



Casa abierta al tiempo

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
AZCAPOTZALCO**

DIVISIÓN DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

Evaluación de carbonilos, $PM_{2.5}$ y especies de carbono negro en ambientes intramuros y extramuros de la Ciudad de México.

T E S I S

PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS E INGENIERÍA AMBIENTALES

P R E S E N T A:

Q. SANDRA ISABEL SILVA GÓMEZ

ASESORA DE TESIS:

DRA. VIOLETA MUGICA ÁLVAREZ

COASESORA DE TESIS:

DRA. ROCÍO GARCÍA MARTÍNEZ

JULIO 2021

DEDICATORIA

A mis padres, por siempre apoyarme y darme todo lo que necesito. Espero retribuirles algún día todo lo que me dan.

A mi hija, con su enorme corazón y ternura hacia mí, me motiva a ser una mujer inteligente, fuerte y resiliente.

A Emir quien ha sido un gran compañero durante estos últimos años y me ha dado su apoyo para realizarme como profesionalista y madre. Gracias por escucharme, por tu interés hacia mí, por tu apoyo y tus consejos. Me diste mucho impulso para dar lo mejor de mí durante esta etapa.

A toda mi familia que ha sido buena conmigo, gracias por ser una red de apoyo.

Sin todos ustedes no habría sido posible.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad Autónoma Metropolitana que se volvió mi segunda casa y me dio la oportunidad de realizar una meta muy anhelada para mí; una especialización en el área ambiental. También agradezco por los apoyos y recursos otorgados para culminar mis estudios.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada a lo largo de la maestría.

A la Dra. Violeta Mugica Álvarez que me permitió participar en este increíble proyecto, por compartir su conocimiento con tanta pasión, por su paciencia y su ejemplo. Agradezco el apoyo brindado en la elaboración de este proyecto.

A mi co-asesora de tesis, la Dra. Rocío García Martínez del Grupo de Aerosoles Atmosféricos del CCA de la UNAM, gracias por integrarme en su equipo, por sus enseñanzas, asesoría y permitirme colaborar en el estudio de la contaminación intramuros.

Agradezco el apoyo al programa de Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT-UNAM IN104519). A Julio Cesar Ramírez y Moisés López por su apoyo técnico.

A la Dra. Brenda Liz Valle Hernández por su apoyo técnico, así como su tiempo, paciencia, conocimiento, por su aportación para la culminación de este trabajo. La admiro y respeto mucho.

A la Dra. Gema Luz Andraca Ayala y al Laboratorio Compartido de Cromatografía, que me brindó apoyo en la realización de este proyecto para llevar a cabo el análisis de las concentraciones de compuestos carbonilos. Quisiera también agradecer por su amabilidad, tiempo, paciencia, enseñanzas y consejos.

También agradezco a la Química María Isabel Saavedra Rosado y a Ramsés Cordero Flores por el equipo prestado y la asesoría técnica para la preparación y realización de los muestreos.

A Rosario Chávez por su apoyo técnico en mi estancia en el CCA. A Sebastián, Omar, Carlos y todos en el CCA, gracias por su ayuda en la realización de este trabajo, por recibirme e integrarme en su equipo, sus consejos y amistad. Me hicieron sentir en casa.

Al comité de la Maestría en Ciencias e Ingeniería Ambientales, por compartirme su valioso conocimiento, por los consejos y las habilidades que me permitieron desarrollar bajo su tutoría.

Agradezco a mis profesores por su conocimiento y enseñanzas brindados. Especialmente, gracias al Dr. Adolfo Hernández y la Mtra. Griselda Gonzales; por su paciencia, consejos y compartir sus conocimientos y experiencias que enriquecieron mi estancia en la universidad.

A mis compañeros de la UAM Alexis, Alfredo, Grethel, Saúl, Adriana, Esaú y Cecilia por su compañía, apoyo y amistad, que hicieron de esta etapa algo maravilloso.

“A todas las mujeres con las que trabajé durante esta etapa, fueron mis maestras, amigas y mi ejemplo a seguir. Mi mayor admiración es para ustedes”.

RESUMEN

Los habitantes de zona urbanas como la Ciudad de México están expuestos a diversos contaminantes antropogénicos. Entre ellos destacan las partículas atmosféricas y los compuestos orgánicos volátiles (COV), los cuales usualmente sobrepasan los límites establecidos por la normativa vigente.

Los contaminantes aéreos son de gran interés debido a su importante papel en la química atmosférica, la complejidad de sus fuentes y sus efectos adversos en la salud. Las $PM_{2.5}$ son partículas finas que sirven como indicadores de la mala calidad del aire, al igual que el carbono negro, que además contribuye al calentamiento global. Ambos producen serios daños en el sistema respiratorio principalmente en niños y personas de la tercera edad. Los compuestos carbonilos son miembros de la familia de los COV, son precursores del ozono troposférico y son considerados como compuestos peligrosos, algunos de ellos ya se encuentran clasificados como carcinógenos.

La contaminación del aire se estudia en dos ambientes; extramuros e intramuros, debido al tiempo que pasamos en interiores (vivienda, oficina, salones de clases y otros sitios de trabajo), que es aproximadamente del 90%. El problema de la contaminación en ambientes interiores lo originan diversos factores, entre ellos la cantidad y la variedad de las fuentes emisoras.

En esta tesis se evaluaron los niveles de concentración $PM_{2.5}$, especies de carbono y carbonilos en ambientes intramuros y extramuros de la Ciudad de México.

Para la evaluación se diseñaron y llevaron a cabo tres campañas de muestreo de $PM_{2.5}$ y carbonilos en el aire considerando las temporadas primavera, verano y otoño en ambientes intramuros y extramuros. Cada campaña se realizó en tres zonas de la Ciudad de México: Norte en una vivienda cerca de las instalaciones de la UAM-Azcapotzalco, Centro en la Universidad de las Américas en la Av. Insurgentes y Sur en el Centro de Ciencias de la Atmósfera en Coyoacán. El muestreo en exteriores se realizó en las azoteas de edificios pertenecientes a dos planteles y una residencia, mientras que, el muestreo en interiores se realizó en áreas de oficinas y una residencia. El análisis de datos experimentales se llevó a cabo a través del análisis gravimétrico de filtros cuarzo y teflón, el uso de equipo termo-óptico y cromatografía de HPLC UV-vis.

Como resultado de este proyecto, se encontró que las concentraciones de partículas fueron más altas en extramuros que en intramuros, principalmente en la época de primavera en comparación con las obtenidas en verano y otoño del 2019. El contenido de especies carbonáceas en $PM_{2.5}$ fue alrededor del 20%, del cual el 10% resulto ser carbono negro y el 90% carbón orgánico, en el que se pueden incluir HAP entre otras especies orgánicas. Las concentraciones de carbono total fueron mayores en intramuros que en extramuros. La relación interior-exterior (I/E) para $PM_{2.5}$ indico que las fuentes en exteriores predominan sobre las fuentes en interiores.

Por otro lado, las concentraciones promedio de los carbonilos en los tres sitios fueron más elevadas en el interior de las construcciones que al exterior, especialmente en la temporada de verano. Las concentraciones de acetona tuvieron muchas variaciones en todos los muestreos, alcanzando valores cercanos a los $1000 \mu\text{g m}^{-3}$ en intramuros. Los carbonilos con más altos valores de concentración fueron el acetaldehído y el formaldehído. La acroleína también presento algunas variaciones en su concentración especialmente en verano. El propionaldehído y el butiraldehído presentaron concentraciones bajas en todos los muestreos. Se evaluó la relación I/E para cada carbonilo, los cuales mostraron valores mayores a 1 en la mayoría de los casos, lo que confirma una importante aportación de las fuentes intramuros como son el uso de productos de limpieza, el material del inmueble y de mobiliario y actividades humanas que pudieran ser una fuente de emisión de compuestos carbonilos.

ABSTRACT

Inhabitants of urban areas such as Mexico City are exposed to various anthropogenic pollutants. Among them, atmospheric particles and volatile organic compounds (VOC), which usually exceed the limits established by current regulations.

Air pollutants are of great interest because of their important role in atmospheric chemistry, the complexity of their sources, and their adverse effects on health. PM_{2.5} are fine particles that serve as indicators of poor air quality, such black carbon, which also contributes to global warming. Both cause serious damage to the respiratory system, mainly in children and the elderly. Carbonyl compounds are members of the VOC family, they are precursors of tropospheric ozone and are considered dangerous compounds, some of them are already classified as carcinogens.

Air pollution is studied in two environments; extramural and intramural, due to the time we spend indoors (home, office, classrooms and other workplaces), which is approximately 90%. The problem of indoor pollution is caused by various factors, including the number and variety of emission sources.

In this thesis, the concentration levels PM_{2.5}, carbon species and carbonyls were evaluated in intramural and extramural environments in Mexico City.

For the evaluation, three sampling campaigns for PM_{2.5} and carbonyls in the air were designed and carried out considering the spring, summer and autumn seasons in intramural and extramural environments. Each campaign was carried out in three areas of Mexico City: North in a house near the facilities of the UAM-Azcapotzalco, Center in the University of the Americas on Av. Insurgentes and South in the Center for Atmospheric Sciences in Coyoacán. Outdoor sampling was carried out on the buildings' roofs of two campuses and a residence, while the indoor sampling was carried out in office areas and residence. The experimental data was carried out through the gravimetric analysis of quartz and Teflon filters, the use of thermo-optical equipment and HPLC UV-vis chromatography.

As a result of this project, it was found that the concentrations of particles were higher outside the walls than inside the walls, mainly in the spring time compared to those obtained in the summer and fall of 2019. The content of carbonaceous species in PM_{2.5} was around 20% of which 10% turned out to be elemental carbon and 90% organic carbon, in which PAHs can be included among other organic species. Total carbon concentrations were higher intramural than extramural. Total carbon concentrations were higher intramural than extramural. The indoor-outdoor (I / E) ratio for PM_{2.5} indicated that outdoor sources predominate over indoor sources.

On the other hand, the average concentrations of carbonyls in the three sites were higher inside the buildings than outside, especially in the summer season. Acetone concentrations had many variations in all samplings, reaching values close to 1000 $\mu\text{g m}^{-3}$ in the intramural area. The carbonyls with the highest concentration values were acetaldehyde and formaldehyde. Acrolein also presented some variations in its concentration, especially in summer. Propionaldehyde and butyraldehyde presented low concentrations in all samplings. The I/E ratio was evaluated for each carbonyl, which showed values greater than 1 in most cases, which confirms an important contribution from intramural sources such as the use of cleaning products, the material of the building and of furniture and human activities that could be a source of emission of carbonyl compounds.

ÍNDICE

Introducción	1
Justificación	2
Hipótesis.....	3
Objetivo general.....	3
Objetivos específicos.....	3
Capítulo 1. Antecedentes	4
1. 1 Contaminación del aire	4
1. 2 Contaminación en ambientes extramuros e intramuros	5
1.2. 1. Partículas atmosféricas	7
1.2. 2. Partículas carbonáceas	13
1.2. 3. Compuestos carbonilos.	17
Capítulo 2. Estado del arte	31
2. 1 PM _{2.5} en intramuros y extramuros	31
2.1. 1 Estudios a nivel internacional.....	31
2.1. 2 Estudios a nivel nacional	32
2. 2 Compuestos carbonáceos en PM _{2.5} en intramuros y extramuros.....	34
2.2. 1 Estudios a nivel internacional.....	34
2.2. 2 Estudios a nivel nacional	35
2. 3 Compuesto carbonilos en intramuros y extramuros	37
2.3. 1 Estudios a nivel internacional.....	37
2.3. 2 Estudios a nivel nacional	41
Capítulo 3. Metodología.....	43
3. 1 Diseño de campañas y sitios de muestreo	44
3.1. 1 Muestreo de partículas	47
3.1. 2 Acondicionamiento de los filtros.....	48
3.1. 4 Muestreo de carbonilos	50
3.1. 5 Calibración de rotámetros.....	51
3.1. 6 Determinación de la masa de partículas	54
3.1. 7 Análisis de carbono	55
3.1. 8 Análisis de carbonilos por HPLC	56

3.1. 9 Cálculo de la relación interior-exterior (I/E).....	62
3.1. 10 Análisis estadístico	63
3.1. 11 Riesgos a la salud por compuestos carbonilos.....	64
Capítulo 4. Resultados y discusión	66
4. 1 Condiciones meteorológicas	66
4. 2 Resultados y análisis de PM _{2.5}	69
4.2. 1 Concentración de PM _{2.5} en extramuros en primavera-19.....	69
4.2. 2 Concentración de PM _{2.5} en intramuros en primavera-19.....	71
4.2. 3 Concentración de PM _{2.5} en extramuros en verano - 19	72
4.2. 4 Concentración de PM _{2.5} en intramuros en verano 2019.....	73
4.2. 5 Concentración de PM _{2.5} en extramuros en otoño 2019.....	74
4.2. 6 Concentración de PM _{2.5} en intramuros en otoño 2019	75
4.2. 7 Concentración de PM _{2.5} en la RAMA y en otros estudios	77
4. 3 Determinación de especies carbonáceas	80
4.3. 1 Especies carbonáceas en primavera	80
4.3. 2 Especies carbonáceas en verano	82
4.3. 3 Especies carbonáceas en otoño	84
4.3. 4 Concentración de especies carbonáceas en otros estudios.....	86
4. 4 Análisis estadístico no paramétrico de PM _{2.5} y especies carbonáceas.....	91
4. 5 Evaluación de compuestos carbonilos	92
4.4. 1 Concentración de carbonilos por sitio	92
4.4. 2 Estudio estadístico comparativo de los compuestos carbonilos por sitio.	94
4.4. 3 Concentración de carbonilos por campaña.....	96
4.4. 4 Estudio estadístico comparativo de los compuestos carbonilos por campaña.	98
4.4. 5 Estudio estadístico comparativo de los compuestos carbonilos en interiores y exteriores.	99
4.4. 6 Variación diurna de la concentración de carbonilos	100
4.4. 7 Discusión de resultados.....	118
4.4. 8 Relación interior/exterior (I/E) de compuestos carbonilos.....	126
4.4. 9 Riesgos a la salud por carbonilos.....	127
Capítulo 5. Conclusiones	130
5. 1 Recomendaciones	131
Bibliografía	133

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. 1 Comparación de concentraciones máximas de PM _{2.5} por distintas entidades regulatorias.	13
Tabla 1. 2 Concentraciones máximas de PM _{2.5} en interiores reguladas por distintas entidades.	13
Tabla 1. 3 Propiedades físicas y químicas de los carbonilos de interés ambiental.	18
Tabla 1. 4 Regulación de carbonilos y límites para la protección de la salud.	29
Tabla 3. 1 Características geográficas y económicas de los sitios de muestreo.	44
Tabla 3. 2 Densidad de gases	52
Tabla 3. 3 Flujo en la calibración del tren de muestreo	52
Tabla 3. 4 Datos de los compuestos carbonilos analizados y su forma derivada.	58
Tabla 3. 5 Límites de desempeño de curvas de calibración.	61
Tabla 3. 6 Memoria de cálculo para determinar la concentración de formaldehído en el aire.	62
Tabla 4. 1 Condiciones meteorológicas de las campañas de muestreo del 2019.	66
Tabla 4. 2 Valores promedio de la temperatura intramuros de las campañas de muestreo del 2019.	67
Tabla 4. 3 Estadística descriptiva de PM _{2.5} en ambientes extramuros de la campaña de primavera 2019.	69
Tabla 4. 4. Relación I/E promedio de la campaña de primavera 2019.	72
Tabla 4. 5 Estadística descriptiva de PM _{2.5} en ambientes extramuros de la campaña de verano 2019.	73
Tabla 4. 6 Relación I/E promedio de la campaña de verano 2019.	74
Tabla 4. 7 Estadística descriptiva de PM _{2.5} en ambientes extramuros de la campaña de otoño 2019.	75
Tabla 4. 8 Relación I/E promedio de la campaña de otoño 2019.	76
Tabla 4. 9 Concentraciones de masa de PM _{2.5} de las estaciones de la RAMA y las tres campañas. .	77
Tabla 4. 10 Concentraciones de PM _{2.5} en intramuros y extramuros reportadas en otros trabajos. .	79
Tabla 4. 11 Estadística descriptiva de especies de carbono de PM _{2.5} en extramuros en la campaña de primavera.	80
Tabla 4. 12 Estadística descriptiva de especies de carbono de PM _{2.5} en ambientes intramuros en la campaña de primavera.	81
Tabla 4. 13 Estadística descriptiva de especies de carbono de PM _{2.5} en extramuros en la campaña de verano.	82
Tabla 4. 14 Estadística descriptiva de especies de carbono de PM _{2.5} en intramuros en la campaña de verano.	83

Tabla 4. 15. Estadística descriptiva de especies de carbono de PM _{2.5} en extramuros en la campaña de otoño.....	84
Tabla 4. 16 Estadística descriptiva de especies de carbono de PM _{2.5} en intramuros en la campaña de otoño.....	85
Tabla 4. 17 Porcentaje de OC, EC y CT en PM _{2.5} en zonas urbanas.....	86
Tabla 4. 18 Concentraciones de especie de carbono en PM _{2.5} reportadas en otros trabajos.	90
Tabla 4. 19 Prueba de Kruskal Wallis aplicada a las concentraciones extramuros por sitio y por campaña.....	92
Tabla 4. 20 Prueba de Mann Whitney aplicada a las concentraciones intramuros y extramuros en cada sitio.	92
Tabla 4. 21 Estadística descriptiva de compuestos carbonilos por sitios de muestreo. N= 1416. ...	93
Tabla 4. 22 Prueba de Kruskal-Wallis para compuestos carbonilos en ambientes extramuros e intramuros.....	95
Tabla 4. 23 Valor de p en la comparación de carbonilos entre sitios.	96
Tabla 4. 24 Estadística descriptiva de compuestos carbonilos por campañas estacionales. N=1416.	97
Tabla 4. 25 Prueba de Kruskal-Wallis para compuestos carbonilos en las tres campañas estacionales.....	98
Tabla 4. 26 Valor de p en la comparación de carbonilos entre campañas estacionales.....	99
Tabla 4. 27 Concentración de compuestos carbonilos (µg/m ³) de diferentes estudios.	125
Tabla 4. 28 Relación I/E de 6 compuestos carbonilos evaluados en tres campañas en el 2019. ...	126
Tabla 4. 29 Relación I/E de 6 compuestos carbonilos evaluados en tres sitios en la CDMX.	126
Tabla 4. 30 Concentración de carbonilos (C), dosis de exposición (E), riesgo de cáncer asociado a formaldehído y acetaldehído; en ambientes intramuros y extramuros en tres sitios de la Ciudad de México.....	127
Tabla 4. 31 Carbonilos asociados a valores de toxicidad.	128

Introducción

La contaminación del aire es un problema que ha estado presente desde hace tiempo, pero fue hasta hace poco que la sociedad se volvió lo bastante consciente e informada para actuar. La preocupación ha aumentado conforme la urbanización y la industrialización han concentrado a la población en pequeñas áreas. En las ciudades continuamente hay emisiones de polución en el aire por la alta densidad poblacional, el crecimiento económico y el denso tráfico vehicular (Karagulian et al., 2015; Min et al., 2020).

La contaminación del aire es una mezcla compleja de gases y partículas cuyas fuentes, composición y concentración varían espacialmente y temporalmente. Las actividades humanas han producido el deterioro acelerado de la calidad del aire, lo que implica riesgos y daños para el ambiente y la salud. Sin duda alguna, la mayor preocupación y motivación en el estudio de la contaminación del aire son sus efectos sobre la salud humana, por la exposición a corto y largo plazo de diversos contaminantes, los cuales incrementan la mortalidad y la morbilidad de enfermedades cardiovasculares, respiratorias y cáncer de pulmón, además de acortar la esperanza de vida (Chen et al., 2008; Hoek et al., 2013).

Un gran número de personas se ven expuestas a la contaminación del aire extramuros en las megaciudades. De acuerdo con un estudio mundial de enfermedades atribuidas a la contaminación del aire en el 2015, se estimó que la exposición a $PM_{2.5}$ causó 4.2 millones de muertes prematuras y el ozono (O_3) contribuyó con 254 000 muertes en todo el mundo, principalmente en países de ingresos bajos y medianos (Cohen et al., 2017).

Especialmente, las $PM_{2.5}$ y el O_3 son asociados con enfermedades respiratorias y por ello son utilizados para cuantificar la exposición a la contaminación del aire. Las $PM_{2.5}$ son una mezcla compleja y variada de sustancias en estado líquido y gaseoso; en estas se puede contener una gran lista de sustancias nocivas para la salud provenientes de la combustión incompleta de combustibles fósiles, un gran indicador de ellas es el carbono negro (BC), además de ser considerado un agente acelerador del cambio climático. En las ciudades, la principal causa de las altas concentraciones de O_3 se relaciona con altas concentraciones de compuestos orgánicos volátiles (COV), que junto con los óxidos de nitrógeno (NO_x) reaccionan en presencia de la luz solar para producirlo; por ello las concentraciones de O_3 son en algunas ciudades el único modo de control sobre los COV. En las zonas urbanas los COV son usualmente asociados a las emisiones vehiculares, la industria y disolventes; algunos de ellos han sido ampliamente estudiados y catalogados como sustancias tóxicas, con altos riesgos en la salud, llegando a ser mortales; como lo son el formaldehído y el acetaldehído (Chan y Yao, 2008; Cohen et al., 2017).

Hasta hace poco la conciencia sobre los riesgos para la salud era algo exclusivo del aire extramuros, pero con el tiempo esta conciencia se ha ido trasladando a ambientes intramuros. Una creencia general es que los confines de un espacio interior ofrecen protección. Sin embargo, los cambios en el estilo de vida y condiciones de trabajo de la sociedad moderna, han llevado a la población a pasar mayor tiempo (90% aproximadamente) en espacios interiores particularmente en las ciudades y zonas industriales. Por ello el entorno más importante en relación a nuestra salud y bienestar está en el ambiente interior. De acuerdo con la OMS, tan solo en América se estiman cerca de 131 mil muertes en países de bajos ingresos y 96 mil en países de altos ingresos, las cuales son vinculadas a los efectos de la contaminación ambiental exterior en conjunto con la contaminación en interiores (OMS, 2014). Si bien, las concentraciones y fuentes de los

contaminantes en interiores varían considerablemente en diferentes partes del mundo; en las megaciudades la rápida urbanización y el crecimiento de la población ha provocado una grave contaminación del aire en intramuros procedente de fuentes extramuros. Por otro lado, existen fuentes de emisión de contaminantes aéreos en los interiores como son los productos químicos de limpieza y productos de uso, muebles y materiales de construcción, la cocina y el uso de combustibles, así como inadecuados sistemas de ventilación que pueden deteriorar la calidad del aire y exponer a los habitantes. Lo anterior hace de la contaminación en interiores un problema complejo que requiere de mayor conocimiento y un profundo análisis. Mientras más ambientes interiores se estudien, se obtendrá una mejor valoración de la exposición diaria (Kelly y Fussell, 2019; Klepeis et al., 2001).

La Ciudad de México cuenta con 9 209 944 habitantes, que abarca 1479 km² urbanos e incluye más de 6 millones de vehículos. La ciudad está rodeada por montañas que dificultan la dispersión de los contaminantes. Se ubica en una altitud elevada (2240 m) y está cerca del ecuador, condiciones que permiten una gran intensidad de la radiación solar, lo que lleva a una rápida formación de ozono y partículas secundarias (INEGI, 2021).

En la actualidad, en la ciudad se realiza el monitoreo continuo de contaminantes criterio (en los que no se incluye a los COV) a través del Sistema de Monitoreo Atmosférico con el fin de conocer y controlar la contaminación del aire por medio de la implementación de normas y políticas públicas. Pese a las acciones y esfuerzos del gobierno mexicano para controlar la calidad del aire, las partículas menores a 2.5 micrómetros (PM_{2.5}), después del O₃, son las responsables del mayor número de días con una calidad del aire desfavorable. En los últimos años, los inventarios de calidad del aire reportan que las concentraciones de PM_{2.5} y O₃ superaron los valores límites establecidos en la NOM, la U.S. EPA y la OMS (SEMARNAT, 2017).

Hasta este momento, la OMS cuenta con información limitada en el tema de calidad del aire intramuros. Mientras que en la Ciudad de México no existen políticas públicas que regulen la calidad del aire en ambientes interiores en los que la población este expuesta por largos periodos como son sitios de trabajo (en los que no se produzcan o manejen sustancias químicas) y hogares. Se ha considerado que la contaminación del aire intramuros puede ser hasta 5 veces más alta en un país en vías de desarrollo que en uno desarrollado y también ésta suele ser mayor que la contaminación extramuros (González-Martín et al., 2021; US EPA, 1986).

Bajo tales circunstancias, en este trabajo se pretende evaluar la presencia de PM_{2.5}, carbono negro y carbonilos en ambientes extramuros e intramuros, a través del monitoreo, uso de técnicas analíticas y el tratamiento estadístico de datos, en tres sitios de la Ciudad de México (Zonas: norte, sur y centro).

Justificación

La ciencia del monitoreo y el análisis de la contaminación del aire se usan como medidas de protección para el ambiente y la salud de la población; mediante ellos se obtiene conocimiento sobre las concentraciones y el nivel de exposición de la población a diferentes tipos de contaminantes aéreos, además de su relación con otros factores (por ej. meteorológicos, estacionarios, temporales e incluso con otros contaminantes). La necesidad de profundizar en el conocimiento de la contaminación en intramuros

en diferentes microambientes y su relación con la contaminación extramuros en una zona urbana en la que existe una gran diversidad de contaminantes en altas concentraciones es la razón de este trabajo.

Hipótesis

En los tres sitios de muestreo de la CDMX, los niveles de $PM_{2.5}$ y especies de carbono en ambientes intramuros se encuentran en concentraciones menores con respecto a las concentraciones en ambientes extramuros. Por el contrario, los niveles de carbonilos en intramuros serán mayores que en extramuros debido al posible uso de diversos productos de consumo, como limpiadores.

Objetivo general

Analizar y comparar las concentraciones de carbonilos, $PM_{2.5}$ y carbono negro en ambientes intramuros y extramuros en tres sitios de la Ciudad de México.

Objetivos específicos

- Diseñar y realizar campañas de muestreo considerando los parámetros meteorológicos y la colecta de carbonilos y partículas ($PM_{2.5}$ y especies de carbono).
- Analizar la concentración de carbonilos, $PM_{2.5}$ y carbono negro mediante técnicas analíticas avanzadas.
- Evaluar los riesgos a la salud por la presencia de contaminantes en ambientes intramuros y extramuros.

Capítulo 1. Antecedentes

1. 1 Contaminación del aire

El aire es una mezcla de nitrógeno, oxígeno y cantidades diminutas de otros gases que rodean la tierra y forman su atmósfera (Seinfeld y Pandis, 2016). Si en el aire existen otras partículas o gases que no son parte de la composición normal hablamos entonces de “contaminación del aire”. La emisión de gases y aerosoles por el uso de combustibles fósiles, junto con otras fuentes, produce alteraciones en la calidad del aire de la tropósfera, que es la región de la atmósfera terrestre en la que respiramos (Gaffney y Marley, 2003).

La contaminación del aire se define como la presencia de sustancias nocivas en la atmósfera en concentraciones que podrían llegar a provocar daño, ya sea a la salud de la población o a diferentes ecosistemas (EPA, 2009; WHO, 2006).

La contaminación del aire puede ser causada por fenómenos naturales o por el ser humano. En la naturaleza ésta ocurre durante las erupciones volcánicas, los incendios forestales y las tormentas de arena. Por su parte, los seres humanos han alterado el balance en la composición química de la atmósfera, debido a grandes emisiones de; dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO), metano (CH_4), distintos compuestos orgánicos, óxidos de sulfuro (SO_x) y nitrógeno (NO_x) que provienen de una amplia variedad de actividades humanas. Nuestra sociedad depende en gran medida de los combustibles fósiles para diversas aplicaciones, como la generación de electricidad, el transporte, la calefacción industrial y doméstica, etc. Este impacto producido por el ser humano define una nueva era geológica en la historia de la tierra llamada la “*Era Antropoceno*”, es por ello que éste tipo de contaminantes se nombran antropogénicos (Crutzen y Steffen, 2003).

Los contaminantes atmosféricos se pueden clasificar según la fuente de emisión, ya sean biogénicos o de origen natural, o antropogénicos, que corresponden a contaminantes producidos por la intervención humana, también se clasifican de acuerdo a su origen como contaminantes primarios (o directos), que son aquellos emitidos directamente a la atmósfera, por ejemplo, el monóxido de carbono, el cual es emitido por la quema de gasolina en autos y los secundarios (o indirectos) los cuales se forman en la atmósfera a partir de reacciones químicas de sus precursores, tal es el caso del ozono (O_3), formado por reacciones de contaminantes primarios: compuestos orgánicos volátiles (COV) y óxidos de nitrógeno (EPA, 2013).

Otro modo de clasificarlos es por su estado físico en compuestos gaseosos y partículas. Los compuestos gaseosos incluyen pero no se limitan a: O_3 , NO_x , SO_x , CO_2 , CO y COV. Los COV incluyen aldehídos (por ej. formaldehído), cetonas (por ej. acetona), aromáticos (por ej. benceno) y otras clases. Las partículas (PM) se caracterizan tanto por su tamaño pequeño como por su composición química. Los tamaños comunes son PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, $\text{PM}_{0.1}$, PM ultrafinas ($\text{PM} < 0.1 \mu\text{m}$) y partículas suspendidas totales (TSP). Estas clases de tamaño son relevantes para la dinámica de PM en la atmósfera y la absorción en el cuerpo humano, de acuerdo con algunos estudios sobre los efectos de la contaminación del aire en la salud (IARC, 2016).

La Agencia de Protección Ambiental (por sus siglas en inglés; EPA) consideró con fines regulatorios, una división, clasificándolos entre contaminantes criterio y contaminantes no criterio. Los contaminantes criterio son aquellos contaminantes normados a los que se les ha establecido un límite máximo permisible de concentración en el aire ambiente, con la finalidad de proteger la salud humana y asegurar el bienestar de la población. Se miden de manera continua o por muestreo manual: ozono (O₃), dióxido de azufre (SO₂), monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO₂), las partículas en suspensión (PM₁₀, PM_{2.5}) y el plomo (Pb) (SEMARNAT, 2016).

Los contaminantes no criterio son toda la gama de contaminantes que son distintos a los contaminantes criterio, incluidos otros contaminantes tóxicos y peligrosos para la salud humana. Algunas categorías importantes son los compuestos orgánicos persistentes (COP) (por ej. bifenilos policlorados, hidrocarburos aromáticos policíclicos y dioxinas), metales pesados (por ej. manganeso, mercurio, plomo y arsénico) y compuestos tóxicos (por ej. formaldehído, acetaldehído, benceno, acroleína) (Alberni-Clayoquot, 2021).

Como se observó en los párrafos anteriores, hay muchas formas de clasificar a los contaminantes aéreos, una de las más recientes es la contaminación por ambientes extramuros e intramuros. La contaminación del aire hasta hace poco era exclusivamente estudiada en los extramuros, es decir en ambientes abiertos. Los contaminantes extramuros incluyen todos los gases y partículas anteriormente mencionados. Sus fuentes son de procedencia extramuros e intramuros, siempre y cuando estos últimos migren al exterior (IARC, 2016). De igual forma, la contaminación intramuros puede incluir a todos los contaminantes anteriormente mencionados. Las fuentes pueden ser de procedencia intramuros y extramuros dependiendo del grado de infiltración de estos a los interiores. Las diferencias entre ambos ambientes quizá radiquen mayormente en los límites de la habitación, el estado de ésta, los materiales de construcción, presencia de muebles y accesorios, así como las actividades que se realicen en ésta (como fumar o cocinar), sumado a las características de la ventilación, si cuenta con ventilación natural y/o mecánica. En la siguiente sección se profundizará más ampliamente en el tema.

1. 2 Contaminación en ambientes extramuros e intramuros

La conciencia y el conocimiento en la contaminación del aire ha incrementado en los últimos años, motivado principalmente por la salud humana. La exposición a contaminantes aéreos ocurre tanto en ambientes extramuros como en intramuros; ésta depende de la ocupación, año, estación, clima, hábitos personales, así como la proporción del tiempo que cada individuo pasa en estos ambientes. Por ello, actualmente su estudio se divide en ambientes extramuros e intramuros.(Chun Chen y Zhao, 2011; Tomatis y Fishbein, 1993).

La contaminación del aire extramuros no cuenta con una definición estandarizada ya que la procedencia de estos contaminantes es compleja. La exposición a los contaminantes del aire exterior se produce de forma prácticamente continua en microambientes (espacios limitados), incluso en interiores (IARC, 2016).

Los contaminantes del aire exterior consisten principalmente en NO_x, SO₂, O₃, CO, hidrocarburos (HC) y partículas de diferentes tamaños. Estos pueden ser de origen natural o biogénico y antropogénico, pueden proceder de fuentes primarias como de secundarias. En las zonas urbanas, estos contaminantes son emitidos principalmente por vehículos, pero también hay contribuciones de centrales eléctricas, calderas industriales, incineradoras, plantas petroquímicas, aeronaves, barcos, etc., esto según la ubicación y los vientos predominantes. La contaminación del aire urbano se ve afectada por el diseño de la ciudad. Los cañones de las calles densamente distribuidos y profundos (edificios con una gran relación entre la altura del edificio y el ancho de la carretera) pueden bloquear y debilitar el viento que se aproxima, reduciendo así su capacidad de dispersión del aire (Leung y Drakaki, 2015).

Como anteriormente se mencionó, en el estudio de la contaminación del aire en extramuros se observan las relaciones entre la concentración de los contaminantes con parámetros meteorológicos (por ej. radiación solar, temperatura, velocidad y dirección del viento y humedad relativa) y estacionarios (primavera, verano, otoño e invierno), esto debido a que son factores que influyen y participan en el transporte, formación y cambios de los contaminantes aéreos tanto en gases como en partículas (Ulpiani et al., 2021; Wang et al., 2017).

Al igual que en extramuros existen factores asociados con las emisiones intramuros como son: temperatura y humedad, ambos factores influyen sobre diversos materiales como maderas, adhesivos, alfombras, pinturas y disolventes. Cuando se presentan altos valores de temperatura y humedad en los interiores estos aumentan la evaporación y difusión de COV provenientes de las superficies de los materiales (Liang et al., 2017).

En el presente, pasamos del 65 al 90% de nuestro tiempo en ambientes intramuros, principalmente en nuestro hogar, mientras que el resto del tiempo está dividido en espacios de trabajo y/o escuela, actividades como hacer compras, ir al gimnasio, al banco y a la iglesia. De acuerdo a la EPA (2015b), la presencia de contaminantes aéreos es entre 2 y 5 veces superior en el interior de los edificios que en el aire exterior. Como consecuencia, ha incrementado la importancia de la evaluación de la calidad del aire en intramuros como un factor que influye en la comodidad, la salud y el rendimiento de los huéspedes (Kelly y Fussell, 2019; Klepeis et al., 2001; US EPA, 1986).

Los contaminantes intramuros no son menos complejos que los extramuros. El aire en interiores es un ambiente que contiene diferentes contaminantes, sus fuentes proceden tanto del interior como del exterior, mezclados e interactuando bajo el envoltorio encierro del edificio (Kelly y Fussell, 2019; Salthammer et al., 2010).

De la misma forma que el aire extramuros, en los ambientes intramuros sus fuentes pueden ser primarias y secundarias; se emiten de forma directa (por ej. de la combustión producida para actividades en cocina) e indirecta (por ej. reacciones en intramuros entre concentraciones bajas de O₃ y COV provenientes de productos de limpieza) (Isiugo et al., 2019; Singer et al., 2006). Su origen es antropogénico (por ej. consumo de cigarrillos) y natural o biogénico (por ej. emisiones provenientes del metabolismo humano, plantas o animales) (Ghilarducci y Tjeerdema, 1995; Mitova et al., 2020; O'Brien et al., 2005). Las fuentes son complejas ya que dependen de factores económicos, geográficos, así como de las actividades de sus ocupantes (Klepeis et al., 2001; Yafeng Wang et al., 2015).

Cada ambiente intramuros cuenta con diferentes fuentes de emisión, entre ellas se encuentran las características de la construcción (por ejemplo, la ventilación en cada habitación), la edad y los materiales

de construcción y el mobiliario (por ejemplo, maderas, alfombras, pinturas y barnices), variables ambientales (en concreto la temperatura y la humedad), así como actividades humanas tales como cocinar, fumar cigarrillos, la limpieza y el uso de ciertos productos de limpieza, el uso de productos de higiene personal y el propio metabolismo humano, entre otras (Homann et al., 1997; Reingruber y Pontel, 2018; Salthammer et al., 2010; Wisthaler y Weschler, 2010).

