión de contaminantes criterio atmosféricos durante el confinamiento por COVID-19 en la Ciudad de México.

d) Determinar los coeficientes de correlación entre el número de infecciones y muertes por el virus SARS-CoV-2 con la concentración de contaminantes criterio atmosféricos durante y posterior al periodo de confinamiento por COVID-19.

e) Determinar la posible relación de la concentración de los contaminantes criterio atmosféricos con el número de contagios y muertes por SARS-CoV2 en la Ciudad de México para establecer si la contaminación atmosférica estuvo relacionada con la dispersión de la enfermedad.

CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA

4.1. Descripción del sitio de estudio

La Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) es un área comprendida por la Ciudad de México y 60 municipios conurbados, de los cuales todos pertenecen al Estado de México, excepto uno que pertenece al estado de Hidalgo. De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) hasta 2020 esta zona contaba con una población de 22 millones de habitantes, de los cuales 9 139 011 habitantes pertenecen a la Ciudad de México (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2021). La Figura 3 muestra un mapa con la zona de estudio.

El clima de la Ciudad de México es templado subhúmedo con una temperatura media de 16.6°C. La temporada húmeda abarca de julio a octubre, mientras que la temporada de secas caliente es durante los meses de abril a junio y finalmente el estado del tiempo se torna seco y frío de noviembre a marzo.

La Ciudad de México se encuentra delimitada al norte por la sierra Guadalupe, al centro oriente por la sierra de Santa Catarina, al poniente con el cerro de Chapultepec y al sur con el eje Neovolcánico conocido como sierra de Ajusco-Chichinautzin. Dicha topografía en conjunto con las condiciones dominantes de la velocidad y dirección del viento, hacen a la Ciudad de México una región con altos niveles de contaminación atmosférica provocada por el fenómeno de islas de calor (Celada-Murillo et al., 2013).

La zona de estudio fue seccionada mediante una rejilla de 20 km de lado para cada cuadrante de un total de 9 (Figura 3), éstas fueron categorizadas de acuerdo con los puntos cardinales, catalogando a las estaciones de monitoreo atmosférico y distintas regiones de la Ciudad de México en norte, noreste, oeste, centro, este, sur y sureste. Nótese que no hay estaciones en las regiones noroeste y suroeste y por ello no hubo resultados para dichas zonas.

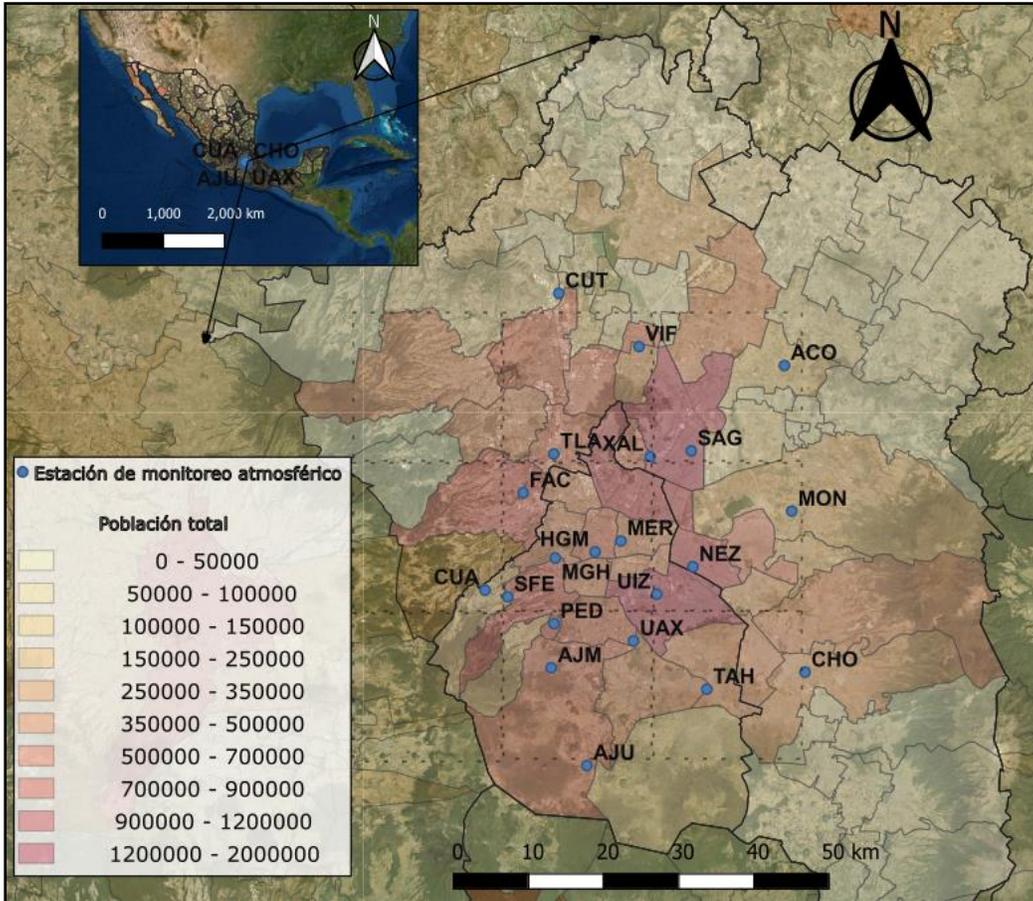


Figura 3. Mapa con la ubicación de las estaciones de monitoreo atmosférico del AMVM y la población total por municipio/alcaldía (INEGI 2020)

Para una mejor descripción de los resultados, la discusión sobre la variabilidad espacial se realizó con respecto a la clasificación de la zona de acuerdo con los puntos cardinales y no con respecto al nombre de las estaciones de monitoreo atmosférico. Para ello se seleccionaron solo a aquellas estaciones que durante el periodo de estudio contaron con los datos suficientes para el análisis estadístico (Datos no disponibles < 25% del total). No se empleó ningún tipo de estimador para los datos no disponibles para no alterar los resultados, esto en función de que en la mayoría de los casos los datos no disponibles correspondieron a eventos completamente aleatorios (fallas en el suministro eléctrico, descompostura de algún instrumento, etc.). La Tabla 5 resume las estaciones empleadas y la región asignada de acuerdo con la rejilla mostrada en la Figura 3.

Tabla 5. Regiones de estudio de la Ciudad de México con las correspondientes estaciones de monitoreo atmosférico empleadas para cada una.

Región	Norte (N)	Noreste (NE)	Oeste (O)	Centro (C)	Este (E)	Sur (S)	Sureste (SE)
Estaciones seleccionadas	CUT, VIF, TLA, XAL	SAG, ACO	CUA, SFE	FAC, MER, MHG, HGM	NEZ, MON	PED, AJM, AJU, UIZ	TAH, CHO

4.2 Obtención de datos

Se consultó la base de datos del SIMAT y se descargaron los datos correspondientes a los años 2017 a 2021 para las redes de meteorología y de contaminantes criterio. De la primera se emplearon los datos correspondientes a temperatura en °C, humedad relativa en porcentaje, velocidad del viento en $m\ s^{-1}$ y dirección del viento en grados, mientras que de la red de contaminantes se usaron las mediciones horarias de monóxido de carbono (CO en ppm), ozono (O₃ en ppb), dióxido de azufre (SO₂ en ppb), monóxido de nitrógeno (NO en ppb), dióxido de nitrógeno (NO₂ en ppb), partículas con diámetro menor a 2.5 μm (PM_{2.5} en $\mu g\ m^{-3}$) y menores a 10 μm (PM₁₀ en $\mu g\ m^{-3}$). El total de observaciones es un poco mayor a un millón (1 262 427 observaciones) debido a la resolución horaria, aunque en prácticamente todas las variables hubo datos faltantes (SEDEMA Gobierno de México, 2021).

El principio de operación en la medición de contaminantes criterio atmosféricos fue determinado por alguna propiedad física o química del contaminante de estudio. Generalmente son métodos específicos y con una interferencia mínima. Esta lista se actualiza constantemente por la US EPA.

Los datos de contagios y muertes provocados por la infección por SARS-CoV2 se obtuvieron del Portal de Datos Abiertos del Gobierno de la Ciudad de México, tomando "Casos a nivel nacional asociados a COVID-19 para la CDMX – TMP"

donde es importante resaltar que desde el 09 de junio de 2020, estos datos sólo contemplan casos cuya residencia sea de la Ciudad de México o casos cuya unidad médica sea de la Capital, no se consideran a los residentes originarios de la Ciudad de México que hayan sido atendidos o se hayan realizado la prueba de detección en otra entidad (Secretaría de Salud Gobierno de México, 2022).

4.3 Análisis estadístico de datos

4.3.1. Lenguaje de programación R

Se empleó el lenguaje de programación R para dar formato, realizar el análisis estadístico de los datos y construir las gráficas. R es un lenguaje de programación de código abierto; es decir, se encuentra en constante mejora y sus funciones pueden ser extendidas con librerías (R Core Team, 2021). Su uso fue mediante comandos empleando las siguientes librerías:

- Organización de datos: dplyr, reshape2, tidyverse
- Manejo de fechas y tiempo: lubridate
- Visualización de datos: ggpubr, ggplot2, RcolorBrewer
- Análisis estadístico: ggdist, tidyquant, forecast, openAir

4.3.1.1 Librería OpenAir

Una de las librerías fundamentales de este trabajo fue OpenAir, se trata de un paquete estadístico especializado en el análisis de datos en el campo de la meteorología y datos atmosféricos. El paquete incluye diversas funciones para realizar gráficas que permitieron el análisis visual de los datos. Las funciones empleadas en este trabajo incluyen la elaboración de rosas de vientos, series de tiempo y gráficas polares bivariadas (Carslaw and Ropkins, 2012). En todos estos casos se contempló el comportamiento diurno (7:00 a 19:00 horas), mientras que las comparaciones nocturnas y los promedios diarios no se consideraron en esta tesis. A continuación, se describe brevemente cada una de las funciones usadas en este trabajo:

Rosas de vientos. Se realizó una descripción gráfica empleando la velocidad promedio del viento (magnitud de un vector) y la frecuencia con la que el viento proviene de una dirección específica con respecto a los puntos cardinales (grosor del vector).

Series de tiempo. Se expresó el comportamiento de una variable con respecto al tiempo. Se realizaron diferentes variaciones con respecto a la escala de tiempo, de esta manera se realizaron análisis diarios (con respecto a la hora del día), semanales, mensuales y anuales. En este tipo de análisis se usó el promedio como medida de tendencia central.

Gráficas polares bivariadas. Se representó la magnitud de la concentración de contaminantes atmosféricos y su variación con respecto a la velocidad y dirección del viento a través de una superficie continua calculada mediante modelos de técnicas de suavizado. Las gráficas fueron construidas de la siguiente manera: Primero, los datos se dividieron en intervalos de velocidad y dirección del viento, además, se calculó la concentración media de contaminante para cada intervalo. Las pruebas en una amplia gama de datos han sugerido que los intervalos de dirección del viento entre 5° y 10° capturan suficientes detalles de la distribución de la concentración.

Los componentes del viento u y v se calcularon como:

$$u = \bar{u} \cdot \text{sen} \left(\frac{2\pi}{\theta} \right), \quad v = \bar{v} \cdot \text{cos} \left(\frac{2\pi}{\theta} \right) \quad (3)$$

Donde \bar{u} es la velocidad horaria promedio del viento y θ es la dirección promedio del viento donde 0° o 360° es representado como la dirección norte. Aunque en principio es posible usar estos componentes y la concentración del contaminante (C_i) para construir una gráfica similar a una rosa de vientos, una mejor aproximación es describir a la concentración como función de los componentes del viento u y v para extraer características de las fuentes de emisión. Una forma de hacer esto último es a través de ajustar una superficie mediante un Modelo Aditivo Generalizado expresado por:

$$\sqrt{\bar{C}_i} = \beta_0 + \sum_{j=1}^n s_j(x_{ij}) + e_i \quad (4)$$

Donde β_0 es el promedio total de la respuesta, $s_j(x_{ij})$ es la función de suavizado del i -ésimo valor con covarianza j , n es el número total de covarianzas y e_i es el i -ésimo residual. El modelo de suavizado empleado (Ecuación 5) es entonces una función de los componentes u y v que tienen las mismas unidades y por lo tanto la función es isotrópica, lo cual tiene la ventaja de evitar dificultades al suavizar dos variables en diferentes escalas (Carslaw et al., 2007; Carslaw and Beevers, 2013; Westmoreland et al., 2007).

$$\sqrt{\bar{C}_i} = s(u, v) + e_i \quad (5)$$

4.3.2 Análisis temporal y espacial

El análisis estadístico y las gráficas fueron realizadas a computadora por medio de las librerías de lenguaje en R. El análisis de datos se realizó empleando estadística paramétrica debido al número elevado de observaciones, ya que aun cuando hay variables cuya distribución no fue normal, es posible aproximar a la normalidad si se toman en cuenta variaciones temporales específicas, por ejemplo, la distribución bimodal que presentan varios contaminantes en función de la hora del día es posible separarla en dos distribuciones normales, una para la mañana y otra por la tarde. Solo en el caso del análisis temporal sobre largos periodos de tiempo (anuales, por ejemplo) se emplearon pruebas no paramétricas.

Para las comparaciones estadísticas, se examinaron los mismos períodos de tiempo entre el 23 de marzo y el 20 de mayo para cada año de 2019 a 2021, este intervalo de tiempo en 2020 fue el bloqueo impuesto por el gobierno mexicano para evitar una rápida propagación del SARS-CoV-2. entre la población y se clasificó como el período de confinamiento para este estudio, el mismo intervalo de tiempo durante 2019 se consideró como etapa "preconfinamiento" mientras que el mismo período de tiempo en 2021 se catalogó como etapa "postconfinamiento".

Las pruebas estadísticas empleadas se describen en la Tabla 7. Para el análisis temporal solo se compararon los mismos periodos de tiempo mientras que para el

análisis espacial, la clasificación fue de acuerdo con las regiones descritas en la Tabla 5 al respecto de la descripción del sitio de estudio y su clasificación empleando los puntos cardinales. Las comparaciones espaciales también se realizaron en los mismos periodos de tiempo.

Tabla 6. Resumen de pruebas estadísticas empleadas para el análisis temporal y espacial de contaminantes criterio atmosféricos.

Nombre de la prueba	Tipo y estadístico de prueba	Hipótesis nula	Objetivo	Nivel de significancia (p-value)
Shapiro-Wilk	W	La muestra proviene de una población distribuida normalmente	Prueba de normalidad	0.05
T de student	t (paramétrico)	La media de una población es igual a la media hipotética	Comparación de media con un valor específico	0.05
Análisis de varianza (ANOVA)	F (paramétrico)	Todas las medias son iguales en la población	Comparación de múltiples medias	0.05
U de Mann-Whitney	U (no paramétrico)	Las medianas de dos poblaciones independientes son iguales	Comparación de medianas	0.05
Kruskall-Wallis	H (no paramétrico)	Al menos una mediana de la población es diferente entre poblaciones independientes	Comparación de múltiples medianas	0.05

4.3.3 Análisis de correlación

La relación entre pares de variables, incluida con el número de infecciones y muertes por COVID-19 se realizó con análisis de correlación por pares o análisis de correlación de Pearson. Este análisis asume valores en el intervalo de -1 a 1, donde ± 1 indica la correlación más fuerte posible, sea negativa o positiva y el valor de 0 es la no correlación más fuerte posible. El análisis de correlación de Pearson es de tipo lineal entre dos variables que es definida por la covarianza de las variables dividida por el producto de sus desviaciones estándar:

$$r_{x,y} = \frac{cov(x,y)}{\sigma_x \sigma_y} \quad (6)$$

Donde cov es la covarianza y σ es la desviación estándar. La covarianza es una medida de la variabilidad conjunta de dos variables aleatorias, es decir, si los valores más grandes de una variable corresponden con los más grandes de la otra entonces se dice que la covarianza es positiva, mientras que si los valores más pequeños se relacionan con los más grandes entonces se hablará de una covarianza negativa.

De esta manera, se construyó una matriz de correlación, en la cual se agrupan todas las variables y se representa la correlación con formas de óvalos en lugar de graficar dispersiones por pares. Un óvalo se asemejará más a una línea si la correlación fue más cercana a ± 1 , cuya pendiente indica si la correlación fue positiva o negativa, mientras que si la forma se asemeja a un círculo no hubo correlación o el valor de r fue cercano a cero. La significancia de la correlación se examina a través del estadístico r con la hipótesis nula de que $r = 0$ (No hay correlación entre las dos variables).

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Meteorología

Se realizó una serie de tiempo de la temperatura y la humedad relativa mediante curvas anuales, además se construyeron las rosas de viento anuales para toda la zona de estudio. El objetivo de este análisis fue mostrar que no hubo cambios significativos en las tendencias de las variables meteorológicas en los últimos 5 años, incluyendo 2020 en donde las actividades humanas disminuyeron drásticamente debido a las restricciones impuestas para controlar la pandemia de COVID-19. De esta manera fue posible corroborar que las actividades humanas no tuvieron influencia en las variables meteorológicas, y, por lo tanto, la meteorología tuvo la mayor relevancia con respecto al comportamiento de la concentración de contaminantes criterio atmosféricos en la zona de estudio durante el periodo de confinamiento por COVID-19 (23 de marzo al 20 de mayo de 2020).

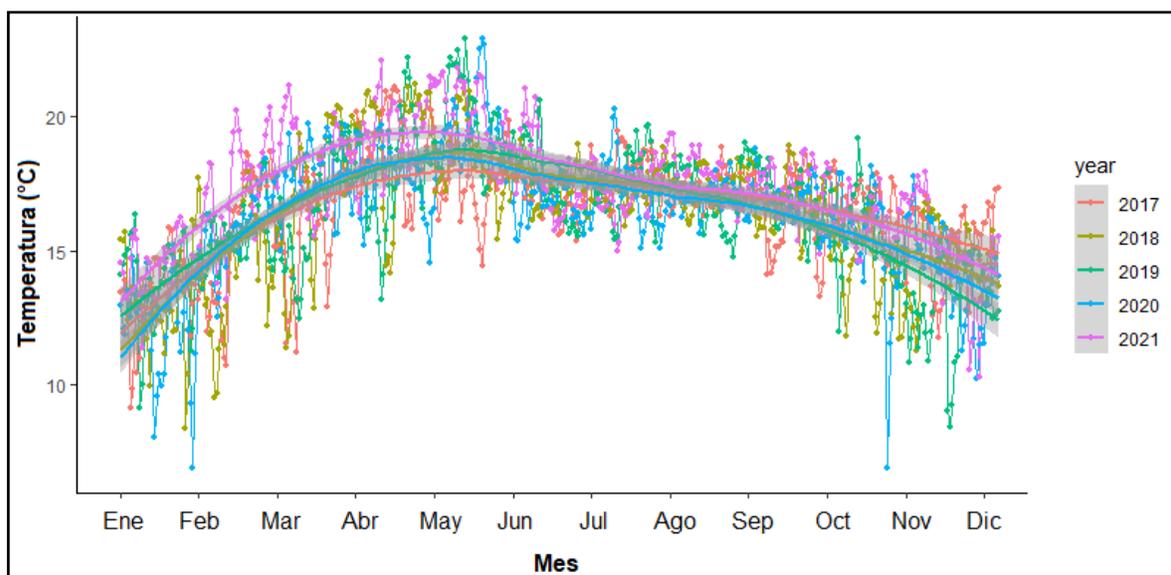


Figura 4. Serie de tiempo de la temperatura ambiental en el AMVM de 2017 a 2021.