Algunos de los contaminantes aéreos presentes en intramuros que han sido recurrentemente estudiados son: CO, O₃, COV, compuestos carbonilos (como el formaldehído, acetaldehído y acetona), partículas y CO₂, por mencionar algunos (Höllbacher et al., 2017; Ohura et al., 2006; Xia y Chen, 2019a).

Una gran cantidad de contaminantes aéreos originados desde el exterior (tales como; partículas, CO, NO₂, SO₂ y COV que se originan principalmente de la combustión de vehículos de motor de gasolina y diésel) ingresan en ambientes interiores por medio de los diferentes sistemas de ventilación que varían de una construcción a otra, estos pueden ser naturales (ventanas y puertas) o mecánicos (ventiladores y aire acondicionado). Además, se han asociado las tasas de cambio en la concentración de contaminantes aéreos en intramuros y extramuros a varios factores como son: las condiciones meteorológicas, las diferencias en la estructura de cada casa, las características de los sistemas de ventilación natural y/o mecánicos y el comportamiento del ocupante (por ejemplo, apertura de puertas o ventanas) (Xia y Chen, 2019a).

Otro aspecto a considerar en la infiltración de contaminantes exteriores en interiores es la influencia de la estructura urbana. Por ejemplo, la proximidad a zonas con tráfico o a zonas industriales, las cuales se adicionan a las fuentes internas (Fernández et al., 2013).

1.2. 1. Partículas atmosféricas

1.2.1. 1 Definición, composición y clasificación

Las partículas atmosféricas (conocidas también como troposféricas) son una mezcla compleja de sustancias en estado líquido y/o sólido, que varían en número, tamaño, forma, área de superficie, composición química, solubilidad y origen. Las cuales permanecen suspendidas en la atmósfera por periodos variables de tiempo (Pope y Dockery, 2006).

La composición química de las partículas ambientales es muy variada y compleja. En términos generales se dividen en una fracción inorgánica y otra orgánica, la fracción inorgánica se compone de carbono negro o elemental, sulfatos, amonio, nitratos, metales de transición y materiales térreos, la fracción orgánica contiene cientos quizás miles de compuestos dentro de los que encontramos compuestos orgánicos volátiles, componentes biológicos tales como alérgenos y endotoxinas. También en esta fracción se encuentran los hidrocarburos aromáticos policíclicos (Pöschl, 2005).

Las partículas pueden clasificarse como primarias (aquellas producidas directamente por alguna fuente contaminante) o secundarias (las que se forman en la atmósfera, como resultado de la interacción química entre gases y partículas primarias) (Abdullahi et al., 2013a).

Las partículas suspendidas generalmente varían en tamaño, pero como tienen una infinidad de formas no es posible caracterizarlas con una sola dimensión geométrica real. Por ello, se utiliza el diámetro aerodinámico como un indicador del tamaño de partícula, este indicador es igual al diámetro de una partícula esférica de densidad unitaria que tiene la misma velocidad terminal que la partícula considerada,

independiente de su forma, tamaño o densidad bajo condiciones de temperatura, presión y humedad existentes (WHO, 2006).

El tamaño de diámetro puede ir de unos pocos nanómetros (nm) hasta decenas de micrómetros (μm) en diámetro (Seinfeld y Pandis, 2016). Sin embargo, la mayoría de las partículas presentes en la atmósfera tienen un tamaño menor a $40 \mu\text{m}$ (Environment Canada and Health Canada, 2000). Algunas investigaciones han indicado los efectos de las partículas ambientales en la salud, enfocándose solo en aquellas que pueden ser inhaladas a través del sistema respiratorio (Pope y Dockery, 2006); de forma simplificada es común clasificarlas como: fracción gruesa; las cuales son partículas menores o iguales a $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}), fracción fina; menores o iguales a $2.5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$); también conocidas como partículas finas (Figura 1. 1) y menores o iguales a $0.1 \mu\text{m}$, también conocidas como partículas ultrafinas ($\text{PM}_{0.1}$) (Martins y Carrilho da Graça, 2018).

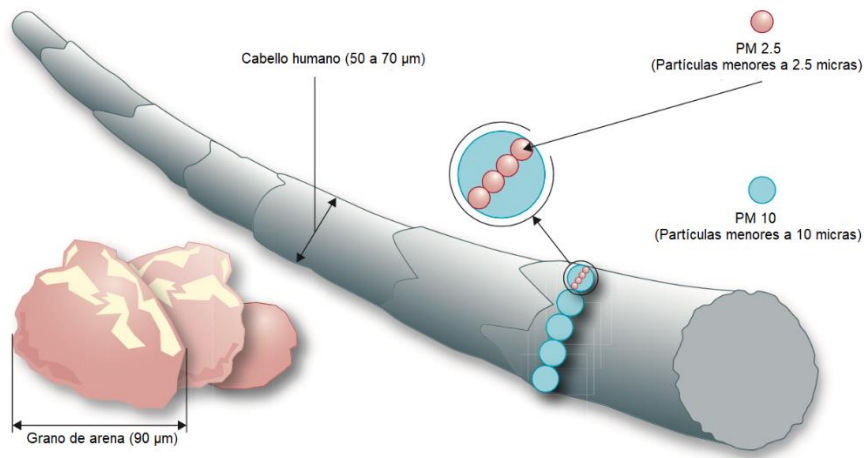


Figura 1. 1 Esquema de comparación del tamaño de partículas respirables.

Las partículas también pueden clasificarse de acuerdo a su proceso de formación y tamaño. Una vez en el aire, las partículas pueden cambiar su tamaño y composición por la condensación de especies de vapor o por evaporación, por coagulación con otras partículas por reacciones químicas, o por activación en la presencia de sobresaturación de agua para convertirse en niebla o gotas de nube. El diámetro aerodinámico está en función de los procesos de formación de las partículas, esta clasificación se distingue en diversas “modas” que se conocen como moda de nucleación, Aitken, de acumulación y gruesa (INECC, 2011; Seinfeld y Pandis, 2016).

Moda de nucleación (o núcleos), comprende partículas con diámetros por arriba 10 nm ($>0.01 \mu\text{m}$). Las partículas en modo núcleo se forman a partir de la condensación de vapores calientes durante los procesos de combustión y de la nucleación de especies atmosféricas para formar partículas frescas. Se pierden principalmente por coagulación con otras partículas más grandes. Tienen una vida media de pocas horas, ya que rápidamente coagulan o aumentan su tamaño por la condensación de otras sustancias sobre ellas.

Moda Aitken, abarca el rango de tamaño de aproximadamente 10 a 100 nm (0.01 - $0.1 \mu\text{m}$) de diámetro. Las partículas de menos de 100 nm se denominan ultrafinas o nanopartículas. Estas partículas pueden ser primarias, o sea, emitidas a la atmósfera por procesos naturales o antrópicos, o bien secundarias, originadas por el crecimiento de partículas nucleadas, por condensación o por reacciones en fase líquida. Su tiempo de vida es mayor al de las partículas en la moda de nucleación, mientras que su concentración se ve afectada en gran medida por la presencia de actividades humanas.

Moda de acumulación, que se extiende desde 0.1 hasta 2.5 μm de diámetro, suele representar la mayor parte del área superficial del aerosol y una parte sustancial de la masa del aerosol. La fuente de partículas en la moda de acumulación es la coagulación de partículas de núcleo y de la condensación de los vapores en las partículas existentes, lo que hace que crezcan en este rango de tamaño. La moda de acumulación se llama así porque los mecanismos de eliminación de partículas son menos eficientes en este régimen, lo que hace que las partículas se acumulen allí. El tiempo de vida en la atmósfera de las partículas de acumulación es grande, por ello, son utilizadas como indicadores o trazadores del transporte de largo alcance de las partículas. Por otro lado, las partículas de este intervalo de tamaño tienen efectos ópticos dominantes, ya que son muy eficientes para dispersar la luz y, por ello afectan la visibilidad.

Moda gruesa, mayores a 2.5 μm de diámetro, se forman en su mayoría por procesos mecánicos y generalmente consiste en polvo natural y artificial. Las partículas gruesas se caracterizan por presentar un reducido número de partículas, pero una elevada masa.

Respecto al tiempo de vida de las partículas, como se mencionó en los párrafos anteriores, varía respecto al tamaño de estas. Las partículas finas son ligeras por lo que permanecen en el aire más tiempo y viajan más lejos. Las PM_{10} pueden permanecer en el aire durante minutos u horas, mientras que las $\text{PM}_{2.5}$ pueden permanecer en el aire durante días o semanas (EPA, 2015a).

1.2.1. 2 Fuentes

Las partículas se dividen en dos clases, a saber, las partículas primarias, se emiten directamente como aerosoles líquidos o sólidos provenientes de fuentes tales como la quema de biomasa, la combustión incompleta de combustibles fósiles, las erupciones volcánicas, el suelo y el polvo mineral, la sal marina y los materiales biológicos (fragmentos de plantas, impulsados por el viento o el tráfico, microorganismos, polen, etc.). Las partículas secundarias, por otro lado, se forman por conversión de gas a partícula en la atmósfera (nueva formación de partículas por nucleación y condensación de precursores gaseosos). La mayoría de las partículas se forman en la atmósfera como resultado de reacciones complejas de químicos como el SO_2 , NH_3 , NO_x , y COV, los cuales son contaminantes emitidos por plantas de energía, industrias, automóviles y de productos de consumo doméstico (por ej. en pinturas, desengrasantes y quitamanchas) (Karagulian et al., 2015; Pöschl, 2005).

Las partículas atmosféricas se originan de fuentes naturales y antropogénicas. A continuación se explican cada una de ellas (Karagulian et al., 2015):

Las fuentes naturales incluyen polvo del suelo y sal marina. El polvo es caracterizado por elementos abundantes en las rocas de la corteza terrestre y la tierra. Estos componentes de PM están asociados con la resuspensión de campos o suelos desnudos por los vientos locales. Las partículas de sal marina en el aire se pueden encontrar cerca de las costas. En áreas continentales, puede ser transportado por el viento desde las áreas costeras, o provienen de la sal de la carretera (Belis et al., 2013; Seinfeld y Pandis, 2016).

Mientras que las fuentes antropogénicas se pueden agrupar como: de tráfico, industriales, por quema de combustibles y de origen humano (Karagulian et al., 2015).

El tráfico incluye diferentes tipos de emisiones de varios tipos de vehículos. Además de las emisiones primarias de PM de los gases de escape y las emisiones de precursores de PM orgánicos e inorgánicos provenientes de los gases de la combustión de combustibles y lubricantes, los vehículos emiten cantidades

significativas de partículas a través del desgaste de las pastillas e freno, el embrague y los neumáticos (Belis et al., 2013).

La industria es una categoría heterogénea que incluye principalmente emisiones por combustión de petróleo, quema de carbón en centrales eléctricas y emisiones de diferentes tipos de industrias (petroquímica, metalúrgica, cerámica, farmacéutica, hardware informático, etc.). Las fuentes industriales a veces se mezclan con fuentes de combustión o tráfico no identificadas (Belis et al., 2013).

La quema de combustible doméstico (consideradas como fuentes intramuros), incluye leña, carbón y gas combustible para cocinar o calentar. Un caso típico de contaminación del aire doméstico ocurre en Europa Central en donde se quema carbón y madera para la calefacción doméstica (Karagulian et al., 2015).

Las partículas atmosféricas PM_{10} y $PM_{2.5}$ son las más relevantes en el estudio de aerosoles atmosféricos debido a que tienen un impacto significativo en la salud por lo que son importantes indicadores de la calidad del aire. Un estudio sobre las regiones de Europa Occidental y América (Karagulian et al., 2015), confirmó que una mayor influencia de las fuentes naturales en las altas concentraciones de PM_{10} , mientras que la formación de partículas secundarias tiene una mayor contribución en la fracción $PM_{2.5}$. En las zonas urbanas se han hallado concentraciones elevadas de $PM_{2.5}$, debido a la influencia de las fuentes antropogénicas en la formación de $PM_{2.5}$. La principal fuente de $PM_{2.5}$ de origen primario es el tráfico de vehículos, que emiten partículas a través de los gases de escape (principalmente hollín de diésel). A nivel mundial, el tráfico es responsable de una cuarta parte de los niveles de $PM_{2.5}$ en exteriores urbanos, seguido por la industria y la generación de energía, el uso de combustible doméstico y la formación de $PM_{2.5}$ secundarias en zonas urbanas, aunque las contribuciones varían en países desarrollados en donde las $PM_{2.5}$ urbanas son mayoritariamente de origen secundario (Martins y Carrilho da Graça, 2018).

La actual preocupación por la exposición a ciertos contaminantes en el aire intramuros también incluye a las PM, en especial a las $PM_{2.5}$ por sus efectos en la salud (EPA, 2018b). Los niveles de $PM_{2.5}$ en extramuros pueden ser transportados en intramuros y viceversa, las $PM_{2.5}$ generadas en intramuros son transportadas al exterior (Beibei Wang et al., 2015). Lo anterior ocurre a través del flujo del aire, combinado con los sistemas de ventilación por donde se infiltran pequeñas partículas, principalmente aquellas con un diámetro entre 1 y 2.5 μm (Chen et al., 2012). La cocina también contribuye con emisiones de $PM_{2.5}$ en hogares, restaurantes y áreas de cocina (por ej. oficinas, escuelas, etc.), dado que la preparación de alimentos a altas temperaturas conduce a la emisión de vapor de agua y otras partículas sólidas y líquidas. Otras fuentes de combustión que pueden encontrarse en intramuros son el uso de incienso, velas y cigarrillos. En oficinas y escuelas, las impresoras (y dispositivos similares, como máquinas de fax o fotocopadoras) y los pizarrones aumentan los niveles de $PM_{2.5}$. Productos de uso humano también incrementan los niveles de $PM_{2.5}$ como son; los repelentes de insectos y los ambientadores eléctricos; así como agentes de limpieza y cosméticos. Aunque las partículas transportadas por el aire eventualmente se depositan en las superficies, uno de los contribuyentes más comunes es la resuspensión de partículas por el movimiento de los ocupantes; así como por el movimiento de las actividades de limpieza como aspirar alfombras, que pueden provocar la resuspensión de partículas interiores con un diámetro aerodinámico menor a 10 μm , lo que resulta en un aumento de las concentraciones de aerosoles en interiores (Martins y Carrilho da Graça, 2018).

1.2.1. 3 Daños a la salud

Las propiedades físicas y químicas de las partículas pueden causar reacciones proinflamatorias en los pulmones y la formación de macrófagos alveolares que conducen a la generación de radicales libres y aumentan el estrés oxidativo en sistemas celulares, esto ha sido asociado al tamaño de las partículas ya que de esto depende su capacidad para penetrar el sistema respiratorio; existen varios estudios que demuestran que las partículas PM_{10} quedan retenidas en los bronquios y los bronquiolos, mientras que las partículas con diámetros aerodinámicos menores a $2.5 \mu m$ ($< PM_{2.5}$) pueden llegar hasta los alvéolos y bronquiolos terminales de los pulmones (Figura 1. 2) provocando efectos cardiopulmonares y daño celular (Boldo et al., 2011; Li et al., 1997). El ataque por parte de los radicales libres generados, sobre la molécula de ADN produce un número de bases oxidadas, que generalmente resultan ser mutagénicas (Cooke et al., 2003).

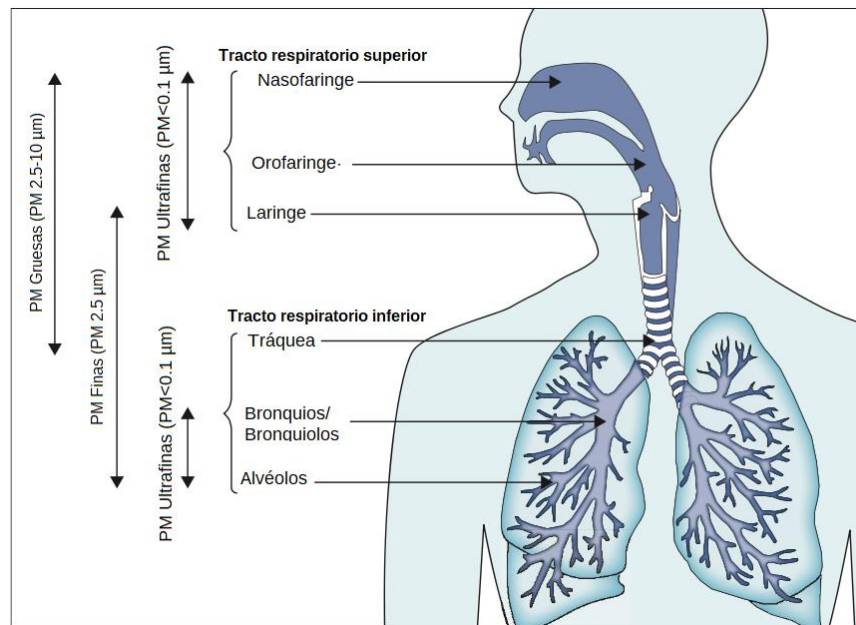


Figura 1. 2 Niveles de penetración pulmonar respecto al tamaño de partícula.

Si bien el tamaño y la concentración de material particulado respirable (PM_{10} y $PM_{2.5}$) es relevante debido sus efectos sobre la salud, estos dependen también de su composición química, ya que ciertos componentes tienen efectos tóxicos, algunos son mayores que otros e incluso la mezcla de estos podría incrementar los daños en la salud (Rohr y Wyzga, 2012).

La exposición prolongada a altas concentraciones de partículas aumenta el riesgo de enfermedades respiratorias, cáncer de pulmón y arteriosclerosis; mientras que la exposición a corto plazo, causa exacerbación de varias enfermedades respiratorias, incluyendo bronquitis y asma, así como cambios en la variabilidad del ritmo cardíaco (N. Janssen et al., 2013; Raaschou et al., 2013).

Finalmente, la presencia de estos contaminantes se relaciona con el incremento de muertes prematuras a causa de la mala calidad del aire y muertes por causas cardiovasculares (Chen et al., 2012; Guarnieri y Balmes, 2014; Rodríguez et al., 2006).

Las partículas de origen antropogénico se encuentran en una cantidad significativa en la tropósfera, lo que ha resultado en una reducción de la salud humana (Seinfeld y Pandis, 2016). De acuerdo a la OMS, se estima que la contaminación ambiental del aire tanto en ciudades como en zonas rurales, fue causa de 4.2 millones de muertes prematuras en todo el mundo por año, fundamentalmente debido a la exposición a partículas pequeñas de 2.5 micrómetros (PM_{2.5}) o de menor de diámetro, que causan enfermedades cardiovasculares y respiratorias (OMS, 2018).

1.2.1. 4 Importancia de las PM en la atmósfera

Los aerosoles son esenciales para la atmósfera, ya que sirven como núcleos que forman las nubes; si la atmósfera de la tierra estuviera totalmente desprovista de partículas no habría nubes y la tierra sería un planeta totalmente diferente. Las partículas que se activan para convertirse en niebla o gotas de nubes en presencia de una sobresaturación de vapor de agua se denominan núcleos de condensación de nubes (CCN por sus siglas en inglés). A una masa dada de material soluble en la partícula, existe un valor crítico de sobresaturación del vapor de agua por encima del cual una partícula crece espontáneamente para convertirse en una gota de nube. Por tanto, el número de partículas de una determinada población de aerosoles que pueden actuar como CCN depende de la sobresaturación de agua. El tiempo de vida de un CCN es aproximadamente de una semana (Seinfeld y Pandis, 2016).

1.2.1. 5 Daños al ambiente

Las altas concentraciones de partículas en la tropósfera involucran cambios en la atmósfera, por ejemplo, la reducción en la visibilidad, (neblina) en zonas urbanas y regionales, la deposición ácida y en la perturbación del balance de la radiación de la tierra (forzamiento radiactivo) (Bhat et al., 2017; Gaffney y Marley, 2003).

Además, las partículas pueden ser arrastradas a largas distancias por el viento y luego asentarse en la tierra o agua. Dependiendo de su composición química, los efectos de estos asentamientos pueden incluir (EPA, 2018a):

- Acidificación de lagos y arroyos
- Cambio del equilibrio de nutrientes en aguas costeras y las grandes cuencas fluviales
- Agotamiento de nutrientes en suelos
- Daño a bosques sensibles y cultivos agrícolas
- Afectación de la diversidad de ecosistemas
- Contribución a los efectos de la lluvia ácida

Cabe mencionar que las partículas pueden afectar piedras y otro tipo de materiales, incluyendo objetos, estatuas y monumentos culturalmente importantes (EPA, 2018a).

1.2.1. 6 Normatividad ambiental

La calidad del aire en México se evalúa comparando las concentraciones de los contaminantes medidos en el aire ambiente contra los valores límite descritos por las Normas Oficiales Mexicanas (NOM) de Salud Ambiental expedidas por la Secretaria de Salud.

La norma que regula la concentración de partículas en el ambiente es la NOM-025-SSA1-2014, que establece los valores límites permisibles para la concentración de partículas suspendidas PM₁₀ y PM_{2.5} en el aire ambiente y criterios de evaluación.

Los valores límite, para las concentraciones ambientales de PM_{2.5} son;

- Límite de 24 horas: 45 µg/m³, como promedio de 24 horas, y
- Límite anual: 12 µg/m³, como promedio anual.

A nivel mundial para la protección de la salud, los estándares de calidad del aire son establecidos por diferentes organismos, entre ellos se encuentra la EPA, que establece los Estándares Nacionales de Calidad del Aire Ambiental (NAAQS) para seis contaminantes criterio, entre ellos las partículas y la Organización Mundial de la Salud (OMS) que proporciona las guías de calidad del aire, en donde se dan recomendaciones sobre los límites de exposición (Tabla 1. 1) (SEMARNAT, 2017).

Tabla 1. 1 Comparación de concentraciones máximas de PM_{2.5} por distintas entidades regulatorias.

NOM		OMS		US EPA	
Máximo 24 h	Promedio anual	Percentil 99 24 h	Promedio anual	Promedio trianual del 2° máximo	Promedio trianual
45 µg/m ³	12 µg/m ³	25 µg/m ³	10 µg/m ³	35 µg/m ³	12 µg/m ³

De igual manera, existen normas para la regulación de partículas en interiores, que permiten proteger la salud de la población y principalmente en lo referente a las normas laborales; se muestran algunas de ellas y los límites referidos para PM_{2.5} en la Tabla 1. 2 (Charles et al., 2005);

Tabla 1. 2 Concentraciones máximas de PM_{2.5} en interiores reguladas por distintas entidades.

NAAQS/EPA (2000)	OSHA	MAK	PM _{2.5}		
			Canadian	OMS	ACGIH (2001) *
15 µg/m ³ de media anual	5 mg/m ³	1.5 mg/m ³ por <4 µm	0.1 mg/m ³ en 1 h	10 µg/m ³ de media anual	10 mg/m ³
65 µg/m ³ de media en 24 h			0.04 mg/ m ³ [L]	25 µg/m ³ de media en 24 h	

1.2. 2. Partículas carbonáceas

1.2.2. 1 Definiciones

Anteriormente se expusieron algunos de los principales componentes de las partículas atmosféricas, dentro de ellos se encuentran las partículas de carbono o carbonáceas, que consisten en dos componentes principales: el carbono negro o elemental (BC o EC, por sus siglas en inglés *black carbon*, *elemental carbon* respectivamente) y el carbono orgánico (OC por sus siglas en inglés) (Pöschl, 2005).

El carbono elemental tiene una estructura gráfica (es decir, capas planas de grafeno) casi compuesta de átomos de carbono y se emite durante procesos de combustión incompletos (es decir, baja

temperatura o bajo oxígeno) como los gases de escape de los vehículos, la combustión de madera o carbón, generalmente utilizada para la calefacción residencial, la combustión de carbón o petróleo para generar energía y la combustión de biomasa. En química atmosférica el término carbono elemental se refiere al material carbonoso que no se volatiliza por debajo de una determinada temperatura (regularmente 550°C). El carbono elemental es usualmente monitoreado con métodos termo-ópticos. Este componente se asocia con los términos de hollín y carbono negro, los cuales difieren en sus propiedades químicas y físicas, así como de sus propiedades ópticas de absorción de luz. El hollín se define como solo aquellas partículas de carbono que se forman a altas temperaturas a través de procesos en fase gaseosa (típico de los motores de diésel). El carbono negro es el componente más fuerte absorbiendo luz dentro del material particulado en los aerosoles, un término que implica una fuerte absorción en un amplio espectro de longitudes de onda visibles (Flores et al., 2020; Nicole Janssen et al., 2012; Seinfeld y Pandis, 2016).

Además, el carbono negro se distingue de otros materiales carbonáceos por las siguientes propiedades: (1) absorbe la luz visible; (2) es refractario, es decir, conserva su forma básica a altas temperaturas, con una temperatura de vaporización de 4000K; (3) es insoluble en agua y en disolventes orgánicos; y (4) existe como un agregado de pequeñas esferas de carbono, que diferencia al BC del grafito. (Seinfeld y Pandis, 2016).

Por otro lado, el carbono orgánico es una mezcla compleja de cientos de compuestos orgánicos y puede ser emitido directamente a la atmósfera por fuentes biogénicas o antropogénicas (carbono orgánico primario, POA) y formarse en la atmósfera (carbono orgánico secundario, SOC). En esta fracción se encuentran los hidrocarburos policíclicos aromáticos (Flores et al., 2020).

1.2.2. 2 Fuentes

Las partículas carbonáceas (BC y OC) son un subproducto de la combustión de combustibles fósiles líquidos o gaseosos y biomasa. Las partículas de BC y OC formadas de esta manera se conocen como hollín. El hollín se forma en una flama como resultado de una cadena de eventos que comienza con la oxidación y/o pirólisis del combustible en moléculas pequeñas. El acetileno, el C_2H_2 y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH por sus siglas en inglés) se consideran los principales intermediarios moleculares para la formación y el crecimiento de hollín. Su formación depende fundamentalmente de la relación carbono/oxígeno en la mezcla de aire de hidrocarburos, por lo que a bajas concentraciones de oxígeno estas partículas se formarán (Seinfeld y Pandis, 2016).

Las partículas de BC y OC, pueden ser emitidas de fuentes primarias o fuentes secundarias (Seinfeld y Pandis, 2016). El BC es un contaminante primario emitido por numerosas fuentes. Las principales incluyen la quema de biomasa abierta (por ej. la quema agrícola, incendios forestales y la quema controlada), fuentes móviles; como vehículos personales y transporte, plantas generadoras de electricidad y otras fuentes generadoras de energía y fuentes residenciales por calefacción y cocina (Briggs y Long, 2016). En entornos urbanos, las emisiones de escape de motor del tráfico y especialmente los motores diésel más antiguos son uno de los principales contribuyentes de BC (Isiugo et al., 2019). El carbono negro se encuentra principalmente en la fracción fina de PM ($PM_{\leq 2.5 \mu m}$) (Nicole A.H. Janssen et al., 2011).

El carbono orgánico puede ser emitido directamente por fuentes naturales y antropogénicas (OC primario ó POA por sus siglas en inglés), o puede ser producto de la formación de materia orgánica

condensada en la atmósfera por la oxidación de gases orgánicos (OC secundarios ó SOA por sus siglas en inglés) (Barbara J. Turpin, 1995).

Los POA se emiten directamente en la fase condensada (partículas líquidas o sólidas) o como vapores semivolátiles, que son condensables en condiciones atmosféricas. Las principales fuentes de POA son la quema de biomasa natural y antropogénica (incendios forestales, tala y quema de madera, calefacción doméstica), la combustión de combustibles fósiles (doméstica, industrial, de tráfico) y la suspensión de gases impulsada por el viento o relacionada con el tráfico, polvo del suelo y de la carretera; así como materiales biológicos (desechos de plantas y animales, microorganismos, polen, esporas, etc.), rocío de mar y de otras aguas superficiales con compuestos orgánicos disueltos. Por su parte, los SOA se forman por reacción química y conversión de gas a partículas de compuestos orgánicos volátiles (COV) en la atmósfera que pueden proceder de varias reacciones en la atmósfera (Pöschl, 2005).

Los compuestos de OC representan una mezcla de cientos de compuestos orgánicos; Los componentes predominantes de OC insolubles en agua son: alcanos, aldehídos alifáticos y cetonas, hidrocarburos policíclicos aromáticos, ceras, proteínas, fragmentos de plantas y pequeños organismos vivos (bioaerosoles). Mientras que los OC solubles o parcialmente solubles en agua consisten típicamente en compuestos oxigenados (a menudo de producción secundaria) como ácidos di y policarboxílicos, ácidos grasos, así como carbohidratos y sus derivados (Pöschl, 2005).

El BC y el OC pueden emitirse desde cualquier fuente de combustión incompleta. Para ambientes intramuros, algunas de ellas incluyen encender o apagar velas, usar lámparas de queroseno, quemar alimentos y cocinar o calentar con combustibles sólidos. Las actividades de limpieza como aspirar alfombras pueden producir la resuspensión de partículas carbonáceas e incrementar su concentración en intramuros. Una fracción de las partículas en extramuros es transportada a ambientes interiores a través de flujos de aire y los sistemas de ventilación; debido a la cercanía a carreteras con alta densidad de tráfico (entre otras fuentes extramuros), lo cual influye en las concentraciones de BC en los interiores (Isiugo et al., 2019).

1.2.2. 3 Importancia del carbono negro en la atmósfera

Entre las especies carbonáceas el carbón negro tiene una especial importancia en el balance de la radiación y el clima. El carbono negro absorbe fuertemente la radiación solar (intensidad máxima en el rango espectral de la luz visible) y terrestre (intensidad máxima en el rango espectral infrarrojo), a esto se le conoce como forzamiento radiativo directo, que calienta el aire y contribuye al calentamiento atmosférico. El BC es el segundo agente forzador climático antropogénico más importante después del dióxido de carbono. Este también modula las propiedades de las nubes y la formación de precipitaciones actuando como núcleos de condensación de las nubes, a esto se le conoce como forzamiento radiativo indirecto. La vida del carbono negro en atmósfera es de alrededor de una semana en la troposfera inferior (Flores et al., 2020; Pöschl, 2005).

Los efectos directos del carbono negro están relacionados con sus propiedades ópticas, como son: coeficiente de dispersión y absorción o sección transversal de extinción y albedo de dispersión simple. Mientras que los efectos indirectos son determinados por la influencia de su actividad química y biológica (Pöschl, 2005).

1.2.2. 4 Daños a la salud

Se cree que las PM relacionadas con la combustión son más dañinas para la salud que las PM que no se generan por combustión. En las zonas urbanas, el tráfico en las carreteras es una fuente importante de PM de combustión. En un estudio realizado por Krzyzanowski et al. (2005) concluyeron que la contaminación del aire relacionada con el transporte contribuye a un mayor riesgo de muerte, particularmente por causas cardiopulmonares, y que aumenta el riesgo de síntomas respiratorios y enfermedades que no están relacionadas con alergias. Por otra parte, existe evidencia suficiente sobre la relación causal entre la exposición a la contaminación del aire relacionada con el tráfico y el asma, así como evidencia sugestiva de una relación causal con la aparición de asma infantil, síntomas respiratorios no asmáticos, deterioro de la función pulmonar, mortalidad total y cardiovascular y morbilidad cardiovascular (HEI, 2010).

Estudios epidemiológicos han asociado un mayor efecto en la salud para BC en comparación con PM_{10} y $PM_{2.5}$, debido a que estas asociaciones son sólidas, el BC es un mejor indicador de sustancias particuladas nocivas provenientes de fuentes de combustión (especialmente el tráfico) que la masa de partículas no diferenciadas (Janssen et al., 2011).

La exposición a carbono negro se relaciona con enfermedades del sistema respiratorio, donde los más vulnerables son los niños y los ancianos, estos últimos, presentan un alto riesgo a hospitalizaciones por problemas respiratorios, mientras que los primeros muestran tasas altas de tos crónica, bronquitis y ataques de asma (Bell et al., 2009; Min et al., 2020; Patel et al., 2009; Rivas et al., 2014).

1.2.2. 5 Daños al ambiente

Como anteriormente se explicó, el aerosol de carbono negro tiene gran influencia en el calentamiento global, afecta el balance radiativo y el sistema climático de la tierra; directamente al absorber y dispersar la radiación solar, e indirectamente a través de los procesos de las nubes, así como el derretimiento de la nieve y el hielo (Seinfeld y Pandis, 2016).

Por otra parte, el BC agrega calor a la atmósfera y disminuye el calentamiento radiativo de superficies reflejantes, tal es el caso del BC depositado sobre el hielo o la nieve el cual reduce la reflectividad de estas superficies y provoca mayor absorción de radiación solar y una reducción en el flujo solar reflejado por la superficie (disminución en su albedo). Una vez absorbida la radiación, su energía asociada es convertida rápidamente en calor, el cual se reparte entre las moléculas de aire que se encuentran en los alrededores, como consecuencia de sus colisiones con la partícula calentada. Así pues, la absorción de la radiación solar por una partícula de BC conduce al calentamiento del aire que está a su alrededor (Baird y Cann, 2014; Seinfeld y Pandis, 2016).

El tiempo de vida de las partículas de cualquier tipo (como se menciona en la sección 1.2.1.3) y el BC es corto, estos son removidos de la atmósfera en algunos días o semanas por precipitaciones y/o deposición seca en las superficies. Lo anterior lo hace diferente a los gases de efecto invernadero con tiempos de vida más grandes (duran años), sus concentraciones son relativamente uniformes en todo el planeta y se asume que tienen esencialmente el mismo efecto en el clima según su ubicación y temporadas de emisión, pero esto no ocurre del mismo modo con el BC. La localización geográfica y altitud de las fuentes determinan de manera importante el impacto del BC en el clima.

El OC, por otro lado, dispersa principalmente la radiación solar sin una absorción significativa, y las partículas de aerosol que contienen OC crecen después de absorber el vapor de agua, cambiando las propiedades ópticas de las partículas. El OC también puede afectar significativamente la tensión superficial de las gotas de nubes (Guoliang Cao et al., 2006).

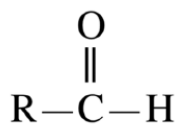
1.2. 3. Compuestos carbonilos.

1.2.3. 1 Definición

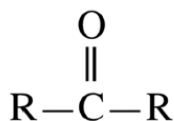
Los compuestos orgánicos volátiles son un grupo de compuestos pertenecientes a diferentes familias químicas (alcoholes, aldehídos, cetonas, éteres de glicol, terpenos, etc.) que tienen en común la base química de carbono y la particularidad de volatilizarse en el aire en estado gaseoso a temperatura ambiente de forma relativamente rápida. La OMS (1987) los clasifica por su punto de ebullición como: volátiles entre 50°C y 260°C, muy volátiles si el punto de ebullición es inferior y semivolátiles si es superior (Morales et al., 2010).

Los carbonilos son miembros de la familia de compuestos orgánicos volátiles oxigenados, de estos los aldehídos y cetonas, tienen una gran influencia en la formación de ozono (O₃) y aerosoles orgánicos secundarios, por lo tanto, juegan un papel importante en la química troposférica (Zhang et al., 2019).

Este tipo de moléculas tienen un átomo de carbono unido a un átomo de oxígeno por un doble enlace, conocido como grupo carbonilo. Los aldehídos son un grupo carbonilo unido a un átomo de hidrógeno y un grupo alquilo,



mientras que en las cetonas el grupo carbonilo está unido a dos grupos funcionales alquílicos que pueden ser iguales o diferentes.



El grupo de los compuestos carbonilos, se clasifica como:

Los carbonilos alifáticos son aldehídos que tienen la fórmula R-CHO y cetonas que tienen la fórmula R-CO-R'. Tanto los aldehídos como las cetonas de este tipo comprenden un grupo bastante numeroso. Se sabe que al menos 25 aldehídos y otros tantos compuestos de cetonas son emitidos al ambiente. Dentro de este grupo se encuentran compuestos de cadena lineal o bien ramificada. Por ejemplo; el formaldehído (Solórzano, 2017).

El grupo de carbonilos olefínicos está compuesto por un conjunto de 15 aldehídos y 6 cetonas de diversos pesos moleculares. Este grupo se caracteriza por contener en sus grupos funcionales "R" al menos un doble enlace carbono-carbono (hidrocarburos insaturados). Por ejemplo; la acroleína (Solórzano, 2017).

1.2.3. 2 Compuestos carbonilos en el aire

Los compuestos carbonilos, aldehídos y cetonas, desempeñan un papel en el complejo conjunto de reacciones químicas que tienen lugar en la tropósfera inferior. Los carbonilos están presentes en el aire urbano, donde son emitidos por fuentes móviles y estacionarias, además de ser producidos *in situ* por reacciones fotoquímicas (U.S. National Academy of Science, 1981).

Estos compuestos son emitidos por fuentes primarias antropogénicas y por fuentes biogénicas, aunque también son generados en la atmósfera (“fuentes” secundarias) como productos de la oxidación de COV emitidos tanto por fuentes antropogénicas como biogénicas (Fu et al., 2008; Hanwant B. Singh, 1987).

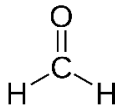
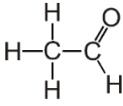
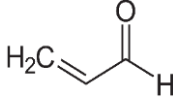
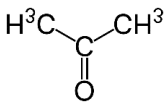
A pesar de la importancia de la calidad del aire en las zonas urbanas y regionales, los carbonilos no son medidos como parte de las redes de monitoreo de la calidad del aire a largo plazo. El poco conocimiento de sus concentraciones ambientales ha sido resultado de estudios intensivos a corto plazo (Grosjean, 1982, 1988; Grosjean et al., 1993; Salas y Singh, 1986). Estos estudios han demostrado que, en todas las áreas urbanas investigadas hasta la fecha, el formaldehído es el contaminante carbonilo más abundante, seguido de acetaldehído, además de ser los más estudiados, por otro lado, la acroleína y la acetona, son contaminantes poco estudiados pero importantes de evaluar en el aire, ya que son compuestos altamente tóxicos (Arts et al., 2002; Cavalcante et al., 2006; Ghilarducci y Tjeerdema, 1995).

Recientemente, la EPA incluyó al formaldehído, el acetaldehído y la acroleína dentro de la lista de sustancias tóxicas en el aire (EPA, 2014). Se debe mencionar que estos compuestos tóxicos, junto con la acetona, han sido hallados en concentraciones altas en el interior de residencias ubicadas en áreas urbanas en países como Estados Unidos y China (Liu et al., 2006; Weng et al., 2010).

1.2.3. 3 Propiedades físicas y químicas de carbonilos atmosféricos

Como se mencionó en el apartado anterior, existen compuestos carbonilos específicos de interés ambiental, por lo cual es importante tener presentes sus propiedades físicas y químicas para entender su presencia, comportamiento y transporte en el ambiente (Tabla 1. 3).

Tabla 1. 3 Propiedades físicas y químicas de los carbonilos de interés ambiental.

Nombre común	Formaldehído	Acetaldehído	Acroleína	Acetona
No. CAS.	50-00-0	75-07-0	107-02-8	67-64-1
Nombre IUPAC	Metanal	Etanal	Propanal	2-propanona
Formula	HCHO	CH ₃ CHO	CH ₂ =CHCHO	CH ₃ COCH ₃
Estructura				
Peso molecular (g/mol)	30.03	44.1	56.06	58.08

Punto de fusión (°C)	-92	-123	-87	-94
Punto de ebullición (°C a 101.3 kPa)	-21 a -19	20.2	52.1-53.5	55.8-56.6
Momento dipolar	2.33 D	2.65 D	2.9 D	2.9 D
Hidratación	99.95%	60%	<2%	ND
Presión de vapor (kPa a 20°C)	516	101	29.3-36.5	24
Presión de vapor (a 20°C)	96 mmHg	740 mmHg	210 mmHg	185 mmHg
Constante de la ley de Henry (Pa m³ mol⁻¹ a 20°C)	2.2 x10 ⁻² -3.4x10 ⁻²	5.4-10.18	0.446-19.6	ND
Log K_{ow}	-0.75 a 0.35	0.5	-1.1 a 1.02	-0.24
Log K_{oc}	0.70-1.57	0.63	-0.219 a 2-43	0.73
Solubilidad en agua (g l⁻¹)	400-500 a 25 °C	400-500 a 20°C	206-270 a 20°C	ND
Tiempo medio de vida (estimado)	7 h en el aire, 24-168 h en la superficie del agua	3 h en el aire, 30-100 g en la superficie del agua	5 h en el aire, 55 horas en agua	116.25 días en el aire
Factor de conversión 1 ppm= µg · m⁻³	1.2	1.6	2.29	ND

1.2.3. 4 Fuentes

Los carbonilos son contaminantes primarios o secundarios que se producen directamente de la combustión incompleta de biomasa, hidrocarburos dentro de los automotores, incineradores, las pinturas en aerosol, producción de polímeros y petroquímicos, etc. Además, constituyen como principales productos de reacción en la oxidación atmosférica de muchos hidrocarburos antropogénicos y otros compuestos orgánicos volátiles. Las fuentes naturales, también contribuyen a las severas concentraciones atmosféricas de carbonilos a través de emisiones biogénicas de algunas plantas y la oxidación fotoquímica que naturalmente emite hidrocarburos precursores como el isopreno (Sousa et al., 2015).

En interiores las fuentes típicas de carbonilos incluyen liberación de gases provenientes de materiales de construcción, del mobiliario y las emisiones de ciertos productos de consumo. Actividades humanas como son: fumar tabaco, cocinar y calentar, también generan carbonilos (Zhang y Smith, 1999).

1.2.4.4. 1 Fuentes de formaldehído

El formaldehído normalmente está presente en la atmósfera de exteriores e interiores. En las últimas dos décadas los estudios sobre formaldehído han sido exhaustivos, por lo que es un contaminante muy bien documentado:

1.2.4.4.1. 1 Fuentes extramuros del formaldehído

Las fuentes exteriores pueden ser naturales y antropogénicas (Salhammer et al., 2010):

- Fuentes naturales; el formaldehído puede ser liberado directamente a la atmósfera por la vegetación y suelos. También la combustión de madera, por incendios forestales, que también resulta como una fuente natural de formaldehído.
- Fuentes antropogénicas externas; el formaldehído es una materia prima química para numerosos procesos industriales. Se produce en todo el mundo en una gran escala por oxidación catalítica de metano o metanol. Se usa principalmente en producción de varios tipos de resina. Se encuentra en los adhesivos de urea-formaldehído (UF) (llamados aminoplastos), siguen siendo los productos más utilizados en la fabricación de materiales (pulpa y papel, fibra vítrea sintética, plásticos, revestimientos y acabados textiles) y muebles a base de madera debido a su curado rápido, su compatibilidad con aditivos y su bajo precio. También se utiliza al formaldehído directamente en solución acuosa (conocida como formalina) como conservante, desinfectante y biocida (IARC, 2006).

El formaldehído, también es un componente conocido del gas de escape del automóvil, por la combustión de gasolinas reformuladas oxigenadas y diésel. Se ha propuesto que el metil *ter*-butil éter (MTBE) y otros como el *ter*-amil éter (TAME) sufren procesos de oxidación parcial en el cilindro de combustión y en los convertidores catalíticos calientes del escape resultando en la emisión de isobuteno y formaldehído como productos principales y otros alquenos y aldehídos como 1-buteno, acetona y acetaldehído como productos menores (Franklin et al., 2001).

El formaldehído también puede ser producido de forma indirecta. Cientos de compuestos orgánicos son liberados a la atmósfera, como el isopreno, monoterpenos, sesquiterpenos, y un gran número de compuestos oxigenados. En la tropósfera, estos reaccionan con radicales hidroxilos (OH), radicales nitratos (NO₃) y ozono (O₃), que juegan un papel importante en la química de la tropósfera. La reacción fase gas del ozono con hidrocarburos insaturados es conocida por producir aldehídos, cetonas y ácidos carboxílicos como productos principales (Salthammer et al., 2010).

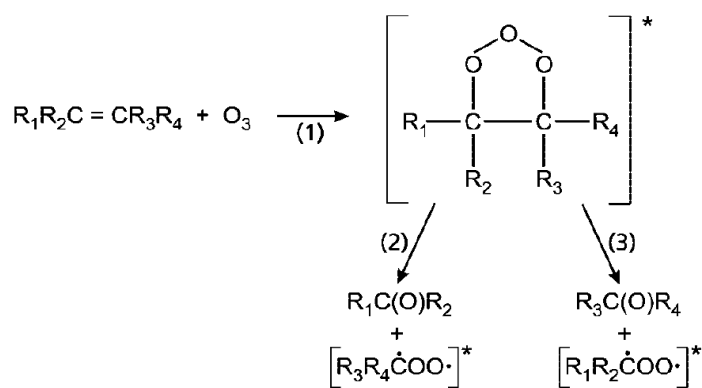


Figura 1. 3. Formación de compuestos carbonilos de reacciones alqueno-ozono (Salthammer et al., 2010).

Como se muestra en la Figura 1. 3, un ozónido es formado a partir de la reacción del ozono con el doble enlace del hidrocarburo. Los dos caminos de descomposición del ozónido son de igual importancia para los alquenos de estructura RCH=CH₂, R₁CH=CHR₂ o R₁R₂C=CR₃R₄, pero para alquenos con estructura R₁R₂C=CH₂ o R₁R₂C=CHR₃, el ozónido se descompone preferencialmente en el camino 3, en el cual se forma el formaldehído o R₃CHO (Atkinson et al., 1995).

1.2.4.4.1. 2 Fuentes intramuros de formaldehído

En términos generales, la exposición al formaldehído es mayor en interiores que en exteriores. Esto se debe principalmente a la cantidad de fuentes y las bajas tasas de intercambio de aire en el ambiente interior. Algunas fuentes intramuros de formaldehído comúnmente halladas son:

- Materiales a base de madera. (Casas prefabricadas y casas móviles).
- Materiales para piso (productos laminados a base de madera, adhesivos y pegamentos)
- Materiales aisladores (resinas aglutinantes y aceite)
- Materiales de revestimiento (pinturas con contenido de urea-formaldehído)

La química en interiores es una especial e importante fuente de formaldehído. Las reacciones entre terpenos, emitidos a través de limpiadores caseros y bajas concentraciones de ozono dan paso a la formación de formaldehído (Singer et al., 2006).

El metabolismo humano resulta ser una fuente de emisión de formaldehído. Algunos estudios identificaron reacciones de oxidación del escualeno, que es un importante componente de la piel, catalogado como fuente de formaldehído directamente relacionado con el ser humano. El formaldehído también es un metabolito celular humano, utilizado para la biosíntesis de ciertos aminoácidos, el cual es degradado rápidamente y excretado a través de la exhalación como CO₂ (McGregor et al., 2006).

De acuerdo con un estudio realizado por Mitova et al., (2020) se encontró que las concentraciones de formaldehído en el aire se incrementan dentro de las residencias durante la presencia humana prolongada. Dicho estudio asume la influencia de fuentes endógenas (la producción de esta sustancia por el cuerpo humano) y fuentes exógenas (las múltiples fuentes en el ambiente interior). Cabe destacar que, en el mismo estudio, se evaluó la influencia de actividades humanas en el incremento de formaldehído en interiores, destacando la preparación de alimentos, las actividades deportivas en interiores (posiblemente debido al incremento de la humedad en el aire que podría influir en la liberación del formaldehído de ciertos materiales en los interiores), el consumo de alcohol y el uso de agentes limpiadores y productos de higiene personal. Respecto a estos últimos, se podrían mencionar una gran cantidad de productos de uso humano, como tejidos, productos de limpieza, lociones de bronceado solar, y muchos productos cosméticos que contienen formaldehído o sustancias liberadoras del compuesto (Flyvholm y Andersen, 1993; OMS, 1989).

El tratamiento térmico y la combustión son conocidos por ser importantes fuentes de formaldehído en interiores. Países en vías de desarrollo dependen de combustibles tradicionales como es la biomasa que se utiliza como fuente primaria de energía doméstica; además de los contaminantes presentes en la quema de combustibles, el formaldehído es uno de los principales componentes emitido por el humo del combustible de biomasa. Las actividades dentro de cocinas residenciales también fueron identificadas como fuentes de formaldehído. En países desarrollados, el humo de cigarro es la primera fuente de combustión en interiores (Salthammer et al., 2010).

Hay muchas más fuentes potenciales de formaldehído en el ambiente interior, como equipos electrónicos, papel, tintes de tela, tintas, cosméticos, objetos para anatomía, disección, etc. (Salthammer et al., 2010).

1.2.4.4. 2 Fuentes de acetaldehído

Más del 80% del acetaldehído usado comercialmente proviene de la oxidación en fase líquida de etileno con una solución catalítica de paladio y cloruros de cobre. La mayoría del acetaldehído producido comercialmente se destina a la fabricación de ácido acético, siendo una fuente de emisión de acetaldehído por fugas de gas. También se utiliza en sustancias aromáticas y en alimentos. El acetaldehído está asociado con el consumo crónico de bebidas alcohólicas y de tabaco. Ha sido identificado en los alimentos y las bebidas, como saborizante, y en el humo de los cigarrillos (O'Brien et al., 2005; Gutiérrez et al., 2016).

El acetaldehído es formado endógenamente como un producto intermedio del metabolismo en el hombre y por la fermentación alcohólica. Bajo condiciones aeróbicas o microaeróbicas, los microorganismos que contienen alcohol deshidrogenasa (ADH) son capaces de producir acetaldehído (O'Brien et al., 2005; Rivera Gutiérrez et al., 2016).

Como fuentes, se ha encontrado que la degradación de los hidrocarburos, las aguas residuales, a manera de metabolito en la superficie de las plantas y los desechos biológicos sólidos producen acetaldehído (IPCS, 1994).

1.2.4.4.2. 1 Fuentes extramuros de acetaldehído

En la atmósfera el acetaldehído puede originarse de fuentes primarias y secundarias. De las fuentes primarias la emisión de acetaldehído se da a través de la combustión de MTBE y TAME, mencionadas anteriormente, a pesar de que la emisión total de compuestos orgánicos volátiles en el gas de escape se reduzca, otros estudios sugieren que existen emisiones menores de acetaldehído en el ambiente debido al uso de aditivos oxigenados (Franklin et al., 2001; Gaffney y Marley, 2003; Kirchstetter et al., 1996; Maejima et al., 1992).

La producción fotoquímica de acetaldehído es potenciada por la degradación oxidativa de alquenos y dienos promovidos por el radical OH. Se ha calculado que la formación secundaria de aldehídos es mayor a las fuentes de emisión primarias (Possanzini et al., 2002).

1.2.4.4.2. 2 Fuentes intramuros de acetaldehído

La mayor fuente de acetaldehído en interiores proviene de muebles, alfombras, aglomerados, telas y pinturas (Brown, 1999; Kelley et al., 1966; Pickrell et al., 1983). Los humos de cocina contienen acetaldehído, entre una variedad de aldehídos encontrados (Lane y Smathers, 1991; Svensson et al., 1999). Las estufas de leña y chimeneas son también fuentes de aldehídos en casas (Llpari et al., 1984).

El humo de cigarro es una fuente importante de aldehídos en interiores. En un análisis convencional de emisiones de humo de cigarro, se demostró que el acetaldehído constituía el componente principal en 709 µg /cigarrillo (Smith y Hansch, 2000).

De acuerdo con el estudio de Mitova et al. (2020), la concentración de acetaldehído se incrementa debido a la presencia prolongada de seres humanos en espacios interiores. La interpretación de estos resultados llevó a suponer que varias fuentes indeterminadas podrían contribuir a la concentración de acetaldehído, incluyendo la producción endógena de estas sustancias en el cuerpo humano, así como múltiples fuentes provenientes del ambiente interior. En el mismo estudio se evaluó la influencia de algunas actividades humanas diarias y recreativas. El incremento de las concentraciones de acetaldehído en interiores es atribuido al consumo de vino que puede ser explicado de la siguiente manera: cerca del

90% del etanol es metabolizado en el cuerpo humano en acetaldehído y finalmente en ácido acético, en cantidades elevadas este compuesto es encontrado en la exhalación de los consumidores de diferentes tipos de bebidas que contienen alcohol (Kamat et al., 2007; Turner et al., 2006). El vino por sí mismo es una fuente de acetaldehído debido a sus constituyentes como son saborizantes y aromas frutales en bajas concentraciones.

Se ha encontrado acetaldehído en actividades humanas como la cocina, en específico se ha hallado al cocinar harina que contenga queso, existen otros alimentos y bebidas en los que se ha encontrado acetaldehído (Abdullahi et al., 2013b; Mitova et al., 2020).

Otras actividades que influyeron en la concentración de acetaldehído de acuerdo con este estudio son: realizar actividades deportivas, el uso de artículos de aseo, productos de cuidado personal, aromatizantes para el ambiente y fumar, este último es considerado como una fuente importante de acetaldehído en interiores, debido a que en el humo de cigarrillos es un componente principal (Mansfield et al., 1977; Rickert et al., 1980; Smith y Hansch, 2000).

1.2.4.4. 3 Fuentes de acroleína

La acroleína se usa principalmente para fabricar otras sustancias químicas y también se puede encontrar en algunos alimentos para el ganado. La acroleína es un plaguicida y se agrega a los canales de irrigación y a los suministros de agua de algunas plantas industriales para controlar el crecimiento de plantas acuáticas, algas y la formación de fango. En concentraciones mucho más altas se usa para manufacturar armas químicas (Ghilarducci y Tjeerdema, 1995).

1.2.4.4.3. 1 Fuentes extramuros de acroleína

Cantidades pequeñas de acroleína se puede formar e incorporar en el aire cuando se quema materia orgánica, como por ejemplo árboles y otras plantas (incluso tabaco), también cuando se queman combustibles como gasolina o petróleo. Cuando se incendian edificios se forma acroleína en concentraciones que pueden ser fatales para los ocupantes (ATSDR, 2016).

1.2.4.4.3. 2 Fuentes intramuros de acroleína

Las altas concentraciones de acroleína en interiores se han asociado en previas investigaciones a actividades como cocinar carne y aceites vegetales o alimentos que contengan grasas (Gomes y Meek, 2002; Seaman et al., 2007).

1.2.4.4. 4 Fuentes de acetona

La acetona es una sustancia química que se utiliza como disolvente y precursor en diversas industrias. La acetona es un solvente extenso para fibras sintéticas y la mayoría de materiales plásticos como botellas de poliestireno, policarbonato, polipropileno y otros. También esta sustancia se utiliza como ingrediente básico en la industria de pinturas y barnices, así como en muchas otras aplicaciones industriales. Su uso multiindustrial resulta en grandes cantidades de desechos que contienen acetona (ATSR, 2016a; Elfasakhany, 2016).

1.2.4.4.1 Fuentes extramuros de acetona

La acetona es liberada al ambiente durante su producción y uso, así como, a través del humo proveniente del tabaco, de los gases en los tubos de escape de los automóviles, de los depósitos de residuos que contienen esta sustancia y son enterrados en vertederos de basura, así como de la descomposición e incineración de residuos orgánicos. Las personas y los animales exhalan la acetona producida por la degradación natural de la grasa del cuerpo (ATSR, 2016a; Elfasakhany, 2016; H. B. Singh et al., 1994).

1.2.4.4.2 Fuentes intramuros de acetona

El nivel de acetona en el aire interior de las casas es por lo general levemente mayor que en el exterior, esto se debe al uso de productos químicos para el hogar que contienen acetona. Entre estos productos se incluyen algunos removedores de esmalte de uñas, láminas de madera prensada (aglomerados), algunos removedores de pintura, muchas ceras o esmaltes líquidos (o en pasta), ciertos detergentes y limpiadores (ATSR, 2016a).

Una fuente relevante de acetona en interiores es el cuerpo humano, la acetona es obtenida por el metabolismo ácido graso, el cual es un importante gas biomarcador para el diagnóstico de diabetes (EPA ORD NCEA Integrated Risk Information System, 2003). Se ha reportado que pacientes con diabetes expiran acetona en concentraciones de 1,800 ppb, una concentración superior que el encontrado en personas sanas que expiran de manera natural de 300 a 900 ppb, una relación aproximada de 2 a 6 veces inferior (Righettoni et al., 2010).

1.2.3.5 Transporte de carbonilos en el ambiente

1.2.4.5.1 Suelo

- **Formaldehído:** El formaldehído no es una sustancia con una alta afinidad por el suelo o los sedimentos. El formaldehído en el suelo preferiblemente se desplaza hacia el agua por la deposición húmeda o hacia el aire por el calentamiento del sol, enviándolo a la tropósfera. El formaldehído que permanece en el suelo y no es retirado por los dos factores antes mencionados, se transforma y degrada por varios microorganismos del suelo que lo incorporan en su estructura, estos procesos hacen que su vida media en el suelo sea de 24 y 168 horas dependiendo del tipo de suelo, de la facilidad de filtración y de la cantidad de microorganismos presentes (OMS, 1989, 2002).

- **Acetaldehído:** Debido a su alta reactividad, el transporte intercompartimental de acetaldehído debe ser limitado. Es de suponer que hay cierta transferencia de la sustancia al aire desde el agua y el suelo, como consecuencia de su presión de vapor y el bajo coeficiente de sorción (OMS, 1994).

- **Acroleína:** La acroleína puede encontrarse en el suelo, cerca de sitios de residuos peligrosos si no se almacena en forma apropiada. En el suelo puede evaporarse inmediatamente o puede ser inactivada rápidamente al ligarse a materiales del suelo; como resultado, es improbable que permanezca mucho tiempo en el ambiente (ATSDR, 2016).

- **Acetona:** En el suelo, los niveles de acetona aumentan debido principalmente a los desechos que contienen esta sustancia química y que se entierran en vertederos de basura. Los microbios presentes en

el suelo eliminan parte de esta sustancia química de los suelos. Ciertas cantidades desaparecen del suelo debido a la evaporación. Las moléculas de acetona no se unen firmemente al suelo (ATSR, 2016a).

1.2.4.5. 2 Agua

- **Formaldehído:** El formaldehído se disuelve rápidamente en el agua, pero no se mantiene allí por mucho tiempo y por ello no es una sustancia que se encuentre de forma común en lechos acuíferos. La cantidad de esta sustancia que logra permanecer en el sistema acuoso se transforma en otras sustancias por acción de iones libres hidroxilo, oxígeno y microorganismos (ATSDR, 2003; OMS, 2002).

- **Acetaldehído:** El tiempo de vida del acetaldehído en el agua es de 1.9 h (OMS, 1994).

- **Acroleína:** La acroleína se puede encontrar en la superficie del agua, sin embargo, al igual que en el caso del suelo puede evaporarse o ser inactivada en contacto con materiales (ATSDR, 2016).

- **Acetona:** La lluvia y la nieve también contienen cantidades pequeñas de acetona de la atmósfera y durante este proceso, la depositan en la tierra y en el agua. Los microorganismos presentes en el agua eliminan algunas cantidades de acetona. Ciertas cantidades de la acetona presente en el agua se evaporarán al aire. Aproximadamente la mitad de la acetona que hay en una corriente de agua será eliminada del agua en menos de un día. Los peces no acumulan en sus cuerpos la acetona que hay en el agua (ATSR, 2016).

1.2.4.5. 3 Aire

- **Formaldehído:** El aire es el medio más importante de permanencia en el ciclo del formaldehído ya que muchos de los procesos de producción, emisión y degradación ocurren allí y por tal razón el aire es la forma más común de exposición de tipo crónico. La alta reactividad del formaldehído unida con la gran variedad y disponibilidad de compuestos presentes en la atmósfera hacen que su vida media sea corta, logrando estar entre unos 30 minutos y un par de días dependiendo del lugar al que se haga referencia. Este hecho implica que el formaldehído como tal no se desplaza grandes distancias luego de alcanzar la atmósfera, sino más bien, se mantiene congregado cerca de los lugares de emisión (ATSDR, 2019; OMS, 2002).

- **Acetaldehído:** El tiempo de vida del acetaldehído en el aire es de 10-60 h. Puede transportarse en la tropósfera a distancias de algunas decenas de kilómetros que conducen a importantes implicaciones en los efectos de contaminación fotoquímica en áreas metropolitanas. El acetaldehído es muy biodegradable (OMS, 1994; Possanzini et al., 2002).

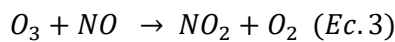
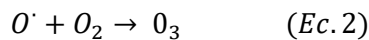
- **Acroleína:** La acroleína representa alrededor del 1%-13% del total de aldehídos atmosféricos y se produce en aproximadamente 8%-26% de la concentración de formaldehído en el aire urbano. La acroleína se degrada relativamente rápido en el aire al reaccionar con otras sustancias químicas y la luz natural (ATSDR, 2016; Ghilarducci y Tjeerdema, 1995).

- **Acetona:** La acetona está presente como gas en el aire. Algunas cantidades de acetona en el aire se eliminan cuando reaccionan con la luz solar y otras sustancias químicas. En cualquier momento, aproximadamente la mitad de la acetona presente en condiciones atmosféricas típicas habrá desaparecido en 22 días (ATSR, 2016a).

1.2.3. 6 Importancia de los carbonilos en la atmósfera

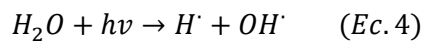
Debido a procesos de fotólisis los carbonilos absorben energía de la radiación solar disponible en la tropósfera, $\lambda > 290$ nm, y se disocian produciendo radicales libres, cuya importancia se vuelve preponderante en atmósferas moderadamente o muy contaminadas. Además de ser fuentes de radicales libres, los carbonilos son considerados tóxicos, y con excepción del formaldehído, precursores directos del peroxiacetilnitrato (PAN) y ozono troposférico a través de peroxiradicales (HO_2 y RO_2) y RC(O)O_2 generado por la fotólisis de carbonilos o la reacción con radicales OH (Ciccioli et al., 1987; Pang y Mu, 2006).

Ciclo de formación y destrucción del ozono:

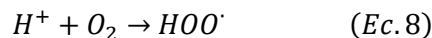
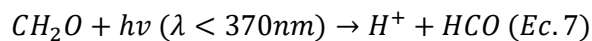


Mecanismo de formación de ozono troposférico en la presencia de formaldehído.

Por radicales hidroxilos:



o por fotólisis:



1.2.3. 7 Daños a la salud por la presencia de carbonilos en el aire

Estos compuestos, son fácilmente inhalados por usuarios y asistentes, son reconocidos como poderosos depresores de la salud humana y otros compuestos carbonilos son reconocidos como tóxicos. La literatura también reporta efectos agudos, como irritación de ojos y garganta, dolor de cabeza, malestar, vómito, mareos y pérdida de memoria a largo plazo o incluso exposición a dosis bajas a diferentes niveles de acetaldehído y acroleína (Sousa et al., 2015).

1.2.4.7. 1 Efectos a la salud ocasionados por el formaldehído

El formaldehído es irritante para la piel, ojos y las vías respiratorias en bajas concentraciones. Esto es causado por un efecto quimiosensorial, es decir, interacción con terminaciones nerviosas locales (*Nervus Trigemini*), que se llama estimulación trigémina o más comúnmente irritación sensorial (Arts et al., 2006; Paustenbach et al., 1997).

La irritación sensorial conduce a respuestas reflejo como estornudos, lagrimeo, rinorrea, tos, vasodilatación y cambios en la frecuencia y profundidad de la respiración. Esto último resulta en una disminución de la cantidad total de material inhalado que produce un efecto protector al individuo. La estimulación del trigémino no es necesariamente una indicación de daño celular o tisular. A concentraciones más altas de formaldehído darán lugar a reacciones citotóxicas. La irritación del tracto respiratorio es una respuesta fisiopatológica localizada a un químico, que involucra enrojecimiento local, hinchazón o picazón (De Heer, et al., 2006).

La exposición repetida al formaldehído puede provocar cáncer. En el 2004, la International Agency for Research on Cancer (IARC) clasificó el formaldehído como un carcinógeno para los humanos (Grupo 1) (IARC, s/f). Esta información está basada en información sobre la relación entre cáncer nasofaríngeo y leucemia relacionada a la exposición del formaldehído (Cogliano et al., 2005; IARC, 2004; Liteplo y Meek, 2003).

1.2.4.7. 2 Efectos a la salud ocasionados por el acetaldehído

En estudios limitados con voluntarios se encontró que el acetaldehído produce irritación moderada en los ojos y las vías respiratorias superiores, tras la exposición por muy breves periodos las concentraciones se excedieron entre 90 y 240 mg/m³, respectivamente. Se ha tenido conocimiento de una investigación limitada sobre la incidencia del cáncer entre trabajadores expuestos a acetaldehído y otras sustancias. Según pruebas indirectas, el acetaldehído participa como metabolito potencialmente tóxico en la inducción de las afecciones hepáticas, la congestión facial y las alteraciones del desarrollo asociadas con el alcohol. El papel precancerígeno del etanol aún no está establecido, a pesar de que se ha postulado que el etanol actúa como un solvente capaz de incrementar la penetración de sustancias corrosivas o precancerígenas. Sin embargo, su primer metabolito, el acetaldehído ha mostrado características mutagénicas y carcinogénicas en estudios *in vitro* tanto en animales como en células procariotas y eucariotas. La IARC ha clasificado al acetaldehído como un Grupo B2, un probable carcinógeno para humanos (IARC, s/f).

Por otro lado, el acetaldehído asociado con el consumo crónico de bebidas alcohólicas y tabaco ha sido clasificado como un carcinógeno del grupo 1 para los seres humanos (Baan et al., 2007; Secretan et al., 2009).

El acetaldehído derivado de la oxidación microbiana o de la mucosa proveniente del humo del tabaco, de las bebidas alcohólicas o de los alimentos interactúa con en el tracto digestivo superior de los humanos y produce un efecto carcinógeno acumulativo. El etanol se metaboliza a acetaldehído vía ADH y vía citocromo P450 2E1 (CYP2E1). Posteriormente, el acetaldehído se metaboliza vía la ALDH a un acetato, el cual no es tóxico. La metabolización de ADH a acetaldehído puede estar mediada por bacterias. El acetaldehído se considera tóxico, carcinogénico y mutagénico por sus efectos directos al inhibir la reparación y metilación del ADN. Este compuesto ha mostrado ser capaz de causar mutaciones o de formar enlaces covalentes con el ADN, dando como resultado final carcinogénesis. En estudios recientes se ha demostrado que el acetaldehído puede causar modificaciones mutagénicas celulares a partir de una concentración de 100 µM (Linderborg et al., 2011; Rivera Gutiérrez et al., 2016).

1.2.4.7. 3 Efectos a la salud ocasionados por la acroleína

La acroleína es altamente tóxica, particularmente para los organismos acuáticos. Las exposiciones en animales y humanos pueden causar daños agudos en el tracto pulmonar y respiratorio, ya que es un irritante pulmonar grave que con alta exposición puede inducir a estrés oxidativo y lesión pulmonar de inicio retardado, incluyendo asma, congestión y decrecimiento de funciones pulmonares (DeWoskin et al., 2003). Además, causa irritación ocular, y si se ingiere provoca náuseas, vómitos, colapso e incluso coma (Ghilarducci y Tjeerdema, 1995).

La acroleína reacciona fácilmente con macromoléculas biológicas, particularmente aquellas que contienen grupos sulfhidrilo (p. ej., proteínas que contienen cisteína), causando el agotamiento de glutatión y/o inhibición enzimática general. También puede interactuar con ácidos nucleicos para inhibir su síntesis, y es mutagénico bajo ciertas circunstancias (Ghilarducci y Tjeerdema, 1995).

De acuerdo con el IARC la acroleína se clasifica como grupo 3, debido a que no existe evidencia sobre efectos carcinógenos en animales de experimentación o en seres humanos (IARC, s/f). Es difícil probar la mutagenicidad de la acroleína debido a su alta reactividad que impide alcanzar su objetivo y la fuerte citotoxicidad impide la expresión de la mutación. La acroleína se considera un mutagénico para las bacterias y puede inducir mutaciones genéticas. Tampoco existe suficiente evidencia de efectos teratógenos (INSST, 2018).

Debido a que las preocupaciones sobre los efectos adversos para la salud humana que plantea la acroleína en el aire ambiente, la Oficina de Evaluación de Peligros para la Salud Ambiental de California (OEHHA, por sus siglas en inglés) establece una referencia de inhalación crónica (REL, por sus siglas en inglés) por acroleína de $0.35 \mu\text{g m}^{-3}$ (Salmon y Winder, 2008).

1.2.4.7. 4 Efectos a la salud ocasionados por la acetona

La acetona causa irritaciones en la nariz, garganta, pulmones y ojos. A una exposición de 12,000 ppm o mayores, se pueden presentar síntomas con dolor de cabeza, vértigo, mareo, inestabilidad y confusión dependiendo del tiempo de exposición (de 2 minutos a 4 horas), también podría ocasionar pérdida del conocimiento (ATSR, 2016a).

Para la acetona no existe evidencia de cáncer de piel en los animales cuando se aplica de forma cutánea. No sabemos si la acetona podría causar cáncer al ser inhalada o ingerirla durante períodos largos de tiempo, puesto que no se han hecho pruebas para determinar si esto ocurre. El Departamento de Salud y Servicios Humanos y la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer, no han clasificado la acetona como carcinogénica. La EPA ha determinado que la acetona no se clasifica como un carcinógeno en los seres humanos (ATSR, 2016a).

1.2.3. 8 Regulación de carbonilos para la protección de la salud.

Para proteger la salud de la población, varias autoridades a nivel mundial han establecido reglamento o directrices para el uso, la producción y la exposición de carbonilos como el formaldehído, acetaldehído y el propionaldehído. En la tabla 1.4 se mencionan algunas de ellas.

Las enmiendas a la ley de aire limpio, (Clean Air Act Amendments o por sus siglas en inglés CAA), autorizado por la EPA y establecido por los NAAQS en Estados Unidos. En las cuales la OMS establece los límites de calidad del aire basado en efectos adversos sobre la salud observables (US EPA, 1967).

La Administración de Salud y Seguridad Ocupacional (OSHA), la cual se establece los límites de exposición de sustancias peligrosas (Charles et al., 2005).

La Conferencia Americana de Higienistas Gubernamentales e Industriales (ACGIH) ha establecido los valores límite de umbral (TLV), que se desarrollan como pautas para ayudar en el control de riesgos para la salud en el manejo de sustancias químicas. Estos valores son recomendaciones destinadas a su uso en la práctica de la higiene industrial en Estados Unidos (Charles et al., 2005).

El Instituto Nacional de Seguridad y Salud Ocupacional (NIOSH), que establece más rígidamente las recomendaciones sobre los límites de exposición ocupacional (NIOSH, 2016).

La Oficina de Evaluación de Peligros para la Salud Ambiental del Estado de California, EE. UU. (OEHHA), enumera las sustancias químicas cancerígenas y no cancerígenas. También desarrolla niveles de exposición que protegen la salud de contaminantes en el aire, el agua y el suelo como guía para las agencias reguladoras y el público (OEHHA, 2016).

Japón cuenta con directrices de calidad del aire (IAQ Guidelines) del ministerio de salud, trabajo y bienestar de Japón. Los valores se basan principalmente en la exposición a largo plazo, excepto formaldehído, que es dado como un valor promedio de 30 minutos basado en la toxicidad a través de una exposición a corto plazo (Charles et al., 2005).

En México la NOM-010-STPS-2014, establece los procesos y medidas para prevenir los riesgos a la salud del personal ocupacionalmente expuesto a agentes químicos contaminantes del ambiente laboral (STPS, 2014).

Tabla 1. 4 Regulación de carbonilos y límites para la protección de la salud.

Parámetros	OMS/Europa	NOM-010-STPS-2014	ACGIH TLV	OSHA	Japón	OEHHA
Formaldehído	0.1 mg m ⁻³ [30 min]	VLE-P 0.3 ppm	(c) 0.4 mg m ⁻³	0.003 mg m ⁻³ TWA 0.75 ppm (8 horas) STEL 2 ppm (15 min)	0.1 mg m ⁻³	0.003 mg m ⁻³
Acetaldehído	0.05 mg m ⁻³ [1 año]	VLE-P 25 ppm	(c) 45 mg m ⁻³	360 mg m ⁻³ TWA 100 ppm STEL 200 ppm	0.048 mg m ⁻³	0.009 mg m ⁻³
Acroleína	0.05 mg m ⁻³ [30 min]	VLE-P 0.1 ppm	(c) 0.23 mg m ⁻³	0.3 mg m ⁻³ TWA 0.1 ppm STEL 0.1 ppm		0.00006 mg m ⁻³
Acetona	No establecido	VLE-PPT 500ppm VLE-CT 750 ppm	1188 mg m ⁻³	2400 mg m ⁻³ TWA 250 ppm		590 mg m ⁻³

- TWA (Time Weighted Average); La exposición media de un contaminante durante un período de tiempo determinado, por lo general 8 horas.
- STEL (Short Term Exposure Limit); La exposición media de un contaminante al que un trabajador puede estar expuesto durante un corto período de tiempo (normalmente de 15 a 30 minutos).
- VLE-P (Valor Límite de Exposición Pico): La concentración de un agente químico contaminante del ambiente laboral que no debe rebasarse en ningún momento durante la jornada de trabajo.
- VLE-PPT (Valor Límite de Exposición Promedio Ponderado en Tiempo): La concentración máxima promedio ponderada en el tiempo de un agente químico contaminante del ambiente laboral, a la que la mayoría de los trabajadores expuestos, durante una jornada de 8 horas diarias y una semana laboral de cuarenta horas, no reportan daños a su salud.
- VLE-CT (Valor Límite de Exposición de Corto Tiempo): La concentración máxima de un agente químico contaminante del ambiente laboral, a la cual los trabajadores pueden estar expuestos de manera continua durante un periodo máximo de quince minutos, con intervalos de al menos una hora de no exposición entre cada periodo de exposición y un máximo de cuatro exposiciones en promedio ponderado en tiempo (VLE-PPT).