La Figura 4 muestra la variación diaria de la temperatura en el AMVM mediante curvas que representan cada año analizado. El sombreado en cada una de las curvas refleja la desviación estándar en el promedio diario de temperatura. La

comparación de la temperatura se realizó con pruebas t de student para determinar si pares de promedios mensuales fueron estadísticamente diferentes a través de los años.

En general, durante los últimos 5 años la temperatura promedio se mantuvo en el intervalo de 12°C (enero) hasta 18°C (abril y mayo). Los resultados no mostraron diferencias significativas ($p > 0.05$) en la temperatura de 2017 a 2020; sin embargo, en los meses de febrero a mayo de 2021 se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la temperatura con respecto a años anteriores y como puede apreciarse gráficamente en la Figura 4, en aquellos meses de 2021 la temperatura se mantuvo hasta 1°C por encima con respecto a la temperatura de los 4 años anteriores. De acuerdo con un reporte de la Agencia Espacial de los Estados Unidos (NASA por sus siglas en inglés) (Lenssen et al., 2019) 2021 ha sido el cuarto año con la temperatura promedio anual más alta de la que se tenga registro en México.

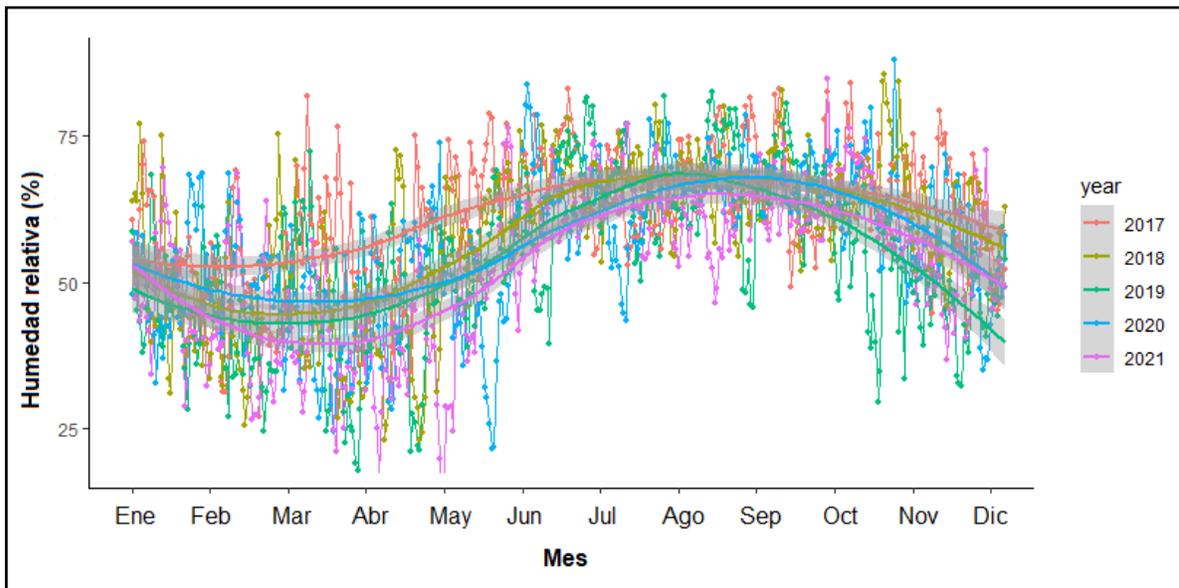


Figura 5. Serie de tiempo de la humedad relativa diaria en el AMVM de 2017 a 2021.

La Figura 5 muestra la variación del promedio diario de humedad relativa de 2017 a 2021 mediante curvas cuyo sombreado refleja la desviación estándar de cada una. En general la humedad relativa se encontró entre 39% (abril) y 67% (agosto y

septiembre) y no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) entre los promedios mensuales, con excepción de los meses de febrero a junio de 2017 y de marzo a mayo de 2021 que mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) con respecto a los mismos meses de los demás años. De acuerdo con datos de la Comisión Nacional del Agua del Gobierno de México (CONAGUA, 2022), la precipitación media histórica ha disminuido de manera continua desde 2008 (724 mm) hasta 2021 (708 mm) en la Ciudad de México, que, en su relación con la humedad relativa, se observó la misma tendencia.

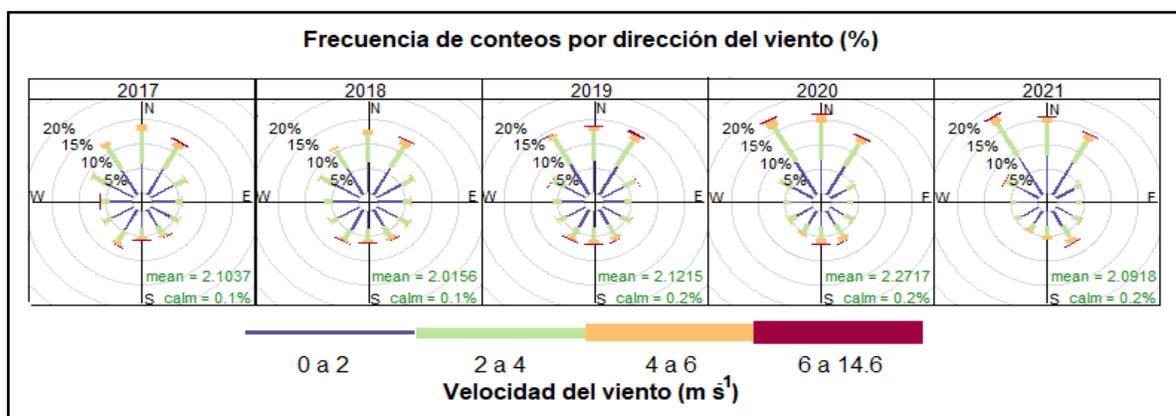


Figura 6. Rosas de viento anuales para el AMVM de 2017 a 2021

La Figura 6 muestra la dirección dominante del viento de forma anual para el AMVM y cómo puede observarse, los vientos dominantes provinieron con mayor frecuencia (hasta 14.6%) de las direcciones norte, noroeste y noreste. En todos los años el promedio de la velocidad del viento se mantuvo en 2.1 m s^{-1} .

De esta manera, de acuerdo el análisis de este trabajo, las variables meteorológicas se mantuvieron prácticamente constantes durante el periodo de interés que fue del 23 de marzo al 20 de mayo de 2019 (preconfinamiento), (confinamiento) y 2021 (postconfinamiento). Para los análisis posteriores, en el caso del periodo de postconfinamiento, no se tomaron en cuenta las diferencias significativas que hubo con respecto a la alta temperatura y la baja humedad relativa porque para este periodo la meteorología pierde relevancia sobre la concentración de contaminantes, pues en dicho año se retomaron todas las actividades humanas a niveles preCOVID-19.

5.2 Variación espacio - temporal de contaminantes criterio atmosféricos

El análisis espacial y temporal se realizó mediante comparación de datos que comprendieron el mismo intervalo de tiempo entre el 23 de marzo y el 20 de mayo de 2017 a 2021, donde los periodos de 2019, 2020 y 2021 fueron catalogados como de preconfinamiento, confinamiento y postconfinamiento por la pandemia de COVID-19, respectivamente. La comparación estadística se realizó mediante ANOVA y pruebas por pares mediante la prueba U de Mann-Whitney para determinar si existieron diferencias significativas en la concentración de contaminantes tanto espacial como temporalmente. Visualmente se construyeron gráficas que muestran la variabilidad temporal con respecto al eje de las abscisas y la variación espacial mediante curvas con diferentes marcadores. La Figura 7 muestra el comportamiento espacial y temporal de los contaminantes criterio en el AMVM, donde la etapa etiquetada como 2020 corresponde al periodo de confinamiento por COVID-19.

El comportamiento temporal de los contaminantes criterio atmosféricos fue similar para la mayoría, ya que todos mostraron una disminución de la concentración del periodo de preconfinamiento al periodo de confinamiento por COVID-19 y posteriormente un aumento de la concentración en el periodo de postconfinamiento, alcanzando niveles de contaminación similares al preconfinamiento. La Tabla 7 muestra las tendencias mencionadas para el caso de los óxidos de nitrógeno (NOx).

Tabla 7. Porcentajes de cambio en la concentración de los óxidos de nitrógeno entre los periodos de preconfinamiento, confinamiento y postconfinamiento por la pandemia de COVID-19.

Ubicación	Cambio de [NOx] 2020 – 2019	Cambio de [NOx] 2021 – 2020	Cambio de [NOx] 2021 – 2019
N	-18%	+17%	-3%
NE	-11%	-25%	-33%
O	-28%	+10%	-21%
C	-27%	+25%	-8%
E	-25%	+21%	-10%
S	-19%	+32%	+7%
SE	-35%	+66%	+8%

* Solo durante el periodo del 23 de marzo al 20 de mayo

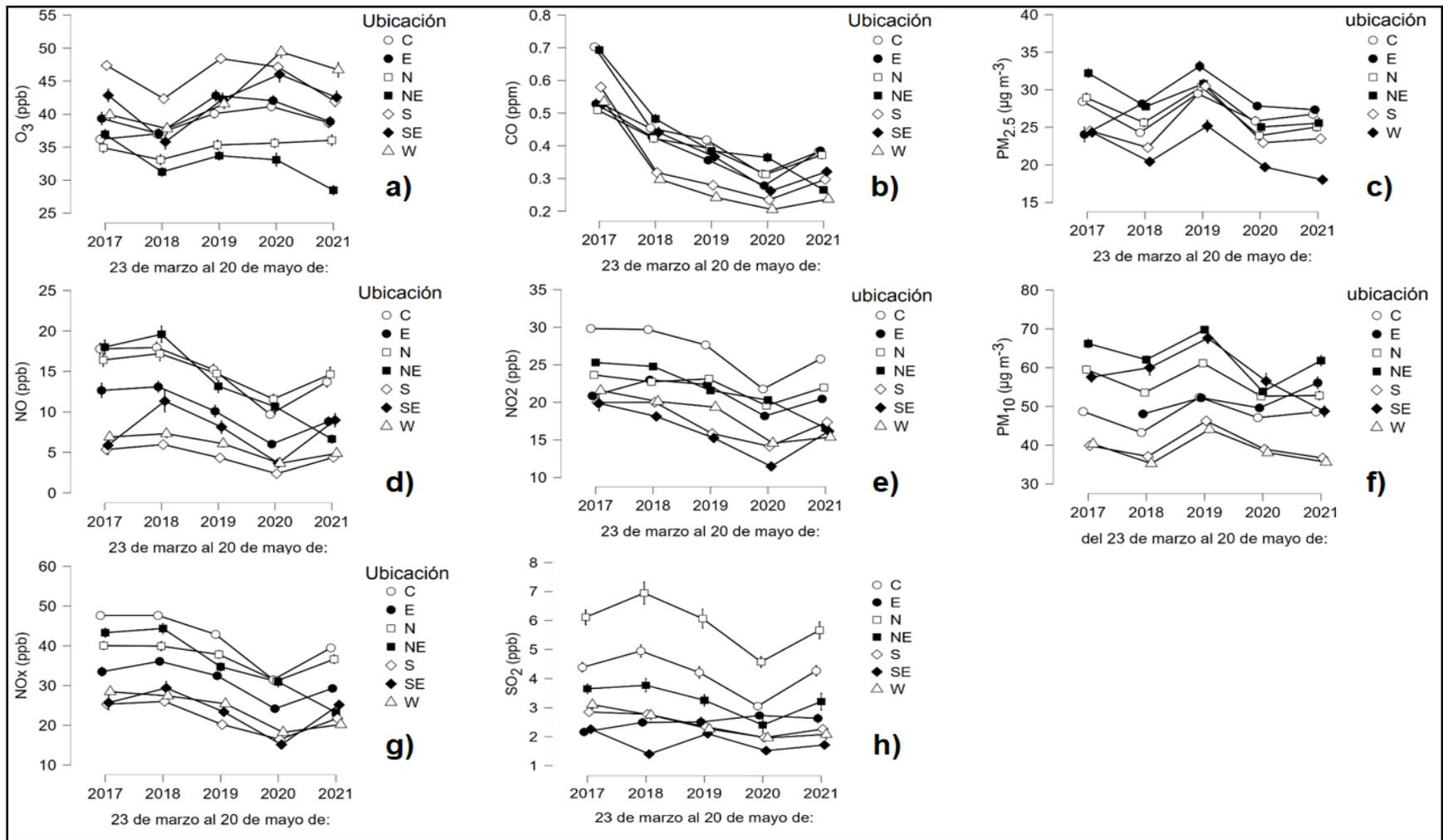


Figura 7. Variación espacio - temporal de la concentración de contaminantes criterio atmosféricos en el periodo del 23 de marzo al 20 de mayo de 2017 a 2021. a) O₃, b) CO, c) PM_{2.5}, d) NO, e) NO₂, f) PM₁₀, g) NO_x y h) SO₂

La disminución de la concentración de contaminantes criterio atmosféricos entre los periodos de confinamiento y preconfinamiento por COVID-19 fue por consecuencia de la disminución de las actividades humanas. De acuerdo con la información de la Secretaría de Movilidad de la Ciudad de México (SEMOVI, 2021) hubo una reducción del tráfico vehicular del 70% durante el periodo de confinamiento; además, hubo reducciones importantes en las emisiones del sector industrial y de servicios que contribuyeron a la mejora en la calidad del aire con respecto a la mayoría de los contaminantes. Por ejemplo, CO tuvo reducciones de hasta 29%, NO del 55%, NO₂ del 25%, SO₂ del 28%, PM_{2.5} del 25% y PM₁₀ del 14%. Para el caso del ozono hubo un comportamiento distinto, pues este elevó su concentración durante el periodo de confinamiento, lo cual será discutido más adelante.

De acuerdo con los comunicados semanales del Gobierno de México y de la Ciudad de México (véase la Tabla 4), después del 20 de mayo de 2020, terminó el periodo de confinamiento y las actividades humanas se fueron retomando de forma gradual. Aun cuando la estrategia del semáforo epidemiológico volvió a amarillo durante el periodo de postconfinamiento en 2021, color que sugiere restricciones en las actividades, éstas no fueron implementadas y para entonces solo algunas instituciones educativas permanecieron cerradas o con aforos controlados. Por lo anterior, es que los niveles de contaminación se incrementaron en el periodo de postconfinamiento, alcanzando niveles similares a los anteriores a la pandemia de COVID-19 tal como se aprecia en la Figura 7. Solo en el caso de PM_{2.5} no se hallaron diferencias significativas (U Mann-Whitney, $p > 0.05$) en la concentración entre los periodos de confinamiento y postconfinamiento. El caso de ozono mostró un comportamiento similar a PM_{2.5} pero éste será discutido particularmente más adelante.

Con respecto a la variación espacial también hubo similitudes para la mayoría de los contaminantes criterio atmosféricos, pues las zonas Norte, Noreste y Centro fueron las que presentaron los mayores niveles de contaminación tal como se aprecia en la Figura 7, nuevamente, ozono es un caso particular que mostró una tendencia totalmente diferente a los demás contaminantes y será discutido en una subsección posterior.

Las pruebas estadísticas de la comparación por pares (U de Mann-Whitney) de la concentración por zonas del AMVM mostró una concentración significativamente ($p < 0.05$) más elevada en el Centro del AMVM para el caso del NO_2 y del norte y centro del AMVM para el SO_2 , mientras que los demás contaminantes no mostraron diferencias significativas ($p > 0.05$) en la concentración entre los sitios del norte, centro y noreste, pero si ($p < 0.05$) con los del sur, sureste, este y oeste del AMVM. Los comportamientos descritos pueden explicarse por las características geográficas del Área Metropolitana del Valle de México y la distribución de las zonas industriales predominantemente en la región norte y noreste, mientras que la zona centro se caracteriza por una alta densidad poblacional y alto tráfico vehicular con respecto a otras zonas del AMVM.

Las zonas del sur, sureste y oeste del AMVM se caracterizan por ser de uso habitacional principalmente, aunque la zona sureste también cuenta con un importante crecimiento de tipo industrial en los últimos años. El este del AMVM es característico porque las dos estaciones seleccionadas (NEZ y MON) presentan diferencias importantes, la estación Nezahualcóyotl es urbano con uso habitacional principalmente, mientras que Montecillo presenta características rurales a semiurbanas; ambos sitios están ubicados muy próximos al relleno sanitario del Bordo Poniente, el depósito de residuos más grande del mundo. Debido a lo anterior y como puede apreciarse en la Figura 7, los sitios del oeste y sur son los que presentaron las menores concentraciones para la mayoría de los contaminantes.

Finalmente, durante el periodo de estudio, ninguno de los contaminantes criterio atmosféricos rebasaron los límites establecidos por las NOM con respecto a los promedios diarios analizados en el presente trabajo. En resumen, el análisis espacio – temporal mostró que las zonas industriales (norte y noreste) y de alto tráfico vehicular (centro y oeste) tuvieron una alta influencia en la contaminación del aire en el AMVM y que el periodo de confinamiento por COVID-19 tuvo un impacto positivo en la calidad del aire, el cual terminó una vez que se retomaron las actividades.

5.2.1 Variación espacio – temporal del ozono en el AMVM (Área Metropolitana del Valle de México)

El caso de ozono es particular porque presentó un comportamiento opuesto a lo que ocurrió con el resto de los contaminantes criterio atmosféricos ya que este permaneció constante o aumentó su concentración durante el periodo de confinamiento, y disminuyó en el periodo de postconfinamiento para la mayoría de los sitios, incluso a niveles por debajo de los observados antes de la pandemia por COVID-19. La Tabla 8 muestra el cambio de la concentración de ozono entre los periodos de preconfinamiento, confinamiento y postconfinamiento por COVID-19, mientras que en la Figura 7a se observan las tendencias espacio – temporales para este contaminante.