Capítulo 2. Estado del arte

2. 1 PM_{2.5} en intramuros y extramuros

2.1. 1 Estudios a nivel internacional

La presencia de PM_{2.5} en el aire extramuros es un indicador de la mala calidad del aire que también implica riesgos en la salud, debido a que su presencia ha sido relacionada con el incremento en la tasa de mortalidad a nivel global. En ambientes urbanos, los efectos de la exposición a PM_{2.5} tiene una especial relevancia, debido a que la alta densidad poblacional permite generar altos niveles de contaminación y una alta exposición a estos. De acuerdo con Cohen et al (2017) los países que tienen un mayores muertes y riesgos de enfermedades atribuidas a la exposición de PM_{2.5} son; China, India, Estados Unidos, Indonesia, Brasil, Pakistán, Nigeria, Bangladesh, Rusia y Japón. Varios autores han encontrado altos niveles de contaminación por PM_{2.5} principalmente en zonas urbanas o semi-urbanas, tanto en países desarrollados como en países en vía de desarrollo. Además, cuando se presentan eventos de altos niveles de contaminación en el aire, que ocurren en la mayoría de las ciudades, son transportados a ambientes interiores por medio de la ventilación y la infiltración a través del flujo de aire. Algunos de estos trabajos también muestran las posibles fuentes exteriores y/o interiores, que generalmente son de origen antropogénico.

En Estados Unidos, se realizó un estudio en el que se demostró la importancia de conocer las fuentes de emisión de partículas y el grado de intercambio de aire extramuros en las concentraciones en interiores (Abt et al., 2000). En dicho estudio, se encontró que actividades como la cocina, la limpieza y el movimiento de las personas son fuentes que incrementan la presencia y concentración de PM de 0.7 a 10 µm. También se observó que las partículas de fuentes exteriores contribuyen significativamente en los niveles de partículas en interiores.

Song et al. (2015), midieron las concentraciones de PM_{2.5} en interiores en 4 hogares en Beijing en invierno y se analizó la correlación entre la presencia de PM_{2.5} con la contaminación en exteriores y la influencia de actividades humanas en ambientes interiores en el cambio de concentración de PM_{2.5} en el aire interior. Los resultados arrojados en este estudio mostraron una alta concentración de PM_{2.5} en interiores por presencia de actividades humanas; como cocinar, fumar y limpiar y la alta contaminación en el aire exterior. Las actividades humanas tienen mayor contribución en las concentraciones de PM_{2.5} en interiores que la contaminación extramuros.

En Italia Sajani et al. (2015), se realizó un estudio de PM_{2.5} y partículas ultrafinas en interiores y exteriores y su relación. El estudio se realizó en dos sitios el primero es un sitio de tráfico denso y el segundo es un sitio residencial, en el que se observaron los siguientes resultados; primero hubo un agotamiento de partículas interiores principalmente en clima frío con concentraciones en exteriores más altas. Las proporciones interiores/exteriores para PM_{2.5} fueron generalmente más altas en sitios con tráfico que en sitios residenciales, pero el conteo de partículas fue más bajo, lo que refleja la diferente composición química y distribución de tamaño de las partículas en los dos sitios.

Wang et al. (2015), en China realizaron un estudio sobre las variaciones en la concentración de $PM_{2.5}$ en la atmósfera y su impacto en ambientes interiores. El monitoreo se realizó en oficinas. La variación diurna de $PM_{2.5}$ resultó mayor en la noche que en el día. Además, se obtuvieron mayores concentraciones exteriores de $PM_{2.5}$ en primavera que invierno, alta correlación entre las partículas interiores con las exteriores y una alta correlación con niveles exteriores con condiciones meteorológicas (Temperatura, velocidad del viento y humedad relativa).

Li et al. (2016), en el noroeste de China investigaron las concentraciones de $PM_{2.5}$ en interiores y exteriores en un área urbana; en 53 y 54 casas, en las épocas caliente y no caliente, respectivamente. Además, se evaluó la exposición por inhalación personal atribuible a diferentes combustibles de cocina, incluyendo al carbón, al gas y la electricidad. Los resultados mostraron que hubo variación estacional en las concentraciones medidas de $PM_{2.5}$ en microambientes, los niveles de $PM_{2.5}$ fueron mayores en la época de calor que en la de invierno. Respecto a las habitaciones en cada casa que fueron evaluadas para esta investigación, los resultados mostraron una mayor exposición en cocinas que utilizan carbón como combustible para cocinar que las que utilizan gas o electricidad.

En China Deng et al. (2016), se analizaron los niveles de $PM_{2.5}$ en 5 escuelas de preescolar en Hong Kong. Los resultados mostraron que las concentraciones medias de $PM_{2.5}$ en el 60% de las mediciones rebasaron los límites establecidos por la OMS. Se encontró que en 4 de los 5 colegios las concentraciones de $PM_{2.5}$ en interiores se correlacionaron con las concentraciones en exteriores.

Bai et al. (2020), monitorearon las concentraciones de $PM_{2.5}$ en interiores y exteriores, en colegios y universidades en el noroeste de China. Los resultados que obtuvieron mostraron que las concentraciones más elevadas fueron en invierno (otoño-invierno), en interiores y exteriores, mientras que las más bajas fueron en verano. Se demostró con base en los resultados obtenidos que hay diferencias significativas entre interiores y exteriores en diferentes estaciones y meses del año debido a las condiciones climatológicas espaciales, a las actividades humanas en cada estación y a las condiciones meteorológicas. En cuanto a la contribución de las concentraciones exteriores en interiores, se concluyó que existe una mayor contribución de $PM_{2.5}$ de extramuros a intramuros en primavera y verano.

2.1. 2 Estudios a nivel nacional

La Ciudad de México se caracteriza por una alta densidad poblacional y una constante carga de tráfico, como en otras zonas urbanas es frecuente la presencia de $PM_{2.5}$. De acuerdo con el inventario de emisiones de la Ciudad de México (2017) las concentraciones de $PM_{2.5}$ constantemente superan las concentraciones límite requeridas por las Normas Oficiales Mexicanas de Salud Ambiental. En la Ciudad de México, las concentraciones de PM han sido medidas y controladas desde 1990 con el fin de mejorar la calidad del aire en la ciudad (PICCA, 1990). Hasta ahora los estudios en México han sido en su mayoría extramuros; algunos autores han mostrado interés en la contaminación de PM intramuros en zonas rurales debido al uso de estufas de leña y la quema de carbono (Estévez-García et al., 2020; Maserá et al., 2007; Torres-Dosal et al., 2008). Sin embargo, aún no hay suficiente información sobre la contaminación en intramuros y son pocos los autores que han estudiado $PM_{2.5}$ para evaluar sus concentraciones, fuentes y el impacto que estas tienen en los ambientes interiores de la ciudad.

Un estudio en salud pública realizado en la Ciudad de México y Puebla por Tovalín et al. (2007), trabajaron sobre 36 trabajadores. Treinta de ellos eran trabajadores extramuros (por ej. taxistas y conductores de autobuses, vendedores ambulantes e inspectores de vehículos) y veintitrés eran trabajadores intramuros (oficinas). La exposición personal fue monitoreada durante 19 horas. En la Ciudad de México, las exposiciones generales de los vendedores ambulantes y los taxistas fueron significativamente más altas que las de los trabajadores de interiores. En Puebla, los conductores de autobuses tuvieron una exposición general más alta que los inspectores de vehículos o los trabajadores de interiores. La mayoría de las exposiciones estuvieron por encima del estándar mexicano de $65 \mu\text{g m}^{-3}$ en 24h. Tanto los trabajadores de exteriores como los de interiores en la Ciudad de México tuvieron una exposición ocupacional significativamente mayor a $\text{PM}_{2.5}$ que los inspectores de vehículos y los trabajadores de oficina en Puebla.

Mugica et al. (2009), colectaron partículas $\text{PM}_{2.5}$ en marzo 2006 en la región norte de la Ciudad de México, para determinar su composición química, actividad oxidativa y estimar algunas de las fuentes de emisión. Como resultado se encontró que la concentración de $\text{PM}_{2.5}$ se encontraba entre 32 a $70 \mu\text{g m}^{-3}$. En el análisis de composición de partículas se observó un alto porcentaje de carbono del 52%. En cuanto a las fuentes se mostró que las emisiones de escape del vehículo son la principal fuente de $\text{PM}_{2.5}$ en sitios urbanos, seguido por el polvo resuspendido, aerosoles inorgánicos secundarios, emisiones industriales y cocinar alimentos.

En la frontera de México-Estados Unidos en Sonora México, se llevó a cabo un estudio por Holmes et al. (2011) sobre la calidad del aire interior y exterior en hogares con ventilación natural en el año 2009. El estudio se realizó sobre diferentes tamaños de partícula (PM), se compararon las concentraciones en distintos hogares en los que utilizan diferentes combustibles para cocinar en estufas domésticas (gas versus biomasa), así como la distribución espacial de PM al aire libre. Las concentraciones medias de PM_{10} en intramuros fueron mayores en hogares que utilizan estufa de biomasa que para la estufa de gas. Mientras que en extramuros se observó una mayor concentración durante el uso de estufas de gas que en las de biomasa. Los resultados obtenidos en este trabajo parecieran subestimar las concentraciones en intramuros debido a los altos niveles de PM en el exterior.

Vega et al. (2011), recolectaron muestras ambientales de $\text{PM}_{2.5}$ en tres sitios de diferentes usos del suelo (industrial, comercial y residencial) en la Ciudad de México a finales del otoño y principios de primavera en 2003 y 2004. La masa total de $\text{PM}_{2.5}$ fue consistentemente menor durante la primavera en comparación con el final del otoño en los tres sitios. La concentración total fue mayor para el sitio industrial con $45 \pm 3 \mu\text{g m}^{-3}$, seguida por el sitio comercial con $36 \pm 44 \mu\text{g/m}^3$ en el sitio comercial y finalmente con $30 \pm 2 \mu\text{g m}^{-3}$ en el sitio residencial.

Hernández et al. (2017), monitorearon partículas en interiores y exteriores en un colegio en Villahermosa, encontrando concentraciones muy elevadas de $\text{PM}_{2.5}$ en interiores, en un rango de 24 a $321 \mu\text{g m}^{-3}$, las cuales rebasan los límites máximos recomendados para este contaminante. Además, mientras se realizó uno de los muestreos se presentó una situación de mala calidad del aire. En interiores los puntos menos favorables de muestreo fueron la biblioteca y un aula. En la biblioteca se pudieron disminuir sus niveles de $\text{PM}_{2.5}$ a través del cambio de actividades y una mejor ventilación. Las principales fuentes encontradas en este estudio para exteriores fueron fuentes puntuales como el mercado, el estacionamiento y el tráfico vehicular de las calles aledañas al colegio.

Un estudio realizado por Hinojosa et al. (2019), modelaron la distribución espacial de la contaminación atmosférica por $\text{PM}_{2.5}$ en la Ciudad de México a partir de la exposición de 37 personas. Los resultados

mostraron que en las áreas centro (Cuauhtémoc, Benito Juárez y Miguel Hidalgo) y norte (Azcapotzalco) de la ciudad los niveles de $PM_{2.5}$ eran muy altos (arriba de $109.3 \mu\text{g m}^{-3}$) y al suroeste (en Xochimilco y Magdalena contreras) de la ciudad con los niveles más bajos (entre $72\text{-}86 \mu\text{g m}^{-3}$); estas áreas eran distantes entre sí, con condiciones sociales, económicas y topográficas muy diferentes. Los autores concluyeron que los principales problemas que causan un ambiente insalubre en la ciudad se deben a un proceso de urbanización no planificado, sobrepoblación, el aumento de la flota vehicular y la escasez de áreas verdes en la ciudad.

En un estudio realizado por Carmona et al. (2020) en el Área Metropolitana de Monterrey (AMM) y otros municipios del Estado de Monterrey, se evaluó la distribución de partículas finas ($PM_{2.5}$) en zonas urbanas y regionales, a través de sensores remotos meteorológicos y de aerosoles a nivel suelo para estimar el promedio mensual de $PM_{2.5}$ en el período de enero del 2010 a diciembre del 2014. En general, los niveles de $PM_{2.5}$ fueron más altos en invierno y primavera. Los niveles más altos de $PM_{2.5}$ se ubicaron en el AMM, que es la principal fuente de contaminación del aire en toda el área de trabajo. Los datos estimados indicaron que las $PM_{2.5}$ no se distribuyeron uniformemente en toda la región, sino que sus concentraciones variaron tanto espacial como temporalmente. Estos resultados llevaron a la conclusión de que la magnitud de la contaminación del aire varía entre estaciones y regiones, y está correlacionada con factores meteorológicos.

2. 2 Compuestos carbonáceos en $PM_{2.5}$ en intramuros y extramuros

2.2. 1 Estudios a nivel internacional

Una fracción dominante de las partículas se compone de carbono negro y otra de carbono orgánico. Ambas especies son de interés ambiental e implican un riesgo a la salud de la población expuesta. Las especies carbonáceas son generadas a partir de procesos de combustión incompleta, que se pueden presentar tanto en el exterior (ej. quemadas forestales, quemadas programadas, el uso de combustibles fósiles), como en el interior (actividades de cocina, uso de boiler, por calentadores y por el uso de velas e incienso). A continuación, se mencionan algunos trabajos en los que se ha evaluado su presencia, su variación estacional y sus posibles fuentes.

En China Deng et al. (2016), analizaron los niveles de carbón negro en 5 escuelas kindergarten en Hong Kong. Los resultados mostraron que las concentraciones de carbono negro tuvieron variaciones que pudieron deberse a actividades de cocina que podrían haber ocasionado que las concentraciones de dicho contaminante aumentaran tanto en interiores como en exteriores.

Bhat et al., (2017), midieron carbono negro en el sitio urbano de Srinagas en la India. Las mediciones se realizaron en el 2013 para estudiar las variaciones temporales (mensual, diaria y estacional). Como resultado en la variación diaria, se encontraron dos picos (de 8 a 10 h y de 20 a 23 h) y dos caídas (de 13 a 17 h y 0 a 3 h) a lo largo del año. En noviembre y abril se observó la concentración promedio de carbono negro más alta y baja, respectivamente. Estacionalmente se encontró que los niveles de carbono negro más altos fueron en otoño, mientras que los más bajos fueron en primavera. Además, la principal fuente de carbono negro durante otoño, primavera y verano fue debido a la quema de biomasa, mientras que en verano la contribución de carbono negro se atribuyó a la quema de combustibles fósiles y biomasa por

igual. En este estudio se demostró la influencia de la meteorología (velocidad del viento, temperatura y humedad) en las concentraciones de carbono negro y su variabilidad.

Tran et al., (2018), estimaron las concentraciones de carbono negro en exteriores e interiores en Vietnam en diferentes locaciones, tres casas y una oficina. Los resultados observados mostraron una concentración promedio de carbono negro mayor en exteriores que en interiores. De acuerdo con los resultados obtenidos en el análisis de dicho estudio las concentraciones de carbono negro y $PM_{2.5}$ en interiores fueron fuertemente influenciadas por las concentraciones de carbono negro y $PM_{2.5}$ en exteriores debido a la ventilación natural que hubo durante los muestreos.

En Estados Unidos en la Ciudad de Cincinnati-Kentucky-Indiana Isiugo et al. (2019) , realizaron un modelo lineal de efectos mixtos para predecir la concentración de BC en entornos residenciales, a partir de mediciones realizadas en 23 hogares en ambientes interiores y exteriores, desde septiembre de 2015 hasta agosto 2017. Como resultado de la implementación del modelo se encontró que las características del hogar y las actividades de los ocupantes modificaron significativamente la concentración de carbono negro en el interior, tales como, la presencia del carbono negro en exteriores, velas encendidas y filtros electrostáticos o de partículas de alta eficiencia en sistemas de calefacción, ventilación y aire acondicionado. Los datos obtenidos en el modelo mostraron que se pueden predecir las concentraciones de carbono negro con una precisión razonable, a partir de los datos medidos en exteriores combinados con las características del hogar.

En estudio realizado por Zhang et al. (2020), se midieron $PM_{2.5}$, carbono orgánico y carbono elemental en interiores en la época de invierno y a inicios de primavera del 2016 al 2017, en 68 residencias, y en cuatro grandes ciudades de China (Hong Kong, Guangzhou, Shanghai y Xi`an). Los resultados mostraron que existe una diferencia entre las concentraciones en interiores y exteriores indicando la presencia de fuentes en interiores. La concentración de $PM_{2.5}$ y carbono orgánico fue mayor en los hogares en los cuales se practican actividades que implican combustión en interiores diferentes a las actividades de cocina (p.ej. fumar, quemar incienso, entre otros) en comparación con los hogares que solo tienen actividades de cocina, a su vez estos mostraron concentraciones mayores a los hogares en los que no se practica ningún tipo de combustión interior.

Luo et al. (2021), midieron simultáneamente emisiones en interiores y exteriores para cuantificar los factores de emisión de contaminantes de materia carbonácea, de chimeneas y emisiones fugitivas de la quema de biomasa en hogares rurales. En este estudio se encontró que las emisiones de contaminantes aéreos son mayores cuando las eficiencias de combustión son bajas debido a factores como la humedad del combustible, las tasas de combustión y la velocidad de la salida del gas de la chimenea. Esto último produjo una variación en los resultados obtenidos para los factores de emisión. Se encontró que, las emisiones fugitivas de la quema de biomasa (residuos leñosos y de cultivos) en interiores resulta en un incremento muy elevado en las concentraciones de $PM_{2.5}$ en el que las concentraciones de carbón orgánico y carbono elemental alcanzaron un 44-48%. La quema de biomasa como combustible es una fuente predominante de $PM_{2.5}$ en interiores, aunque no es la única.

2.2. 2 Estudios a nivel nacional

En México se han realizado varios estudios para cuantificar el carbono negro y otras especies de carbono debido a las implicaciones que estos tienen para el ambiente y la salud. Generalmente estos estudios van

acompañados del muestreo de PM. Actualmente se cuenta con muy poca información al respecto a este contaminante en ambientes intramuros en la Ciudad de México.

Johnson et al (2006), recolectaron PM_{2.5} durante la campaña de campo MCMA 2003 (otoño 2003 a marzo 2004); a la cuales se les realizó un amplio análisis de su composición química (elemental y de especies carbonáceas). Sus resultados sugieren que el 50% de PM son compuestos carbonáceos; con una fracción del 31% de OC y 16% de EC, indicando un origen de la quema de biomasa y de procesos de combustión incompleta. Además, se observó una mayor concentración de OC y EC a finales de otoño que en primavera. Los resultados de este estudio mostraron que los niveles de OC y EC tuvieron un claro comportamiento estacional con altas concentraciones a inicios de otoño y bajas a inicios de primavera, sugiriendo que el transporte de largo alcance es una fuente importante de aerosoles carbonáceos en la Ciudad de México.

Amador-Muñoz et al. (2011), cuantificaron el contenido de varios compuestos orgánicos presentes en PM_{2.5} en 5 sitios durante un año en la Zona Metropolitana del Valle de México. Los resultados mostraron que hay una concentración uniforme de PM_{2.5}, materia orgánica extraída con solventes (SEOM por sus siglas en inglés), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH), n-alcanos biogénicos y nitro-PAH alrededor la Zona Metropolitana. En dicho estudio se halló que las concentraciones de PM_{2.5}, PAH y nitro-PAH son influenciados por fuentes de combustión incompletas similares/procesos de formación y por un impacto uniforme de los parámetros meteorológicos, correlacionados en este trabajo. Las concentraciones más altas de los compuesto objetivo ocurrieron en las estaciones secas con respecto a la estación lluviosa, posiblemente por hogueras y fuegos artificiales). La zona noroeste fue la zona con mayor presencia de fuentes de combustión incompleta de diésel, mientras que en la zona central se asocia con la combustión de gasolina. En el suroeste las fuentes más abundantes fueron las biogénicas sobre las antropogénicas. Los resultados de este estudio mostraron asociaciones entre diversas variables, que sugieren que las concentraciones de PM_{2.5} en el noroeste y sureste se originaron principalmente a partir de emisiones primarias o consistían en compuestos orgánicos primarios. Las PM_{2.5} en el noreste, centro y suroeste mostraron una mayor proporción de compuestos orgánicos secundarios, con los aerosoles orgánicos menos oxidados en el noreste y el aerosol orgánico más envejecido en el suroeste. Esta investigación mostró tendencias en las direcciones predominantes del viento en la Zona Metropolitana del Valle de México durante el 2006.

En el estudio mencionado anteriormente por Vega et al. (2011), se caracterizaron compuestos químicos, entre ellos especies carbonáceas en aerosoles. En dicho trabajo se encontró que el componente más grande en masa fue la fracción orgánica seguida de sulfatos, carbono elemental, nitratos, material geológico, oligoelementos y sales. El aerosol carbonoso representó el 47% de la masa total de PM_{2.5}, (31% carbono orgánico y 16% elemental), lo que sugiere un origen de procesos de combustión incompletos y quema de biomasa, entre otros. Las concentraciones más altas ocurrieron en sitios industriales y las más bajas en sitios residenciales.

En el trabajo de Holmes (2011) en Sonora México se describió anteriormente sobre la evaluación de PM_{2.5}; en éste también se analizó el contenido de carbono para los dos tipos de hogares (con estufa de gas y biomasa) comparando específicamente los periodos en que se realizaron actividades de cocina vs los tiempos sin cocción. Los resultados indicaron que las concentraciones de carbono elemental en interiores dominaron por fuentes intramuros durante la quema de biomasa y en exteriores lo hicieron en cualquier otro momento. Los datos indicaron que las fuentes intramuros tienen influencia sobre las concentraciones de carbono orgánico, por lo que estas aumentaron durante el uso de la estufa tanto de gas como de

biomasa; la información fue correlacionada con las concentraciones de PM en intramuros y las actividades del hogar.

Peralta et al. (2019), midieron las concentraciones de carbono negro atmosférico en dos sitios urbanos en México (Ciudad de México y Monterrey), un sitio suburbano (Juriquilla) y un sitio de gran altitud (Altzomoni) durante el 2015 y parte del 2016. Dicho trabajo fue el primero en el que se midieron de forma simultánea y continua las concentraciones de BC en México. Los resultados mostraron altas concentraciones promedio de carbono negro de más de $2.5 \mu\text{g m}^{-3}$, el sitio suburbano con $0.75 \mu\text{g m}^{-3}$ y el sitio de gran altitud con $0.27 \mu\text{g m}^{-3}$. Se demostró que los datos medidos eran comparables con otros trabajos y que las concentraciones de BC tendían hacia un aumento de las concentraciones a fin de año.

Liñan-Abanto et al. (2021), determinaron las variaciones temporales significativas en las concentraciones de BC y otros gases contaminantes (CO y CO₂) en la Ciudad de México en el periodo de noviembre del 2014 a julio del 2016; especialmente en relación con sus fuentes y condiciones meteorológicas. La concentración promedio de BC fue de $2.95 \mu\text{g m}^{-3}$ durante todo el periodo, en donde las mayores concentraciones se detectaron en la estación fría y seca.

2. 3 Compuesto carbonilos en intramuros y extramuros

2.3. 1 Estudios a nivel internacional

El interés en el monitoreo, fuentes y exposición a los compuestos carbonilos en ambientes exteriores e interiores se ha incrementado durante las últimas dos décadas, debido a la identificación de algunos de ellos como sustancias peligrosas para la salud y por su influencia en la química atmosférica y la generación de otros contaminantes como son el ozono y el smog fotoquímico (Sanchez, 2015). Como se mencionó al final del capítulo anterior, algunos carbonilos como el formaldehído, el acetaldehído y la acroleína son regulados en países extranjeros como son Estados Unidos, la Unión Europea, Canadá, Japón y algunos lugares en Asia. Por ello, estudios sobre su presencia, concentración y exposición personal en extramuros e intramuros han sido realizados por diversos autores.

Algunos de estos trabajos consideran la influencia de la contaminación en el aire extramuros en la calidad del aire intramuros. Por lo tanto, en este tipo de estudios generalmente se evalúa la calidad del aire en el exterior y se consideran las condiciones meteorológicas respecto a las estaciones del año, como son; el viento, la radiación solar, la temperatura y la precipitación. Además, se considera el tipo de ventilación que existe en el sitio de estudio.

Por otro lado, debido a que el 90% del tiempo que pasamos ocurre en interiores (Klepeis et al., 2001), algunos de los ambientes intramuros han sido de interés en la investigación de contaminantes aéreos son; hogares, escuelas, oficinas y lugares públicos en los que la población se encuentra más expuesta debido a la cantidad de tiempo que pasan en estos lugares y a las actividades que se realizan.

Grosjean et al., (2002) realizaron un estudio en Río de Janeiro, Brasil, en el cual se obtuvieron las concentraciones de carbonilos en el aire urbano. De los 61 carbonilos que se midieron durante este estudio los más abundantes fueron formaldehído y acetaldehído con concentraciones promedio de 10.8 ± 4.1 y

$10.4 \pm 4.6 \mu\text{g m}^{-3}$, respetivamente, en muestras recolectadas en 3 horas de muestreo de mayo a noviembre del 2000 en una ubicación céntrica durante el viaje en vehículo por la mañana. Brasil es el único país en el mundo que utiliza etanol como combustible por lo que se han realizado estudios desde mediados de la década de 1980 sobre la relación de concentración de acetaldehído/formaldehído para seguir los cambios en la dependencia de Brasil del etanol como combustible para vehículos. Además, en este estudio se obtuvo el potencial de formación de ozono para cada uno de los carbonilos analizados, el cual está dominado por el formaldehído con un 43 % del total seguido del acetaldehído con 32 %. La explicación se debe a que, como se mencionó anteriormente, el HCHO proviene de dos fuentes: las emisiones primarias que corresponden a aquellas provenientes de vehículos automotores, y de procesos fisiológicos de algunas especies vegetales presentes en la Ciudad, así como de emisiones directas de diferentes industrias que utilicen este compuesto. Por otro lado, la formación secundaria se propicia a partir de reacciones fotoquímicas entre la media mañana y mediodía, mientras que durante la noche las concentraciones promedio disminuyen notablemente, debido a la reducción del tráfico vehicular y el importante descenso de la actividad humana, además que no hay reacciones fotoquímicas en este periodo, lo que da lugar a que las emisiones vehiculares dentro de la zona urbana son las fuentes más importantes de la presencia de formaldehído y otros carbonilos.

En Canadá (Gilbert et al., 2005), se realizó un estudio para determinar las concentraciones de formaldehído, acetaldehído y acroleína en muestras de aire de 59 casas en Prince Edward Canadá para determinar la asociación entre los niveles de los aldehídos y las características de las casas. Las concentraciones de formaldehído fueron las mayores con una concentración promedio de $29.6 \mu\text{g m}^{-3}$, seguido por el acetaldehído ($18.9 \mu\text{g m}^{-3}$) y la acroleína ($0.9 \mu\text{g m}^{-3}$). Los resultados mostraron que las concentraciones de formaldehído fueron más elevadas en casas construidas después de 1970. Mientras que el acetaldehído y la acroleína tuvieron mayores niveles en hogares habitados por al menos un fumador, en hogares construidos entre 1970 y 1985, en donde existe un bajo intercambio de aire. En este estudio no se realizaron mediciones en exteriores.

En Brasil (Cavalcante et al., 2006), se midieron compuestos carbonilos en exteriores e interiores de bibliotecas, salones de clase, laboratorios y oficinas en la Universidad Federal de Ceará en Fortaleza, Brasil. Las mediciones se realizaron del 5 de noviembre al 20 de diciembre del 2004. Los resultados encontrados mostraron que la acetona fue el compuesto carbonilo más abundante en interiores como en exteriores con una concentración promedio de $52.48 \mu\text{g m}^{-3}$, seguida por el formaldehído ($12.42 \mu\text{g m}^{-3}$), acetaldehído ($2.9 \mu\text{g m}^{-3}$), benzaldehído ($2.35 \mu\text{g m}^{-3}$), butiraldehído ($2.31 \mu\text{g m}^{-3}$) y la acroleína ($2.02 \mu\text{g m}^{-3}$). Los niveles en interiores fueron más elevados que en exteriores. Además, en los resultados encontraron que la acetona fue el principal compuesto en laboratorios de investigación y oficinas, mientras que el formaldehído fue predominante en librerías, laboratorios de estudio y salones de clase.

En un estudio realizado en Japón (Ohura et al., 2006), se midieron 38 compuestos orgánicos, entre ellos compuestos carbonilos, en ambientes interiores y exteriores en una ciudad industrial llamada Shimizu. Se encontró que niveles de contaminación tendían a ser mayores en interiores que en exteriores en las épocas de verano e invierno. Esta tendencia se observó en compuestos carbonilos especialmente en las concentraciones de formaldehído y acetaldehído. En este estudio se investigó acerca de las posibles fuentes emisoras de contaminantes de manera estadística (a partir del uso de múltiples regresiones), a partir de un cuestionario y estimación acerca de la edad de la casa, actividades como fumar, entre otros factores que pudieran afectar las concentraciones en interiores. En cuanto al formaldehído, las

concentraciones en interiores son atribuidas a la edad de los hogares y la presencia de alfombras o mascotas.

En un estudio realizado en China (Weng et al., 2010), se determinó la concentración de 6 compuestos carbonilos (formaldehído, acetaldehído, acetona, propionaldehído, i-pentanal y butiraldehído) en el interior y exterior de residencias en Hangzhou en verano e invierno. Las muestras de aire se colectaron simultáneamente en interiores adentro de habitaciones, salas, cocinas y estudios, así como por fuera de las residencias. Durante los muestreos se midió la temperatura y la humedad. Las residencias donde se realizó el análisis fueron apartamentos con artículos decorativos y muebles con un rango de edad de 3 meses a 26 años. Los resultados encontrados mostraron una concentración de carbonilos más significativa en verano que en invierno. En verano, el formaldehído fue el compuesto carbonilo más abundante en interiores, mientras que en invierno la acetona fue el compuesto carbonilo más alto en concentración. La relación de carbonilos I/O para la mayoría de los carbonilos fue mayor a 1.0 para todos los sitios, lo que sugiere una presencia significativa por parte de las fuentes interiores.

En Ciudad Real al centro-sur de España (Villanueva et al., 2015), se realizó la medición y análisis de los niveles de formaldehído, acetaldehído y otros compuestos carbonilos (acetona-acroleína) en el aire de ambientes interiores y exteriores. Las mediciones se llevaron a cabo en diferentes periodos de muestreo del 2010 al 2014. Este estudio se realizó en tres sitios: Ciudad Real un área urbana donde el tráfico es la fuente más importante de contaminación, en Puertollano al sur del centro de Ciudad Real una importante área industrial que incluye una refinería, una industria petroquímica, una fábrica de fertilizante de nitrógeno, dos plantas de energía y una mina de carbón. El tercer sitio es un área ecológica en el suroeste, esta zona es caracterizada por un clima caliente y seco en verano con alta insolación. En interiores la investigación fue llevada a cabo en diferentes lugares de la Facultad de Química: Dos laboratorios de investigación, un laboratorio de clases prácticas, una oficina y el bar del campus. También se llevaron a cabo las medidas en interiores y exteriores de dos casas privadas, en las cuales se hicieron medidas en la cocina y en la sala. Se encontró que las concentraciones de formaldehído y acetaldehído fueron más altas en interiores tanto en las escuelas como en los hogares. Los niveles de formaldehído en laboratorios en cuartos cercanos a laboratorios, donde se utilizan muchos tipos de disolventes, fueron mucho más bajos.

Algunos autores han observado que los niveles de los compuestos carbonilos varían respecto al tiempo debido al movimiento y actividades humanas que funcionan como fuentes emisoras de estos contaminantes. Es el caso de un estudio en Nanning, China (Guo et al., 2016), en el cual se midieron carbonilos atmosféricos para identificar las variaciones estacionales y diurnas, en octubre del 2011 a Julio 2012. El formaldehído, el acetaldehído y la acetona fueron los compuestos carbonilos más abundantes, los cuales representan el 85% de carbonilos totales. Tanto las concentraciones promedio totales como las concentraciones promedio de los tres carbonilos más abundantes mostraron mayores niveles en verano en comparación con los niveles medidos en invierno. Las variaciones diurnas sugieren que las condiciones fotoquímicas, la quema de carbón y paja y el uso de disolventes es importante en la distribución de compuestos carbonilos en la atmósfera. El potencial de formación de O_3 en verano y primavera fue significativamente dos veces mayor en otoño e invierno. El formaldehído y el acetaldehído fueron los dos carbonilos que más destacaron, los cuales contribuyeron en un 82 a 97.5% del potencial de formación total de O_3 .

En Japón (Noguchi et al., 2016), se realizaron medidas de compuestos orgánicos volátiles (COV) en una guardería recién construida. Las mediciones se realizaron justo después del término de la construcción y

después de 3 meses con ventilación adicional. En las mediciones de COV se evaluaron algunos compuestos regulados en dentro de la lista del Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar (MHLW por sus siglas en inglés), entre ellos el formaldehído ($100 \mu\text{g m}^{-3}$) y acetaldehído ($48 \mu\text{g m}^{-3}$). También se analizaron las concentraciones de acetona, propionaldehído y crotonaldehído. El análisis se llevó a cabo a partir de cartuchos con 2,4-dinitrofenihidrazina y fueron analizados por cromatografía HPLC después de extraerlos con acetonitrilo. Los resultados encontrados en las medidas tomadas al finalizar la construcción mostraron altas concentraciones, en orden descendente están; crotonaldehído, acetaldehído, acetona, formaldehído y acetaldehído, los cuales se mantuvieron en concentraciones bajas. Las concentraciones obtenidas después de 3 meses fueron menores comparadas con los primeros resultados, a excepción de la acetona. El incremento en la acetona en las mediciones realizadas después de 3 meses es atribuido a una fuente emisora adentro de la guardería. La disminución de la concentración de los COV con el tiempo se pudo deber principalmente a un mayor intercambio de aire que se aplicó en los 3 meses después de la finalización, que paso de 1.5 h^{-1} a 3.5 h^{-1} . Las concentraciones de compuestos orgánicos volátiles totales se encontraron por arriba de los niveles establecidos por el MHLW ($400 \mu\text{g m}^{-3}$). Sin embargo, las concentraciones de los componentes individuales mostraron una mayor contribución por contaminantes no enlistados en la regulación.

En China (Deng et al., 2016), se analizaron los niveles de 16 compuestos carbonilos en 5 escuelas de preescolar en Hong Kong. En este estudio se encontró que el formaldehído fue el carbonilo más abundante. Además, la concentración de carbonilos en interiores se correlaciono con los niveles de estos en exteriores, en tres de las 5 escuelas evaluadas.

En el trabajo realizado por Zhou et al. (2017), se observó una relación entre la presencia de compuestos carbonilos en interiores con la temperatura y la humedad, los cuales afectan directamente en las emisiones de formaldehído ya que producen la hidrólisis de adhesivos que se encuentran en muebles y objetos de decoración. Además, se asocia a los muebles como fuente intramuros en la liberación de compuestos orgánicos por la relación de humedad y temperatura que tienen un efecto sobre la superficie de estos.

Es importante considerar las fuentes extramuros sobre todo en zonas urbanas, ya que una mala calidad del aire en extramuros influye en la calidad del aire en interiores principalmente para aquellos hogares que se encuentran cerca de las fuentes emisoras urbanas. Es el caso del trabajo de un estudio en Sri Lanka (Chi Sing Chan et al., 2018) en el que se evaluaron los niveles interiores de carbonilos en el aire en viviendas que se encuentran en zonas urbanas cercanas a los bordes de carreteras, la concentración de carbonilos totales osciló entre 13.6 y $18.6 \mu\text{g m}^{-3}$. El formaldehído fue el carbonilo más abundante (3.3 a $8.5 \mu\text{g m}^{-3}$), seguido del acetaldehído (2.3 a $4.4 \mu\text{g m}^{-3}$) y la acetona. Los niveles más altos obtenido de carbonilos fueron obtenidos en viviendas ubicadas en un distrito urbano con zona industrial, comercial y residencial. En este estudio se sugiere un fuerte impacto del tráfico en la calidad del aire en los interiores, puesto que las concentraciones más bajas de carbonilos se obtuvieron en un valor de tráfico local ligero y a las correlaciones realizadas entre marcadores de combustión individuales.

En Rumania (Beldean-Galea et al., 2020), se realizó la evaluación de contaminantes aéreos en interiores, entre ellos compuestos carbonilos, en 100 casas renovadas en cinco ciudades diferentes durante la época fría. Al mismo tiempo se evaluaron parámetros físicos como temperatura, presión atmosférica y humedad relativa. En el 95% de las casas la concentración de formaldehído fue mayor a $50 \mu\text{g m}^{-3}$, concentración recomendada por la normatividad alemana. Mientras que, para el acetaldehído, el 10% de las casas

tuvieron valores más altos que los recomendados por la ANES (French Agency for food, environmental, occupational health, por sus siglas en inglés) alta que los valores establecidos en las guías. Además, en este mismo estudio se encontró una relación entre presencia de carbonilos totales y el uso de fuego, velas y aceites volátiles. También se encontró que los compuestos carbonilos están directamente correlacionados con un incremento en la temperatura en interiores y una mala ventilación el espacio.

2.3. 2 Estudios a nivel nacional

Debido a la importancia de los aldehídos en la atmósfera Baéz et al. (2003), publicaron por primera vez los resultados obtenidos de las mediciones de formaldehído y acetaldehído en la atmósfera de la Ciudad de México. Como en otras zonas urbanas, en la Ciudad de México los resultados muestran niveles recurrentemente altos de formaldehído y acetaldehído. En este trabajo el autor encontró variaciones diurnas de formaldehído con una concentración máxima de 10 a 12 h y mínima de 14-16 h. Mientras que para el acetaldehído el horario de concentración máxima fue de 8 a 10 h y una mínima de 14 a 16 h.

Baéz et al. (1999), publicaron los resultados obtenidos sobre los niveles de carbonilos en la atmósfera de la Ciudad de México de 1993 a 1996. En dicho estudio se encontró que el formaldehído fue el carbonilo que presentó mayor concentración promedio horaria. Sin embargo, en mayo de 1996 la concentración de acetaldehído fue la más alta obtenida en todo el periodo de estudio, seguidos por febrero y junio del mismo año, sin una explicación satisfactoria por parte del autor. Las concentraciones de acetona en todos los muestreos tuvieron variaciones con concentraciones mayores incluso que el formaldehído y el acetaldehído. Los niveles de propionaldehído y butiraldehído se mantuvieron en concentraciones bajas. En cuanto a la variación diurna se observó que las concentraciones decrecían durante la tarde. Finalmente, los resultados mostraron que la concentración de formaldehído fue más alta en la temporada de lluvias, mientras que las concentraciones más altas de acetaldehído, acetona, propionaldehído y butiraldehído fueron más altas en la temporada de secas.

Báez et al. (2001), realizaron un estudio preliminar en la Ciudad de Xalapa, Veracruz en el cual se midieron carbonilos en la atmósfera urbana con un alto incremento en la población y la densidad del tráfico, pero con poca industria. En este estudio se encontraron elevadas concentraciones de acetona en enero, seguidas por formaldehído y acetaldehído, este último tuvo concentraciones elevadas en noviembre, posiblemente asociado al derrame de un tanque que transportaba acetaldehído por un camión de las plantas petroquímicas de la región. Sus resultados mostraron mayores concentraciones en otoño que en primavera, debido a condiciones meteorológicas de estancamiento en otoño y a fuertes lluvias a finales de primavera e inicios de otoño. Las concentraciones halladas en Xalapa fueron mejores, en cuanto a calidad del aire, que en otras zonas urbanas.

Báez et al. (2003), midieron simultáneamente los niveles de compuestos carbonilos en la Ciudad de México y Xalapa en exteriores e interiores en cada sitio. Los sitios seleccionados para el estudio fueron dos casas, tres museos y dos oficinas. Las concentraciones promedio en exteriores tuvieron niveles muy elevados de acetona, en un rango de 12 a 60 $\mu\text{g m}^{-3}$. En general, el formaldehído y el acetaldehído tienen una concentración promedio similar, en un rango de 4 a 32 $\mu\text{g m}^{-3}$ y 6 a 28 $\mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente. Las concentraciones promedio en interiores de formaldehído y acetona fueron mayores, en un rango de 11 a 97 y 17 a 89 $\mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente, seguidos por el acetaldehído con concentraciones de 5 a 47 $\mu\text{g m}^{-3}$.

Se halló que las concentraciones de formaldehído y acetaldehído fueron más altas en oficinas donde hay fumadores. Mientras que las concentraciones de propionaldehído y butiraldehído no mostraron diferencias entre interiores y exteriores. Los resultados de este estudio mostraron, que en general, el horario en el que las concentraciones fueron más elevadas tanto en exteriores como en interiores fueron de 10:00 a 15:00. La concentración promedio de los radios interiores/exteriores de los carbonilos fue arriba de 1 lo que significa que existe una fuerte contribución de las fuentes en interiores.

En otro estudio (Báez et al., 2008), se midieron las concentraciones de 5 compuestos carbonilos en cuatro sitios; tres sitios urbanos en el Área Metropolitana de la Ciudad de México y uno en un sitio rural en el estado de Morelos durante el periodo 2006-2007. Los compuestos carbonilos más abundantes resultaron ser el formaldehído, el acetaldehído y la acetona. Particularmente, la acetona mostró niveles muy elevados en todos los sitios. Esta variación de las concentraciones es atribuida a la alta densidad de tráfico vehicular. Además, las fuertes correlaciones entre los 3 carbonilos más abundantes indicaron que la principal fuente de emisión de carbonilos se debe a la combustión de motores vehiculares. Por otro lado, los resultados de las concentraciones fueron más altas en invierno en todos los sitios y más bajas en verano y otoño. Este decrecimiento en las concentraciones se debió a la influencia de reacciones fotoquímicas y condiciones meteorológicas.

Cerón et al. (2007), en Campeche, México midieron por primera vez los niveles de carbonilos en la atmósfera de una costa semi-urbana al Suroeste de México. Este estudio se llevó a cabo durante las estaciones de invierno, verano y otoño, en el cual se midieron la concentración de 5 carbonilos. Los resultados obtenidos mostraron una variación diurna y estacional en los niveles de los carbonilos. Se observó que las concentraciones máximas se alcanzaron en un horario entre 13 y 16 horas. Se observó que las concentraciones de carbonilos fueron bajas comparadas con las de estudios realizados en áreas urbanas, indicando una buena calidad del aire en la zona.

Cerón et al. (2014), midieron los niveles de formaldehído y acetaldehído en un sitio urbano en Monterrey México, en la temporada de invierno y primavera del 2013. El muestreo se realizó con cartuchos de DNPH y el análisis se realizó por cromatografía líquida de alto rendimiento con un detector ultravioleta (HPLC-UV). En dicho estudio, se descubrió que el formaldehído fue el carbonilo más abundante. Ambos carbonilos mostraron patrones diurnos y estacionales. Las concentraciones medias de formaldehído fueron 35.74 ± 4.37 ppbv y 33.67 ± 3.97 ppbv para primavera e invierno, respectivamente. Mientras que el acetaldehído tuvo concentraciones medias de 25.68 ± 2.18 ppbv y 28.31 ± 7.91 ppbv para primavera y otoño, respectivamente. En este estudio se observó que los carbonilos eran más altos cuando el viento soplaba del oeste-suroeste, en donde se encontraban ubicadas las avenidas de tráfico pesado, un ferrocarril y compañías de energía eléctrica.

Capítulo 3. Metodología

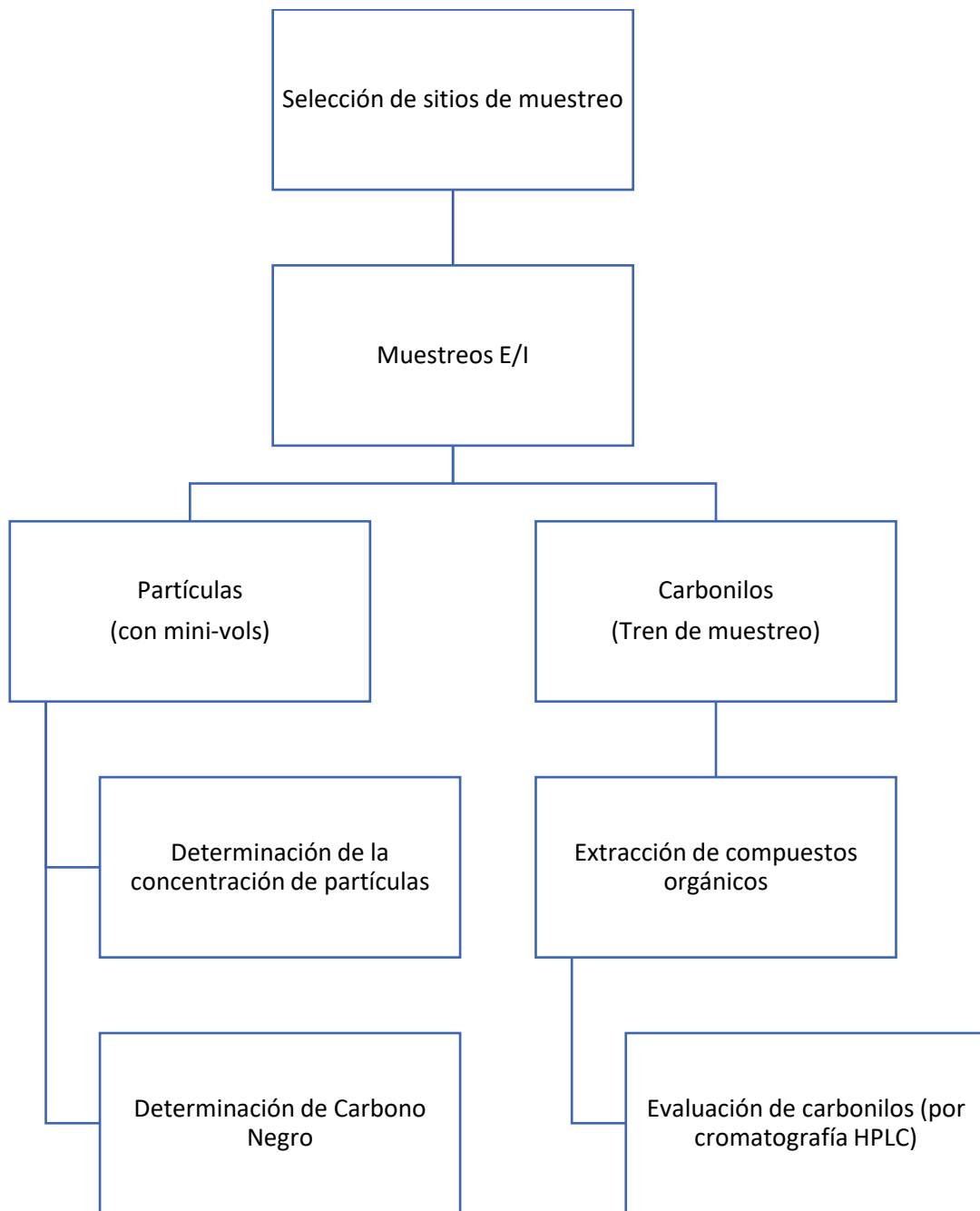


Figura 3. 1 Metodología del proceso

3. 1 Diseño de campañas y sitios de muestreo

Se diseñaron y llevaron a cabo tres campañas de muestreo en ambientes intramuros y extramuros. Las campañas se realizaron en las estaciones de primavera (para carbonilos; 16 al 22 de marzo/ 26 al 29 de marzo y para PM; 8 al 12 de abril/22 al 25 de abril/8 al 10 de mayo), verano (3 al 9 de septiembre/10 al 16 de septiembre) y otoño (12 al 18 noviembre/26 de noviembre al 02 de octubre) en el 2019. Los monitoreos se realizaron simultáneamente en intramuros y extramuros.

La zona de muestreo se delimitó en tres sitios representativos de la zona norte, centro y sur de la ciudad de México, considerando edificios que tuvieran cercanía a grandes vías, con mayor flujo vehicular; también se consideró que el lugar tuviera las condiciones óptimas para montar los equipos de muestreo tanto en intramuros como en extramuros. Las características geográficas y económicas de los tres sitios de muestreo se citan en la Tabla 3. 1.

En la zona norte se llevó a cabo el muestreo en una residencia en Azcapotzalco, en la zona centro se realizó en la Universidad de las Américas que se encuentra en la Delegación Cuauhtémoc, Insurgentes y para la zona sur se realizó el monitoreo en el Centro de Ciencias de la Atmósfera en Ciudad Universitaria. La Figura 3. 2, ilustra los sitios de muestreo en la Ciudad de México. A continuación se presentan las coordenadas de cada uno de los sitios:

- Residencia en Azcapotzalco ubicado en una latitud de 19°30'25" norte y una longitud de 99°12'22" oeste. Figura 3.3.
- Universidad de las Américas en Insurgentes ubicado en una latitud de 19°25'20" norte y una longitud de 99°09'59" oeste. Figura 3.4.
- Centro de Ciencias de la Atmósfera en Ciudad Universitaria de Coyoacán en una latitud de 19°19'33.6" sur y una longitud 99°10'33.239" oeste. Figura 3.5.

Tabla 3. 1 Características geográficas y económicas de los sitios de muestreo.

Variables	Azcapotzalco	Cuauhtémoc	Coyoacán
Latitud	19°29'13.1" N	19°26'42.2" N	19°20'48.1" N
Longitud	99°11'9.4" O	99°08'46" O	99°9'42.3" O
Altitud	2240 msnm	2230 msnm	2243 msnm
Población	400,161	532,553	608,479
Principales actividades	Industria de productos metálicos, alimentos, sustancias químicas y derivados del petróleo.	Servicios, comercio y manufactura, textiles.	Comercio, industria, servicios; hoteles y restaurantes; además de servicios educativos.
Tipo de urbanización	Urbana Significativa concentración de sistemas urbanos y transporte.	Urbana	Urbana

El muestreo extramuros se realizó en las azoteas de edificios pertenecientes a dos planteles y una residencia, mientras que, el muestreo en intramuros, se realizó en dos áreas de oficinas y una residencia. En intramuros, el equipo se instaló en el mismo sitio en las tres campañas. En la oficina del CCA el equipo se colocó a las afueras de los cubículos y oficinas de investigación, el muestreo se realizó en un solo pasillo durante las tres campañas, considerando un sitio accesible para el trabajo de muestreo y al mismo tiempo

poco transitado y con áreas de ventilación cercanas para permitir el flujo del aire. En la oficina de la Universidad de las Américas se tomaron en cuenta los puntos anteriores, por lo que el equipo se instaló en un pasillo poco concurrido, a las afueras de cubículos de actividades administrativas y cerca de áreas de ventilación natural; este sitio fue constante en los otros muestreos. Mientras que en la residencia el equipo se instaló al fondo del comedor y cerca de una ventana que permitiera la recirculación del aire. En extramuros, el equipo se colocó en las azoteas de los edificios. En el CCA el equipo se instaló en el techo de la Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos, ubicado en cuarto piso del edificio del CCA con espacio abierto y de limitado acceso. En Insurgentes en la UA el equipo se instaló arriba del cuarto piso del edificio, el cual cuenta con una terraza de limitado acceso, en los alrededores hay algunas plantas y mobiliario de jardín, el equipo se instaló de manera que recibiera las mayores corrientes de viento de manera que no interfirieran los edificios característicos de la zona. En Azcapotzalco el equipo se instaló arriba del segundo piso de la residencia, en un espacio libre, de limitado acceso con únicamente un tinaco alrededor.

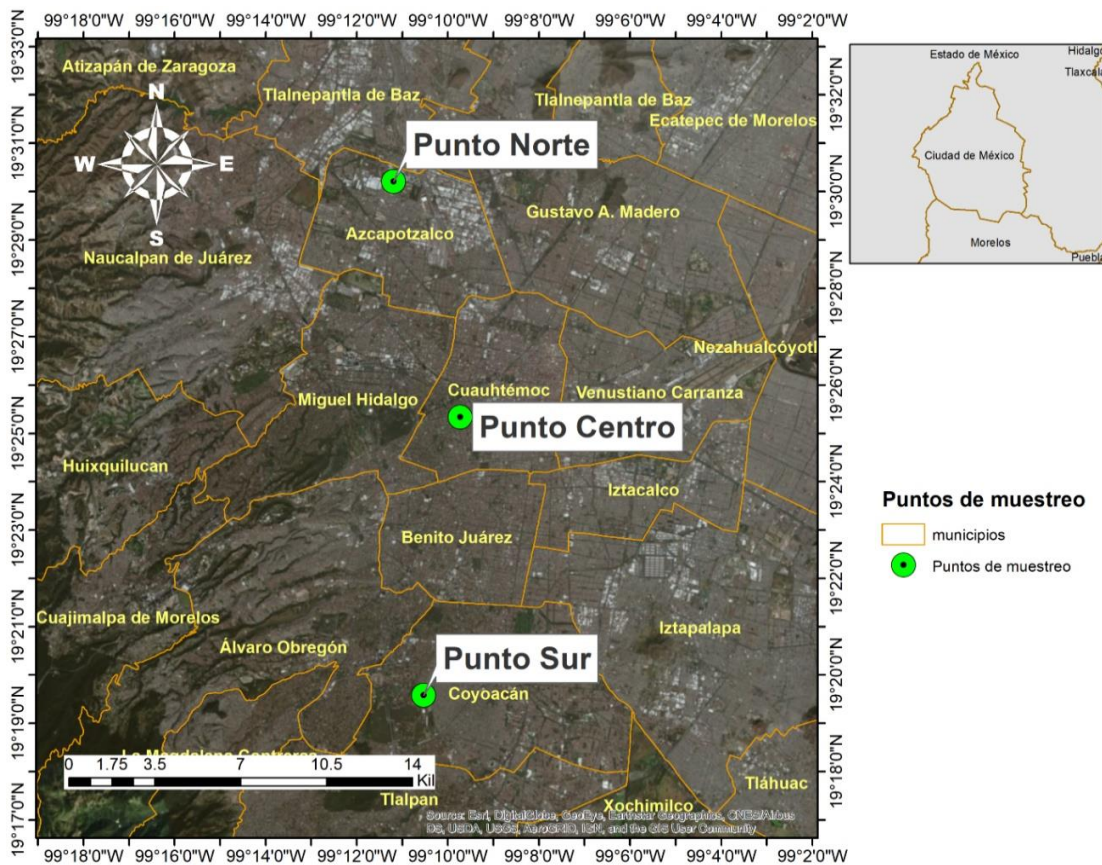


Figura 3. 2 Sitios de muestreo de Carbonilos y PM_{2.5} en la Ciudad de México.

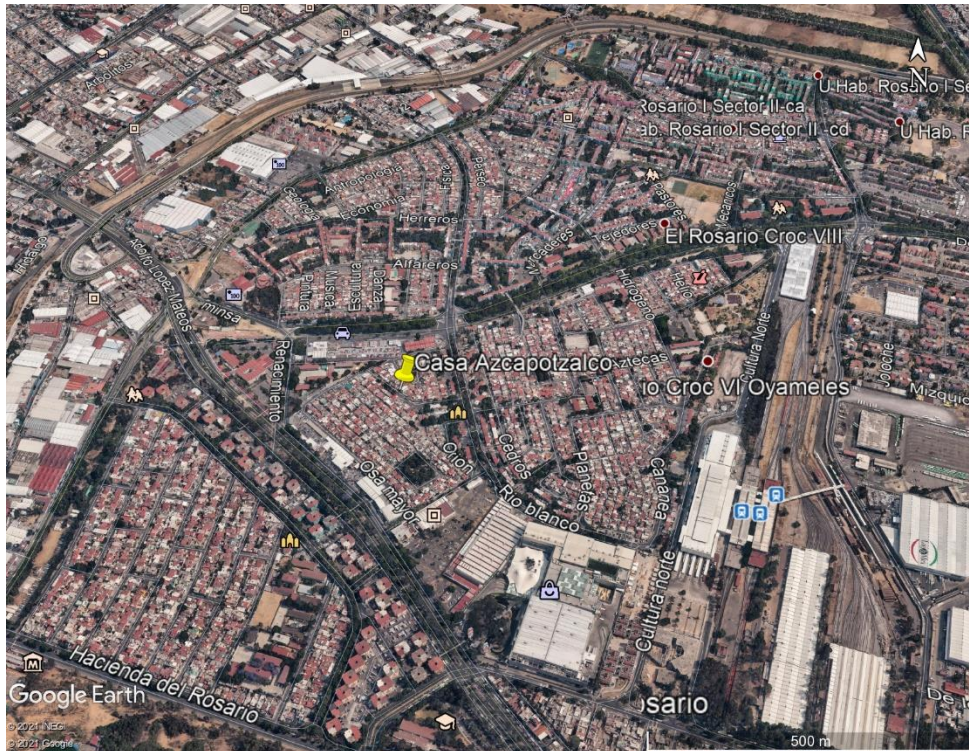


Figura 3. 3 Vista satelital del sitio de muestreo, casa Azcapotzalco.

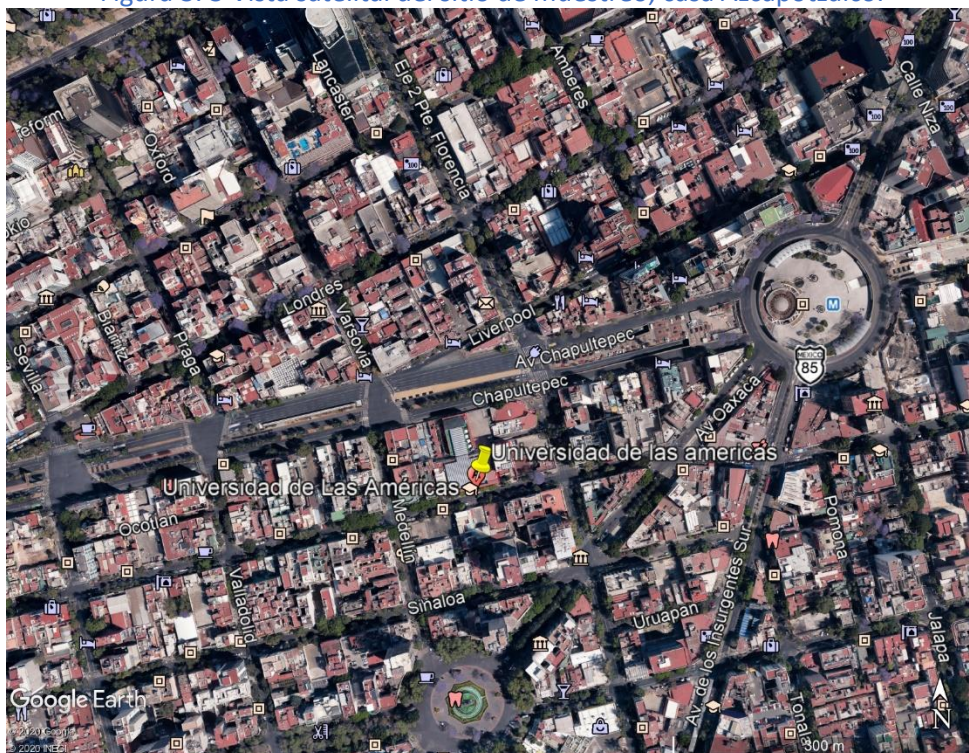


Figura 3. 4 Vista satelital del sitio de muestreo, Universidad de las Américas en Insurgentes.



Figura 3. 5 Vista satelital de sitio de muestreo, CCA UNAM. Coyocacán.

3.1. 1 Muestreo de partículas

Para la colecta de partículas se utilizaron dos MiniVol™ TAS (Figura 3. 6) de forma simultánea, uno se instaló en intramuros y el otro en extramuros en cada sitio (Azcapotzalco, CCA e Insurgentes) en las tres campañas, en las áreas mencionadas en la sección 3.1. Los equipos tomaron muestras de aire ambiental a un flujo de operación de 5 litros/ minuto para partículas $PM_{2.5}$. El equipo es ligero y portátil por lo cual fue ideal para el muestreo intramuros y extramuros que se llevó a cabo.

Cada equipo cuenta con un reloj de programación, el cual se ajustó de acuerdo con el calendario de muestreo y el tiempo estimado de seguimiento. Los equipos se colocaron, intramuros y extramuros, trabajaron en los mismos tiempos. Se colocaron los cabezales de corte $PM_{2.5}$. Se utilizaron los dos tipos de filtro; de cuarzo y de teflón. El primero para la recolección de la masa de las partículas y carbono negro y el segundo de la masa de las partículas únicamente. Al terminar el muestreo los filtros fueron transportados en la hielera y almacenados en el congelador hasta el momento de su análisis. El número de total de muestras entre las tres campañas fue de 54 filtros, 18 filtros por campaña (9 intramuros y 9 extramuros), en cada sitio durante cada una de las campañas se utilizaron 6 filtros (3 intramuros y 3 extramuros), de los cuales 4 eran de cuarzo y 2 de teflón para cada caso.



Figura 3. 6 MiniVol TAS 5.0

3.1. 2 Acondicionamiento de los filtros

1) Filtros de cuarzo

Se acondicionaron filtros de cuarzo marca PALL Life Science de 0.45 μm de tamaño de poro, 47 mm (Figura 3. 7); para ello se colocaron todos los filtros en cápsulas de porcelana, colocando boca arriba el lado que estará en contacto con la muestra. Las cápsulas, con los filtros, se introdujeron en la mufla (Figura 3. 8), precalentada durante 2 h a temperatura de trabajo de 600°C, para remover la materia orgánica que hayan tenido ya que ésta puede causar alteraciones en los resultados. Se dejaron los filtros en la mufla durante 6 h. Posteriormente se apagó la mufla y se dejó en reposo hasta la mañana del día siguiente.

Pasadas las 24 h se retiraron los filtros de la mufla y se colocaron en el desecador hasta alcanzar peso constante. Los filtros de cuarzo fueron usados para determinar el carbono negro presente en las partículas, debido a que el análisis de carbono total requiere que los filtros soporten temperaturas mayores a 700°C, para evitar que se queme el material de éste y produzca interferencias en el análisis de la muestra.



Figura 3. 7 Filtro de cuarzo marca PALL Life Science .



Figura 3. 8 Mufla marca Felisa.

Se prosiguió a la identificación y el pesado de los filtros con la balanza analítica de la marca Sartorius CPA225D-OCE (Figura 3. 9), la cual se calibró previamente una hora antes de iniciar el pesaje y se controlaron las condiciones atmosféricas durante el periodo del pesaje.

Al terminar el pesaje se guardaron los filtros en papel aluminio dentro de la desecadora para su almacenamiento hasta su uso en el muestreo.



Figura 3. 9 Balanza analítica Sartorius CPA225D-OCE.

2) Filtros de teflón

Se acondicionaron filtros de membrana de politetrafluoroetileno (PTFE) (Figura 3. 10) con tamaño de poro de 0.45 μm y de color blanco. Cada filtro fue lavado con acetona en el sonicador y se dejaron secar en la campana de extracción, para retirar las posibles impurezas que intervengan en el análisis de partículas. Los filtros de teflón son comúnmente usados para filtrar aire, son hidrofóbicos por lo que no se empapan con la humedad del aire.

Se prosiguió a la identificación y al pesado de los filtros con una balanza analítica de la marca Sartorius Analytical Balance, la cual se calibro previamente una hora antes de iniciar el pesaje.

Al terminar el pesaje se guardaron los filtros en papel aluminio dentro de la desecadora para su almacenamiento hasta su uso en el muestreo.



Figura 3. 10 Filtro de teflón con muestra recolectada de $\text{PM}_{2.5}$.

3.1. 3 Muestreo de carbonilos

El muestreo de carbonilos utilizado en este trabajo está basado en el Método TO-11, publicado por la EPA, el cual se basa en un compendio de métodos para la determinación de compuestos orgánicos tóxicos en el aire (US EPA, 1996).

Para la recolección de carbonilos se utilizaron cartuchos impregnados con 2,4-dinitrofenihidrazina (Figura 3. 11), que son selectivos y sólo reaccionan con los carbonilos presentes en el flujo que se hace pasar por ellos, los cuales son retenidos en el cartucho.

Se preparó un tren de muestreo con la capacidad de tener un flujo de aire en un rango de 0.5 a 5 L/min a través del cartucho. Para ello se utilizó una bomba Ashcroft y un flujómetro Dwyer RMA-26-SSV.

El tren de muestreo consiste en varios componentes (Figura 3. 12 y Figura 3. 13). 1) Recolector de emisiones (manguera) 2) un cartucho DNPH-Sílica 3) un rotámetro 4) una bomba de vacío. Todo el equipo fue conectado con manguera de teflón para evitar las perdidas. Se utilizó un soporte universal para mantener el cartucho en una posición elevada. En el caso del muestreo en exteriores se colocó un tubo de cobre para conducir la toma de aire al cartucho. Este tubo fue cubierto por dentro con KI, debido a las interferencias que pueden ocasionar el ozono y el dióxido de nitrógeno en el método de DNPH (Possanzini et al., 2003).

Esté equipo se colocó al mismo tiempo que el MiniVol procurando que queden a la par en el sitio de muestreo.

Posterior al monitoreo las muestras se resguardaron en refrigeración hasta el momento de su análisis. En total se obtuvieron 244 muestras (cartuchos de 2,4-DNPH), 123 extramuros y 121 intramuros de las tres campañas en total.



Figura 3. 11 Cartucho de DNPH-silica.

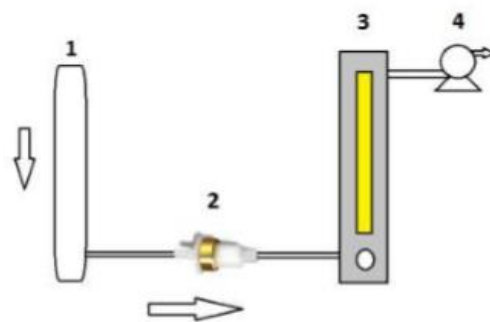


Figura 3. 12 Esquema del tren de muestreo (Figura de Solórzano, 2017).

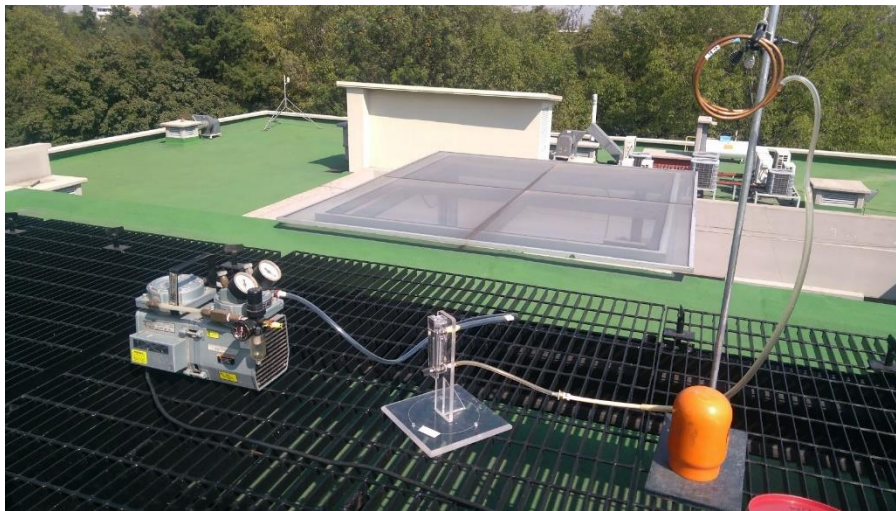


Figura 3. 13 Tren de muestreo de carbonilos instalado.

3.1. 4 Calibración de rotámetros

El tren de muestreo montado se calibró con un gasómetro para obtener el flujo real, para cada bomba (4 Bombas). En la Tabla 3. 2 se muestran: el flujo ajustado, el cual es medido con el flujómetro; el flujo real el cuál es medido a través del gasómetro; y el flujo corregido. Es necesario corregir el flujo medido en el

gasómetro ya que éste está calibrado para gas natural. El factor de corrección está dado por el cociente de las densidades (Ecuación 1) .

$$Kv = \sqrt{\frac{D_1}{D_2}} \dots (1)$$

Donde Kv es el factor de corrección del flujo

D₁ es la densidad del gas natural y D₂ es la densidad del aire

Tabla 3. 2 Densidad de gases

Gas	Densidad (kg/m ³)
Gas natural (D ₁)	0.78
Aire (D ₂)	1.2050

$$Kv = \sqrt{\frac{0.78}{1.2050}}$$

$$Kv = 0.805$$

Una vez que se obtiene el factor de corrección, con la ecuación 2, se determina el flujo corregido proveniente del tren de muestreo.

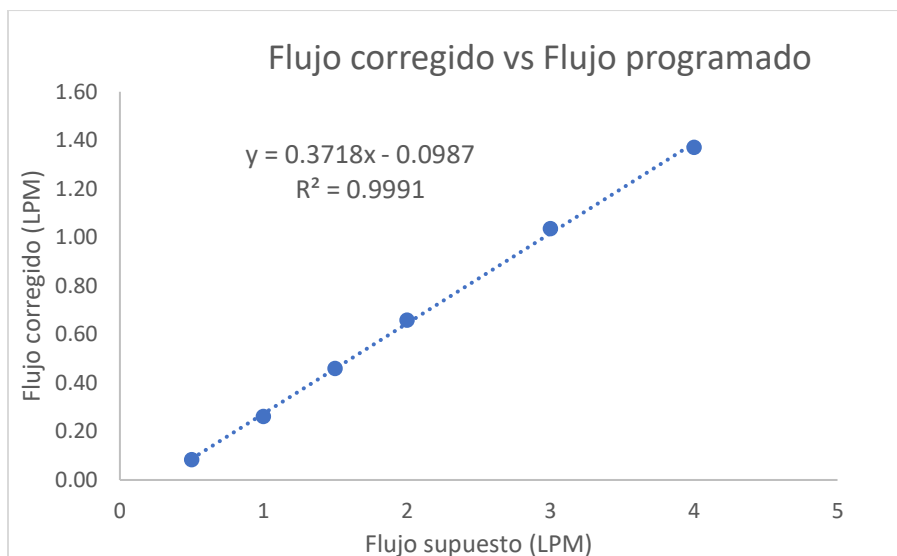
$$Flujo\ corregido = Kv * Flujo\ real \dots (2)$$

$$Flujo\ corregido = (0.805) * Flujo\ real$$

En la Tabla 3. 3 se muestran los valores obtenidos de la calibración del tren, en donde se presenta el flujo supuesto (proveniente del ajuste del rotámetro), el flujo real (proveniente de la lectura directa del gasómetro) y finalmente el flujo corregido, en la [Gráfica 3. 1](#), se muestra la curva de calibración con su ecuación de la regresión.

Tabla 3. 3 Flujo en la calibración del tren de muestreo

F supuesto (L/min)	0.5	1	1.5	2	3	4
F real (L/min)	0.0838	0.2610	0.4598	0.6581	1.0361	1.3702
F corregido (L/min)	0.0872	0.2731	0.459	0.6449	1.0167	1.3885



Gráfica 3. 1 Curva de calibración para el flujómetro.



Figura 3. 14 Gasómetro para calibrar el flujo de las bombas y rotámetros.

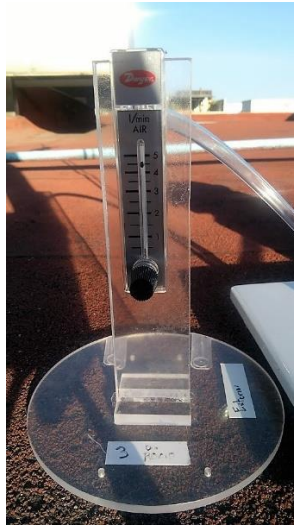


Figura 3. 15 Rotámetro calibrado.

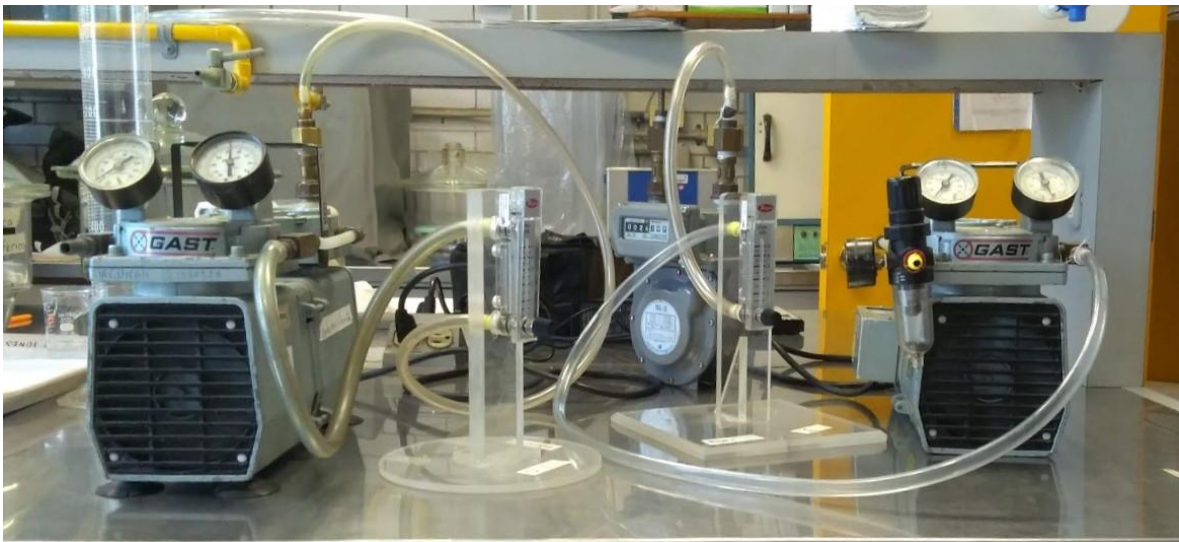


Figura 3. 16 Bombas y rotámetros calibrados.