Tabla 8. Porcentajes de cambio en la concentración de ozono entre los periodos de preconfinamiento, confinamiento y postconfinamiento por la pandemia de COVID-19

Ubicación	Cambio de [O ₃] 2020 – 2019*	Cambio de [O ₃] 2021 – 2020*	Cambio de [O ₃] 2021 – 2019*
N	+1%	+1%	+2%
NE	-2%	-14%	-16%
O	+19%	-6%	+12%
C	+3%	-6%	-3%
E	-2%	-8%	-9%
S	-3%	-11%	-13%
SE	+9%	-8%	+1%

* Solo durante el periodo del 23 de marzo al 20 de mayo

Las pruebas por pares U de Mann-Whitney y t de student aceptaron ($p > 0.05$) la hipótesis nula de que la concentración de ozono durante el confinamiento por COVID-19 fue igual a la concentración de ozono en el mismo periodo del año anterior para las zonas norte, noreste, centro, este y sur del AMVM, mientras que el oeste y el sureste mostraron concentraciones significativamente ($p < 0.05$) más altas durante el periodo de confinamiento en comparación con el de preconfinamiento.

Para dar explicación al aumento o ausencia de cambio de la concentración de ozono mientras las actividades humanas se redujeron drásticamente, cabe recordar la

Ecuación 1 que describe al ozono como un contaminante de origen secundario; es decir, este no es emitido directamente, sino que es formado en la atmósfera.

La Ecuación 1 indica que la formación de ozono se produce en la presencia de luz solar y con la participación de los óxidos de nitrógeno (NO_x) y compuestos orgánicos volátiles (COV) como precursores. De acuerdo con esta reacción y con la tendencia observada para los NO_x, NO y NO₂ durante el periodo de confinamiento, se esperaría una disminución en la formación de ozono troposférico si la emisión de COV también hubiera disminuido en proporción a la reducción de las actividades humanas; sin embargo, esto no sucedió, algo que resulta complicado comprobar ya que no se cuenta con mediciones de COV por la complejidad en composición y fuentes de emisión de estos. Debido al aumento en la concentración de ozono fue posible descartar que la emisión de COV disminuyó durante el periodo de confinamiento por COVID-19.

Las otras dos posibilidades con respecto al análisis de la reacción de formación de ozono troposférico es que la concentración de COV permaneció sin cambios o aumentaron sus emisiones. A este respecto, algunos autores (Hernández-Paniagua et al., 2021; Kutralam-Muniasamy et al., 2020; Peralta et al., 2021; Vega et al., 2021) han sugerido que la emisión de COV aumentó durante el encierro por COVID-19 porque las personas comenzaron a usar productos de higiene y limpieza con mayor frecuencia, los cuales poseen una cantidad considerable de COV que pueden ser emitidos al aire. Aunque no se descarta esta posibilidad, recientemente se ha observado que la contaminación por COV de emisiones domésticas es más importante para la contaminación en espacios interiores que para exteriores (Barro et al., 2009; Cummings et al., 2021; U. S. Environmental Protection Agency, 2021).

Otra posible razón por la cual la formación de ozono permaneció sin cambios o aumentó durante el confinamiento por COVID-19 puede ser debida a que la emisión de COV tampoco se modificó, en particular las emisiones naturales de COV. Bajo esta suposición se sugiere la hipótesis de que las emisiones biogénicas (COVB) pudieran contribuir de manera importante a la formación de ozono troposférico aun

cuando las emisiones de óxidos de nitrógeno hayan disminuido durante el confinamiento por COVID-19.

A nivel global, se estima que las emisiones de COVB emitidas por plantas, animales, hongos, bacterias, etc. es de alrededor de 1100 Tg año⁻¹ (Goldstein et al. 2007), mientras que las emisiones antropogénicas de COV provenientes de combustibles, disolventes, fluidos hidráulicos, pinturas y agentes de limpieza rondan los 150 Tg año⁻¹ (Müller 1992). La emisión relativa de COV/COVB varía de región a región dependiendo del nivel de actividades industriales, clima y vegetación. De acuerdo con el inventario de emisiones de 2018 (SEDEMA, 2021), en la Ciudad de México se estima que las emisiones de COV provienen en un 4.6% de fuentes puntuales, 65.5% fuentes de área, 22.2% fuentes móviles y solo 7.7% de fuentes naturales. Durante el periodo de confinamiento, todas las fuentes redujeron sus emisiones, excepto las naturales y las emisiones domésticas, estas últimas forman parte de las fuentes de área.

Para analizar la relevancia de los COV y COVB en la formación de ozono es necesario analizar su proceso de formación fotoquímico a mayor detalle. Primero mediante la descomposición fotolítica de NO₂ se forma oxígeno monoatómico que rápidamente se recombina con oxígeno molecular para dar la formación de ozono:



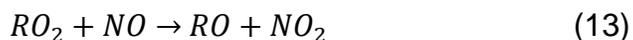
Posteriormente, la fotólisis de ozono forma O*(1D) (oxígeno singulete) que reacciona con agua para formar dos equivalentes del radical hidroxilo:



Después, dos equivalentes de COV (o COVB) representados como R-H, reaccionan con los radicales OH, acto seguido se da la formación de los peroxi radicales mediante reacción con oxígeno molecular:



Los radicales peroxilo reciclan al NO_2 mediante la reacción con NO y posteriormente se da lugar a las reacciones de las Ecuaciones 7 y 8 para formar ozono:



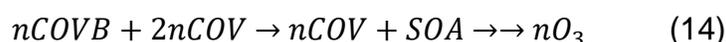
Nótese que a partir de la reacción 10 son dos equivalentes los que llevan a la formación de ozono, por lo que a pesar de que en la reacción 9 se destruye un equivalente de ozono, este se recicla y da lugar a la formación de un equivalente más.

La química atmosférica de los COV y la formación de ozono es más compleja que lo explicado anteriormente; sin embargo, en un análisis simple, cada equivalente de COV o COVB puede dar lugar a la formación de un equivalente de ozono. No solo eso, sino que la química de radicales es de la más compleja que existe, por lo que diversos autores (Alfarra et al., 2006; Bell and Ellis, 2004; Saukko et al., 2012) han considerado que la formación de especies radicales con carbón puede dar origen a especies más complejas y de menor volatilidad que posteriormente dan lugar a la formación de aerosol orgánico secundario (SOA, por sus siglas en inglés); es decir, es posible que los COV o COVB se regulen a sí mismos mediante reacciones de neutralización radicalaria. Aún más relevante, es la posibilidad de que las emisiones biogénicas tengan una función protagónica en el abatimiento de la contaminación por COV antropogénica.

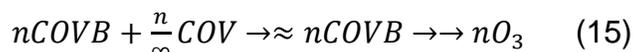
Algunos autores (Sindelarova et al., 2014) han referido que algunos organismos como las plantas responden al estrés por la contaminación del aire emitiendo una mayor cantidad de BVOC, lo cual se piensa es una respuesta que propicia las reacciones radicalarias de abatimiento de la contaminación por agentes aéreos, respuesta similar a cuando algunas plantas emiten COVB ante un depredador como un insecto que se alimenta de ella. Este fenómeno, hace suponer que durante el confinamiento por COVID-19 las emisiones de COVB no cambiaron abruptamente (Sindelarova et al., 2014) y mantuvieron sus niveles en la ausencia de actividades humanas. Asumiendo que parte de las COVB abaten parcialmente la concentración de COV antropogénicas y que durante el confinamiento éstas últimas disminuyeron

súbitamente, el balance total dejaría un exceso de COVB con respecto al total de compuestos orgánicos volátiles antes del periodo de confinamiento, este exceso de COVB sería el responsable de la formación de ozono observada durante el confinamiento por COVID-19.

Las ecuaciones 14 y 15 reflejan la hipótesis que se discute en esta tesis respecto a la formación de ozono durante el periodo de confinamiento por COVID-19. La Ecuación 14 asume el proceso de neutralización radicalaria de especies de carbono, en una situación en la que la emisión de COV antropogénica ($2nCOV$) reacciona con las emisiones biogénicas ($nCOVB$), si la neutralización ocurre de manera que el balance total deja una concentración de COV antropogénica no neutralizada, ésta puede dar lugar a la formación de ozono en condiciones de normalidad respecto a las actividades humanas:



Por otro lado, la Ecuación 15 considera el mismo fenómeno de neutralización de especies que contienen carbono, pero en un caso extremo como el observado durante el periodo de confinamiento por COVID-19, donde se asume que las emisiones antropogénicas disminuyeron abruptamente ($n/\infty COV$), en este escenario, el exceso no neutralizado de COVB sería responsable de la formación de ozono en los mismos niveles que antes (o posteriores al confinamiento) de la pandemia:



Esta hipótesis es soportada por autores que han descrito, por ejemplo, que la emisión de COVB fue responsable por un incremento de hasta 30 ppb de ozono durante el verano en el este de China aún con baja disponibilidad de NOx (Wang et al., 2008). Además, recientemente, se reportó que los BVOC emitidos por nuevas áreas verdes mediante programas de reforestación urbana en la ciudad de Los Ángeles en Estados Unidos produjeron la formación de ozono y de SOA en mayores cantidades comparada con intervalos de tiempo en donde se aplicaron estrategias

de control de emisiones antropogénicas (Gu et al., 2021). Finalmente, un estudio realizado mediante modelado de reacciones en una cuenca al suroeste de China mostró que los COVB contribuyeron a incrementar la formación de ozono hasta por $36.5 \mu\text{g m}^{-3}$ durante el verano (Zhang et al., 2022). Es posible que en el AMVM se presente un fenómeno similar al descrito; sin embargo, son necesarios estudios de sensibilidad en la formación de ozono que no forman parte del alcance de este trabajo pero que podrían ayudar a comprobar dicha hipótesis.

Es importante resaltar que si bien se plantea la hipótesis de que durante el confinamiento por COVID-19 la formación de ozono estuvo relacionada a la emisión de COVB, éstas últimas no se emitirían en concentraciones elevadas de no ser porque la concentración de COV antropogénicos también es alta. Además, durante el confinamiento, las actividades humanas dominaron en espacios interiores, cambiando las emisiones por aquellas provenientes de la evaporación de compuestos orgánicos encontrados en los desinfectantes y productos de limpieza e higiene que muy probablemente aumentaron su uso durante la pandemia. De esta manera, se destaca que tanto las emisiones antropogénicas de área como las emisiones biogénicas juegan un papel importante en la formación de ozono troposférico. Adicionalmente, la concentración diurna de ozono mantuvo la misma tendencia observada en años anteriores, con máximos de concentración en las horas de mayor movilidad humana (Figura A1, Anexos), lo que contribuye a resaltar la importancia de las emisiones antropogénicas en la formación de ozono.

5.3 Estimación de las fuentes de emisión de contaminantes criterio

Las gráficas polares bivariadas son una herramienta visual que permite identificar la dirección y la posible dirección de fuentes de emisión de contaminantes. Se basan en un cambio a coordenadas polares de las variables de velocidad y dirección del viento, de esta manera, pueden clasificarse los distintos valores de concentración de un contaminante con su respectivo vector de viento, posteriormente, de acuerdo con la magnitud del vector, el nivel de contaminación y la frecuencia de esta con respecto a una dirección específica se puede discernir la ubicación de donde podría provenir dicho contaminante.

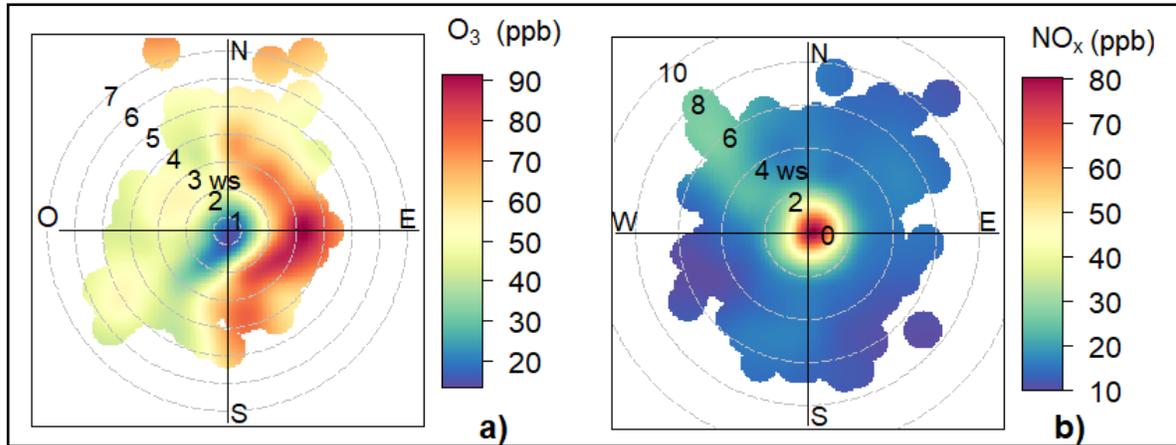


Figura 8. Gráficas polares bivariadas de la concentración de a) ozono en el oeste del AMVM y b) óxidos de nitrógeno en el centro del AMVM durante el periodo de confinamiento por COVID-19

La Figura 8 muestra la gráfica polar bivariada que representa la distribución de a) ozono y b) NO_x en la zona oeste del AMVM, la escala de colores va de colores fríos (azules) a colores cálidos (naranjas y rojo) indicando el nivel de contaminación ascendente. Las líneas punteadas que dibujan las circunferencias indican la magnitud de la velocidad del viento en m s^{-1} y cada cuadrante está dividido por líneas que representan los puntos cardinales. En la Figura 8a se observa que en la región oeste del AMVM (estaciones SFE y CUA) hubo una alta concentración de ozono que provino principalmente de la dirección este y también fue posible identificar algunas fuentes puntuales en dirección norte y noroeste. Además, se observó una pluma de baja concentración de ozono proveniente del suroeste.

Por otra parte, la Figura 8b, muestra solo concentraciones bajas de óxidos de nitrógeno en la vecindad de la zona centro del AMVM donde la mayor concentración de NO_x fue local, es decir, muy cerca del punto de muestreo. Estas observaciones están de acuerdo con lo observado en la distribución espacio – temporal de estos contaminantes en las regiones descritas, en donde se manifestó un incremento significativo de la concentración de O₃ en el oeste del AMVM y una disminución considerable de NO_x en el centro del AMVM. Las gráficas polares tuvieron la ventaja de mostrar la dirección proveniente de la contaminación en las regiones descritas.

Para dar explicación a la hipótesis descrita en la *sección 5.2.1* sobre la formación de ozono durante el periodo de confinamiento por emisiones de COV, la Figura 8a expone que las más altas concentraciones de ozono en la región oeste del AMVM fueron transportadas desde una fuente en dirección este; en dicha ruta, se ubica una importante reserva ecológica, el Bosque de Chapultepec de la Ciudad de México. Si nuestra hipótesis es cierta, las emisiones biogénicas de COV en la reserva ecológica en presencia de óxidos de nitrógeno provenientes de las emisiones del transporte pesado que predomina en esa región por el sector de construcción, propiciaron la formación de ozono y este fue transportado hacia el oeste del AMVM. Además, la pluma observada proveniente del suroeste pudiera ser influencia de la reserva ecológica del Desierto de los Leones, aunque con una menor concentración, probablemente debida por la distancia que requirió el transporte del contaminante.

La Figura 9 muestra un mapa del AMVM en donde se muestran todas las gráficas polares de ozono durante el periodo de confinamiento por COVID-19. Nuevamente, se observan zonas con una elevada concentración (> 50 ppb) del contaminante que fueron transportadas de otras regiones, mientras que la contribución local en todos los casos fue muy baja (< 20 ppb). Brevemente, la zona norte del AMVM muestra un importante transporte desde el sureste, para la región noreste la contaminación provino del suroeste, para el centro se emitió desde este y suroeste, para la región este provino de todas las regiones excepto el norte, para el sur principalmente del noreste y para la región sureste desde todas las direcciones excepto del noroeste.

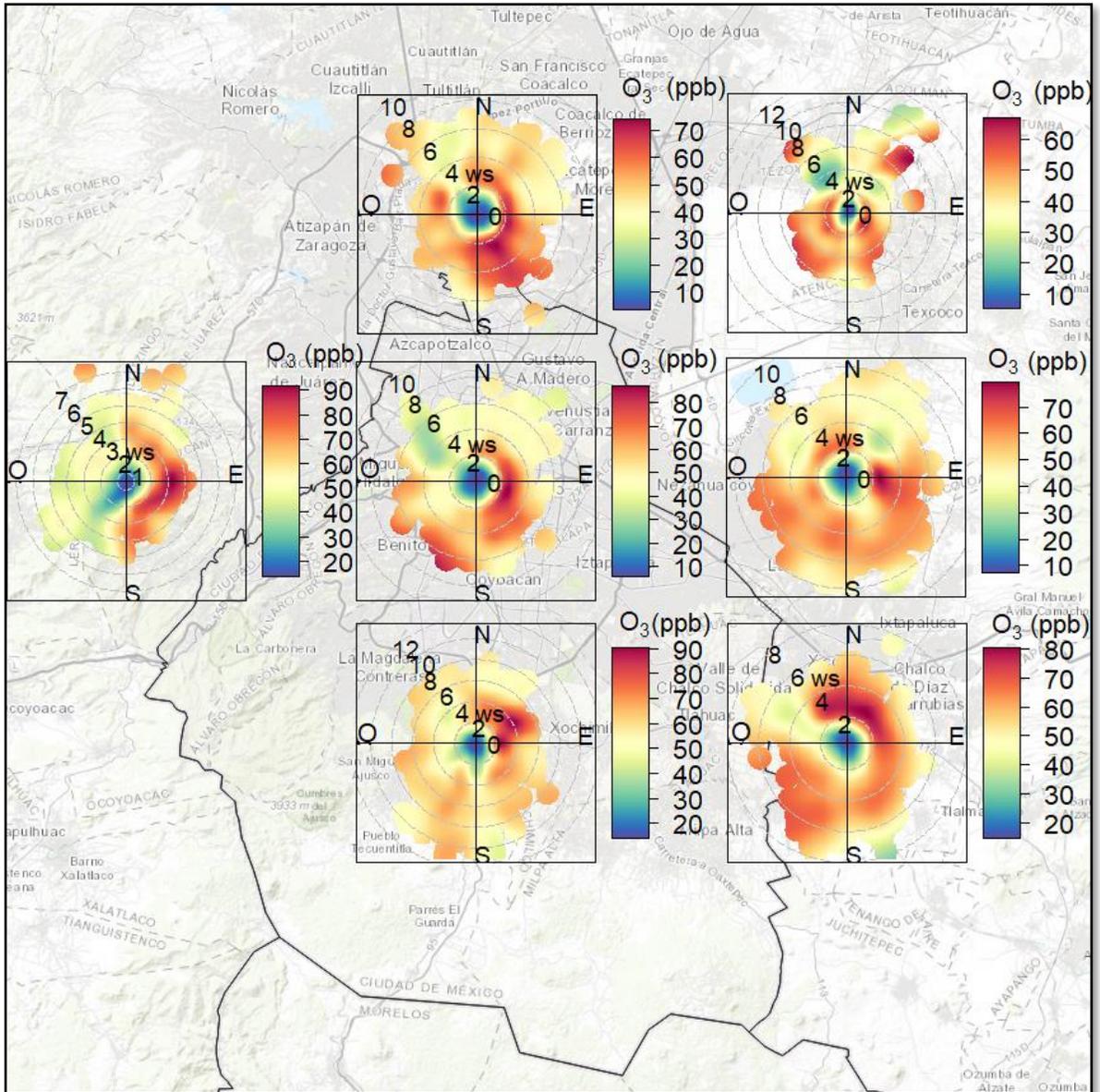


Figura 9. Mapa del AMVM con las gráficas polares bivariadas por región para el ozono durante el periodo de confinamiento por COVID-19

Mapas similares son mostrados en la sección de Anexos para los demás contaminantes en donde puede apreciarse que para CO (Figura A2), NO (Figura A3) y NO₂ (Figura A4) las emisiones tuvieron un dominio local, el SO₂ (Figura A5) también tuvo una importante emisión local, aunque también se observan plumas de emisión provenientes del norte y noroeste. Finalmente, para PM_{2.5} (Figura A6) y PM₁₀ (Figura A7) dominó el transporte desde otras áreas.