3.1. 5 Determinación de la masa de partículas

Se determinó la concentración de $PM_{2.5}$ por gravimetría (diferencia de pesos). Los filtros fueron pesados antes y después del muestreo en una balanza analítica de la marca Sartorius Analytic (Max. 220 g, $d=0.01$ mg). La masa de partículas obtenida se dividió por el volumen total del muestreo (durante las 48 horas) y así, se obtuvo la concentración.

$$\text{Concentración} = \frac{(P_f - P_i) * 1000}{V} \dots (3)$$

Donde:

Concentración= Concentración de partículas en $\mu\text{g m}^{-3}$

P_f =Peso final (mg)

P_i =Peso inicial (mg)

V = Volumen (m^{-3})

3.1. 6 Análisis de carbono

El análisis químico de los aerosoles de carbono se realizó con el equipo EC/OC Laboratory Marca Sunset Laboratory Inc.; el cual utiliza un método termo-óptico reconocido a través de la técnica TOT-NIOSH 5040, referenciado como Transmisión Óptica Total (TOT por sus siglas en inglés), este método es el más utilizado para la determinación de OC, EC.

Se analizaron un total de 36 muestras en filtros de cuarzo, la determinación fue por duplicados. Antes de analizar las muestras, se corrió un blanco para verificar la ausencia de residuos de carbono. Se cortó 0.75 cm^2 de los filtros de cuarzo y esta fracción se insertó dentro del equipo para ser analizados debajo las siguientes etapas:

1. El filtro se calentó a 650°C en ausencia de oxígeno, para determinar el carbono orgánico por combustión en atmósfera de helio donde se volatiliza el carbono orgánico.
2. La temperatura se eleva de 750°C a 800°C (rampa) con el objetivo de realizar la oxidación del carbono elemental.

Las concentraciones de carbono orgánico y elemental se obtuvieron de la siguiente manera:

$$CO_{total} = \frac{CO \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{cm}^2} \right) * A(\text{cm}^2)}{V(\text{m}^3)} \dots (4)$$

$$CE_{total} = \frac{CE \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{cm}^2} \right) * A(\text{cm}^2)}{V(\text{m}^3)} \dots (5)$$

CO_{total} = Carbono orgánico total, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

CO = Carbono orgánico por unidad de área, $\mu\text{g}/\text{m}^2$

CE_{total} = Carbono elemental total, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

CE = Carbono elemental por unidad de área, $\mu\text{g}/\text{m}^2$

A = Área de filtro utilizada para el análisis en cm^2

V =Volumen muestreado para cada filtro, m^3



Figura 3. 17 Equipo EC/OC Laboratory Marca Sunset Laboratory Inc.

3.1. 7 Análisis de carbonilos por HPLC

Para hacer la extracción de carbonilos, contenidos en los cartuchos de DNPH-Sílica, se realizó el lavado de los cartuchos, añadiendo 3 ml de acetonitrilo con una jeringa durante 1 minuto. Posteriormente se inyectó aire 3 veces para asegurar que bajara toda la solución. Se concentraron los derivados carbonilos en un aforo de 5 ml con acetonitrilo. Se prosiguió a hacer la inyección en el cromatógrafo HPLC Shimadzu, con dos réplicas de cada inyección por nivel de la curva.

El análisis cromatográfico se realizó por cromatografía líquida HPLC utilizando un equipo Shimadzu SPD-20 AV con detector UV-visible, se trabajó a una longitud de onda de 360 nm con columna en fase reversa, ACE5 C18, 5 μ m, 25 cm x 4.6 mm I.D. (Figura 3. 18). Con las siguientes condiciones:

- Fase móvil: acetonitrilo/agua (60/40 %)
- Flujo de 2 mL/min
- Longitud de onda 360 nm
- Elusión: Isocrática
- Inyección: 20 μ L



Figura 3. 18 Columna fase reversa ACE5 C18

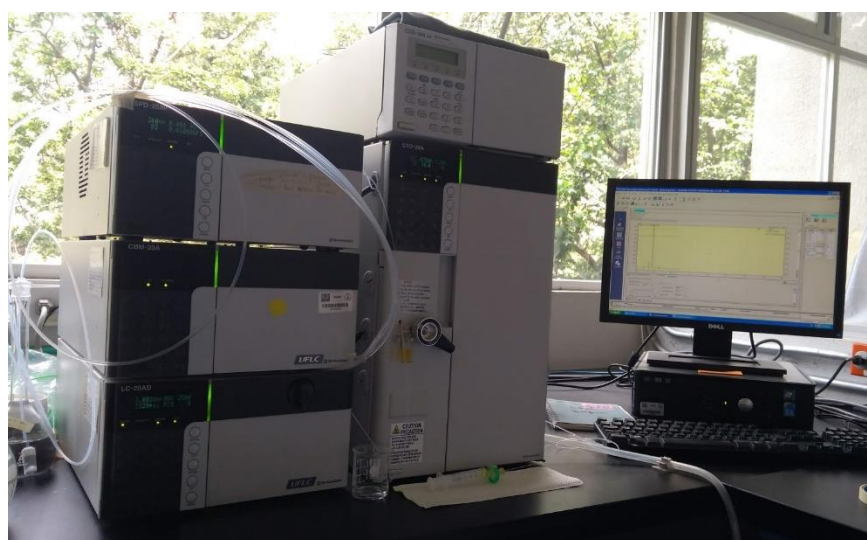


Figura 3. 19 Cromatógrafo de HPLC equipo Shimadzu SPD-20 AV con detector UV-visible.

Los aldehídos y cetonas se encuentran en forma gaseosa en condiciones estándar (273 K y 101325 Pa). Estos reaccionan con la DNPH en los cartuchos para formar hidrazonas estables derivatizadas (Figura 3. 20). Esto se da por medio de una adición nucleofílica y eliminación de agua dando como resultado las hidrazonas derivadas. En la Tabla 3. 4 se muestran los datos de cada uno de los contaminantes en su forma molecular y en su forma de derivado.

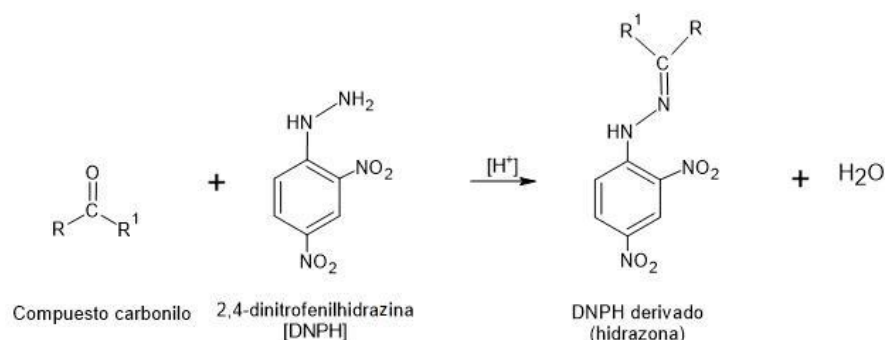
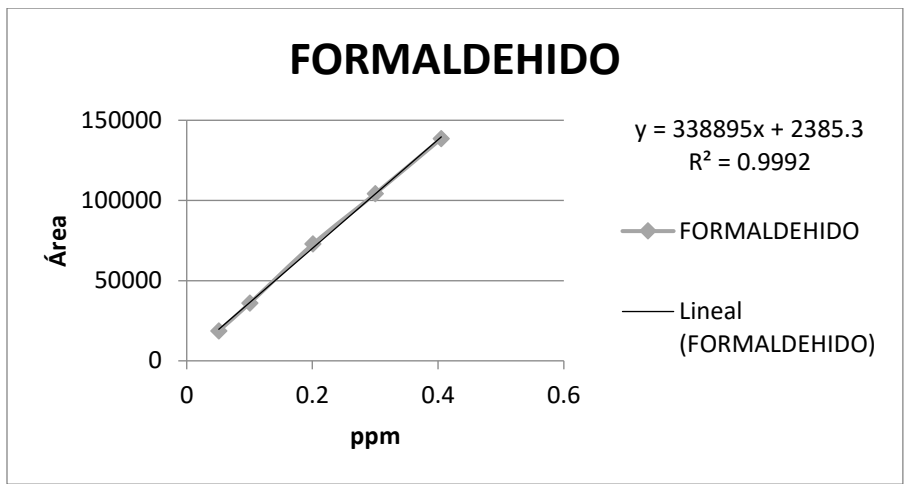


Figura 3. 20 Reacción de derivatización de compuestos carbonilos.

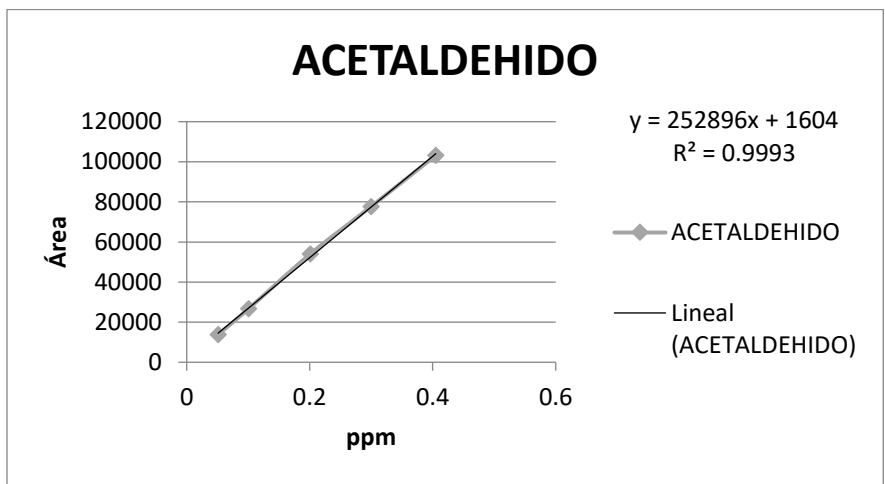
Tabla 3. 4 Datos de los compuestos carbonilos analizados y su forma derivada.

Compuesto	Fórmula	Peso molecular (g/mol)
Formaldehído	CH ₂ O	30.03
Acetaldehído	CH ₃ CHO	44.05
Acroleína	CH ₂ CHCHO	56.06
Acetona	CH ₃ (CO)CH ₃	58.08
Propionaldehído	CH ₃ CH ₂ CHO	58.1
Butiraldehído	CH ₃ CH ₂ CH ₂ CHO	72.1
2,4-Dinitrofenilhidrazina	2,4-DNHP	198.14
Formaldehído-2,4-Dinitrofenilhidrazina	CH ₂ O-2,4-DNHP	210.15
Acetaldehído-2,4-Dinitrofenilhidrazina	CH ₃ CHO-2,4-DNHP	224.17
Acroleína-2,4-DNPH	CH ₂ CHCHO-2,4-DNHP	254.2
Acetona-2,4-DNPH	CH ₃ (CO)CH ₃ -2,4-DNHP	256.22
Propionaldehído-2,4-DNPH	CH ₃ CH ₂ CHO-2,4-DNHP	256.24
Butiraldehído-2,4-DNPH	CH ₃ CH ₂ CH ₂ CHO-2,4-DNHP	270.5

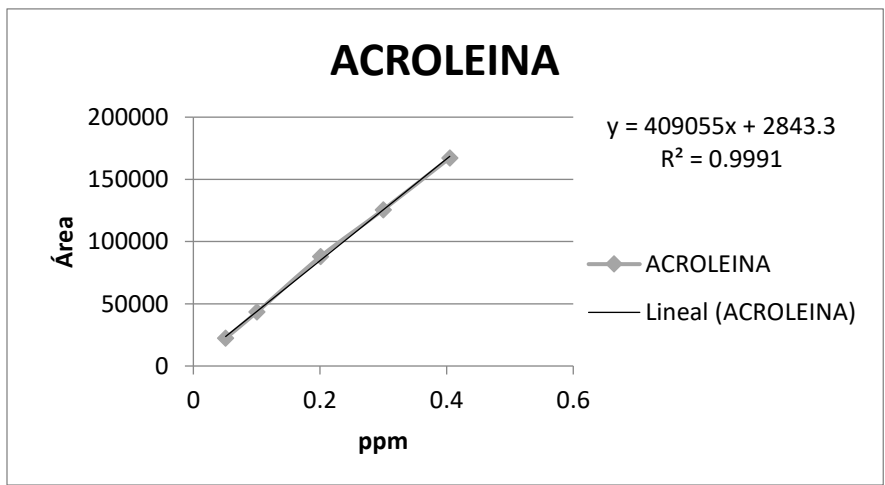
Se construyeron curvas de calibración en un rango de 0.05 a 0.405 ppm, con el propósito de poder identificar y conocer las concentraciones de los compuestos carbonilos muestreados. Para la curva se utilizó los estándares derivados de los compuestos carbonilos que aparecen en la Tabla 3. 4 En las gráficas 3.2 a 3.7, se presentan las curvas de calibración para estos compuestos mencionados. Los límites de desempeño para cada una de las curvas se muestran en la Tabla 3. 5.



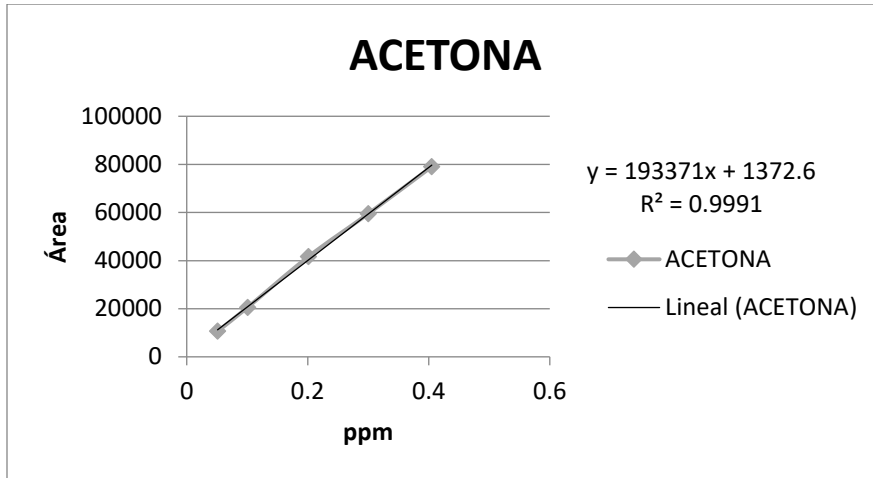
Gráfica 3. 2. Curva de calibración del derivado de formaldehído.



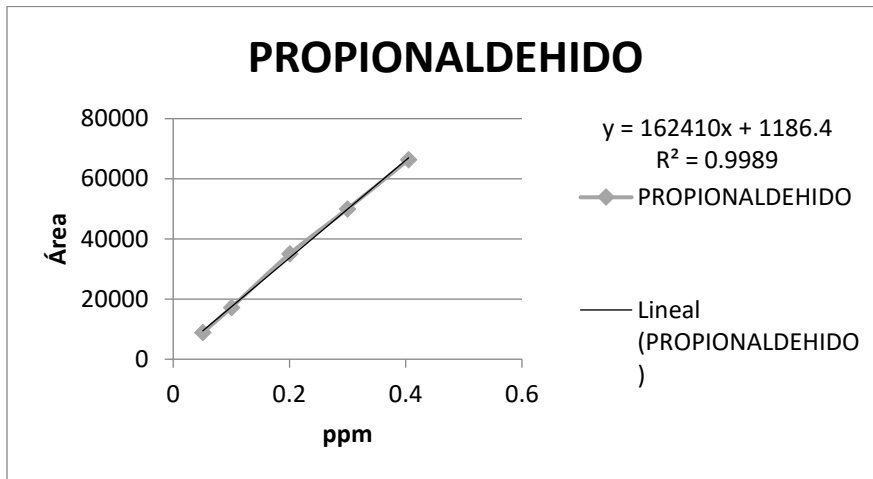
Gráfica 3. 3 Curva de calibración del derivado de acetaldehído.



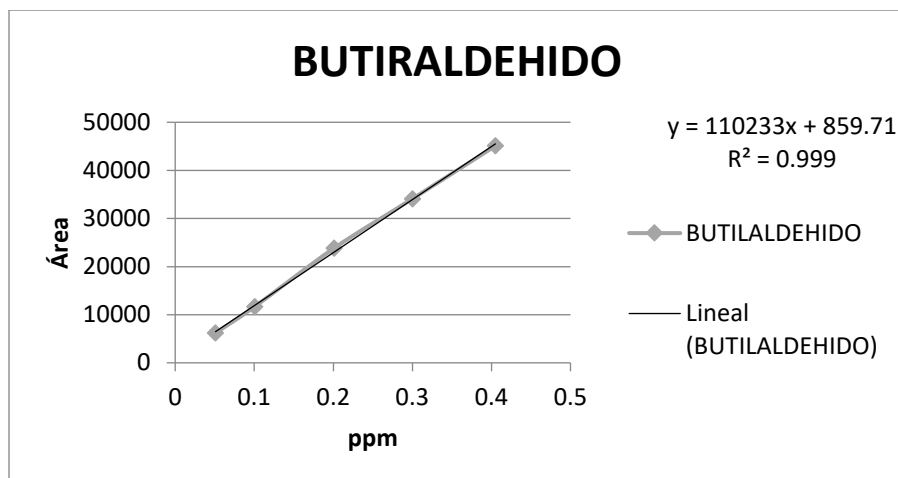
Gráfica 3. 4 Curva de calibración del derivado de acroleína.



Gráfica 3. 5 Curva de calibración del derivado de acetona.



Gráfica 3. 6 Curva de calibración del derivado de propionaldehído.



Gráfica 3. 7 Curva de calibración del derivado de butiraldehído.

Tabla 3. 5 Límites de desempeño de curvas de calibración.

#	COMPUESTO	Desempeño			Concentración			Linealidad	
		L.D.	L.C.	C.V.	Promedio	Mínima	Máxima	R	r ²
1	FORMALDEHÍDO	0.01	0.03	2.27	0.21	0.051	0.405	0.9996	0.99917
2	ACETALDEHÍDO	0.01	0.03	2.12	0.21	0.051	0.405	0.9996	0.99928
3	ACROLEINA	0.01	0.03	2.34	0.21	0.051	0.405	0.9996	0.99912
4	ACETONA	0.01	0.03	2.34	0.21	0.051	0.405	0.9996	0.99912
5	PROPIONALDEHIDO	0.02	0.03	2.63	0.21	0.051	0.405	0.9994	0.99889
6	BUTIRALDEHIDO	0.02	0.03	2.52	0.21	0.051	0.405	0.9995	0.99898

3.1.8. 1 Cálculo de las concentraciones de carbonilos en el muestreo

En la Figura 3. 21 se muestra un cromatograma típico obtenido de la separación de las hidrazonas derivatizadas de aldehídos y cetonas arrojado por el HPLC. El cromatograma muestra los picos característicos integrados de diferentes aldehídos y cetonas retenidos en un cartucho de una muestra de aire.

De acuerdo con los objetivos de esta investigación se analizó la concentración, de compuestos carbonilos presentes en el aire muestreado a partir de la concentración ($\mu\text{g/L}$) obtenida del cromatograma proveniente del HPLC ($\mu\text{g/L}$), el flujo real de muestreo (F_{real}) y el volumen de muestreo (V_m). En la Tabla 3. 6 se muestra un ejemplo de la memoria de cálculo que se realizó para cada uno de los carbonilos determinados en cada muestreo por sitio en ambientes intramuros y extramuros.

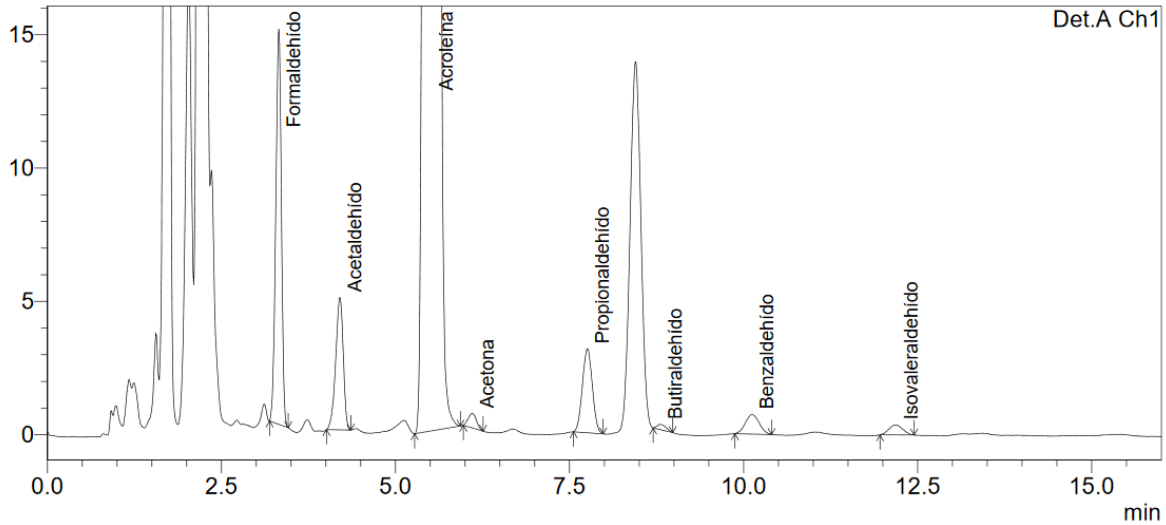


Figura 3. 21 Cromatograma estándar de compuestos carbonilos derivados.

Tabla 3. 6 Memoria de cálculo para determinar la concentración de formaldehído en el aire.

Cartucho	Tiempo (min)	F _{real} (L/min)	V _m (L)	V _m (m ³)	V _r (m ³)	C Formaldehído (µg/L)	C (µg/mL)	Masa capturada Forma(ng)	C (ppbv)	C (ppbv)pro
AZCint1_1	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.483	0.000483	2415	2.2306134	2.27
AZCint1_2	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.498	0.000498	2490	2.3010538	
AZCint2_1	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.706	0.000706	3530	3.2890282	3.23
AZCint2_2	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.679	0.000679	3395	3.1618022	
AZCint3_1	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.652	0.000652	3260	3.0397431	3.13
AZCint3_2	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.69	0.00069	3450	3.2191069	
AZCint4_1	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.757	0.000757	3785	3.5413629	3.57
AZCint4_2	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.768	0.000768	3840	3.5933722	
AZCint5_1	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.699	0.000699	3495	3.2283232	3.23
AZCint5_2	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.699	0.000699	3495	3.2283232	
AZCint6_1	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.617	0.000617	3085	2.8647674	2.86
AZCint6_2	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.614	0.000614	3070	2.8506552	
AZCint7_1	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.497	0.000497	2485	2.3081279	2.31
AZCint7_2	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.496	0.000496	2480	2.3034078	
AZCint8_1	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.433	0.000433	2165	2.0026318	2.01
AZCint8_2	120	1.0075	120.9	0.1209	0.12	0.437	0.000437	2185	2.0214801	

3.1. 8 Cálculo de la relación interior-exterior (I/E)

La relación interior-exterior es un indicador simple que provee una evaluación preliminar de la relación de un contaminante en interiores y exteriores, para poder determinar si hubo influencia de las fuentes externas en los interiores.

En el presente trabajo, se estimó la relación I/E promedio de PM_{2.5} con la concentración de masa de PM_{2.5} en interiores (de cada una de las muestras), entre la concentración promedio de PM_{2.5} en exteriores (Chun Chen y Zhao, 2011).

La relación I/E se estimó también para los compuestos carbonilos a partir de los valores individuales de la concentración de cada carbonilo en el interior dividido entre la concentración promedio (\bar{C}) de cada carbonilo en el exterior (Cavalcante et al., 2006).

$$R (I/E) = \frac{C_{i(\text{interiores})}}{\bar{C}_{(\text{exteriores})}} \dots (4)$$

3.1. 9 Análisis estadístico

Con el fin de poder interpretar los resultados obtenidos en los muestreos realizados para PM_{2.5} y carbonilos, se realizó la estadística descriptiva de los datos de concentración: la media aritmética, la mediana, la desviación estándar, mínimos y máximos. Además, se realizaron pruebas estadísticas de comparación para corroborar estadísticamente las diferencias observadas.

Se realizó una prueba de normalidad para comprobar si los datos requerían de pruebas paramétricas o no paramétricas. La prueba que se realizó fue la de Kolmogórov-Smirnov, que se basa en la comparación de dos distribuciones de frecuencia acumuladas; las curvas experimental e hipotética. Utilizando el punto en el que estas dos distribuciones muestran la mayor divergencia, la prueba identifica una estimación de probabilidad de dos colas, p, para determinar si los datos experimentales distan sustancialmente de la distribución esperada, en otras palabras, si son estadísticamente similares o diferentes (Gregory y Dale, 2009; Miller y Miller, 2010).

Con el fin de conocer si los datos presentan una distribución normal o no, se evaluó el valor de p con un nivel de significancia, conocido como alfa (α), de 0.05.

Donde;

Si $p > 0.05$ si presenta distribución normal

Si $p \leq 0.05$ no presenta distribución normal

En la Figura 3. 22 se presentan los resultados de la prueba de Kolmogórov-Smirnov para carbonilos, en dónde “g.l.” son los grados de libertad, es decir el número de datos que son libres de variar durante la prueba y “Sig.” es el nivel de significancia conocido como “p” el cual es el valor evaluado, en las tres estaciones de muestreo el valor de p fue menor a 0, lo cual demostró que los datos no siguen una distribución normal entre los grupos evaluados.

Pruebas de normalidad							
	Estación	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Exteriores	Primavera	.222	298	.000	.567	298	.000
	Verano	.339	210	.000	.365	210	.000
	Otoño	.313	200	.000	.340	200	.000

a. Corrección de significación de Lilliefors

Figura 3. 22 Prueba de Kolmogórov-Smirnov

En razón al párrafo anterior, se utilizaron las pruebas no paramétricas de Mann-Whitney y Kruskal-Wallis para probar si existían diferencias entre los resultados obtenidos por sitio, por campaña y en interiores y exteriores. El análisis estadístico no paramétrico se realizó en el software IBM SPSS Statistics.

La prueba de Mann-Whitney, también conocida como u-test, se utiliza para comparar dos muestras independientes, que no se pueden reducir a un solo conjunto de datos y pueden contener diferentes números de medidas. El equivalente paramétrico de esta prueba se conoce como t-test para pruebas independientes.

La prueba de Kruskal-Wallis, también conocido como test H, es un procedimiento estadístico no paramétrico para comparar más de dos muestras que son independientes. El equivalente paramétrico de esta prueba es el test ANOVA de una vía. Sin embargo, la prueba no identifica dónde ocurren las diferencias. Para identificar las diferencias particulares entre pares de muestras, se puede usar contrastes de muestras, o pruebas de post hoc, para analizar los pares de muestras específicas en busca de diferencias significativas.

Para realizar los contrastes no paramétricos se tomaron las siguientes consideraciones:

H₀: La concentración de los compuestos carbonilos/PM_{2.5}/especies de carbono negro evaluados no es distinta según la estación del año/el sitio/el ambiente en que se realizó el muestreo.

H₁: La concentración de los compuestos carbonilos/PM_{2.5}/especies de carbono negro evaluados es distinto según la estación del año/el sitio/el ambiente en que se realizó el muestreo.

Las pruebas se llevaron a cabo en un nivel de significancia (α), del 0.05 o 5%.

Donde;

Si $p > 0.05$ no existe diferencia significativa entre los grupos evaluados

Si $p \leq 0.05$ existe diferencia significativa entre los grupos evaluados

3.1. 10 Riesgos a la salud por compuestos carbonilos

Se calculó la exposición personal (E_i) individual para cada compuesto carbonilo (i), a partir de la ecuación sugerida por la EPA (1992):

$$E_i = C_j IR_i t_{ij}$$

donde C_j es la concentración promedio del compuesto carbonilo ($\mu\text{g m}^{-3}$), IR es el grado de inhalación ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$), t es el tiempo de exposición (h d^{-1}).

Para obtener el grado de inhalación personal promedio (IR) se utilizaron los datos del “Handbook de factores de exposición” de la EPA (US Environmental Protection Agency, 2011). Los factores seleccionados

fueron con base en las características del muestreo, las cuales son $1.83 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ en intramuros y $0.88 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ en extramuros, con una ventilación media. El tiempo de exposición promedio fue de 8 h d^{-1} , el cual fue el tiempo promedio de muestreo, basado en el tiempo promedio de la jornada laboral y el tiempo de incidencia en ambientes intramuros.

Para calcular el nivel de riesgo de cáncer por formaldehído y acetaldehído, se utilizaron los valores indexados, en hojas de seguridad, de las unidades de riesgo por inhalación (EPA, 1988, 1989), que son 1.3×10^{-5} y $2.2 \times 10^{-6} (\mu\text{g m}^{-3})^{-1}$, de formaldehído y acetaldehído. Estos valores se multiplicaron por las concentraciones de cada compuesto carbonilo en $\mu\text{g m}^{-3}$.

Los resultados promedio, también, fueron comparados con los valores límite de exposición por inhalación (conocidos como REL, por sus siglas en inglés), publicados en guías, para agencias reguladoras y el público en general, por la OEHHA en California, EE. UU. (OEHHA, 2016).

Capítulo 4. Resultados y discusión

4. 1 Condiciones meteorológicas

Las condiciones meteorológicas son el factor principal que influye en las concentraciones de aerosoles y gases. En $PM_{2.5}$ se ha observado que sus concentraciones se ven influenciadas por la velocidad del viento y la humedad relativa (Wang et al., 2015). Mientras que en gases como el ozono y los COV, la radiación solar determinan la formación de estos compuestos y las condiciones del viento su transporte (Wang et al., 2017). Otra variable a considerar es la temperatura y el porcentaje de humedad relativa, los cuales han sido relacionados principalmente con las emisiones de COV, tanto en extramuros como en intramuros (Jiang et al., 2017). En este trabajo se consideraron algunos parámetros meteorológicos en relación con del comportamiento de las concentraciones evaluadas para $PM_{2.5}$ (sección 4.2) y para los compuestos carbonilos (sección 4.4.7).

Las condiciones meteorológicas, se tomaron de los datos históricos del “Programa de Estaciones Meteorológicas del Bachillerato Universitario (PEMBU) correspondiente al CCH Azcapotzalco y el Centro de Ciencias de la Atmósfera” y de la “Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) del Hospital General Médico”, con el objetivo de obtener las variables climatológicas de temperatura, humedad relativa, velocidad y dirección del viento.

Tabla 4. 1 Condiciones meteorológicas de las campañas de muestreo del 2019.

	Primavera			Verano			Otoño		
	Azcapotzalco	CCA	Insurgentes	Azcapotzalco	CCA	Insurgentes	Azcapotzalco	CCA	Insurgentes
T_{prom} (°C)	18.5 ± 5.1	17.3 ± 5.1	17.8 ± 4.7	18.1 ± 3.2	18.1 ± 3.0	18.5 ± 3.0	16.1 ± 3.5	16.9 ± 4.4	17.9 ± 3.6
T_{max} (°C)	28.1	27.3	27.7	26.2	25.1	25.3	23.6	27.1	26.6
T_{min} (°C)	9.8	8.6	10.1	13.5	13.7	14.7	10.0	9.2	12.0
%HR	47.3 ± 19.0	42.9 ± 20.0	35.3 ± 20.0	71.5 ± 15.0	67.9 ± 14.0	56.7 ± 14.0	67.2 ± 14	60.8 ± 16.6	48.1 ± 15.0
%HR_{max}	87.0	81.0	70.0	96.0	90.0	81.0	92.0	88.0	75.0
%HR_{min}	19.0	8.0	5.0	35.0	33.0	23.0	39.0	21.0	15.0
(W m⁻²)	242	256	-	149	159.4	-	125	167.5	-
Indice UV (Rango)	2.1-3.6	5.7-8.8	3.6-5.7	2.1-3.6	3.6-5.7	2.1-3.6	3.6-5.7	5.7-8.8	2.1-3.6

En la Tabla 4. 1 se resumen los datos promedio y rangos de la temperatura, el porcentaje de humedad relativa y la radiación solar e índice UV de los días de muestreo para cada sitio en cada una las tres campañas en que se trabajó.

La primera campaña se llevó a cabo entre los meses de marzo a mayo caracterizados por ser una temporada caliente seca, con temperaturas de 8 a 28 °C y una humedad relativa baja, por abajo del 50%. La segunda campaña se realizó en la temporada caliente húmeda, debido a las precipitaciones continuas

en la época el muestreo se llevó a cabo en las últimas semanas del verano (en septiembre) en las que las precipitaciones disminuyeron, las temperaturas alcanzadas van de 18.5 a 25 °C, con valores de humedad relativa altos. La campaña tres que se llevó a cabo en noviembre en la estación de otoño, en la que comienza la temporada seca fría se presentaron días nublados y con algunas precipitaciones, las temperaturas disminuyeron en comparación con las anteriores campañas y la humedad disminuyó en comparación con la campaña de verano. Los valores de temperatura en interiores fueron más altos que en exteriores (Tabla 4. 2).

Tabla 4. 2 Valores promedio de la temperatura intramuros de las campañas de muestreo del 2019.

	Primavera			Verano			Otoño		
	Azcapotzalco	CCA	Insurgentes	Azcapotzalco	CCA	Insurgentes	Azcapotzalco	CCA	Insurgentes
T_{prom} (°C)	19.08 ± 1.7	24.3 ± 1.6	20.5 ± 1.7	24.5 ± 1.5	24.5 ± 1.6	22.0 ± 3.5	19.4 ± 2.1	19.4 ± 2.1	23.0 ± 2.1
T_{max} (°C)	22	27.0	23.0	26.0	26.0	27.0	23.0	23.0	28.0
T_{min} (°C)	16	21.0	18.0	21.0	22.0	14.0	16.0	17.0	21.0

En la Figura 4. 1 se pueden apreciar las rosas de viento para cada sitio durante la campaña de marzo (primavera) en el 2019. En el CCA, se observó que la dirección del viento viene principalmente del norte con una velocidad del viento predominante de 5.7 a 3.6 ms⁻¹. En Azcapotzalco, la dirección del viento fue mayormente del noroeste con una velocidad del viento predominante de 3.6 a 2.1 ms⁻¹. Mientras que, en la Insurgentes, la dirección del viento fue principalmente del noroeste con una velocidad del viento predominante de 8.8 a 5.7 ms⁻¹.

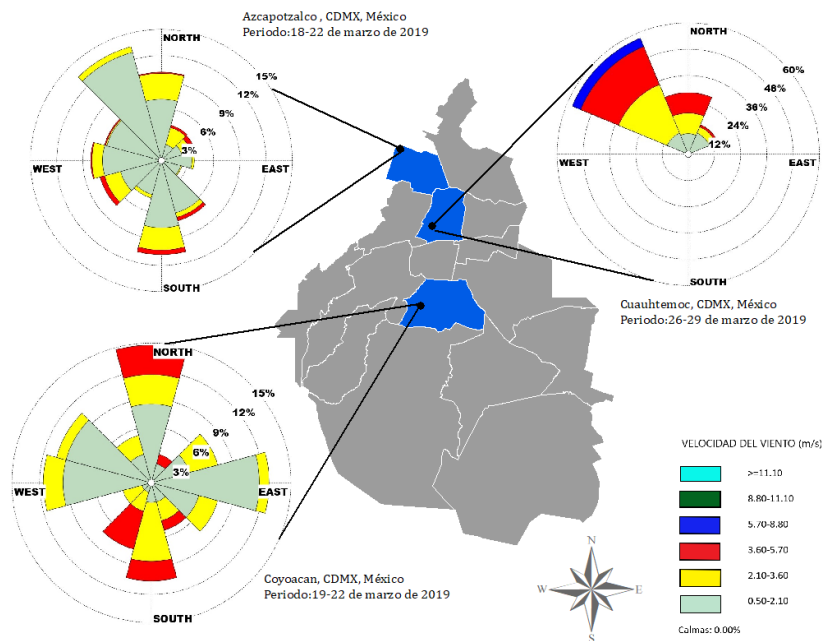


Figura 4. 1 Rosa de viento en los sitios de muestreo de la campaña de marzo 2019.

En la Figura 4. 2 se muestran las rosas de viento obtenidas durante la campaña de septiembre (verano) en el 2019. En el CCA, se observó que la dirección del viento viene principalmente del noroeste con una velocidad del viento predominante de 3.6 a 2.1 ms^{-1} . En Azcapotzalco, la dirección del viento fue mayormente del norte y noroeste con una velocidad del viento predominante de 3.6 a 2.1 ms^{-1} . Finalmente, en Insurgentes, se observó que la dirección del viento principalmente provino del noroeste con una velocidad del viento predominante de 5.7 a 3.6 ms^{-1} .

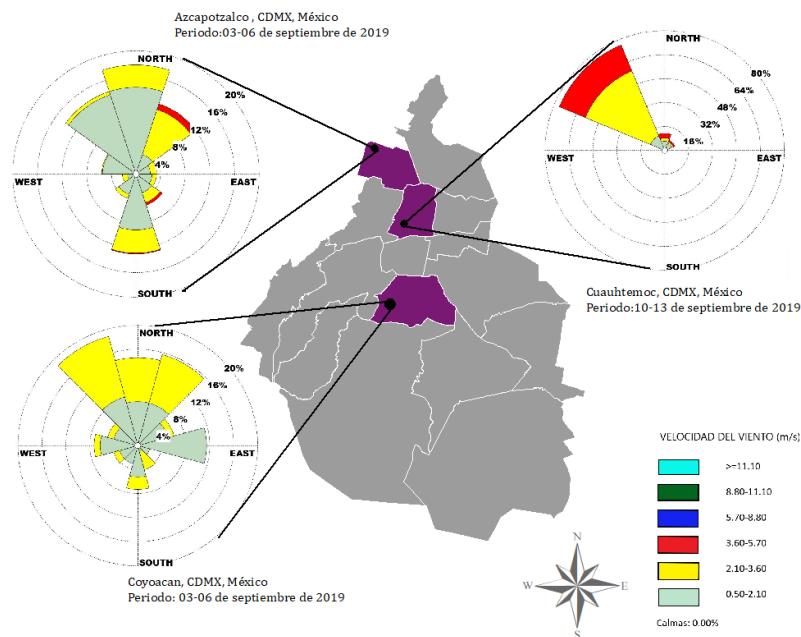


Figura 4. 2 Rosa de viento en los sitios de muestreo de la campaña de septiembre 2019.

En la Figura 4. 3 se muestran las rosas de viento de la campaña de noviembre (otoño) en el 2019. En el CCA, se observó que la dirección del viento provino mayormente del norte con una velocidad del viento predominante de 3.6 a 2.1 ms^{-1} . En Azcapotzalco, la dirección del viento provino principalmente del norte, pero en ocasiones del sur con una velocidad del viento predominante de 5.7 a 3.6 ms^{-1} . En Insurgentes, se observó que la dirección del viento vino mayormente del noreste con una velocidad del viento predominante de 8.8-5.7 ms^{-1} .

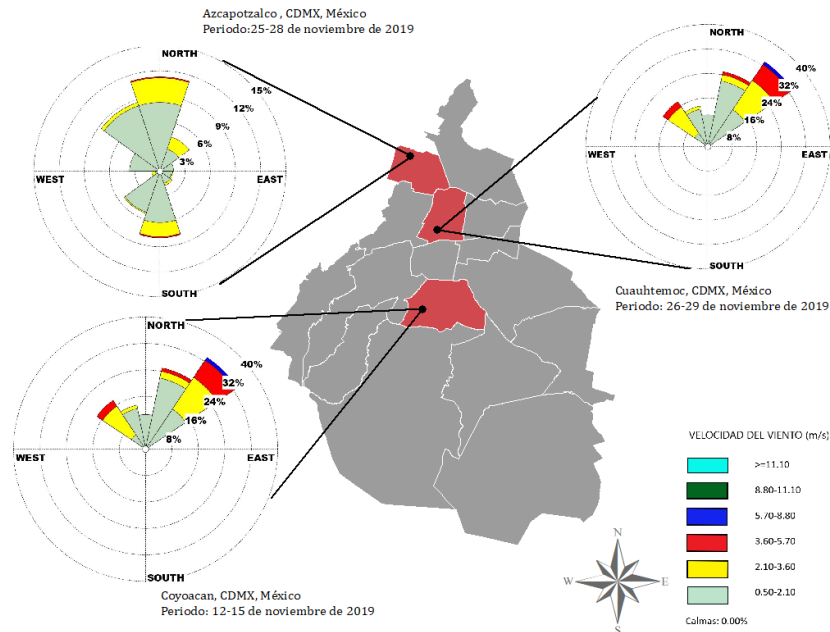


Figura 4. 3 Rosa de viento en los sitios de muestreo de la campaña de noviembre 2019.

4. 2 Resultados y análisis de PM_{2.5}

4.2. 1 Concentración de PM_{2.5} en extramuros en primavera-19

Los resultados del análisis estadístico de partículas PM_{2.5} de la campaña de primavera para ambientes exteriores e interiores se resumen en la Tabla 4. 3. El número de muestras fue de 9 filtros en extramuros y 9 en intramuros con un total de 18 muestras en la campaña de primavera. Las concentraciones de PM_{2.5} tuvieron grandes variaciones entre los sitios. La concentración promedio total de PM_{2.5} de la campaña de primavera en exteriores, fue mayor para Insurgentes, seguida por Azcapotzalco y el CCA. Los valores promedio de las concentraciones de PM_{2.5} superaron los límites máximos permisibles establecidos (45 µg m⁻³) en la NOM-025-SSA1-2014, en los tres sitios de muestreo.

Tabla 4. 3 Estadística descriptiva de PM_{2.5} de la campaña de primavera 2019.

PRIMAVERA-19	EXTERIORES			INTERIORES		
	CCA	Azcapotzalco	Insurgentes	CCA	Azcapotzalco	Insurgentes
N	3	3	3	3	3	3
Promedio (µg/m³)	59.4	111.3	123.8	73.3	74.1	150.1
Mediana (µg/m³)	46.3	124.01	123.8	67.75	45.83	150.1
σ (µg/m³)	30.42	24.87	26.60	9.65	52.56	9.01
Min (µg/m³)	37.7	82.7	105.0	67.8	41.7	156.5
Max (µg/m³)	94.1	127.3	142.6	84.5	134.7	143.8

Durante esta campaña, en Insurgentes hubo labores de construcción de un edificio vecino al sitio durante el muestreo. Las actividades de construcción tienen un impacto en las concentraciones de partículas en el aire, de acuerdo a estudios realizados por (Alvanchi et al., 2020; Cheriyan et al., 2020). Especialmente, las $PM_{2.5}$ tienden a permanecer suspendidas en el aire por más tiempo y a propagarse más alto. Por lo que, es posible que las altas concentraciones de $PM_{2.5}$ en Insurgentes fueran influenciadas por el proyecto de construcción que se llevaba a cabo al momento del muestreo.

Se resalta el hecho de que el muestreo realizado en Insurgentes coincidió con la semana anterior a la contingencia ambiental del 14 al 17 de mayo del 2019. El evento ocurrido se debió principalmente a los incendios ocasionados en 7 estados de la República, a un sistema de alta presión en el centro del país y las condiciones de viento predominante del norte, lo que provocó el transporte del humo hacia la metrópoli. En esta temporada se presentaron valores superiores a $97.4 \mu\text{g m}^{-3}$ que equivalen a 150 puntos en el índice de calidad del aire, lo que provocó la activación del Programa de Contingencias Ambientales Atmosféricas (PCCA) (CAME, 2019).

La velocidad del viento es un factor reconocido en el control de contaminantes en el aire, de acuerdo a lo citado por Muñoz et al. (2011), el viento puede actuar como un limpiador del aire, al transportar o disolver las partículas. Sin embargo, el arrastre de partículas ocasionado por los vientos ha resultado en problemas de contaminación hacia otras áreas en donde la población puede ser expuesta a niveles elevados (Hänninen et al., 2009).

Al observar los altos valores de la velocidad del viento en Insurgentes (5.7 a 8.8 m s^{-1}) y su dirección de procedencia, que fue principalmente del noroeste, existe la posibilidad de un arrastre de partículas mayoritariamente provenientes de la zona norte y noroeste, donde hay parques industriales que pueden impactar en el punto de muestreo de Insurgentes.

Los valores de concentración medidos en Azcapotzalco también fueron elevados con diferencias significativas a los valores en Insurgentes. Durante la temporada de muestreo, se reportó una baja velocidad del viento en la zona (2.1 - 3.6 ms^{-1}) y altas temperaturas ($T_{\text{max}}=28 \text{ }^{\circ}\text{C}$). Las altas temperaturas pueden promover reacciones secundarias fotoquímicas, que incrementan la concentración de $PM_{2.5}$ (Martins y Carrilho da Graça, 2018).

Las fuentes móviles tienen un importante porcentaje de contribución en emisiones anuales de $PM_{2.5}$, del 55.7%, sumado a las actividades industriales que se concentran en la delegación. En este último punto se debe tomar en cuenta que en la delegación de Azcapotzalco se concentra una importante cantidad de empresas, junto a municipios cercanos de la ZMVM, en los que sus principales actividades económicas son; la industria alimentaria que contribuye con 1.47% de las emisiones totales de $PM_{2.5}$, seguida por la industria química con 0.59%, industrias metálicas básicas con 0.50% y la industria de productos derivados del petróleo con 0.06%, en referencia al inventario de emisiones 2016 de la CDMX (SEMARNAT, 2016).

El CCA fue el sitio que presentó la más baja concentración de masa de $PM_{2.5}$ promedio. La dirección del viento fue predominantemente del norte con una velocidad moderada (3.6 a 5.7 ms^{-1}), el cual pudo contribuir a una buena dispersión y movilidad de las partículas contaminantes. Se debe considerar que el sitio, a diferencia de los dos anteriores, está ubicado en una zona más alejada de áreas industriales y de vías primarias. El CCA se encuentra también en un sitio rodeado por áreas verdes, se ha encontrado que la vegetación local disminuye los niveles de $PM_{2.5}$, al interceptar y acumular las partículas, de acuerdo a las citas halladas en (Martins y Carrilho da Graça, 2018).

4.2. 2 Concentración de PM_{2.5} en intramuros en primavera-19

En la Tabla 4. 3 y la Gráfica 4. 1 se resumen los resultados de la estadística descriptiva de partículas PM_{2.5} de la campaña de primavera para ambientes interiores. En Azcapotzalco, la concentración de PM_{2.5} en interiores tuvo una reducción del 33% respecto a la concentración exterior. Opuestamente, la concentración promedio en interiores en el CCA e Insurgentes, tuvo un incremento del 23 y 21% respectivamente.

De acuerdo con las recomendaciones de la OMS (WHO, 2006), los límites establecidos en las guías de calidad del aire se aplican de igual forma en interiores que en exteriores, esto para proteger la salud de la población expuesta. Por lo cual, las concentraciones de PM_{2.5} promedio en interiores fueron más altas a los valores establecidos en la guía (25 $\mu\text{g m}^{-3}$), así como a los de la NOM-025-SSA1-2014 (45 $\mu\text{g m}^{-3}$) (DOF, 2014).

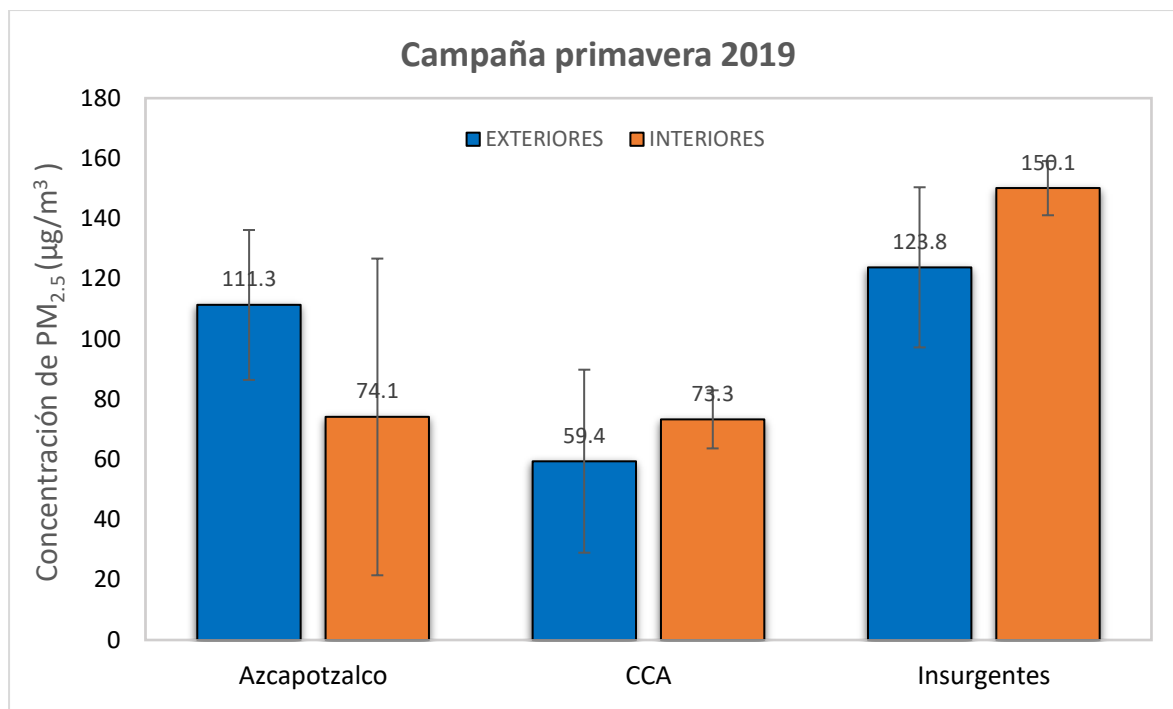
El muestreo en la casa ubicada en Azcapotzalco se llevó a cabo bajo condiciones de ventilación natural, con corrientes de aire a través de puertas y ventanas. En el muestreo se aseguró colocar el equipo en una habitación alejada de la cocina y el boiler, para evitar interferencias en el estudio por la quema de combustibles fósiles (Li et al., 2016). Al igual que se aseguró que el espacio fuera libre de humo de tabaco, por parte de los residentes del sitio de muestreo, con el fin de evitar interferencias por fuentes de PM (Höllbacher et al., 2017).

Es probable que en el estudio hubiera la influencia de actividades humanas en interiores; como la limpieza y la resuspensión de partículas debido al movimiento inducido por los ocupantes, (Hernández et al., 2017; Höllbacher et al., 2017; Martins y Carrilho da Graça, 2018).

El muestreo en el CCA y en Insurgentes se llevó a cabo en los pasillos de oficinas pertenecientes al plantel, en condiciones ventilación natural.

En la ciudad de Guangzhou en China (Zhang et al., 2017), se identificó que el uso de impresoras, el consumo de tabaco y la influencia de la contaminación por PM_{2.5} en exteriores (principalmente los días con altos niveles de contaminación), son las principales fuentes de PM en oficinas.

Tanto en el CCA como en Insurgentes los espacios de oficinas cuentan con impresoras y fotocopiadoras en habitaciones próximas a los pasillos. Las actividades de limpieza eran diarias y se realizaban principalmente en el horario matutino. El movimiento en los pasillos de las oficinas no era de uso particular, pero si se considera que era limitado debido al poco personal que lo ocupaba.



Gráfica 4. 1 Concentración promedio y desviación estándar de partículas $PM_{2.5}$ de la campaña 1 (primavera).

Para poder determinar la relación entre la masa de $PM_{2.5}$ recolectada en interiores con la masa de partículas en exteriores, se realizó el cálculo de correlación; la relación interior y exterior (I/E). En la Tabla 4. 4 se muestran los valores promedio para los tres sitios de muestreo de la campaña de primavera 2019. Los valores de la relación I/E promedio en Insurgentes y el CCA fue mayor a uno, lo cual muestra una mayor influencia por las fuentes intramuros; mientras que en Azcapotzalco este valor es menor a 1 indicando que la contaminación es mayor en extramuros que en intramuros. De acuerdo a algunos autores (Chun Chen y Zhao, 2011; Martins y Carrilho da Graça, 2018), cuando los valores de la relación I/E son menores a 1 se confirma que las fuentes de emisión de partículas en interiores son pocas o no tienen la misma influencia que las fuentes extramuros.

Tabla 4. 4. Relación I/E promedio de la campaña de primavera 2019.

Sitio	Relación I/E promedio
Azcapotzalco	0.7 ± 0.47
Insurgentes	1.2 ± 0.07
CCA	1.2 ± 0.16

4.2. 3 Concentración de $PM_{2.5}$ en extramuros en verano - 19

El número de muestras fue de 9 filtros en extramuros y 9 en intramuros con un total de 18 muestras en la campaña de verano. Los resultados de la estadística descriptiva de partículas $PM_{2.5}$ de la campaña de verano para ambientes exteriores e interiores se resumen en la Tabla 4. 5. y en la Gráfica 4. 2. En

comparación con la campaña de primavera, hubo una disminución en las concentraciones de masa de $PM_{2.5}$ en exteriores durante la campaña de verano en los tres sitios de muestreo con un 78% menor en Insurgentes, un 35% en Azcapotzalco y solo un 3% en el CCA. Sin embargo, los niveles de $PM_{2.5}$ en Azcapotzalco y CCA continúan superando los límites máximos permisibles ($45 \mu\text{g m}^{-3}$) establecidos en la NOM-025-SSA1-2014, en los tres sitios de muestreo.

Tabla 4. 5 Estadística descriptiva de $PM_{2.5}$ de la campaña de verano 2019.

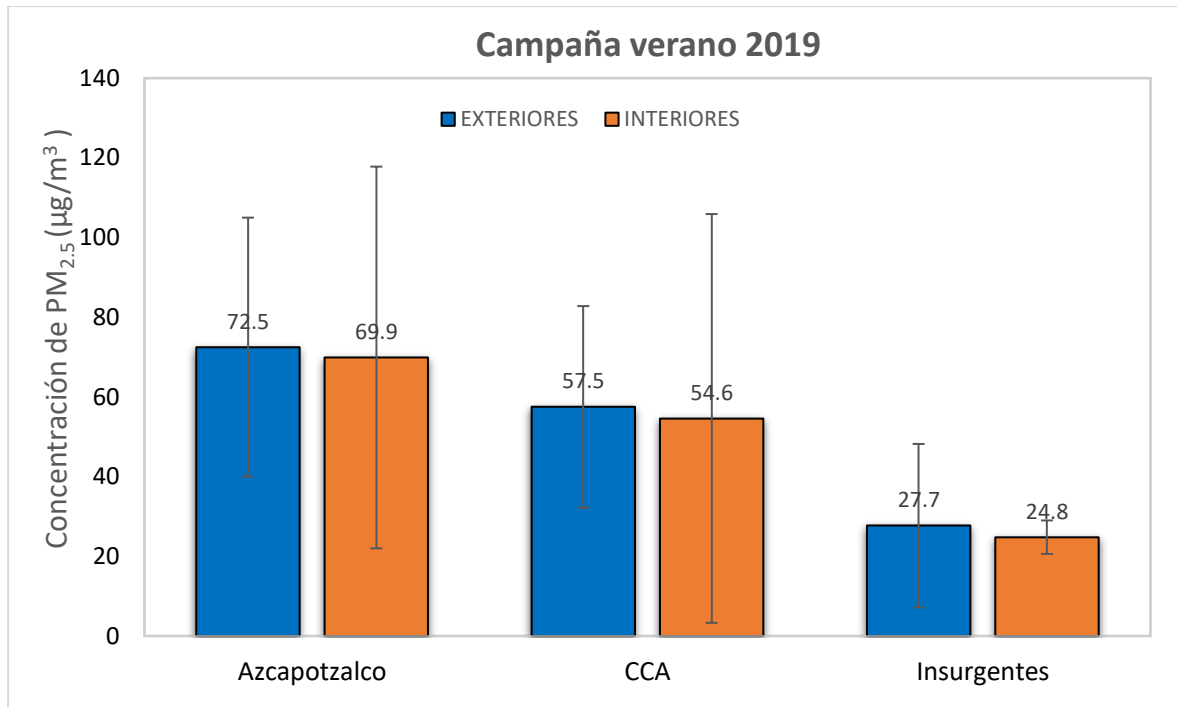
VERANO-19	EXTERIORES			INTERIORES		
	CCA	Azcapotzalco	Insurgentes	CCA	Azcapotzalco	Insurgentes
N	3	3	3	3	3	3
Promedio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	57.52	72.51	27.77	54.6	69.9	24.8
Mediana ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	51.4	87.9	18.1	33.7	96.4	24.4
σ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	25.28	32.51	20.52	51.27	47.93	4.24
Min ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	35.8	35.2	13.9	17.1	14.6	20.8
Max ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	85.3	94.4	51.3	113.0	98.7	29.2

Las concentraciones de masa de $PM_{2.5}$ en exteriores en todos los sitios fueron notablemente menores, esto pudo deberse principalmente a las precipitaciones características de la temporada que comenzaron a partir del mes de julio y que disminuyeron gradualmente en el mes de septiembre (CONAGUA, 2019). La temporada de altas precipitaciones, disminuye el efecto de la mayoría de las fuentes de emisión (Zhai et al., 2017). El efecto principal de los eventos de precipitación sobre las partículas es la captación de humedad, esto las vuelve más pesadas y comienzan a condensarse, por lo que la concentración de partículas en el aire se ve disminuida (Feng y Wang, 2012).

4.2. 4 Concentración de $PM_{2.5}$ en intramuros en verano 2019

En la Tabla 4. 5 y la Gráfica 4. 2 se resumen los resultados de la estadística descriptiva de partículas $PM_{2.5}$ de la campaña de verano para ambientes intramuros. Al observar los valores de las concentraciones promedio de $PM_{2.5}$ en interiores y su desviación estándar, no se observan grandes diferencias respecto a los valores obtenidos en el exterior.

Por otro lado, no se observó algún cambio en las actividades en interiores de los sitios, mencionados en la campaña de primavera. Por lo que es posible que la variación de las concentraciones en interiores se vean influenciadas por los niveles en exteriores. También pudo influir la alta humedad en el ambiente y la alta temperatura de la época, que en el interior se mantuvo en un rango de 20 a 27 °C.



Gráfica 4. 2 Concentración promedio y desviación estándar de partículas PM_{2.5} de la campaña 2 (verano).

En el análisis de la relación interiores-exteriores (I/E) durante la campaña de verano (Tabla 4. 6), se observó que los valores obtenidos fueron cercanos a 1. Lo cual demuestra que hay poca diferencia entre las concentraciones exteriores con las interiores, en las que es posible que existen pocas fuentes de emisión de partículas en interiores y provengan del exterior.

Tabla 4. 6 Relación I/E promedio de la campaña de verano 2019.

Sitio	Relación I/E promedio
Azcapotzalco	1.0 ± 0.7
Insurgentes	0.9 ± 0.15
CCA	0.9 ± 0.9

4.2. 5 Concentración de PM_{2.5} en extramuros en otoño 2019

El número de muestras fue de 9 filtros en extramuros y 9 en intramuros con un total de 18 muestras en la campaña de otoño. Las concentraciones promedio de PM_{2.5} que se midieron en otoño fueron las más bajas de las tres campañas (Tabla 4. 7). El muestreo se llevó a cabo a inicios de la temporada seca fría en noviembre. En comparación con la campaña de primavera y de verano, hubo una disminución en las concentraciones de masa de PM_{2.5} en exteriores; con un 67 y 49% en Azcapotzalco, respectivamente; un 62 y 61% en el CCA, respectivamente y un 70% en Insurgentes respecto a primavera, pero un aumento del 34% respecto a verano, siendo este último la única excepción en que la concentración incremento.

En otoño, Insurgentes y Azcapotzalco tuvieron las concentraciones más altas con un porcentaje de diferencia del 40% respecto a los valores del CCA.

Las concentraciones promedio en exteriores en Azcapotzalco e Insurgentes fueron relativamente iguales; por otro lado la concentración promedio en el CCA fue menor respecto a los otros dos sitios de muestreo. Sin embargo, en los tres casos se mantuvieron por debajo de los $45 \mu\text{g m}^{-3}$, que establece la norma mexicana, aunque en Azcapotzalco se observó que uno de los días de muestreo la concentración supero este valor tanto en extramuros como en intramuros, por lo que se observa una desviación estándar alta. En los tres sitios hubo muestras que presentaron concentraciones promedio por arriba de los $25 \mu\text{g m}^{-3}$, que indica la OMS.

Tabla 4. 7 Estadística descriptiva de $\text{PM}_{2.5}$ de la campaña de otoño 2019.

OTOÑO-19	EXTERIORES			INTERIORES		
	CCA	Azcapotzalco	Insurgentes	CCA	Azcapotzalco	Insurgentes
N	3	3	3	3	3	3
Promedio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	22.4	37.2	37.3	19.4	33.7	30.4
Mediana ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	26.5	36.2	41	21.3	35	32.2
σ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	7.4	10.2	7.0	4.8	12.3	12.2
Mínimo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	13.9	27.7	29.2	13.9	20.7	17.4
Máximo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	26.8	48.0	41.6	22.9	45.2	41.6

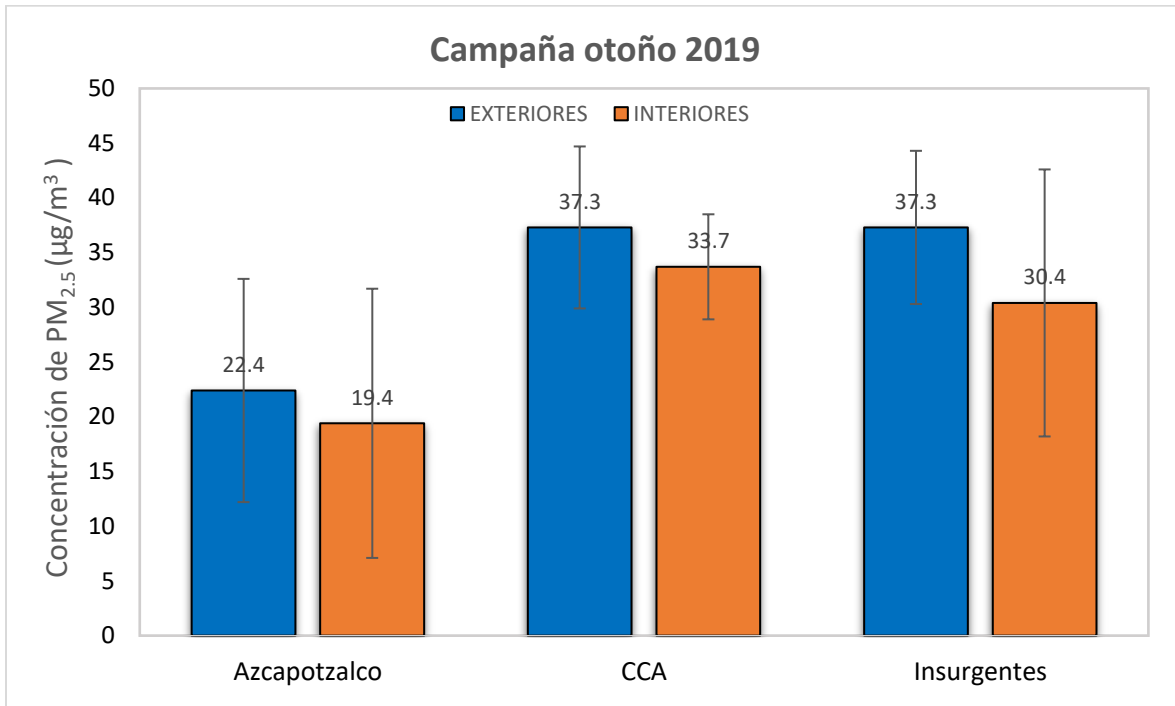
En la campaña de otoño se observó una concentración promedio de $\text{PM}_{2.5}$ más baja, en el CCA en comparación con las estaciones de primavera y verano. Esta disminución pudiera deberse a que, en los días del 12 al 18 de noviembre en los cuales se realizaron las mediciones en el CCA, se presentaron algunas lluvias, días nublados y alta humedad en el ambiente, con un rango de 48 a 67%. A lo anterior se suma el incremento en la velocidad del viento. Es posible que las condiciones meteorológicas en estos días tuvieran un efecto de limpieza en el aire, debido a que la alta humedad incrementa la deposición de partículas y la alta velocidad del viento las diluye (Martins y Carrilho da Graça, 2018; Yafeng Wang et al., 2015). Por otro lado, en Azcapotzalco e Insurgentes las concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$ fueron mayores que en verano pero no más que en primavera. Este incremento en la concentración posiblemente se deba a que las condiciones del clima cambiaron para los últimos días de noviembre, en los que se hicieron los muestreos de estos sitios, en los que cesaron gradualmente las lluvias, hubo una disminución de la temperatura por la entrada de la temporada seca fría y un cielo parcialmente nublado. El clima seco posiblemente permitió que las concentraciones incrementaran en estos sitios.

4.2. 6 Concentración de $\text{PM}_{2.5}$ en intramuros en otoño 2019

En la Tabla 4. 7 se resumen los resultados de la estadística descriptiva de partículas $\text{PM}_{2.5}$ de la campaña de otoño para ambientes interiores. Los resultados muestran que las concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$ en interiores tuvieron un decremento del 18% en Insurgentes, seguido por un 13% en el CCA y un 10% en Azcapotzalco, respecto a la concentración que se midió en exteriores.

En cuanto a las actividades en interiores, no hubo cambios en Azcapotzalco y el CCA. En Insurgentes se hizo un cambio en el sitio de muestreo a otra universidad a 1 km de la ubicación inicial, el muestreo se realizó en el pasillo de las oficinas del plantel, por lo que las posibles fuentes identificadas son el uso de

impresoras, una cafetería, actividades de limpieza y el movimiento continuo de estudiantes y trabajadores de los planteles. La ventilación fue natural, a través de puertas y ventanas.



Gráfica 4. 3 Concentración promedio y desviación estándar de partículas $PM_{2.5}$ de la campaña 3 (otoño).

En la Gráfica 4. 3 se observó el mismo comportamiento entre los valores de $PM_{2.5}$ exteriores e interiores, que es posible que se deba a la influencia de las fuentes exteriores en los interiores. El análisis de la relación interiores-exteriores (I/E) de la campaña de otoño (Tabla 4. 8), mostró valores menores a 1, en los tres sitios. Confirmando que las fuentes de $PM_{2.5}$ en exteriores dominan sobre las interiores.

Es muy posible que las concentraciones en exteriores tengan alta influencia en el aire de los interiores. En las gráficas (Gráfica 4. 1, Gráfica 4. 2 y Gráfica 4. 3), se observó que hay una tendencia en las concentraciones en exteriores, que al aumentar en cada campaña los valores en interiores también lo hacen, aunque en un menor grado, posiblemente por la pérdida de partículas en las superficies durante la infiltración de aire y debido a la pérdida en las superficies internas dentro del edificio (Zauli et al., 2015).

Tabla 4. 8 Relación I/E promedio de la campaña de otoño 2019.

Sitio	Relación I/E promedio
Azcapotzalco	0.9 ± 0.33
Insurgentes	0.8 ± 0.33
CCA	0.9 ± 0.22

4.2. 7 Concentración de PM_{2.5} en la RAMA y en otros estudios

En la Tabla 4. 9 se presentan las concentraciones promedio de masa de PM_{2.5} obtenidas a partir de los datos reportados por las estaciones de la RAMA más cercanas a los sitios de muestreo, se procuró tomar los datos más próximos a las fechas de trabajo.

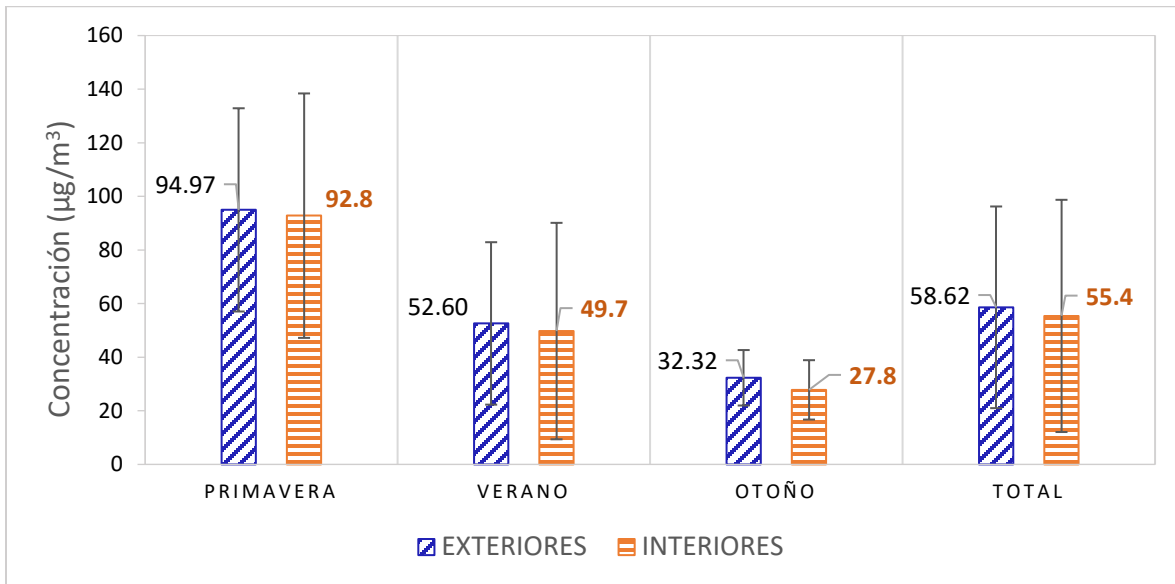
Los resultados obtenidos en los muestreos exteriores en las tres campañas fueron de un 30 a un 78 % más altos que los reportados por las estaciones de la RAMA. Aunque se observó un comportamiento estacional similar en las concentraciones de PM_{2.5}. En primavera se presentaron las concentraciones más altas, tanto en los datos de la RAMA como en los valores del muestreo. En verano las concentraciones del muestreo fueron mayores que en otoño. Sin embargo, los datos de la RAMA fueron muy parecidos en estas temporadas. Es posible que las concentraciones promedio de PM_{2.5} de este trabajo fueron mayores respecto a los valores de la RAMA por la influencia de diferentes variables en los muestreos. Primero, la RAMA utiliza diferentes métodos para la evaluación de las concentraciones de partículas, como es el método de atenuación beta para el monitoreo continuo de partículas certificado por la USEPA, mientras que para este trabajo se utilizaron equipos MiniVol para poder hacer el análisis de las especies de carbono asociadas a las partículas, por lo que es posible que el uso de diferentes métodos de muestreo produjera resultados diferentes. Segundo, se debe tomar en cuenta si hubo diferencias en los flujos y el tiempo de recolección de las muestras en los que trabajaron los equipos tanto de la RAMA como en este trabajo. Finalmente, la distancia entre las estaciones de la RAMA y los sitios de muestreo de este trabajo se deben tomar en cuenta ya que las fuentes de emisión próximas y el modo en que estas se difunden en cada uno de los sitios de muestreo pudieron influir en los resultados de un sitio a otro. El sitio de muestreo en Insurgentes se encuentra aproximadamente a 1 km de distancia de la estación de monitoreo en el Hospital General Médico; mientras que en Azcapotzalco se encuentra alrededor de 2.4 km de distancia de la estación de monitoreo en Tlalnepantla. Sin embargo, el muestreo en el CCA se realizó en el mismo sitio en el que se encuentra el equipo de la RAMA a unos metros de distancia con las mismas diferencias en la concentración de PM_{2.5}. las diferencias entre los resultados de la RAMA y los sitios seleccionados en este trabajo es un indicativo de las diferentes fuentes de emisión que están impactando en la concentración de PM_{2.5}.

Tabla 4. 9 Concentraciones de masa de PM_{2.5} de las estaciones de la RAMA y las tres campañas.

Temporada	Sitio RAMA	PM _{2.5} (µg/m ³)	Sitio Campaña	PM _{2.5} (µg/m ³)
Primavera	CCA	23±5.6	CCA	59.4±30.4
Primavera	HGM	33.2±14.2	INSURGENTES	123.8±26.6
Primavera	TLA	38.2±11.9	AZCAPOTZALCO	111.3±24.8
Verano	CCA	12.8±5.6	CCA	57.5±25.3
Verano	HGM	17.9±10.8	INSURGENTES	27.8±20.5
Verano	TLA	25.3±13.8	AZCAPOTZALCO	72.5±32.5
Otoño	CCA	12.9±5.9	CCA	22.4±7.4
Otoño	HGM	25.7±11.3	INSURGENTES	37.3±7
Otoño	TLA	26.2±12.6	AZCAPOTZALCO	37.3±10.2

*Abreviaciones; CCA (Centro de ciencias de la atmósfera), HGM (Hospital General de México) y TLA (Tlalnepantla).

En la Gráfica 4. 4 se resumen los valores de las concentraciones promedio de $PM_{2.5}$ en cada estación y la concentración promedio total de $PM_{2.5}$ en extramuros e intramuros. Respecto a las estaciones, en primavera se presentó la concentración promedio más alta seguida por verano y otoño, tanto en extramuros como en intramuros. No se observaron diferencias entre las concentraciones en exteriores e interiores. Sin embargo, esto se comprueba más adelante mediante el análisis estadístico comparativo (sección 4.4).