Una posible explicación de los resultados observados es que aun cuando las actividades humanas fueron restringidas casi en su totalidad durante el periodo de confinamiento por COVID-19, el tráfico vehicular local contribuyó a la contaminación por CO, NO, NO₂ y SO₂. En particular, las regiones norte y noreste del AMVM presentaron altos niveles de contaminación, incluyendo las emisiones de posibles fuentes puntuales (industriales) para dichos contaminantes. En el caso del SO₂, es clara la contribución local en conjunto con transporte del contaminante proveniente del norte para la mayoría de los sitios, lo cual se atribuye al patrón dominante del viento y la emisión de este contaminante por parte del transporte pesado.

Para el caso del material particulado PM_{2.5} y PM₁₀ se observaron plumas de emisión provenientes de fuentes distantes de las zonas de muestreo, lo cual puede ser debido a que las partículas de éstos diámetros son generalmente transportadas por el viento y no hay fuentes puntuales cercanas a la Ciudad del México, recordando además que las partículas más finas pueden formarse mediante procesos de coagulación y ser después transportadas, mientras que las partículas gruesas (PM₁₀) también son trasladadas por efecto del viento desde superficies como el suelo.

5.4 Análisis de correlación

Se realizó el análisis de correlación lineal de Pearson entre todos los pares de combinaciones posibles entre la concentración de contaminantes criterio atmosféricos, el número de muertes y de infecciones por COVID-19 durante todo el periodo de estudio desde que comenzó la pandemia. Se desplazaron los datos de infecciones por cinco días con respecto a los datos de contaminación atmosférica ya que se reportó que cinco días es el tiempo promedio que tarda en manifestarse la enfermedad, y por lo tanto en diagnosticarse después de haber contraído la enfermedad (World Health Organization, 2021b). Usualmente, la forma de representar la correlación entre dos variables es a través de una gráfica de dispersión de los datos que muestra además la línea de regresión junto con el valor de r (coeficiente de correlación de Pearson). En la Figura 10 se muestra un ejemplo de ello.

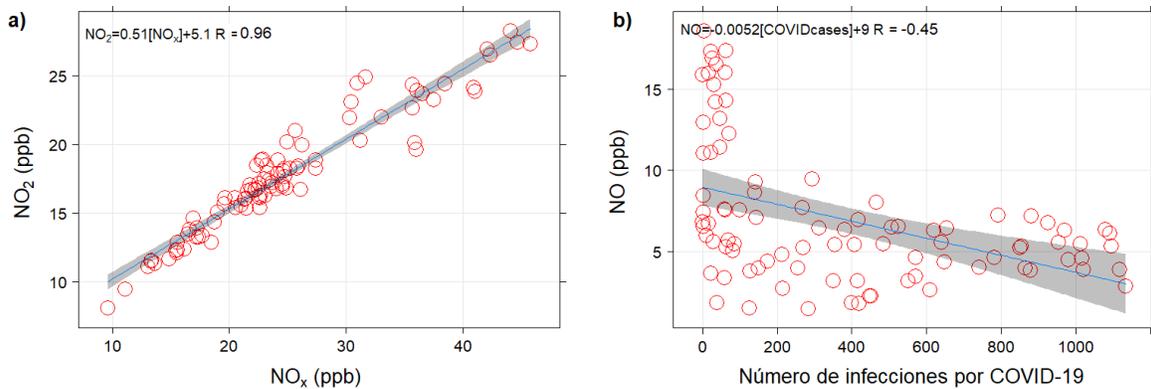


Figura 10. Gráficas de correlación durante el periodo de confinamiento por la pandemia de COVID-19 entre a) NO₂ en función de NO_x y b) NO en función del número de infecciones por COVID-19. Se muestra línea de regresión, coeficiente de correlación de Pearson (R) y la ecuación de la recta

La Figura 10a muestra la correlación entre NO₂ y NO_x (NO + NO₂ + N₂O) durante el periodo de confinamiento por la pandemia de COVID-19 en el AMVM, como es usual, NO₂ correlaciona fuertemente con NO_x porque forma parte de este último, por ello su coeficiente de correlación es muy cercano a +1. En la Figura 10b se muestra un ejemplo de correlación negativa ($r = -0.45$), en este caso se muestra que el número de infecciones por COVID-19 aumentó conforme la concentración de NO disminuía; esta relación negativa es debida a que durante este periodo, el número de infecciones por COVID-19 comenzaba su ascenso por contagio comunitario local (Fase II de dispersión de la enfermedad) mientras la mayoría de la población permaneció confinada, o bien, visto desde otra perspectiva, la movilidad disminuyó drásticamente y por consecuencia también la emisión de NO por fuentes vehiculares mientras las infecciones ocurrían en espacios interiores principalmente.

Los ejemplos de la Figura 10 muestran el análisis de correlación entre pares de variables; sin embargo, debido al número elevado de variables y posibles combinaciones entre pares de estas, se realizó una matriz de correlación, la cual representa diferentes gráficas con óvalos que se convierten en líneas si la correlación es cercana a ± 1 o en un círculo si no hay correlación. La pendiente del óvalo o la línea entonces representa la pendiente en la regresión lineal. La matriz de correlación permite analizar múltiples pares de variables al mismo tiempo, tal como se observa en las Figuras 11 y 12.

Periodo de confinamiento por COVID-19 del 23 de marzo al 20 de mayo de 2020

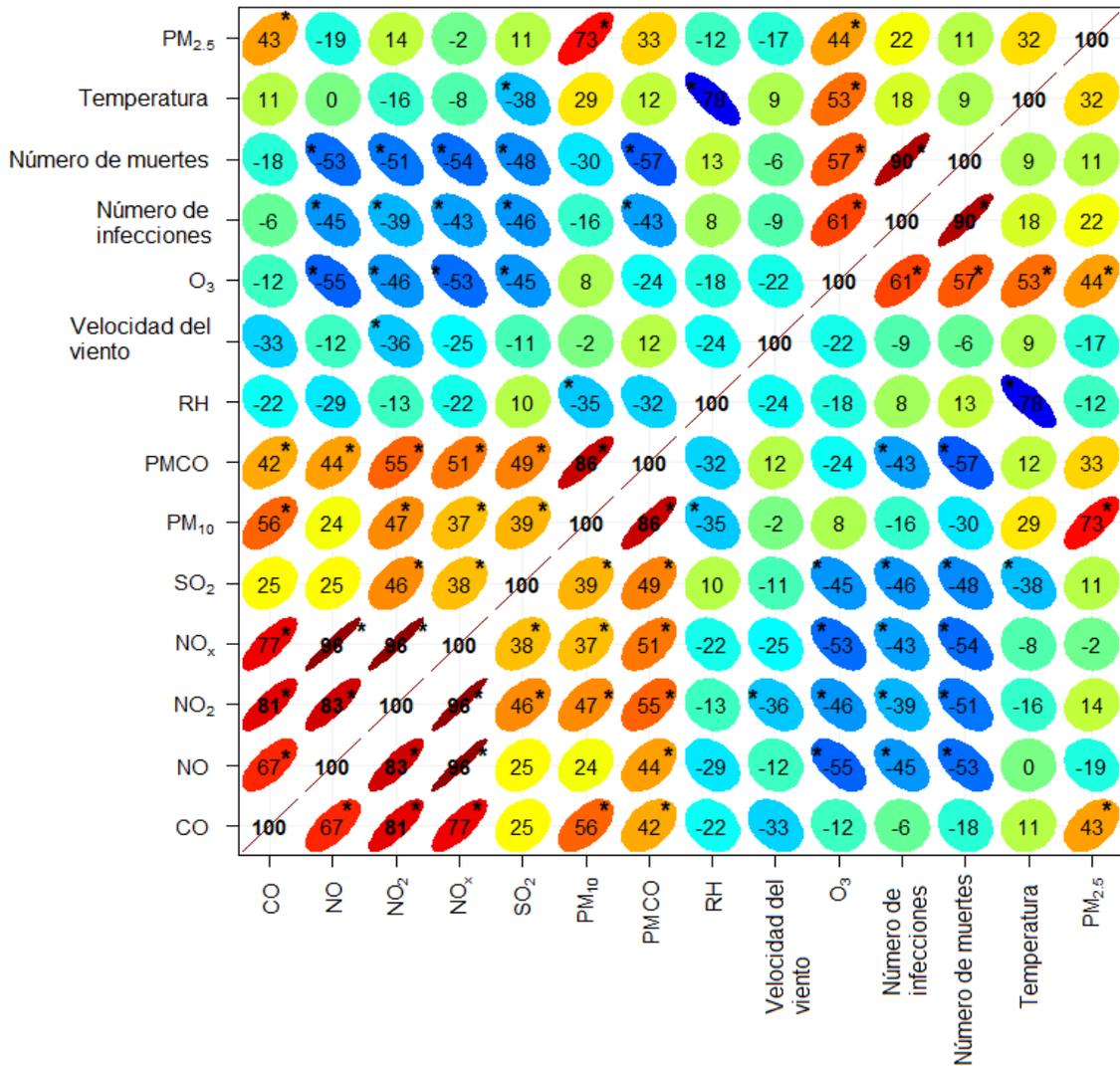


Figura 11. Matriz de correlación entre variables meteorológicas, contaminantes criterio atmosféricos y el número de infecciones y muertes por COVID-19 durante el periodo de confinamiento (23 de marzo al 20 de mayo de 2020)

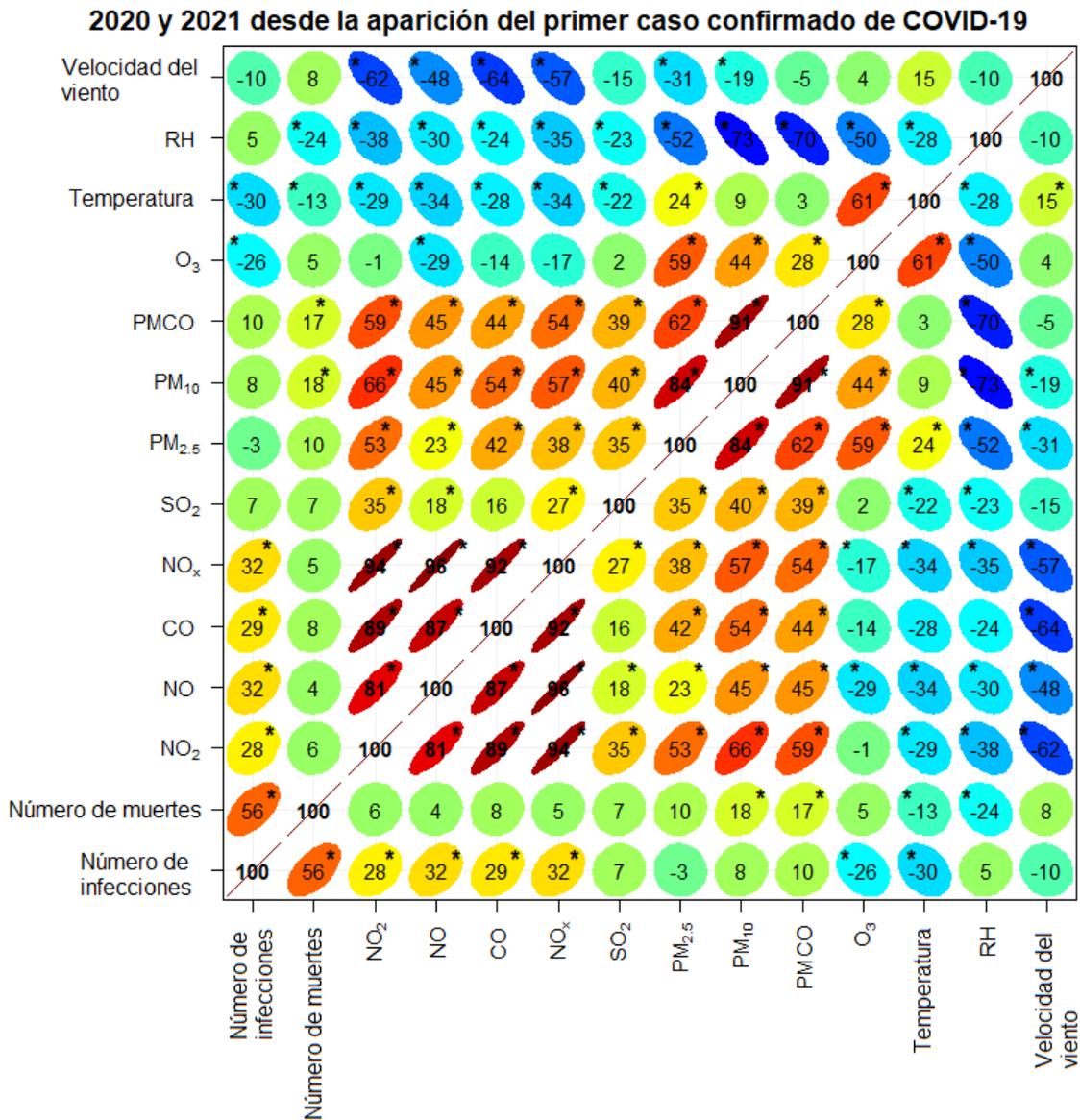


Figura 12. Matriz de correlación entre variables meteorológicas, contaminantes criterio atmosféricos y el número de infecciones por COVID-19 durante 2020 y 2021 desde la aparición del primer caso en CDMX

Las Figuras 11 y 12 muestran los análisis de correlación durante el periodo de confinamiento y en todo 2020 y 2021 desde la aparición del primer caso, respectivamente. Las correlaciones significativas se indican con un asterisco junto al valor del coeficiente de correlación de Pearson. Aunque un análisis de correlación no es causal; es decir, no refleja la naturaleza de la correlación entre un par de

variables, es posible en algunos casos, discutir las posibles razones de una correlación estadísticamente significativa.

Por ejemplo, en ambas figuras (11 y 12) la correlación entre el número de infecciones y el número de muertes fue positivamente significativo. De esta manera, si el número de infecciones se incrementó por consecuencia el número de muertes también ascendió. Nótese que, en particular, durante el periodo de confinamiento, cuando aún no existía vacuna alguna contra el virus, la correlación entre el número de infecciones y muertes fue significativa con un alto coeficiente de Pearson ($r = 0.90$) mientras que cuando se consideró un periodo más largo como en la Figura 12, la correlación se mantuvo positiva y significativa, pero con un menor valor de r (0.56). La disminución de una correlación muy fuerte a una moderada puede ser debida al efecto de una tercera variable, en este caso, la vacunación que disminuyó las tasas de mortalidad (Watson et al., 2022).

En el campo de la química atmosférica la correlación entre contaminantes como el CO, NO_x, NO, NO₂ siempre es positiva entre ellos, de moderada a muy fuerte puesto que sus fuentes de emisión son las mismas, en particular de procesos de combustión (US EPA, 1999). Mientras tanto, la correlación entre óxidos de nitrógeno y ozono en general es negativa porque como se discutió anteriormente, la formación de ozono consume óxidos de nitrógeno como reactivos. Ambos tipos de correlación son apreciables en las Figuras 11 y 12.

Con respecto a la correlación entre la concentración de contaminantes criterio y el número de infecciones y muertes debidas a COVID-19, los resultados mostraron cambios radicales cuando se compararon los datos durante el periodo de confinamiento y un periodo amplio comprendido entre el 27 de febrero y el 31 de diciembre de 2021. En el análisis de correlación del periodo de confinamiento por COVID-19 tanto el número de infecciones como de muertes se correlacionó negativa y significativamente ($p < 0.05$) con NO, NO₂, NO_x y SO₂ y significativamente positivo con ozono ($r = 0.57$ con número de infecciones, $r = 0.61$ con el número de muertes). Una posible explicación de esto es la baja movilidad registrada en la Ciudad de México, y como fue discutido anteriormente, la contaminación para la

mayoría de los contaminantes criterio del aire disminuyó, excepto ozono, de esta manera interpretamos las correlaciones significativas como efecto de la baja movilidad y no atribuimos relación alguna entre la dispersión de la enfermedad y la contaminación del aire. Una posibilidad es que las infecciones durante el periodo de confinamiento ocurrieron principalmente en espacios interiores.

Estos resultados del periodo de confinamiento son opuestos a lo reportado por diversos autores (Jiang et al., 2020; Li et al., 2020; Srivastava, 2021; Zhang et al., 2020) que describen una correlación positiva entre la contaminación del aire y la dispersión de la enfermedad, en particular, en la literatura (Nor et al., 2021; Zoran et al., 2020) se reporta una moderada correlación de las infecciones y muertes por COVID-19 con la concentración de partículas PM_{2.5}. Es así como se produjo la hipótesis de que el virus de COVI-19 podía dispersarse a través de las partículas de aerosol. Nuevamente, nuestros resultados durante el periodo de confinamiento no mostraron ninguna evidencia de la relación de la contaminación con la dispersión de la enfermedad.

Una explicación del porque otros autores reportan resultados opuestos a los nuestros durante el periodo de confinamiento es con respecto a la velocidad de dispersión de la enfermedad en países europeos y asiáticos, ya que en esos países las medidas de contención se aplicaron una vez que la enfermedad se encontraba en fase de dispersión mientras que nuestro país pudo implementar el confinamiento antes de la dispersión comunitaria. Estos hechos y la baja movilidad observada en la Ciudad de México nos permitieron especular sobre un posible dominio de los contagios en espacios interiores en comparación con las infecciones en espacios exteriores.

Analizando una mayor cantidad de datos tal como lo refleja la Figura 12, cambiaron totalmente los resultados del análisis de correlación. Considerando todos los datos desde la aparición del primer caso confirmado de COVID-19 hasta el final de 2021 se invierten las correlaciones observadas durante el periodo de confinamiento; es decir, se observaron correlaciones positivas con NO, NO₂, NO_x y CO y negativas con la temperatura y la concentración de ozono.

De esta manera, un periodo más largo de análisis nos permitió observar resultados similares a los discutidos anteriormente y que fueron obtenidos en ciudades de Asia y Europa. Es así como podemos argumentar lo mismo que dichos autores en los que la dispersión de la enfermedad pudiera estar relacionada con la dispersión de la contaminación, aunque de acuerdo con nuestros resultados, se prefiere la explicación con respecto a la movilidad de las personas; es decir, tal como se mostró en la Tabla 4, en la Ciudad de México después del periodo de confinamiento se relajaron las restricciones incluso cuando el número de infecciones y muertes creció drásticamente en diferentes periodos, de esta manera, con una mayor movilidad la enfermedad se dispersó de manera más efectiva lo cual se refleja indirectamente en el aumento de la contaminación del aire y su correlación con el número de infecciones y muertes por COVID-19.

Finalmente, este trabajo obtuvo resultados importantes que permitieron generar más incógnitas con respecto al comportamiento de los contaminantes criterio, por ejemplo, ¿cuál es el rol de los contaminantes orgánicos volátiles de origen biogénico en la formación de aerosol secundario y ozono en periodos de alta radiación solar y alta temperatura ambiental? ¿Es posible establecer una red de medición de compuestos orgánicos volátiles en México? ¿Qué marcadores de COV antropogénicos y biogénicos podrían estudiarse con respecto a nuestro país? ¿Es posible la identificación y medición continua de marcadores de las fuentes de área? ¿La legislación en materia de regulación de emisiones de contaminantes del aire debería seguir enfocándose en fuentes móviles o deben considerarse otras fuentes como las fijas, las naturales y los incendios? La evidencia muestra que el virus causante de COVID-19 puede transmitirse por aerosoles, pero ¿es posible que el virus sea transportado largas distancias como lo hacen los contaminantes criterio y el aerosol? o cómo se sugiere en esta tesis, ¿es posible que sea más importante la movilidad y la infección en espacios interiores? Trabajos posteriores deberían continuar la investigación en intentar de responder las preguntas anteriormente formuladas.

CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados, se observó que:

- Hubo una disminución significativa en la concentración de contaminantes criterio, sobre todo aquellos emitidos por fuentes vehiculares (NO_x , CO, NO, NO_2) y que contaminantes de origen secundario como el ozono no cambiaron o incrementaron su concentración durante el periodo de confinamiento por COVID-19.
- El incremento o estabilidad de la concentración de ozono durante el periodo de confinamiento por COVID-19 pudo deberse a la alta radiación térmica, altas temperatura y concentraciones elevadas de contaminantes orgánicos volátiles de origen doméstico y biogénico.
- De acuerdo con el análisis de gráficos polares bivariados, la formación de ozono troposférico se originó en regiones alejadas de los puntos de medición asociados a áreas verdes y avenidas con alto parque vehicular, por lo que se sugirió que aún en presencia de baja concentración de NO_x , éstos pueden reaccionar con contaminantes orgánicos de origen biogénico y doméstico para producir ozono.
- Si bien el análisis sugirió una alta relevancia de emisiones biogénicas en la formación de ozono troposférico, estas no tendrían dicha importancia de no ser que en primer lugar son las emisiones antropogénicas las que propician su incremento.
- Aunque existieron correlaciones significativas entre el número de infecciones y el número de muertes por COVID-19 con algunos contaminantes criterio éstas se debieron a otros factores causales como los cambios en la movilidad humana en la Ciudad de México.
- La correlación negativa con contaminantes criterio cuyo origen son los procesos de combustión (emisiones vehiculares, por ejemplo) con el número de infecciones y muertes por COVID-19 en el periodo de confinamiento, en conjunto con la disminución de actividades antropogénicas, sugiere que la dispersión de la enfermedad predominó en espacios interiores.

CAPÍTULO 7. BIBLIOGRAFÍA

- Alfarra, M.R., Paulsen, D., Gysel, M., Garforth, A.A., Dommen, J., Prévôt, A.S.H., Worsnop, D.R., Baltensperger, U., Coe, H. (2006). A mass spectrometric study of secondary organic aerosols formed from the photooxidation of anthropogenic and biogenic precursors in a reaction chamber. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6, 5279–5293. <https://doi.org/10.5194/acp-6-5279-2006>
- Barro, R., Regueiro, J., Llompарт, M., Garcia-Jares, C. (2009). Analysis of industrial contaminants in indoor air: part 1. Volatile organic compounds, carbonyl compounds, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls. *J Chromatogr A* 1216, 540–66. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2008.10.117>
- Bell, M., Ellis, H. (2004). Sensitivity analysis of tropospheric ozone to modified biogenic emissions for the Mid-Atlantic region. *Atmospheric Environment* 38, 1879–1889. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.01.012>
- Carslaw, D.C., Beevers, S.D. (2013). Characterising and understanding emission sources using bivariate polar plots and k-means clustering. *Environmental Modelling and Software* 40, 325–329. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.09.005>
- Carslaw, D.C., Beevers, S.D., Tate, J.E. (2007). Modelling and assessing trends in traffic-related emissions using a generalised additive modelling approach. *Atmospheric Environment* 41, 5289–5299. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2007.02.032>
- Carslaw, D.C., Ropkins, K. (2012). openair — An R package for air quality data analysis. *Environmental Modelling & Software* 27–28. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.008>
- Celada-Murillo, A.-T., Carreón-Sierra, S., Salcido, A., Castro, T., Peralta, O., Georgiadis, T., Totoltepec, J., Acatlán, S.C. (2013). Main Characteristics of Mexico City Local Wind Events during the MILAGRO 2006 Campaign within a Meso-scale Lattice Wind Modeling Approach. Article ID 2013, 14. <https://doi.org/10.1155/2013/605210>
- CONAGUA (2022). Precipitación. Comisión Nacional del Agua Gobierno de México. URL <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/pronostico-climatico/precipitacion-form> (accessed 4 August 2022).
- Cummings, B.E., Avery, A.M., DeCarlo, P.F., Waring, M.S. (2021). Improving Predictions of Indoor Aerosol Concentrations of Outdoor Origin by Considering the Phase Change of Semivolatile Material Driven by Temperature and Mass-Loading Gradients. *Environmental Science & Technology* 55, 9000–9011. <https://doi.org/10.1021/ACS.EST.1C00417>
- Finlayson-Pitts, B.J., Pitts, J.N. (2000). *Chemistry of the upper and lower atmosphere*, 1st ed, Academic Press. Academic Press, California, USA. <https://doi.org/10.1192/bjp.111.479.1009-a>

- Gobierno de la Ciudad de México. (2020). Semáforo COVID-19. Secretaría de Salud. URL <https://semaforo.covid19.cdmx.gob.mx/tablero/> (accessed 2 March 2022).
- Grolemund G, Wickham H (2011). "Dates and Times Made Easy with lubridate." *Journal of Statistical Software*, 40(3), 1–25. <https://www.jstatsoft.org/v40/i03/>.
- Gu, S., Guenther, A., Faiola, C. (2021). Effects of Anthropogenic and Biogenic Volatile Organic Compounds on Los Angeles Air Quality. *Environmental Science and Technology* 55, 12191–12201. https://doi.org/10.1021/ACS.EST.1C01481/ASSET/IMAGES/LARGE/ES1C01481_0004.JPEG
- Hernández-Paniagua, I.Y., Valdez, S.I., Almanza, V., Rivera-Cárdenas, C., Grutter, M., Stremme, W., García-Reynoso, A., Ruiz-Suárez, L.G. (2021). Impact of the COVID-19 Lockdown on Air Quality and Resulting Public Health Benefits in the Mexico City Metropolitan Area. *Frontiers in Public Health* 9. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2021.642630>
- Hyndman RJ, Khandakar Y (2008). "Automatic time series forecasting: the forecast package for R." *Journal of Statistical Software*, 26(3), 1–22. doi:10.18637/jss.v027.
- Instituto de Investigaciones Sociales UABC (2011). ATLAS DE RIESGOS DEL MUNICIPIO DE MEXICALI, B.C.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2021). Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa 2020. México.
- Jiang, Y., Wu, X.J., Guan, Y.J. (2020). Effect of ambient air pollutants and meteorological variables on COVID-19 incidence. *Infection Control and Hospital Epidemiology* 41, 1011–1015. <https://doi.org/10.1017/ice.2020.222>
- Kay M (2022). *ggdist: Visualizations of Distributions and Uncertainty*. doi:10.5281/zenodo.3879620, R package version 3.2.0, <https://mjskay.github.io/ggdist/>.
- Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Roy, P.D., Elizalde-Martínez, I., Shruti, V.C. (2020). Impacts of the COVID-19 lockdown on air quality and its association with human mortality trends in megapolis Mexico City. *Air Quality, Atmosphere and Health*. <https://doi.org/10.1007/s11869-020-00960-1>
- Lenssen, N.J.L., Schmidt, G.A., Hansen, J.E., Menne, M.J., Persin, A., Ruedy, R., Zyss, D. (2019). Improvements in the GISTEMP Uncertainty Model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 124, 6307–6326. <https://doi.org/10.1029/2018JD029522>
- Li, H., Xu, X.L., Dai, D.W., Huang, Z.Y., Ma, Z., Guan, Y.J. (2020). Air pollution and temperature are associated with increased COVID-19 incidence: A time series study. *International Journal of Infectious Diseases* 97, 278–282. <https://doi.org/10.1016/J.IJID.2020.05.076>

- Lu, R., Zhao, X., Li, J., Niu, P., Yang, B., Wu, H., Wang, W., Song, H., Huang, B., Zhu, N., Bi, Y., Ma, X., Zhan, F., Wang, L., Hu, T., Zhou, H., Hu, Z., Zhou, W., Zhao, L., Chen, J., et al. (2020). Genomic characterisation and epidemiology of 2019 novel coronavirus: implications for virus origins and receptor binding. *www.thelancet.com* 395, 565. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)30251-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)30251-8)
- Nathanson, J.A. (2022). Air pollution. Effects, Causes, Definition, & Facts, Britannica.
- NIWA (2022). Layers of the atmosphere | NIWA. National Institute of Water and Atmospheric research. URL <https://niwa.co.nz/education-and-training/schools/students/layers> (accessed 4 August 2022).
- NORMA Oficial Mexicana NOM-022-SSA1-2019, Salud ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto al dióxido de azufre (SO₂). Valores normados para la concentración de dióxido de azufre (SO₂) en el aire ambiente, como medida de protección a la salud de la población. (DOF: 20/08/2019)
- NORMA Oficial Mexicana NOM-021-SSA1-2021, Salud ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto al monóxido de carbono (CO). Valores normados para la concentración de monóxido de carbono (CO) en el aire ambiente, como medida de protección a la salud de la población. (DOF: 29/10/2021)
- NORMA Oficial Mexicana NOM-023-SSA1-2021, Salud ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto al dióxido de nitrógeno (NO₂). Valores normados para la concentración de dióxido de nitrógeno (NO₂) en el aire ambiente, como medida de protección a la salud de la población. (DOF: 27/10/2021)
- NORMA Oficial Mexicana NOM-020-SSA1-2021, Salud ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto al ozono (O₃). Valores normados para la concentración de ozono (O₃) en el aire ambiente, como medida de protección a la salud de la población. (DOF: 28/10/2021)
- NORMA Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-2021, Salud ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto a las partículas suspendidas PM₁₀ y PM_{2.5}. Valores normados para la concentración de partículas suspendidas PM₁₀ y PM_{2.5} en el aire ambiente, como medida de protección a la salud de la población. (DOF: 27/10/2021)
- NORMA Oficial Mexicana NOM-026-SSA1-2021, Salud ambiental. Criterio para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto al plomo (Pb). Valor normado para la concentración de plomo (Pb) en el aire ambiente, como medida de protección a la salud de la población. (DOF: 29/10/2021)
- NORMA Oficial Mexicana NOM-038-SEMARNAT-1993 Que establece los métodos de medición para determinar la concentración de bióxido de azufre en el aire

- ambiente y los procedimientos para la calibración de los equipos de medición.
(DOF: 18/10/1993)
- NORMA Oficial Mexicana NOM-034-SEMARNAT-1993, que establece los métodos de medición para determinar la concentración de monóxido de carbono en el aire ambiente y los procedimientos para la calibración de los equipos de medición.
(DOF: 18/10/1993)
- NORMA Oficial Mexicana NOM-037-SEMARNAT-1993. Que establece los métodos de medición para determinar la concentración de bióxido de nitrógeno en el aire ambiente y los procedimientos para la calibración de los equipos de medición.
(DOF: 18/10/1993)
- NORMA Oficial Mexicana NOM-036-SEMARNAT-1993. Que establece los métodos de medición para determinar la concentración de ozono en el aire ambiente y los procedimientos para la calibración de los equipos de medición. (DOF: 18/10/1993)
- NORMA Oficial Mexicana NOM-035-SEMARNAT-1993. Que establece los métodos de medición para determinar la concentración de partículas suspendidas totales en el aire ambiente y el procedimiento para la calibración de equipos de medición.
(DOF: 18/10/1993)
- Nor, N.S.M., Yip, C.W., Ibrahim, N., Jaafar, M.H., Rashid, Z.Z., Mustafa, N., Hamid, H.H.A., Chandru, K., Latif, M.T., Saw, P.E., Lin, C.Y., Alhasa, K.M., Hashim, J.H., Nadzir, M.S.M. (2021). Particulate matter (PM_{2.5}) as a potential SARS-CoV-2 carrier. *Scientific Reports* 2021 11:1 11, 1–6. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-81935-9>
- Peralta, O., Ortíz-Alvarez, A., Torres-Jardón, R., Suárez-Lastra, M., Castro, T., Ruíz-Suárez, L.G. (2021). Ozone over Mexico City during the COVID-19 pandemic. *Science of the Total Environment* 761, 143183. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143183>
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing.
- Saukko, E., Lambe, A.T., Massoli, P., Koop, T., Wright, J.P., Croasdale, D.R., Pedernera, D.A., Onasch, T.B., Laaksonen, A., Davidovits, P., Worsnop, D.R., Virtanen, A. (2012). Humidity-dependent phase state of SOA particles from biogenic and anthropogenic precursors. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12, 7517–7529. <https://doi.org/10.5194/acp-12-7517-2012>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. (2011). Guía metodológica para la estimación de emisiones de PM 2.5.
- Secretaría de Salud Gobierno de México (2022). COVID-19 Tablero CDMX - CONACYT - CentroGeo - Geolnt - DataLab. Secretaría de Salud. URL <https://cdmx.dash.covid19.geoint.mx/> (accessed 4 August 2022).
- Secretaría de Salud Gobierno de México (2020). Comunicados Técnicos Diarios COVID 19. Secretaria de Salud. URL

- <https://www.gob.mx/salud/documentos/comunicados-tecnicos-diarios-covid19>
(accessed 4 August 2022).
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) Gobierno de México (2019). NOM-172-SEMARNAT-2019, Lineamientos para la obtención y comunicación del Índice de Calidad del Aire y Riesgos a la Salud. México.
- SEDEMA (2021). Inventario de emisiones de la Zona Metropolitana del Valle de México 2018, Secretaria del Medio Ambiente de la Ciudad de México. Ciudad de México.
- SEDEMA Gobierno de México (2021). Aire CDMX. <http://www.aire.cdmx.gob.mx/default.php>.
- SEMOVI (2021). Movilidad COVID-19 en la CDMX. Secretaria de Movilidad de la Ciudad de México. URL <https://semovi.cdmx.gob.mx/storage/app/media/movilidad-covid-19-en-la-cdmx.pdf> (accessed 24 July 2022).
- Sharp, Tim., Dobrijevic, Daisy. (2022). Earth's atmosphere: Facts about our planet's protective blanket | Space. URL <https://www.space.com/17683-earth-atmosphere.html> (accessed 2 March 2022).
- Sindelarova, K., Granier, C., Bouarar, I., Guenther, A., Tilmes, S., Stavrou, T., Müller, J.F., Kuhn, U., Stefani, P., Knorr, W. (2014). Global data set of biogenic VOC emissions calculated by the MEGAN model over the last 30 years. *Atmospheric Chemistry and Physics* 14, 9317–9341. <https://doi.org/10.5194/acp-14-9317-2014>
- Srivastava, A. (2021). COVID-19 and air pollution and meteorology-an intricate relationship: A review. *Chemosphere* 263, 128297. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.128297>
- U. S. Environmental Protection Agency (2021). Introduction to indoor air quality. *Environmental Topics*. URL <https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/introduction-indoor-air-quality>
- US EPA (2022a). Health Effects of Ozone Pollution. United States Environmental Protection Agency . URL <https://www.epa.gov/ground-level-ozone-pollution/health-effects-ozone-pollution> (accessed 2 March 2022).
- US EPA (2022b). Sulfur Dioxide Basics. United States Environmental Protection Agency. URL <https://www.epa.gov/so2-pollution/sulfur-dioxide-basics#effects> (accessed 4 August 2022).
- US EPA (1999). Nitrogen Oxides (NO_x), Why and How They Are Controlled.
- Vega, E., Namdeo, A., Bramwell, L., Miquelajauregui, Y., Resendiz-Martinez, C.G., Jaimes-Palomera, M., Luna-Falfan, F., Terrazas-Ahumada, A., Maji, K.J., Entwistle, J., Enríquez, J.C.N., Mejia, J.M., Portas, A., Hayes, L., McNally, R. (2021). Changes in air quality in Mexico City, London and Delhi in response to various stages and levels of lockdowns and easing of restrictions during COVID-

- 19 pandemic. *Environmental Pollution* 285, 117664. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2021.117664>
- Wang, M.Y., Zhao, R., Gao, L.J., Gao, X.F., Wang, D.P., Cao, J.M. (2020). SARS-CoV-2: Structure, Biology, and Structure-Based Therapeutics Development. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology* 10, 724. <https://doi.org/10.3389/FCIMB.2020.587269/BIBTEX>
- Wang, Q., Han, Z., Wang, T., Zhang, R. (2008). Impacts of biogenic emissions of VOC and NO_x on tropospheric ozone during summertime in eastern China. *Science of The Total Environment* 395, 41–49. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2008.01.059>
- Westmoreland, E.J., Carslaw, N., Carslaw, D.C., Gillah, A., Bates, E. (2007). Analysis of air quality within a street canyon using statistical and dispersion modelling techniques. *Atmospheric Environment* 41, 9195–9205. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2007.07.057>
- Wickham H, François R, Henry L, Müller K (2022). dplyr: A Grammar of Data Manipulation. <https://dplyr.tidyverse.org>, <https://github.com/tidyverse/dplyr>.
- Wickham H (2007). “Reshaping Data with the reshape Package.” *Journal of Statistical Software*, 21(12), 1–20. <http://www.jstatsoft.org/v21/i12/>.
- Wickham H, Averick M, Bryan J, Chang W, McGowan LD, François R, Golemund G, Hayes A, Henry L, Hester J, Kuhn M, Pedersen TL, Miller E, Bache SM, Müller K, Ooms J, Robinson D, Seidel DP, Spinu V, Takahashi K, Vaughan D, Wilke C, Woo K, Yutani H (2019). “Welcome to the tidyverse.” *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686. doi:10.21105/joss.01686.
- Wickham H (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- World Health Organization (2021a). WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. WHO Publications 1–290.
- Watson, O.J., Barnsley, G., Toor, J., Hogan, A.B., Winskill, P., Ghani, A.C. (2022). Global impact of the first year of COVID-19 vaccination: a mathematical modelling study. *The Lancet Infectious Diseases* 0. [https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(22\)00320-6/ATTACHMENT/CF5CA979-59F2-496B-81AB-FB356D7881BD/MMC1.PDF](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(22)00320-6/ATTACHMENT/CF5CA979-59F2-496B-81AB-FB356D7881BD/MMC1.PDF)
- Westmoreland, E.J., Carslaw, N., Carslaw, D.C., Gillah, A., Bates, E. (2007). Analysis of air quality within a street canyon using statistical and dispersion modelling techniques. *Atmospheric Environment* 41, 9195–9205. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2007.07.057>
- World Health Organization (2021a). WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. WHO Publications 1–290.
- World Health Organization (2021b). Coronavirus disease (COVID-19).

- Zhang, S., Lyu, Y., Yang, X., Yuan, L., Wang, Y., Wang, L., Liang, Y., Qiao, Y., Wang, S. (2022). Modeling Biogenic Volatile Organic Compounds Emissions and Subsequent Impacts on Ozone Air Quality in the Sichuan Basin, Southwestern China. *Frontiers in Ecology and Evolution* 0, 538. <https://doi.org/10.3389/FEVO.2022.924944>
- Zhang, Z., Xue, T., Jin, X. (2020). Effects of meteorological conditions and air pollution on COVID-19 transmission: Evidence from 219 Chinese cities. *The Science of the Total Environment* 741, 140244. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.140244>
- Zoran, M.A., Savastru, R.S., Savastru, D.M., Tautan, M.N. (2020). Assessing the relationship between surface levels of PM2.5 and PM10 particulate matter impact on COVID-19 in Milan, Italy. *Science of the Total Environment* 738. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139825>

CAPÍTULO 8. ANEXOS

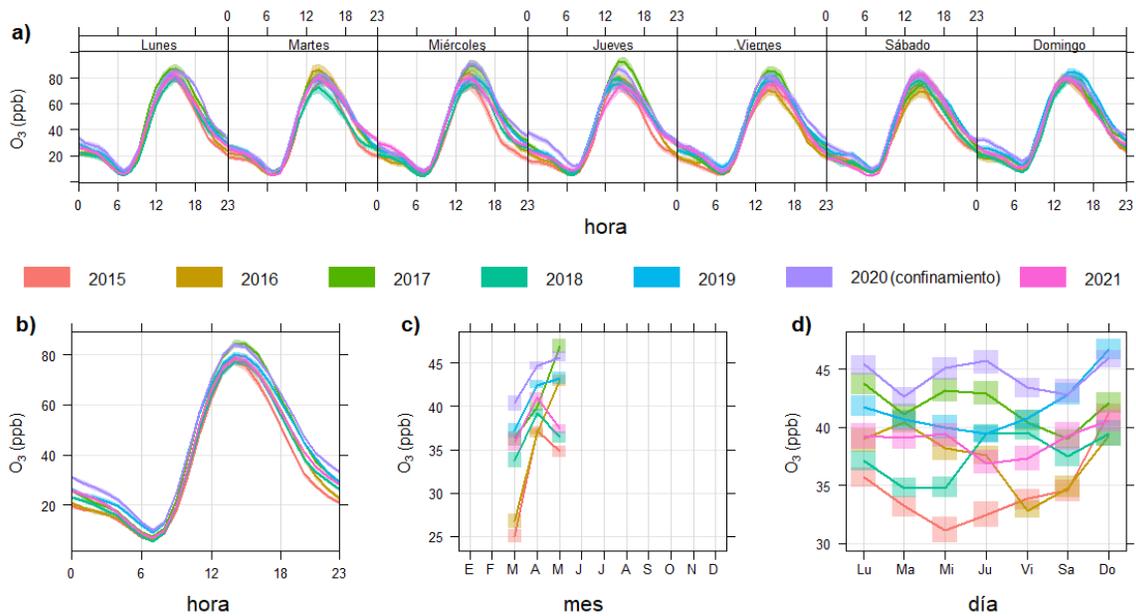


Figura A1. Variación temporal de la concentración de ozono a) diaria, b) horaria, c) mensual y d) semanal del 23 de marzo al 20 de mayo de 2015 a 2021.

8.1 Gráficos polares bivariados de los contaminantes criterio atmosféricos en el AMVM

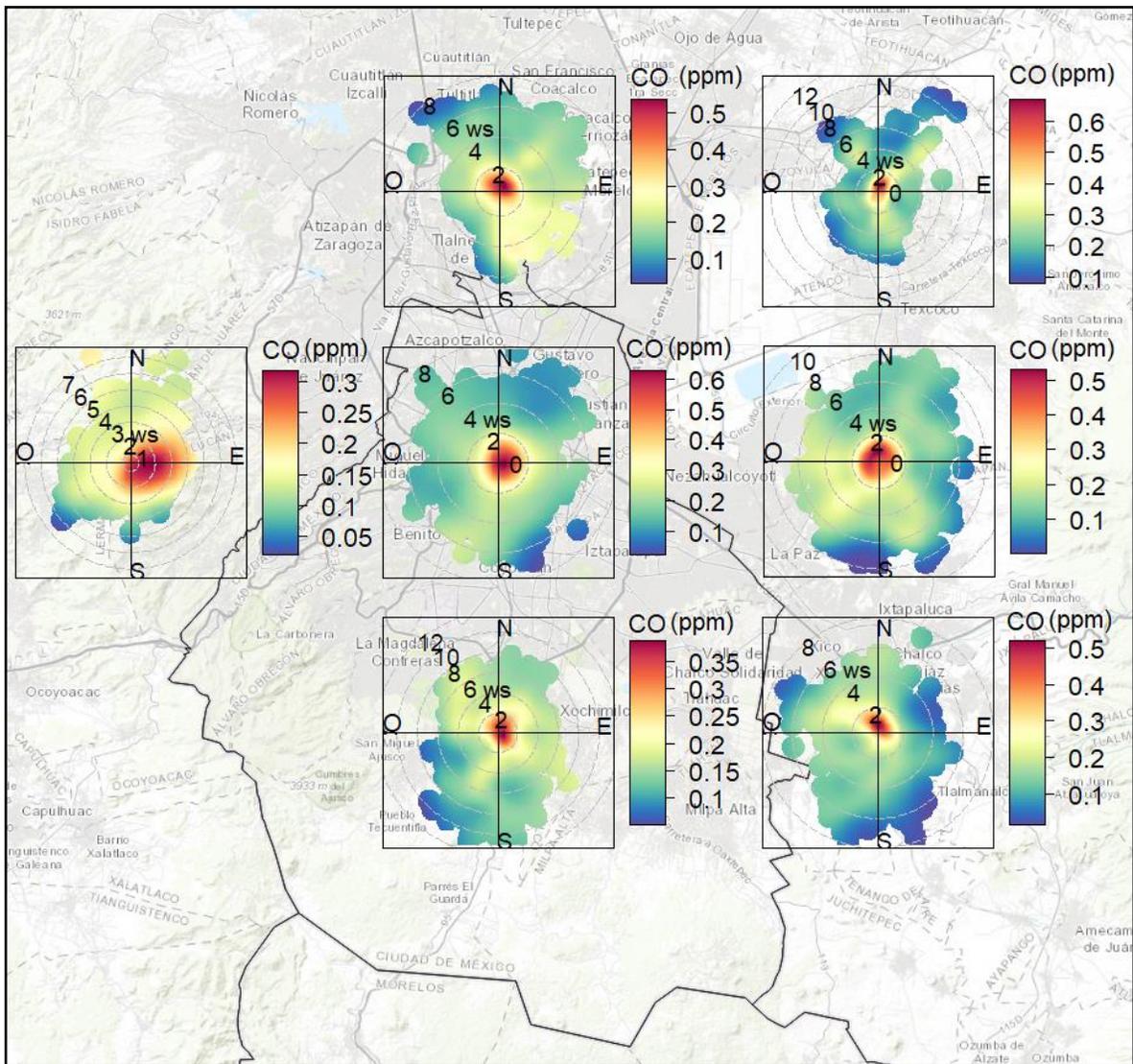


Figura A2. Mapa del AMVM con las gráficas polares bivariadas por región para el monóxido de carbono durante el periodo de confinamiento por COVID-19

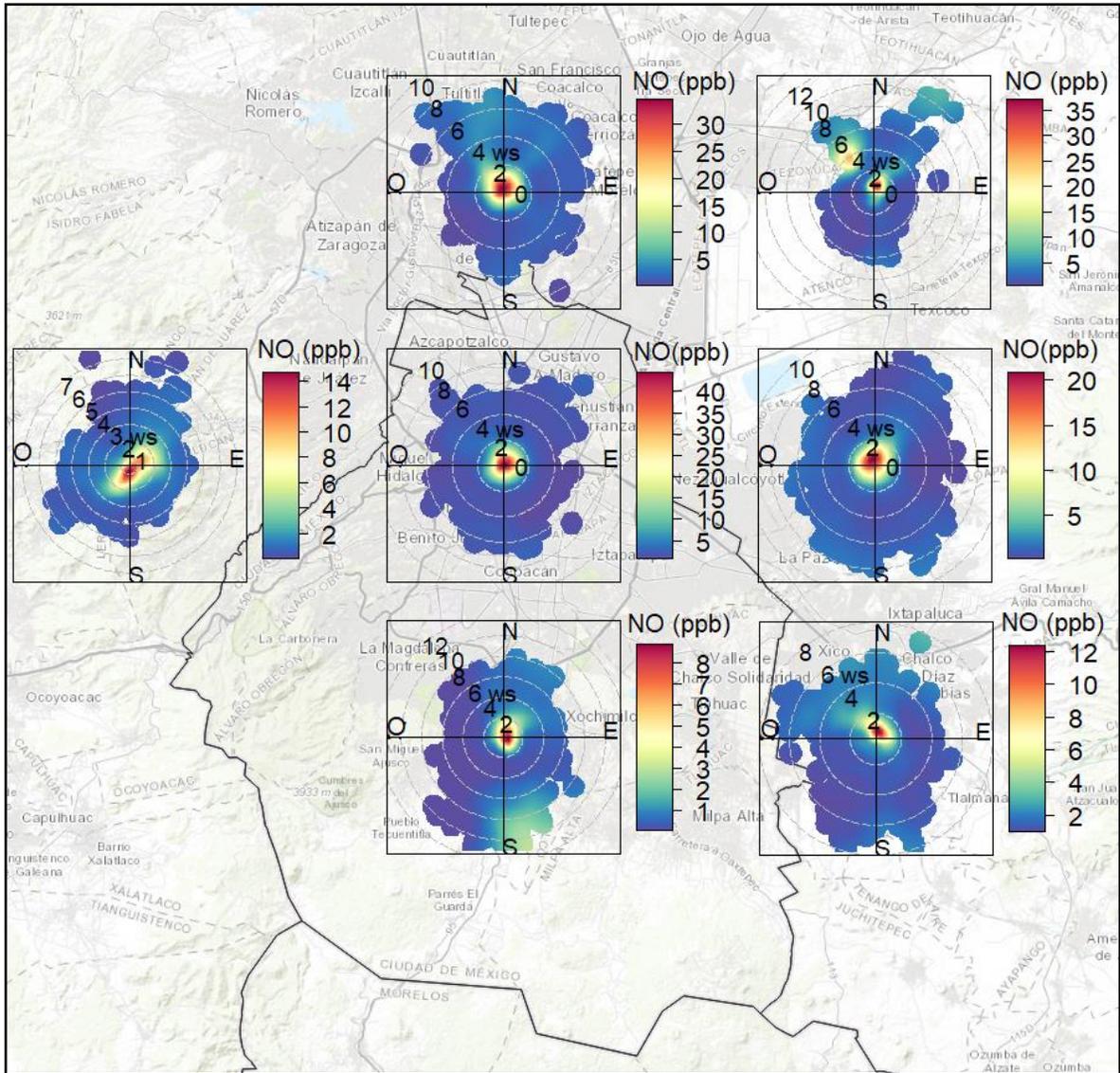


Figura A3. Mapa del AMVM con las gráficas polares bivariadas por región para el monóxido de nitrógeno durante el periodo de confinamiento por COVID-19

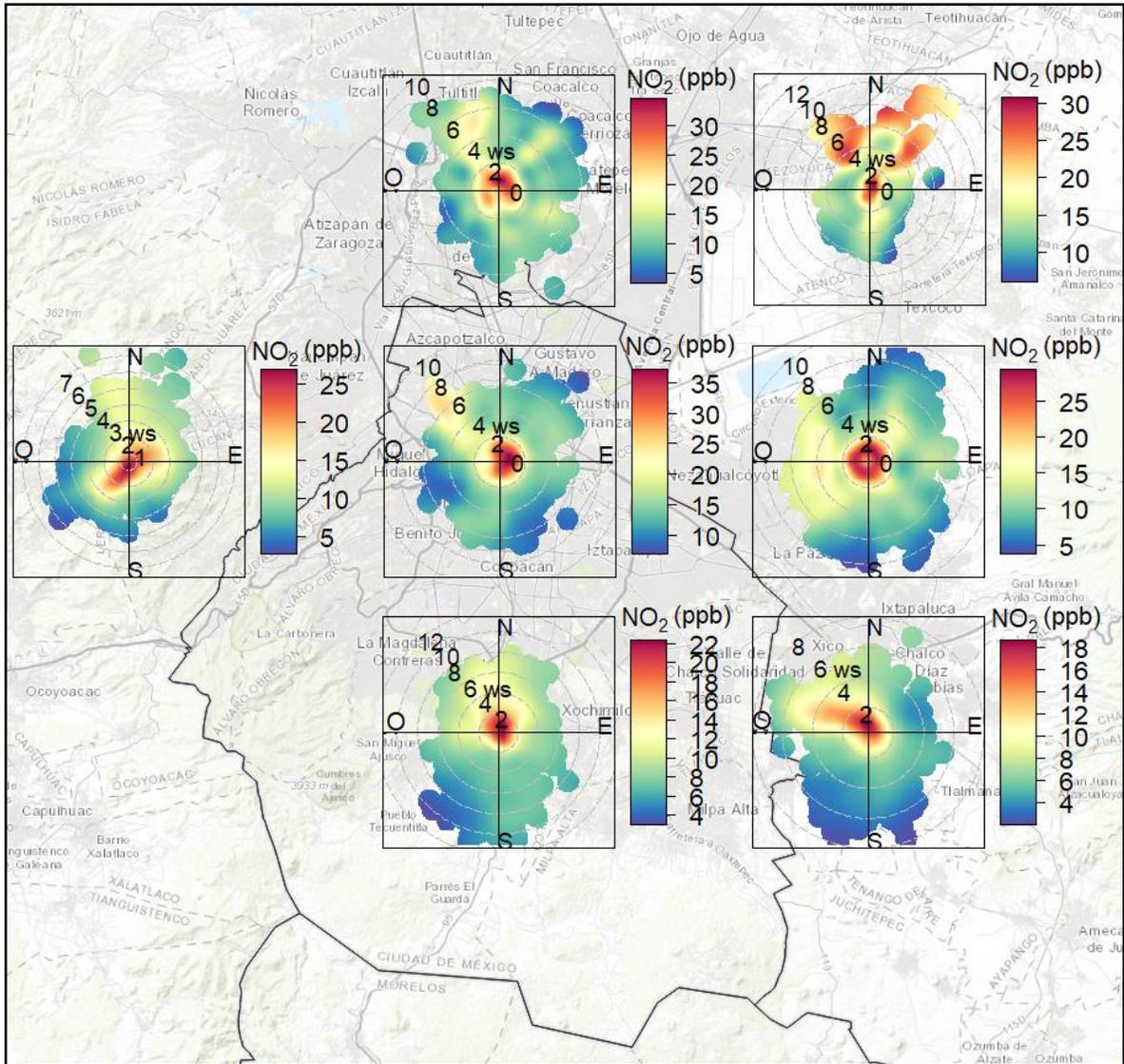


Figura A4. Mapa del AMVM con las gráficas polares bivariadas por región para el dióxido de nitrógeno durante el periodo de confinamiento por COVID-19

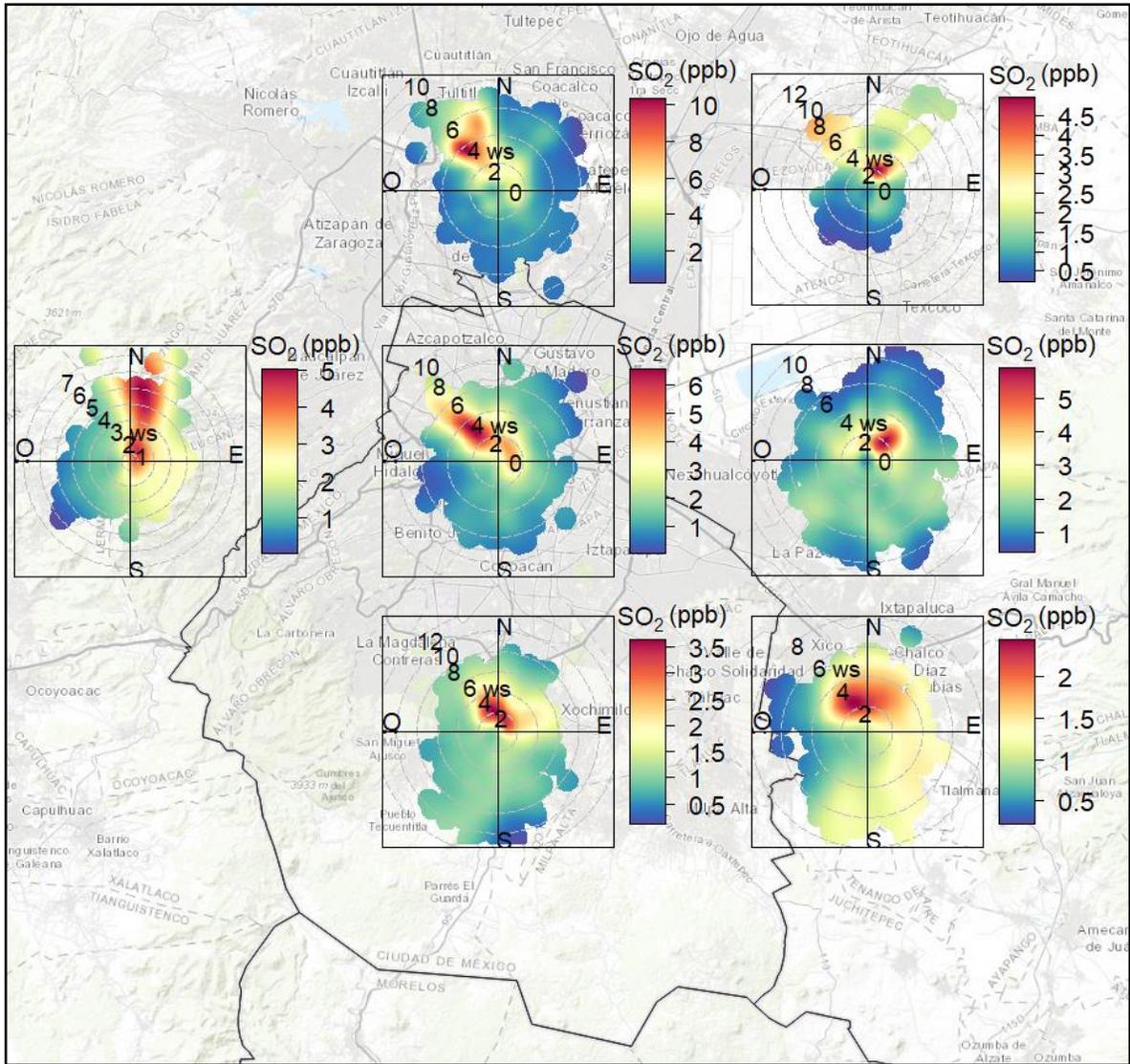


Figura A5. Mapa del AMVM con las gráficas polares bivariadas por región para el dióxido de azufre durante el periodo de confinamiento por COVID-19

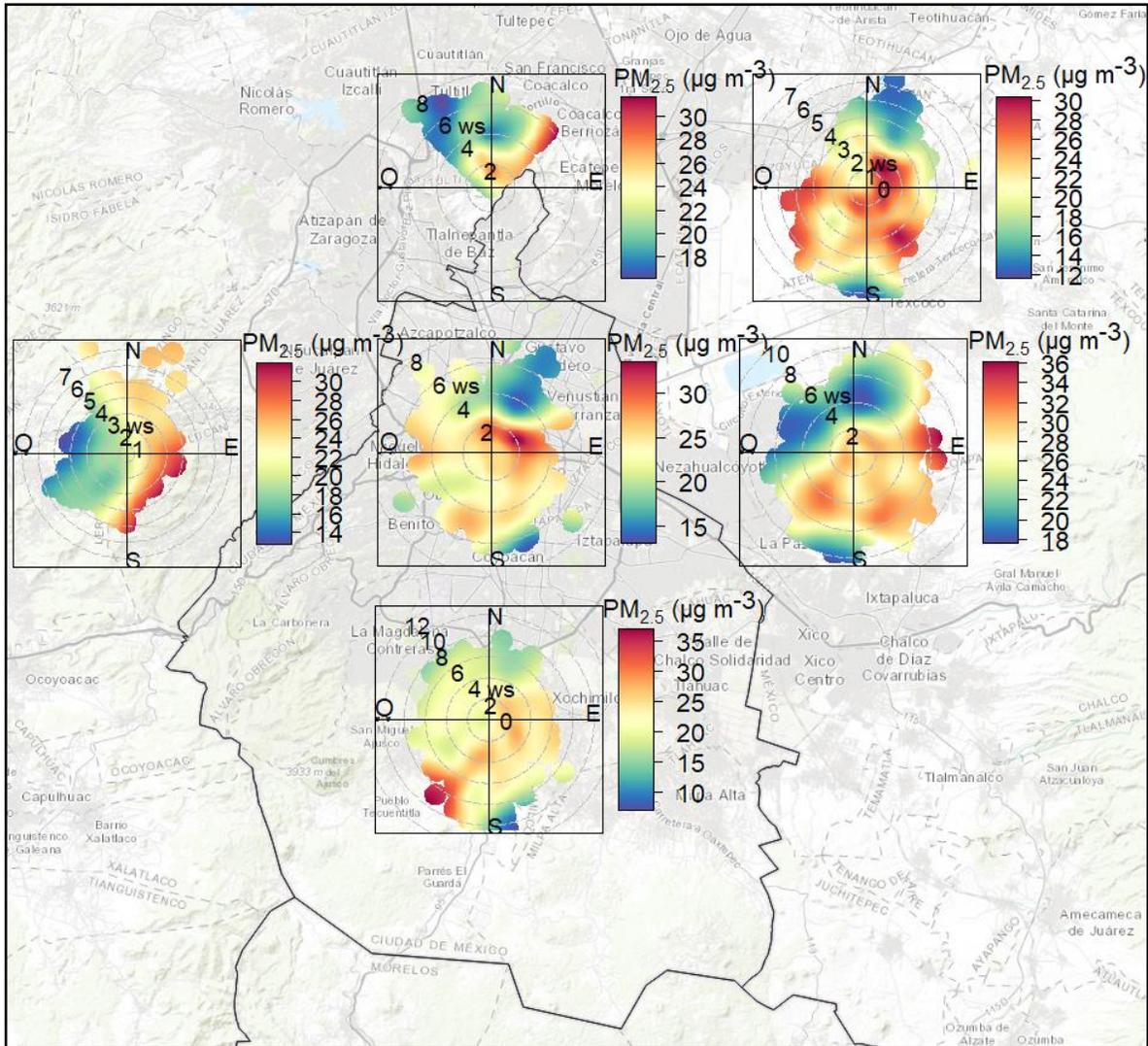


Figura A6. Mapa del AMVM con las gráficas polares bivariadas por región para las PM_{2.5} durante el periodo de confinamiento por COVID-19

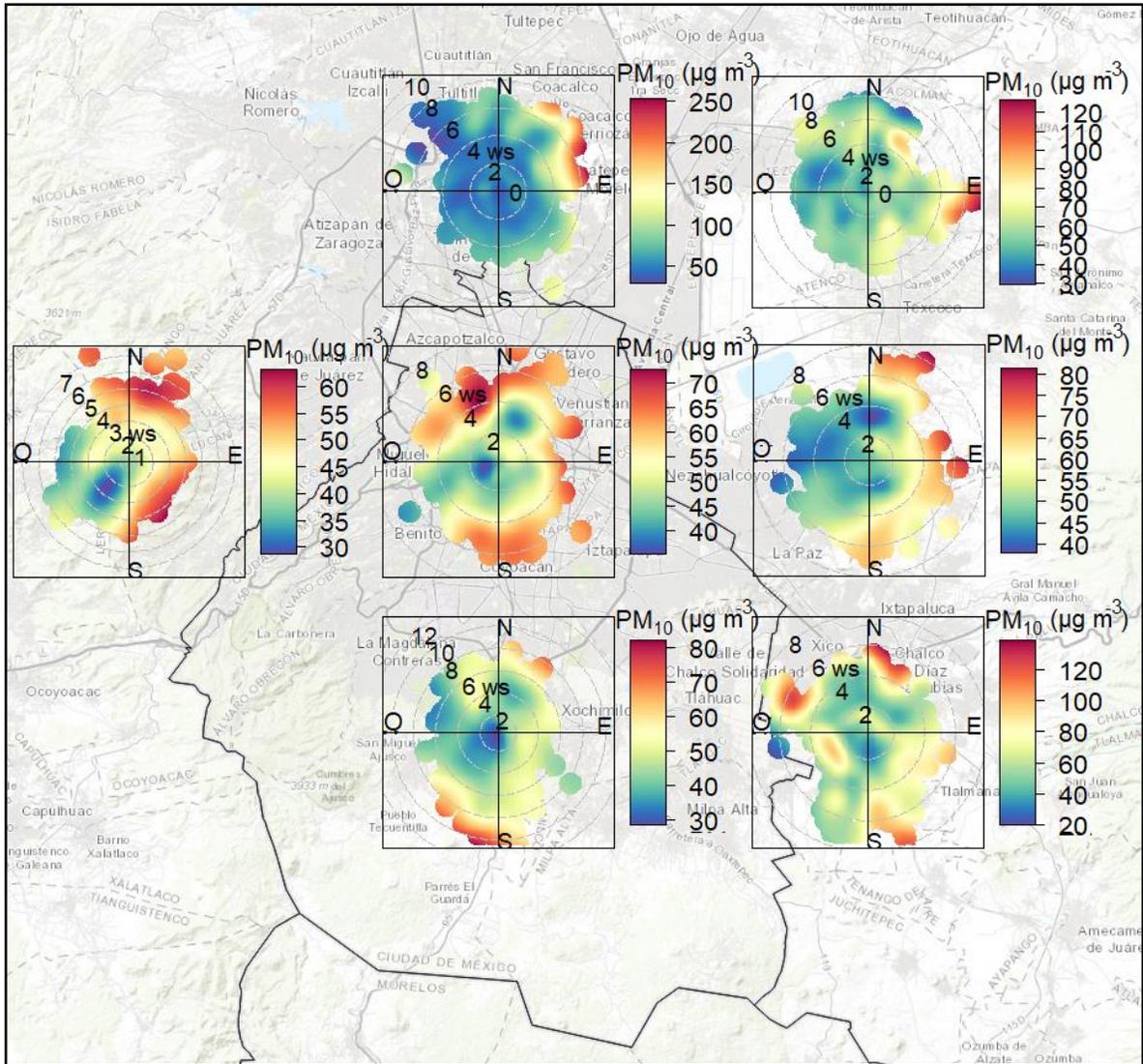


Figura A7. Mapa del AMVM con las gráficas polares bivariadas por región para las PM₁₀ durante el periodo de confinamiento por COVID-19.

8.2 Extracto de código de programación

Se seleccionaron extractos del código completo debido a que muchos de ellos se repetían para diferentes intervalos de tiempo y estaciones de monitoreo atmosférico.

```
#Setting the directory
setwd("C:/Users/erick/OneDrive - UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO/Investigacion/2021-
2/Docencia/Tesistas/MaldonadoCabreraSandraCarime/Datos")
# 2015 Estas líneas se repitieron por cada año
#Loading the original data "Contaminantes" and "meteorologia"
cont2015<-read.csv("contaminantes_2015.csv", skip=10)
meteo2015<-read.csv("meteorologia_2015.csv", skip=10)
#Creating subset by station (location) for "contaminantes"
aco_2015sub<-subset(cont2015,id_station=="ACO")
#Creating subset by station (location) for "meteorologia"
met_aco2015<-subset(meteo2015,id_station=="ACO")
#Employing reshape to convert categorical data into columns
library(reshape2)
aco_2015t <- dcast(aco_2015sub, date ~ id_parameter, value.var = "value")
met_aco2015t <- dcast(met_aco2015, date ~ id_parameter, value.var = "value")
#Adding meteorological data to "contaminantes" data
aco2015<-cbind(aco_2015t,met_aco2015t$RH,met_aco2015t$TMP,met_aco2015t$WSP,met_aco2015t$WDR)
#Renaming columns in dataset
names(aco2015)[names(aco2015)=="met_aco2015t$RH"]<-"RH"
names(aco2015)[names(aco2015)=="met_aco2015t$TMP"]<-"Temperature"
names(aco2015)[names(aco2015)=="met_aco2015t$WSP"]<-"ws"
names(aco2015)[names(aco2015)=="met_aco2015t$WDR"]<-"wd"
#Adding a new column with the station id
library(dplyr)
aco2015<-aco2015 %>%
  mutate(Station="ACO")
#Changing date format
library(lubridate)
aco2015$date<-dmy_hm(aco2015$date)
#homologating the columns in all datasets, creating missing columns
aco2015<-aco2015 %>%
  mutate(PM2.5=NA,PMCO=NA)
library(tidyverse)
AllData<-do.call("rbind",list(aco2015,ajm2015,mon2015,cho2015,cua2015,cut2015,...)
col_order<-c("date","Station","CO","NO","NO2","NOX","O3",
"SO2","PM2.5","PM10","PMCO","ws","wd",
"RH","Temperature")
AllData<-AllData[,col_order] #Re-Ordering Columns in AllData
AllData$latitude<-with(AllData,ifelse(Station=="ACO",19.635501,...) #Adding latitude
AllData$longitude<-with(AllData,ifelse(Station=="ACO",-98.912003, #Adding longitude
ifelse(Station=="AJU",-99.162459,...)
#Cleaning all unnecessary objects except AllData
rm(list = setdiff(ls(),"AllData"))
DataBySite <- pivot_wider(AllData, id_cols=date, names_from=Station,
values_from=CO:Temperature) #Creating Dataset by Site
#Creating datasets by year
library(openair)
data2015<-selectByDate(AllData, year=2015)
#Calculating daily averages for AllData
AllData <- AllData %>%
  mutate(Day=day(AllData$date),
Month=month(AllData$date),
Year=year(AllData$date) #adding month,Day,Year columns
AllData<-AllData[as.Date(AllData$date, format = "%d%m%Y") !="2022-01-01",] #delete last day
#Calculating daily means
AllDataDaily <- AllData %>% group_by(Station, time=as.Date(AllData$date)) %>%
  summarise(across(c(CO,NO,NO2,NOX,O3,PM10,SO2,RH,Temperature,ws,PM2.5,PMCO,
latitude, longitude),
mean,na.rm=TRUE)) %>%
  ungroup()
DailyData <- AllData %>% group_by(time=as.Date(AllData$date)) %>%
```

```

summarise(across(c(CO,NO,NO2,NOX,O3,PM10,SO2,RH,Temperature,ws,PM2.5,PMCO,
  latitude,longitude),
  mean,na.rm=TRUE)) %>%
  ungroup()
write.csv(AllData,"AllData.csv") #Commented to avoid file writing
pollutdata<-subset(AllData,select=-c(latitude,longitude,Day,Month,Year))#Create a dataframe only pollutants
#Creating datasets for lockdown, prelockdown and postlockdown periods
prelockdown<-filter(AllData, date >= "2019-03-01", date <= "2019-05-30")
lockdown<-filter(AllData, date >= "2020-03-01", date <= "2020-05-30")
postlockdown<-filter(AllData, date >= "2021-03-01", date <= "2021-05-30")
#Creating dataset for 2020 and 2021 with COVID daily cases
DailyData_20_21<-filter(DailyData, time >= "2020-01-01", time <= "2021-12-31")
DailyData_20_21<-rename(DailyData_20_21,date=time)
COVIDcases<-read.csv("COVIDcases_2020_2021.csv")
DailyData_20_21<-cbind(DailyData_20_21,COVIDcases$CDMX,COVIDcases$Muertes)
DailyData_20_21<-rename(DailyData_20_21,COVIDcases="COVIDcases$CDMX")
DailyData_20_21<-rename(DailyData_20_21,COVIDdeaths="COVIDcases$Muertes")
DailyData_20_21<-filter(DailyData_20_21, date >= "2020-02-27", date <= "2021-12-31")
DailyData2020<-filter(DailyData_20_21,date>="2020-02-27",date<="2020-12-31")
DailyData2021<-filter(DailyData_20_21,date>="2021-01-01",date<="2021-12-31")
lockdown2020<-filter(DailyData2020,date>="2020-03-03",date<="2020-06-01")
SpringData<-selectByDate(AllData, month=c("mar", "apr", "may"),year = c(2017,2018,2019,2020,2021))
write.csv(SpringData,"SpringData.csv")
SpringDailyData<- timeAverage(SpringData, avg.time = "day")
Spring2019<-selectByDate(SpringData, year="2019")
Spring2020<-selectByDate(SpringData, year="2020")
Spring2021<-selectByDate(SpringData, year="2021")
#Monthly comparisons
MonthlyMean<-AllData %>%
  group_by(Month, Year) %>%
  summarise_at(vars(CO:PMCO),
  mean, na.rm = TRUE) %>%
  ungroup()
MonthlySD<-AllData %>%
  group_by(Month, Year) %>%
  summarise_at(vars(CO:PMCO),
  sd, na.rm = TRUE) %>%
  ungroup()
MonthlyMedian<-AllData %>%
  group_by(Month, Year) %>%
  summarise_at(vars(CO:PMCO),
  median, na.rm = TRUE) %>%
  ungroup()
MonthlyStats<-AllData %>%
  group_by(Month, Year, location) %>%
  summarise(across(CO:PMCO, list(min = min, max = max, mean=mean,
  sd=sd,med=median),na.rm=TRUE)) %>%
  ungroup()
write.csv(MonthlyStats,"MonthlyStats.csv")
#Temporal analysis summarize
SeasonMean <- timeAverage(AllData, avg.time = "season")
write.csv(SeasonMean,"SeasonMean.csv")
SeasonMedian <- timeAverage(AllData, avg.time = "season", statistic="median")
write.csv(SeasonMedian,"SeasonMedian.csv")
#Spatial Analysis summarize
SeasonSpatialMean <- timeAverage(AllData, avg.time = "season", type="location")
write.csv(SeasonSpatialMean,"SeasonSpatialMean.csv")
SeasonSpatialMedian <- timeAverage(AllData, avg.time = "season", statistic="median", type="location")
write.csv(SeasonSpatialMedian,"SeasonSpatialMedian.csv")
#Testing differences among years
kruskal.test(CO ~ Year, data=SpringDailyData)
#Testing spatial differences
kruskal.test(CO ~ location, data=SpringData)
#Libraries needed to test which groups are different
install.packages("FSA", dependencies = TRUE) #For multiple paired analysis
install.packages("DescTools", dependencies = TRUE)
install.packages("PMCMRplus", dependencies = TRUE)
#Dunn's Kruskal-Wallis post-hoc test
library("FSA")
SpringDailyData$Year<-as.factor(SpringDailyData$Year)

```

```

dunnTest(CO ~ Year, data=SpringDailyData, method="holm") #Non parametric temporal comparison
TukeyHSD(aov(CO ~ Year, data=SpringDailyData)) #parametric anova temporal comparison
dunnTest(CO ~ location, data=Spring2020, method="holm") #Non parametric spatial comparison
TukeyHSD(aov(CO ~ location:Year, data=SpringData)) #Parametric anova spatial comparison
TukeyHSD(aov(CO ~ location, data=Spring2020)) #Parametric anova spatial comparison
library(ggplot2)
library(tidyverse)
library(forecast)
library(scales)
temperatureTS<-ts(DailyData$Temperature, start=c(2015,1),
  end=c(2021,365), frequency=365) #Formatting as ts object
ggseasonplot(temperatureTS,ts.geom = 'point',shape=3) +
  geom_point(size=1) + #plotting by season according to frequency
  xlab("Month") + ylab("Temperature (°C)") +
  ggtitle("Average Temperature in MAMV") +
  geom_smooth(method="loess") + #add trend line (lm for linear, loess for smooth)
  theme_classic()
ggplot(DailyData,
  aes(month(time, label=TRUE, abbr=TRUE),
    Temperature, group=factor(year(time)),
    colour=factor(year(time)))) +
  geom_smooth(method="loess") +
  labs(x="Month", colour="Year") +
  ylim(12,22) +
  theme_classic()
RHts<-ts(DailyData$RH, start=c(2015,1),
  end=c(2021,365), frequency=365) #Formatting as ts object
ggseasonplot(RHts,ts.geom = 'point',shape=3) +
  geom_point(size=1) + #plotting by season according to frequency
  xlab("Month") + ylab("Relative Humidity (%)") +
  ggtitle("Average Relative Humidity in MAMV") +
  geom_smooth(method="loess") + #add trend line (lm for linear, loess for smooth)
  theme_classic()
windRose(AllData, type = "year", layout = c(7,1))
library(openair)
#Temporal analysis comparing only lockdown period
DiurnalData <- splitByDate(AllData, dates= c("23/3/2015", "20/05/2015",
  "23/3/2016", "20/05/2016",
  "23/3/2017", "20/05/2017",
  "23/3/2018", "20/05/2018",
  "23/3/2019", "20/05/2019",
  "23/3/2020", "20/05/2020",
  "23/3/2021", "20/05/2021"),
  labels = c("NA", "2015",
  "NA", "2016",
  "NA", "2017",
  "NA", "2018",
  "NA", "2019",
  "NA", "2020 (lockdown)",
  "NA", "2021",
  "NA"))
DiurnalData<-DiurnalData[!(DiurnalData$split.by=="NA"),]
tempCO<-timeVariation(DiurnalData, pollutant = "CO",
  group = "split.by", ylab="CO (ppm)", type="Station",fontSize=6)
plot(tempCO, subset = "day.hour") #Day and hour variation
plot(tempCO, subset = "hour") #Diurnal variation
plot(tempCO, subset = "day") #weekday variation
plot(tempCO, subset = "month") #monthly variation
tempNO<-timeVariation(DiurnalData, pollutant = "NO",
  group = "split.by", ylab="NO (ppb)", type="Station")
plot(tempNO, subset = "day.hour") #Day and hour variation
plot(tempNO, subset = "hour") #Diurnal variation
plot(tempNO, subset = "day") #weekday variation
tempNO2<-timeVariation(DiurnalData, pollutant = "NO2",
  group = "split.by", ylab="NO2 (ppb)", type="Station")
plot(tempNO2, subset = "day.hour") #Day and hour variation
plot(tempNO2, subset = "hour") #Diurnal variation
plot(tempNO2, subset = "day") #weekday variation
tempNOx<-timeVariation(DiurnalData, pollutant = "NOx",
  group = "split.by", ylab="NOx (ppb)", type="Station")

```

```

plot(tempNOx, subset = "day.hour") #Day and hour variation
plot(tempNOx, subset = "hour") #Diurnal variation
plot(tempNOx, subset = "day") #weekday variation
tempSO2<-timeVariation(DiurnalData, pollutant = "SO2",
  group = "split.by", ylab="SO2 (ppb)", type="Station")
plot(tempSO2, subset = "day.hour") #Day and hour variation
plot(tempSO2, subset = "hour") #Diurnal variation
plot(tempSO2, subset = "day") #weekday variation
tempO3<-timeVariation(DiurnalData, pollutant = "O3",
  group = "split.by", ylab="O3 (ppb)", type="Station")
plot(tempO3, subset = "day.hour") #Day and hour variation
plot(tempO3, subset = "hour") #Diurnal variation
plot(tempO3, subset = "day") #weekday variation
tempPM25<-timeVariation(DiurnalData, pollutant = "PM2.5",
  group = "split.by", ylab="PM2.5 (ug m-3)", type="Station")
plot(tempPM25, subset = "day.hour") #Day and hour variation
plot(tempPM25, subset = "hour") #Diurnal variation
plot(tempPM25, subset = "day") #weekday variation
tempPM10<-timeVariation(DiurnalData, pollutant = "PM10",
  group = "split.by", ylab="PM10 (ug m-3)", type="Station")
plot(tempPM10, subset = "day.hour") #Day and hour variation
plot(tempPM10, subset = "hour") #Diurnal variation
plot(tempPM10, subset = "day") #weekday variation
#Temporal analysis comparing monthly means
MonthlyData <- splitByDate(AllData, dates= c("1/1/2016","1/1/2017",
  "1/1/2018","1/1/2019","1/1/2020",
  "1/1/2021"),
  labels = c("2015","2016","2017","2018","2019","2020",
  "2021"))
MXcityCO<-timeVariation(MonthlyData, pollutant = "CO",
  group = "split.by", ylab="CO (ppm)", fontsize=10)
MXcityO3<-timeVariation(MonthlyData, pollutant = "O3",
  group = "split.by", ylab="O3 (ppb)", fontsize=10)
MXcityNO<-timeVariation(MonthlyData, pollutant = "NO",
  group = "split.by", ylab="NO (ppb)", fontsize=10)
MXcityNO2<-timeVariation(MonthlyData, pollutant = "NO2",
  group = "split.by", ylab="NO2 (ppb)", fontsize=10)
MXcityNOX<-timeVariation(MonthlyData, pollutant = "NOX",
  group = "split.by", ylab="NOX (ppb)", fontsize=10)
MXcitySO2<-timeVariation(MonthlyData, pollutant = "SO2",
  group = "split.by", ylab="SO2 (ppb)", fontsize=10)
MXcityPM25<-timeVariation(MonthlyData, pollutant = "PM2.5",
  group = "split.by", ylab="PM2.5 (ug m-3)", fontsize=10)
MXcityPM10<-timeVariation(MonthlyData, pollutant = "PM10",
  group = "split.by", ylab="PM10 (ug m-3)", fontsize=10)
meanseasoncomp<-timeAverage(MonthlyData,statistic="mean", avg.time = "season")
meanmonthlycomp<-timeAverage(MonthlyData,statistic="mean", avg.time = "month")
# Individual plots from timevariation function
monthlyCO<-timeVariation(MonthlyData, pollutant = "CO",
  group = "split.by", ylab="CO (ppm)", type="Station",fontsize=6)
plot(monthlyCO, subset = "hour") #Diurnal variation
plot(monthlyCO, subset = "month") #Monthly variation
plot(monthlyCO, subset = "day") #weekday variation
monthlyNO<-timeVariation(MonthlyData, pollutant = "NO",
  group = "split.by", ylab="NO (ppb)", type="Station")
plot(monthlyNO, subset = "hour") #Diurnal variation
plot(monthlyNO, subset = "month") #Monthly variation
plot(monthlyNO, subset = "day") #weekday variation
ggplot(DiurnalData, aes(y=CO,
  x=location,
  fill=split.by)) +
  geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=3.0) + #coef=times the IQR usually 1.5
  #geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
  xlab('Station') + ylab("CO (ppm)") + guides(fill=guide_legend(title="Year")) +
  theme_bw() +
  geom_hline(yintercept=11, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit
ggplot(DiurnalData, aes(y=CO,
  x=split.by,
  fill=Station)) +
  geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=3.0) + #coef=times the IQR usually 1.5

```

```

#geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
xlab('Year') + ylab("CO (ppm)") + guides(fill=guide_legend(title="Station")) +
theme_bw() +
geom_hline(yintercept=11, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit
ggplot(DiurnalData, aes(y=NO2,
                        x=Station,
                        fill=split.by)) +
geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=3.0) + #coef=times the IQR
#geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
xlab('Station') + ylab("NO2 (ppb)") + guides(fill=guide_legend(title="Year")) +
theme_bw() +
geom_hline(yintercept=210, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit
ggplot(DiurnalData, aes(y=NO,
                        x=Station,
                        fill=split.by)) +
geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=3.0) + #coef=times the IQR
#geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
xlab('Station') + ylab("NO (ppb)") + guides(fill=guide_legend(title="Year")) +
theme_bw() +
geom_hline(yintercept=210, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit
ggplot(DiurnalData, aes(y=NOX,
                        x=Station,
                        fill=split.by)) +
geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=3.0) + #coef=times the IQR
#geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
xlab('Station') + ylab("NOx (ppb)") + guides(fill=guide_legend(title="Year")) +
theme_bw() +
geom_hline(yintercept=210, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit
ggplot(DiurnalData, aes(y=O3,
                        x=Station,
                        fill=split.by)) +
geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=3.0) + #coef=times the IQR
#geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
xlab('Station') + ylab("O3 (ppb)") + guides(fill=guide_legend(title="Year")) +
theme_bw() +
geom_hline(yintercept=95, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit
ggplot(DiurnalData, aes(y=SO2,
                        x=Station,
                        fill=split.by)) +
geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=3.0) + #coef=times the IQR
#geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
xlab('Station') + ylab("SO2 (ppb)") + guides(fill=guide_legend(title="Year")) +
theme_bw() +
geom_hline(yintercept=11, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit
ggplot(DiurnalData, aes(y=PM2.5,
                        x=Station,
                        fill=split.by)) +
geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=3.0) + #coef=times the IQR
#geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
xlab('Station') + ylab("PM2.5 (ug m-3)") + guides(fill=guide_legend(title="Year")) +
theme_bw() +
geom_hline(yintercept=45, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit
ggplot(DiurnalData, aes(y=PM10,
                        x=Station,
                        fill=split.by)) +
geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=3.0) + #coef=times the IQR
#geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
xlab('Station') + ylab("PM10 (ug m-3)") + guides(fill=guide_legend(title="Year")) +
theme_bw() +
geom_hline(yintercept=75, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit
#Spatial analysis
#Spatial CO Analysis grouped by Station and divided by year
ggplot(SpringData, aes(y=CO,
                       x=format(date,"%Y"),
                       fill=location)) +
geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=1.5) + #coef=times the IQR
#geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
xlab('March 23rd to May 20th of') + ylab("CO (ppm)") + guides(fill=guide_legend(title="Station")) +
theme_bw() +
geom_hline(yintercept=9, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit

```

```

ggplot(SpringData, aes(y=NO,
                      x=format(date,'%Y'),
                      fill=location)) +
  geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=1.5) + #coef=times the IQR
  #geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
  xlab("March 23rd to May 20th of") + ylab("NO (ppb)") + guides(fill=guide_legend(title="Station")) +
  theme_bw() +
  geom_hline(yintercept=106, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit

ggplot(SpringData, aes(y=NOX,
                      x=format(date,'%Y'),
                      fill=location)) +
  geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=1.5) + #coef=times the IQR
  #geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
  xlab("March 23rd to May 20th of") + ylab("NOx (ppb)") + guides(fill=guide_legend(title="Station")) +
  theme_bw() +
  geom_hline(yintercept=106, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit
ggplot(SpringData, aes(y=NO2,
                      x=format(date,'%Y'),
                      fill=location)) +
  geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=1.5) + #coef=times the IQR
  #geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
  xlab("March 23rd to May 20th of") + ylab("NO2 (ppb)") + guides(fill=guide_legend(title="Station")) +
  theme_bw() +
  geom_hline(yintercept=106, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit
ggplot(SpringData, aes(y=O3,
                      x=format(date,'%Y'),
                      fill=location)) +
  geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=1.5) + #coef=times the IQR
  #geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
  xlab("March 23rd to May 20th of") + ylab("O3 (ppb)") + guides(fill=guide_legend(title="Station")) +
  theme_bw() +
  geom_hline(yintercept=90, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit
ggplot(SpringData, aes(y=PM2.5,
                      x=format(date,'%Y'),
                      fill=location)) +
  geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=1.5) + #coef=times the IQR
  #geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
  xlab("March 23rd to May 20th of") + ylab("PM2.5 (µg m-3)") + guides(fill=guide_legend(title="Station")) +
  theme_bw() +
  geom_hline(yintercept=41, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit
ggplot(SpringData, aes(y=PM10,
                      x=format(date,'%Y'),
                      fill=location)) +
  geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=1.5) + #coef=times the IQR
  #geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
  xlab("March 23rd to May 20th of") + ylab("PM10 (µg m-3)") + guides(fill=guide_legend(title="Station")) +
  theme_bw() +
  geom_hline(yintercept=70, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit
ggplot(SpringData, aes(y=SO2,
                      x=format(date,'%Y'),
                      fill=location)) +
  geom_boxplot(outlier.size=0.01,coef=1.5) + #coef=times the IQR
  #geom_jitter(show.legend=FLASE,width=0.01) +
  xlab("March 23rd to May 20th of") + ylab("SO2 (ppb)") + guides(fill=guide_legend(title="Station")) +
  theme_bw() +
  geom_hline(yintercept=75, linetype="dashed", color = "red") #horizontal line for the maximum permitted limit
library(openair)
SpatialCO<-timeVariation(AllData, pollutant = "CO",
                        group = "year", type = "location", ylab="CO (ppm)",
                        fontsize=10)
plot(SpatialCO, subset="hour")
plot(SpatialCO, subset="day")
plot(SpatialCO, subset="month")
SpatialCOb<-timeVariation(AllData, pollutant = "CO",
                        group = "location", type = "year", ylab="CO (ppm)",
                        fontsize=10)
#Difference polar plot, before and after (two time period comparisons)
library(dplyr) #loading dplyr to subset data
north<-select(filter(AllData,location=="N"),c(date:longitude)) #Creating North subset

```

```

center<-select(filter(AllData,location=="C"),c(date:longitude)) #Creating Center subset
east<-select(filter(AllData,location=="E"),c(date:longitude)) #Creating East subset
northeast<-select(filter(AllData,location=="NE"),c(date:longitude)) #Creating Northeast subset
south<-select(filter(AllData,location=="S"),c(date:longitude)) #Creating South subset
southeast<-select(filter(AllData,location=="SE"),c(date:longitude)) #Creating Southeast subset
west<-select(filter(AllData,location=="W"),c(date:longitude)) #Creating West subset
#PolarPlots Tesis Sandra
polarPlot(selectByDate(north, year = 2020, month=c("mar", "apr", "may")), pollutant="PM10",fontsize=20)
polarPlot(selectByDate(northeast, year = 2020, month=c("mar", "apr", "may")), pollutant="PM10",fontsize=20)
polarPlot(selectByDate(west, year = 2020, month=c("mar", "apr", "may")), pollutant="PM10",fontsize=20)
polarPlot(selectByDate(center, year = 2020, month=c("mar", "apr", "may")), pollutant="PM10",fontsize=20)
polarPlot(selectByDate(east, year = 2020, month=c("mar", "apr", "may")), pollutant="PM10",fontsize=20)
polarPlot(selectByDate(south, year = 2020, month=c("mar", "apr", "may")), pollutant="PM10",fontsize=20)
polarPlot(selectByDate(southeast, year = 2020, month=c("mar", "apr", "may")), pollutant="PM10",fontsize=20)
#MonthlyData <- splitByDate(AllData, dates= c("1/1/2016", "1/1/2017",
#      "1/1/2018", "1/1/2019", "1/1/2020",
#      "1/1/2021"),
#      labels = c("2015", "2016", "2017", "2018", "2019", "2020",
#      "2021"))
TempMXcityCO<-timeVariation(AllData, pollutant = "CO",
      group = "year", ylab="CO (ppm)", fontsize=10)
#Install a package needed for elegant correlation matrixes
install.packages("corrplot")
source("http://www.sthda.com/upload/rquery_cormat.r")
#Obtaining correlations table
library(correlation)
lockdown2020B<-select(lockdown2020,-date,-latitude,-longitude)
DailyData2020B<-select(DailyData2020,-date,-latitude,-longitude)
DailyData2021B<-select(DailyData2021,-date,-latitude,-longitude)
DailyData_20_21B<-select(DailyData_20_21,-date,-latitude,-longitude)
correlation::correlation(lockdown2020B,include_factors = TRUE, method="pearson")
correlation::correlation(DailyData2020B,include_factors = TRUE, method="pearson")
correlation::correlation(DailyData2021B,include_factors = TRUE, method="pearson")
correlation::correlation(DailyData_20_21B,include_factors = TRUE, method="pearson")
#Workink with openair
corPlot(lockdown2020B,dendogram=TRUE, cols="jet", fontsize=14)
corPlot(DailyData2020B, dendogram=TRUE, cols="jet")
corPlot(DailyData2021B, dendogram=TRUE, cols="jet")
corPlot(DailyData_20_21B, dendogram=TRUE, cols="jet", fontsize=14)
scatterPlot(lockdown2020B, x="COVIDcases",y="NO", col="red",
      xlab="Número de infecciones por COVID-19", ylab="NO (ppb)", linear=TRUE, fontsize=20)
#Summarize
lockdown2019<-filter(DailyData, time >= "2019-03-01", time <= "2019-05-31")
lockdown2021<-filter(DailyData, time >= "2021-03-01", time <= "2021-05-31")
lockdown2019B<-select(lockdown2019,-time,-latitude,-longitude)
lockdown2021B<-select(lockdown2021,-time,-latitude,-longitude)
summary(lockdown2019B)
summary(lockdown2020B)
summary(lockdown2021B)
sapply(lockdown2019B,sd)
sapply(lockdown2020B,sd)
sapply(lockdown2021B,sd)

```