Gráfica 4. 4 Concentración promedio y desviaciones estándar de $PM_{2.5}$ en extramuros e intramuros por estación y concentración promedio total.

En comparación con los resultados de otros trabajos publicados (Tabla 4. 10), hubo algunas similitudes en el comportamiento estacional de las concentraciones. Es el caso de un estudio realizado en China en el año 2014 (Yafeng Wang et al., 2015), en el que se midieron las concentraciones en exteriores e interiores, en oficinas, los resultados arrojados por este estudio concluyeron que las estaciones con mayores niveles de contaminación por $PM_{2.5}$ fueron primavera ($115 \mu\text{g m}^{-3}$), e invierno ($95 \mu\text{g m}^{-3}$), en exteriores. Mientras que en verano se mantuvo en una concentración menor a $80 \mu\text{g m}^{-3}$ a un porcentaje de humedad relativa bajo ($<70\%$). En cuanto a interiores la concentración de $PM_{2.5}$ se mantuvo altamente correlacionada con la de exteriores. En el mismo estudio se concluyó que los cambios en la velocidad del viento estaban relacionados con la variación mensual de las concentraciones de $PM_{2.5}$. Los resultados de dicho trabajo son comparables con las concentraciones obtenidas en primavera y verano, con altas concentraciones en primavera y bajas concentraciones en verano y otoño debido a los altos niveles de humedad en extramuros.

La presencia de altas concentraciones de $PM_{2.5}$ en extramuros en primavera también se observó en otro estudio realizado en México anteriormente (Peralta et al., 2019), pero con concentraciones de $20 \mu\text{g m}^{-3}$, que son casi 5 veces menores a las obtenidas en este estudio. Posiblemente estas diferencias se deban a los cambios en los sitios de muestreo y los eventos naturales del año, como fueron los incendios forestales en el 2019.

Generalmente los estudios reportan que las concentraciones de $PM_{2.5}$ son mayores en exteriores que en los interiores (Tabla 4. 10), principalmente de residencias, en la estación de invierno. Este incremento

estacional también se presenta en ambientes intramuros. Las posibles causas son: el incremento de emisiones por la quema de biomasa y combustibles fósiles, la disminución en la ventilación natural en interiores, así como el incremento en el uso de calentadores, los eventos de inversión térmica en la atmósfera exterior que se presentan durante la época seca-fría y a otros factores específicos del sitio y las actividades humanas (Martins y Carrilho da Graça, 2018).

Un estudio realizado por Bai et al. (2020) concluyó que en invierno y otoño las concentraciones de PM_{2.5} son mayores que en primavera y verano. La concentración de PM_{2.5} más alta en invierno fue de 42.59 µg m⁻³ en interiores y de 105.85 µg m⁻³ en exteriores. La concentración más baja se obtuvo en verano con 11.15 µg m⁻³ y 18.71 µg m⁻³. En dicho estudio, se encontró una correlación negativa entre temperatura y concentración. Los autores sugieren que los residentes urbanos contribuyen en el incremento de partículas debido a la quema de biomasa para mantener el calor en la temporada. En este mismo estudio se muestra que los cambios en la concentración de PM_{2.5} están relacionados con la estación del año.

Tabla 4. 10 Concentraciones de PM_{2.5} en intramuros y extramuros reportadas en otros trabajos.

Ciudad	Ambiente	Lugar	Estación	PM _{2.5} (µg/m ³)	Referencia
CDMX	Extramuros	Urbano	Primavera	95±38	Proyecto actual, 2019
CDMX	Extramuros	Urbano	Verano	53±30	Proyecto actual, 2019
CDMX	Extramuros	Urbano	Otoño	32±10	Proyecto actual, 2019
CDMX	Intramuros	Oficinas	Primavera	93±45	Proyecto actual, 2019
CDMX	Intramuros	Oficinas	Verano	49.7±40	Proyecto actual, 2019
CDMX	Intramuros	Oficinas	Otoño	27.8±11	Proyecto actual, 2019
México (CDMX)	Extramuros	Urbano	Primavera	32-70	Mugica et al., 2009
Beijing China	Intramuros	Casas	Diciembre	112-416	Song et al., 2015
Beijing China	Extramuros	Casas	Enero	38-429	Song et al., 2015
China	Extramuros	Oficinas	Primavera	115	Wang et al., 2015
China	Extramuros	Oficinas	Invierno	95	Wang et al., 2016
China	Extramuros	Oficinas	Verano	>80	Wang et al., 2016
China (Noreste)	Intramuros	Cocinas	caliente	125±51	Tianxin Li et al., 2016
China (Noreste)	Intramuros	Habitaciones	caliente	119+64	Tianxin Li et al., 2016
China (Noreste)	Intramuros	Cocinas	no caliente	80±67	Tianxin Li et al., 2016
China (Noreste)	Intramuros	Habitaciones	no caliente	80±50	Tianxin Li et al., 2016
Villahermosa	Intramuros	Colegio	Inv/Prim	24±321	Hernández et al., 2017
Estados Unidos	Extramuros	Urbano	Anual	9.2	Zhai et al., 2017
México (CDMX)	Extramuros	Urbano	Invierno	19.98	Peralta et al., 2019
México (CDMX)	Extramuros	Urbano	Primavera	20.63	Peralta et al., 2019
México (CDMX)	Extramuros	Urbano	Verano	13.23	Peralta et al., 2019
México (CDMX)	Extramuros	Urbano	Otoño	15.52	Peralta et al., 2019
China (Noreste)	Intramuros	Universidad	Invierno	41.59	Bai et al., 2020
China (Noreste)	Extramuros	Universidad	Invierno	105.85	Bai et al., 2020
China (Noreste)	Intramuros	Universidad	Verano	11.15	Bai et al., 2020
China (Noreste)	Extramuros	Universidad	Verano	18.71	Bai et al., 2020

4. 3 Determinación de especies carbonáceas

4.3. 1 Especies carbonáceas en primavera

Se realizó la cuantificación de especies carbonáceas: carbono total (CT), carbono orgánico (OC) y carbono elemental (EC), en filtros con PM_{2.5} en ambientes interiores y exteriores de las tres campañas (primavera, verano y otoño).

En la Tabla 4. 11 se encuentran los resultados de la estadística descriptiva de los tres sitios de muestreo de la campaña de primavera. Las concentraciones promedio de carbono total en la campaña de primavera fue mayor en interiores que en exteriores. El porcentaje de carbono total en la concentración de PM_{2.5} en exteriores tuvo un porcentaje máximo del 22% del contenido total de la concentración de PM_{2.5} en exteriores y hasta del 27% en interiores.

Las concentraciones extramuros de carbono total más altas de la campaña fueron en Insurgentes y Azcapotzalco con 12.6 y 11.9 µg m⁻³, respectivamente. Ambos sitios mencionados también presentaron altas concentraciones de PM_{2.5} en esta campaña.

Las concentraciones de EC fueron menores a un 13% respecto al contenido de carbono total. Mientras que las concentraciones de OC se encontraron aproximadamente en un 90% respecto al total, lo cual indica un predominio de los compuestos orgánicos secundarios en el ambiente y de sus fuentes (secundarias) sobre fuentes primarias, como son los procesos de combustión incompleta (Wu et al., 2009).

El sitio en el que se hallaron mayores niveles de carbono elemental fue Azcapotzalco, seguido por el CCA e Insurgentes. El porcentaje de las concentraciones de EC en CT (EC/CT) fue del 12 % para Azcapotzalco, 10 % en el CCA y del 9% en Insurgentes, en extramuros. Las principales fuentes de emisión carbonáceas son relacionadas con el tráfico vehicular y la quema de combustibles fósiles, de acuerdo con algunos estudios reportados (Briggs y Long, 2016; Dons et al., 2012). Las altas concentraciones de EC en Azcapotzalco confirman que las principales fuentes de PM_{2.5} en extramuros provienen de emisiones vehiculares o incluso por emisiones de combustión relacionadas con las actividades industriales de la zona.

Tabla 4. 11 Estadística descriptiva de especies de carbono de PM_{2.5} en extramuros en la campaña de primavera.

	Exteriores								
	CCA			Azcapotzalco			Insurgentes		
	OC	EC	CT	OC	EC	CT	OC	EC	CT
N	-	-	2	-	-	2	-	-	2
Promedio (µg/m³)	7.2	0.8	8.0	10.5	1.4	11.9	11.5	1.1	12.6
Mediana (µg/m³)	7.2	0.8	8.0	10.5	1.4	11.9	11.5	11.0	12.6
σ (µg/m³)	0.3	0.2	0.5	0.8	0.5	1.3	0.9	0.4	0.6
Min (µg/m³)	7.0	0.6	7.7	10.0	1.0	11.0	10.8	0.9	12.2
Max(µg/m³)	7.4	0.9	8.3	11.1	1.8	12.8	12.1	1.4	13.0

En la Gráfica 4. 5 se observan las concentraciones de las especies carbonáceas (EC y OC) de la campaña de primavera, para cada día de muestreo en los tres sitios en que se trabajó. En esta gráfica se observan las concentraciones de carbono total por sitio y los niveles de cada una de las especies halladas y la comparación entre ambientes extramuros con intramuros. Los resultados muestran que hubo poco

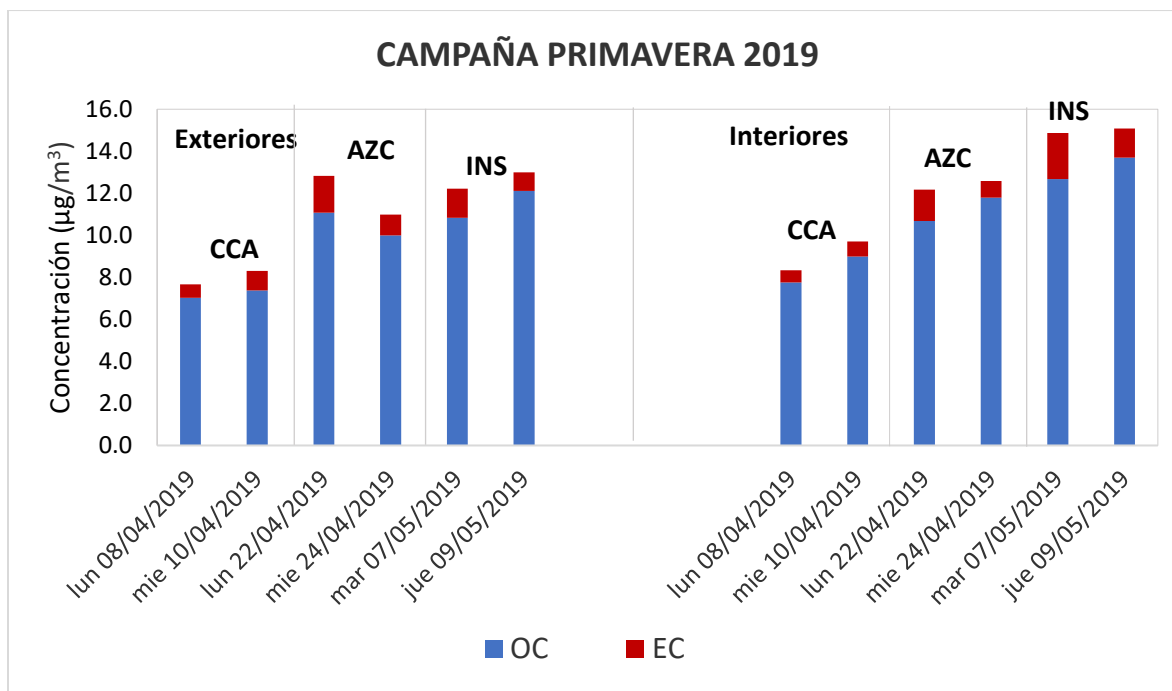
cambio entre las concentraciones promedio de carbono total en interiores; en el CCA con una diferencia del 12.4% y Azcapotzalco con el 4.2%, los cuales son poco significativos. Mientras que en Insurgentes la concentración de carbono total intramuros incremento en un 19% respecto a exteriores.

En la Tabla 4. 12 se encuentran los resultados de la estadística descriptiva en interiores de los tres sitios de muestreo de la campaña de primavera. La concentración de carbono total en intramuros fue mayor que en extramuros. El contenido de carbono total es principalmente OC, con un porcentaje máximo por arriba del 90% respecto al carbono total.

El sitio en el que se hallaron mayores niveles de carbono negro fue Insurgentes, seguido por Azcapotzalco y el CCA. El porcentaje de las concentraciones de EC/CT fue del 12 % para Insurgentes, 9 % en Azcapotzalco y del 7% en el CCA, en ambientes intramuros. Las concentraciones de EC en Insurgentes en interiores fueron más altas que en exteriores con un 63.6% de diferencia. El incremento en las concentraciones de carbono negro en intramuros puede deberse a posibles fuentes interiores de combustión como es el uso de estufas de gas, de actividades como fumar, encender velas o incienso y el uso de repelente de mosquitos (Tran et al., 2018). Es común encontrar este tipo de fuentes en residencias y sitios de trabajo en los que se permite fumar o se encuentran cerca áreas con cocina, como es el caso de los sitios de interés en este trabajo (Abdullahi et al., 2013a). Es posible que algunas fuentes interiores contribuyeran en la emisión de carbono negro, en Azcapotzalco el muestreo pudo verse afectado por actividades de cocina, mientras que en las oficinas es común que se den emisiones de carbono negro por fumar tabaco. Sin embargo, los resultados anteriores siguen apuntando a que la mayor contribución está dada por las emisiones vehiculares provenientes de los exteriores.

Tabla 4. 12 Estadística descriptiva de especies de carbono de PM_{2.5} en ambientes intramuros en la campaña de primavera.

	Interiores								
	CCA			Azcapotzalco			Insurgentes		
	OC	EC	CT	OC	EC	CT	OC	EC	CT
N	-	-	2	-	-	2	-	-	2
Promedio (µg/m³)	8.4	0.6	9.0	11.2	1.1	12.4	13.2	1.8	15.0
Mediana (µg/m³)	8.4	0.6	9.0	11.2	1.1	12.4	13.2	1.8	15.0
σ (µg/m³)	0.9	0.1	1.0	0.8	0.5	0.3	0.7	0.6	0.1
Min (µg/m³)	7.8	0.6	8.4	10.7	0.8	12.2	12.7	1.4	14.9
Max(µg/m³)	9.0	0.7	9.7	11.8	1.5	12.6	13.7	2.2	15.1



Gráfica 4. 5 Concentración de especies carbonáceas en $PM_{2.5}$, campaña de primavera.

4.3. 2 Especies carbonáceas en verano

En la Tabla 4. 13, se encuentran los resultados de la estadística descriptiva de los tres sitios de muestreo de la campaña de verano. Las concentraciones de carbono total en la campaña de verano fueron similares a las de la campaña de primavera, con un porcentaje máximo del 22% del contenido total de la concentración de $PM_{2.5}$ en exteriores y hasta del 28% en interiores. Sin embargo, los valores de la concentración de $PM_{2.5}$ en los tres sitios fueron menores en comparación con primavera, de modo que este decremento en las partículas se vio reflejado en los resultados de EC y OC. La concentración de carbono total se presentó en un rango de 4.2 a 6.4 $\mu g m^{-3}$, en los tres sitios de muestreo. Las concentraciones de EC fueron menores a un 20% respecto al contenido de carbono total. Mientras que las concentraciones de OC se encontraron aproximadamente en un 90% respecto al total.

El porcentaje de las concentraciones de EC/CT fueron del 9% en el CCA, 14.3% para Azcapotzalco y del 19% en Insurgentes, en extramuros. Los resultados muestran que hay una mayor presencia de carbono negro en el centro y norte de la ciudad, en donde existen altas emisiones vehiculares.

Tabla 4. 13 Estadística descriptiva de especies de carbono de $PM_{2.5}$ en extramuros en la campaña de verano.

	Exteriores								
	CCA			Azcapotzalco			Insurgentes		
	OC	EC	CT	OC	EC	CT	OC	EC	CT
N	-	-	2	-	-	2	-	-	2
Promedio ($\mu g/m^3$)	5.8	0.6	6.4	4.1	0.7	4.8	3.4	0.8	4.2
Mediana ($\mu g/m^3$)	5.8	0.6	6.4	4.1	0.7	4.8	3.4	0.8	4.2
σ ($\mu g/m^3$)	2.7	0.2	2.9	0.00	0.1	0.1	0.3	0.1	0.4

Min ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3.9	0.4	4.3	4.1	0.7	4.8	3.1	0.8	3.9
Max($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	7.7	0.7	8.4	4.1	0.8	4.9	3.6	0.9	4.5

En la Gráfica 4. 6 se encuentran las concentraciones promedio de las especies carbonáceas de la campaña de verano, para cada día de muestreo en los tres sitios en que se trabajó. En esta gráfica se observó un incremento en los valores de la concentración de carbono total en interiores, en Insurgentes y Azcapotzalco. La presencia de especies carbonáceas en interiores es usual debido a actividades de cocina, el uso productos que emiten COV como son productos de limpieza e higiene personal, además de fuentes secundarias que se forman en las condiciones de los ambientes intramuros, a esto se suman los valores en extramuros que se infiltran hacia ambientes intramuros. Otra posible explicación al incremento de las concentraciones en intramuros es una pobre ventilación natural en los interiores (Xia y Chen, 2019b).

Por otro lado, en el CCA se observó que uno de los filtros de extramuros presentó una concentración de carbono total casi dos veces mayor respecto a las otras muestras, esto pudo deberse a la presencia de una eventual fuente de emisión durante el muestreo, como la presencia de algún disolvente o productos químicos de limpieza.

En la

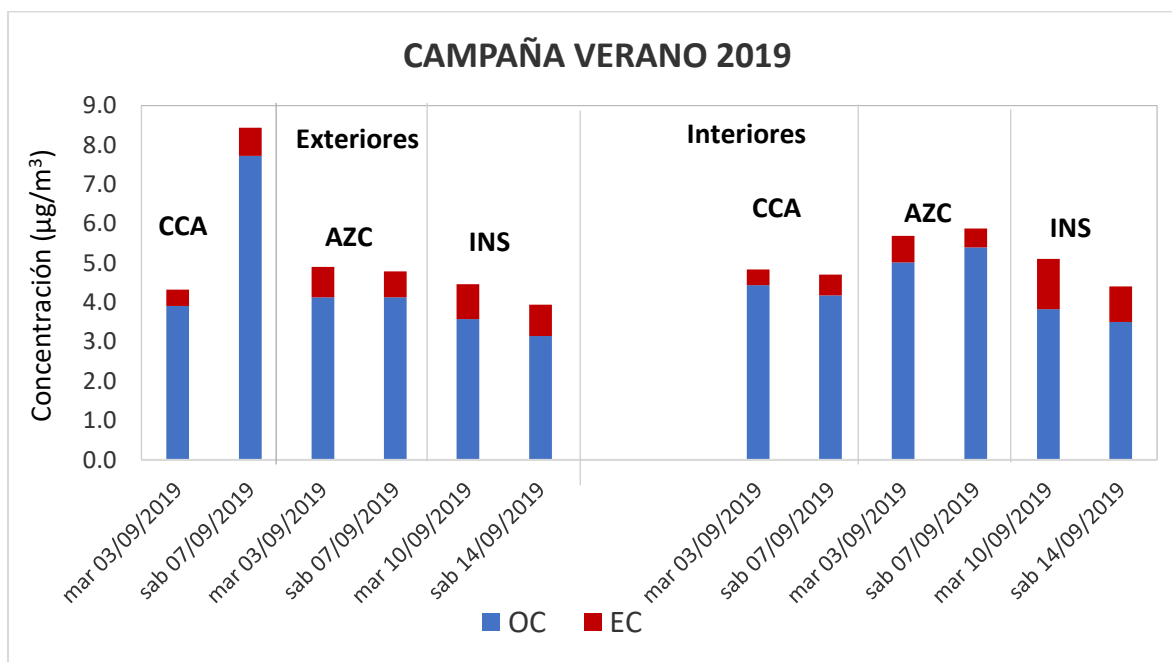
Tabla 4. 14, se encuentran los resultados de la estadística descriptiva en interiores de los tres sitios de muestreo de la campaña de verano. La concentración de carbono total en intramuros fue mayor que en extramuros en Azcapotzalco con un incremento del 21% y en Insurgentes con un 14.3%.

El contenido de carbono total se debe principalmente al OC, con un porcentaje máximo por arriba del 90% respecto al carbono total. Los niveles de carbono elemental en interiores fueron mayores en Insurgentes, seguido por Azcapotzalco y el CCA con concentraciones similares. El porcentaje de las concentraciones de EC/CT fue del 22.9% en Insurgentes, del 10.3% en Azcapotzalco y alrededor del 10% en el CCA. Lo anterior muestra un incremento mínimo en las concentraciones de carbono total en intramuros.. La presencia de carbono negro en interiores es usual debido a fuentes de combustión, a esto se suman las concentraciones de carbono negro en extramuros que se infiltran hacia ambientes intramuros. En las secciones anteriores de este capítulo se halló una mayor cantidad de partículas y carbono negro en la zona centro y norte de la Ciudad de México, tanto en extramuros como en intramuros, por lo que existe una alta probabilidad de que estas concentraciones provengan de fuentes exteriores. Debido a que en ambos sitios existe una alta densidad vehicular, se atribuyen estas concentraciones principalmente a las emisiones vehiculares.

Tabla 4. 14 Estadística descriptiva de especies de carbono de $\text{PM}_{2.5}$ en intramuros en la campaña de verano.

	Interiores								
	CCA			Azcapotzalco			Insurgentes		
	OC	EC	CT	OC	EC	CT	OC	EC	CT
N	-	-	2	-	-	2	-	-	2
Promedio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	4.3	0.5	4.8	5.2	0.6	5.8	3.7	1.1	4.8
Mediana ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	4.3	0.5	4.8	5.2	0.6	5.8	3.7	1.1	4.8
σ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0.2	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.2	0.3	0.5
Min ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	4.2	0.4	4.7	5.0	0.5	5.7	3.5	0.9	4.4

Max($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	4.4	0.5	4.8	5.4	0.7	5.9	3.8	1.3	5.1
---	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----



Gráfica 4. 6 Concentración de especies carbonáceas en $PM_{2.5}$, campaña de verano.

4.3. 3 Especies carbonáceas en otoño

En la Tabla 4. 15 se encuentran los resultados de la estadística descriptiva en exteriores en los tres sitios de muestreo de la campaña de otoño. Las concentraciones promedio de carbono total en la campaña de otoño fueron más altas en intramuros que en extramuros. El porcentaje de carbono total en la concentración de $PM_{2.5}$ en exteriores tuvo un porcentaje máximo del 26% y hasta del 35% en interiores.

Las concentraciones de carbono total en extramuros en otoño fueron las más pequeñas en comparación con las campañas de primavera y verano, en similitud con las bajas concentraciones de $PM_{2.5}$ de la misma campaña. De nuevo en Insurgentes y Azcapotzalco se tuvieron las más altas concentraciones extramuros de carbono total, con 6.0 y $5.5 \mu\text{g m}^{-3}$ respectivamente. El porcentaje de las concentraciones promedio de EC en extramuros fue del 14 ± 1 % respecto al contenido de carbono total. Mientras que las concentraciones promedio de OC fueron del 86 ± 1 % respecto al total en extramuros.

Tabla 4. 15. Estadística descriptiva de especies de carbono de $PM_{2.5}$ en extramuros en la campaña de otoño

N	Exteriores								
	CCA			Azcapotzalco			Insurgentes		
	OC	EC	CT	OC	EC	CT	OC	EC	CT
			2			2			2
Promedio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3.1	0.5	3.6	4.8	0.7	5.5	5.1	0.9	6.0
Mediana ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3.2	0.4	3.6	4.4	0.4	4.8	4.3	0.6	5.0
σ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0.1	0.1	0.00	0.6	0.4	1.0	1.1	0.4	1.5

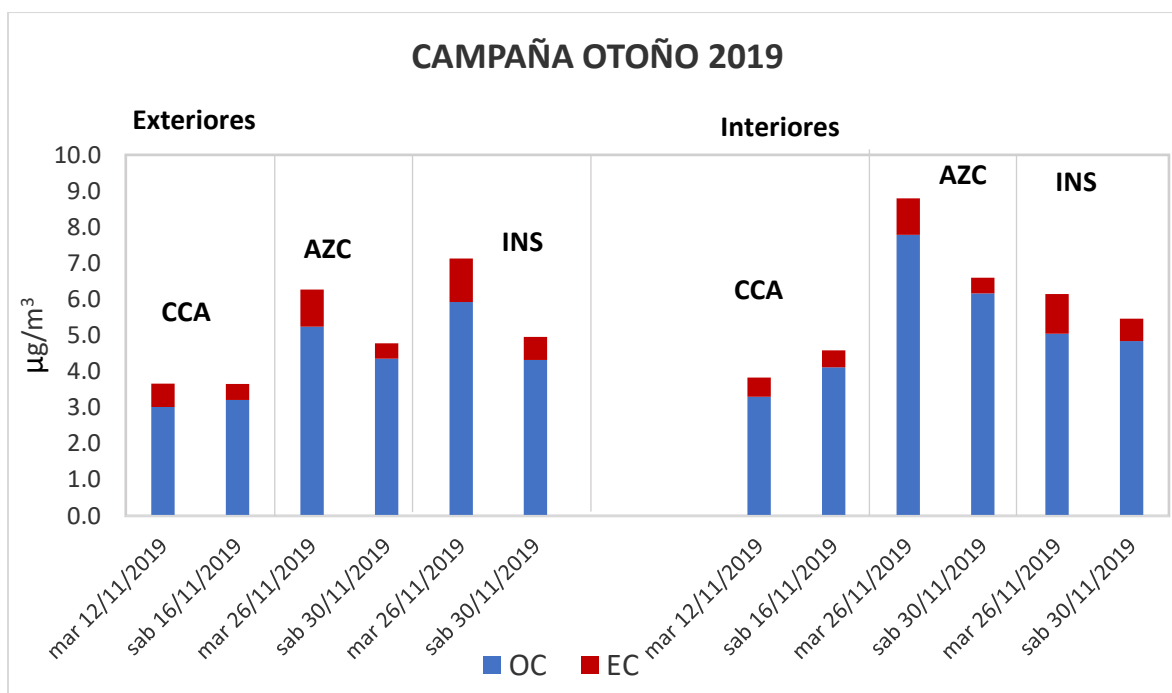
Min ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3.0	0.4	3.7	4.4	0.4	4.8	4.3	0.6	5.0
Max($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3.2	0.6	3.7	5.2	1.0	6.3	0.5.9	1.2	7.1

En la Gráfica 4. 7 se encuentran las concentraciones promedio de las especies carbonáceas exteriores e interiores de la campaña de otoño, para cada día de muestreo en los tres sitios en que se trabajó. De nuevo se observó un incremento en la concentración de carbono total en interiores respecto a los exteriores, en los tres sitios de muestreo, con un incremento del 150% en Insurgentes, seguido por un 40% en Azcapotzalco y 13.5% en el CCA. Siendo otoño la época en la que se tuvieron más altas concentraciones en interiores. Generalmente, se presenta un incremento en las concentraciones de especies carbonáceas en la temporada fría en interiores, debido al uso de calentadores y a un incremento en la quema de combustibles fósiles y biomasa (Zhang et al., 2020). Sin embargo, en los sitios de muestreo intramuros no había presencia de ningún sistema de calefacción, ni nada parecido, aunque si existieron algunas fuentes de emisión intramuros como el uso de estufas por parte del servicio de cafetería que se encuentra dentro del edificio en que se realizó el muestreo en Insurgentes y una estufa dentro de la residencia de Azcapotzalco, aunque está también se encontraba en una habitación distinta al sitio de muestreo. Los altos niveles de las especies carbonáceas se pueden explicar mejor por una disminución de la ventilación natural intramuros, por el los días lluviosos que se presentaron en el periodo de muestreo, lo cual puede resultar en el incremento de las concentraciones en ambientes interiores por una acumulación de partículas provenientes de fuentes interiores.

En la se presentan los resultados de la estadística descriptiva de las especies carbonáceas en intramuros de los tres sitios de muestreo de la campaña de otoño. La concentración promedio más alta en intramuros de carbono total fue en Insurgentes con $15 \mu\text{g m}^{-3}$, seguida por Azcapotzalco y el CCA. Los niveles de carbono negro en interiores también fueron mayores en Insurgentes, seguido por Azcapotzalco y el CCA. El porcentaje de las concentraciones de EC/CT fue del 12% en Insurgentes y el CCA, seguido por Azcapotzalco con un 9%, lo que quiere decir que hubo mayor concentración de carbono total en Azcapotzalco que en el CCA, pero su porcentaje de EC fue menor respecto al CT. Los altos niveles de EC en Insurgentes y Azcapotzalco podrían deberse a la influencia de algunas fuentes intramuros durante el muestreo.

Tabla 4. 16 Estadística descriptiva de especies de carbono de $\text{PM}_{2.5}$ en intramuros en la campaña de otoño.

	Interiores								
	<i>CCA</i>			<i>Azcapotzalco</i>			<i>Insurgentes</i>		
	OC	EC	CT	OC	EC	CT	OC	EC	CT
N			2			2			2
Promedio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3.7	0.5	4.2	7.0	0.7	7.7	13.2	1.8	15.0
Mediana ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3.7	0.5	4.2	7.0	0.7	7.7	13.2	1.8	15.0
σ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0.6	0.00	0.5	1.1	0.4	1.6	0.7	0.6	0.1
Min ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3.3	0.5	3.8	6.2	0.4	6.6	12.7	1.4	14.9
Max($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	4.1	0.5	4.6	7.8	1.0	8.8	13.7	2.2	15.1



Gráfica 4. 7. Concentración de especies carbonáceas en $\text{PM}_{2.5}$, en la campaña de otoño.

4.3. 4 Concentración de especies carbonáceas en otros estudios

Las concentraciones de las especies carbonáceas de las tres campañas en extramuros se mantuvieron en un rango de $3.3\text{-}13.7 \mu\text{g m}^{-3}$ para carbono orgánico y de $0.4\text{-}1.8 \mu\text{g m}^{-3}$ para carbono elemental. Estos valores se ajustan a los valores referenciados en otros trabajos (Tabla 4. 18). En China y México, las concentraciones de carbono negro, suelen estar en un rango de 4 a $10 \mu\text{g m}^{-3}$ (Sevastyanova et al., 2008), estos valores se atribuyen a sitios urbanos en los que la principal causa de carbono elemental es el tráfico vehicular. Los porcentajes promedio de las concentraciones de carbono elemental y carbón orgánico de la concentración de $\text{PM}_{2.5}$ son 11.5% y 1.8% , respectivamente. En la Tabla 4. 17 se observan los resultados de los porcentajes de especies carbonáceas en este trabajo y otros. Los resultados de este proyecto muestran porcentajes más bajos respecto a los resultados en otras ciudades.

Tabla 4. 17 Porcentaje de OC, EC y CT en $\text{PM}_{2.5}$ en zonas urbanas.

	%OC	%EC	%CT	Referencia
CDMX				Trabajo actual 2019
Extramuros	11.5 ± 5.58	1.80 ± 1.3	13.30 ± 6.71	
Intramuros	15.06 ± 8.62	2.15 ± 1.62	17.20 ± 9.86	
Hong Kong				(Zhang et al., 2020)
Extramuros	30.2 ± 9.1	8.2 ± 4.0	42.3 ± 12.7	
Intramuros	38.5 ± 7.8	8.9 ± 2.3	53.9 ± 10.9	
Istanbul				

Extramuros	34.5	15.4	49.7	(Flores et al., 2020)
Guanzhou				(Cao et al., 2012)
Intramuros	25.5	8.9	34.4	
Extramuros	27.1	9.8	36.9	
Italia				(Lonati et al., 2005)
Extramuros	11	6	17	
Switzerland				(Hueglin et al., 2005)
Extramuros		5-10		

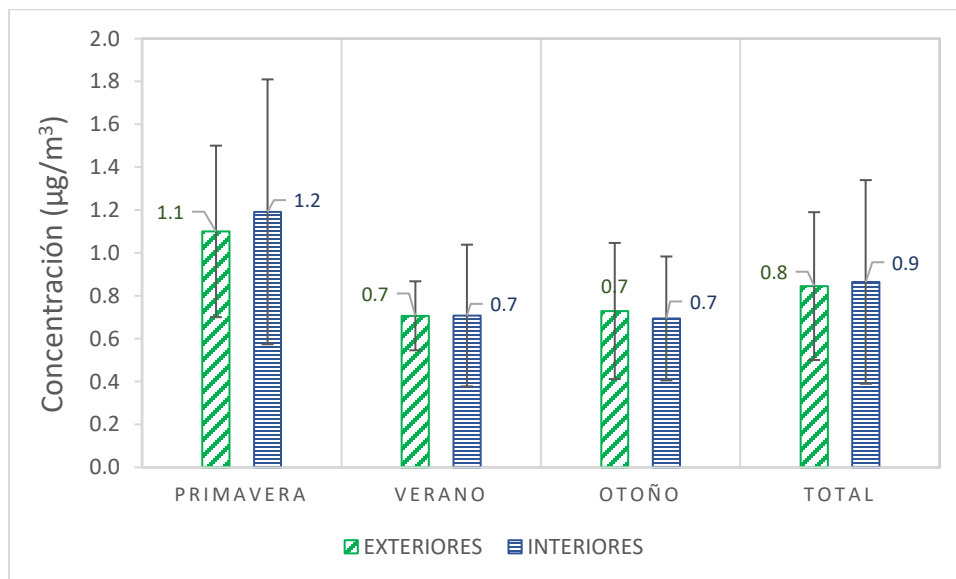
*CDMX; Ciudad de México

Existen algunos trabajos en los que se reportan concentraciones realmente pequeñas de EC (EC en $PM_{2.5} < 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), pero estos son llevados a cabo en países desarrollados. Es el caso de Australia en que se reportaron concentraciones promedio de EC en exteriores de $1.4 \pm 1.07 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Williams y Knibbs, 2016). Mientras que, en dos ciudades pequeñas de España, (Reche et al., 2011) se hallaron concentraciones de 0.7 y 0.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de EC, en donde el tráfico tiene un menor impacto debido a ciertas condiciones que favorecen la dispersión. Por el contrario, las más altas concentraciones de carbono elemental son reportadas en ciudades con alta densidad vehicular y zonas industriales como China y Vietnam con concentraciones por arriba de $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Los valores de carbono elemental en este trabajo fueron bajos en comparación con estas dos ciudades mencionadas y parecen más cercanos a los valores reportados en ciudades con aire más limpio como Australia. Es posible que los sitios de muestreo en este y los otros trabajos favorecieran estos valores.

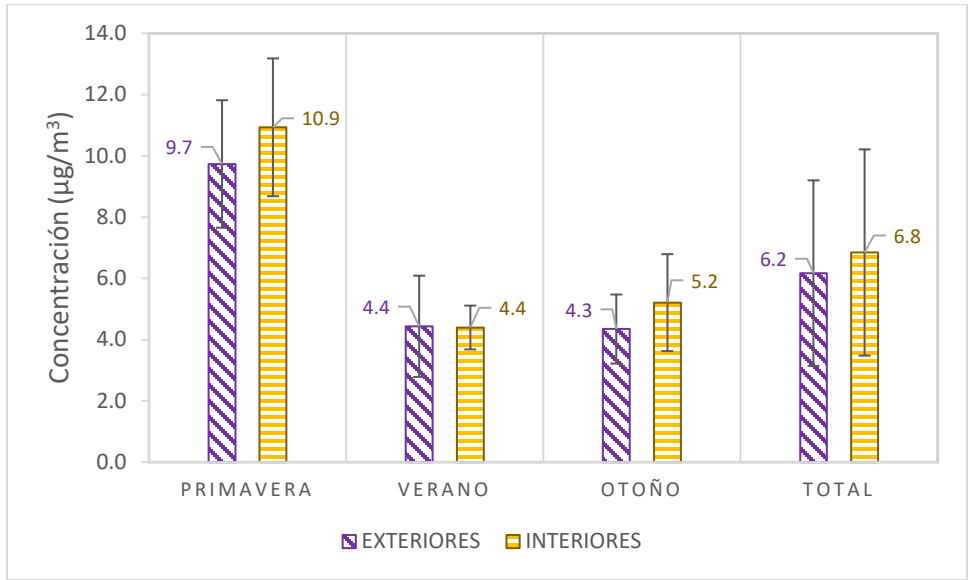
En la Ciudad de México, Chow et al. (2002) realizaron mediciones en tres sitios de muestreo; al norte, al centro y al sur de la Ciudad de México, en similitud a este trabajo. Las concentraciones de carbono elemental fueron hasta 5 veces más altas que las concentraciones promedio obtenidas en este trabajo y cercanas al doble de las concentraciones de carbono orgánico. Sin embargo, el trabajo de Chow fue realizado en la estación de invierno, la cual fue la única que no se evaluó en el presente proyecto. Por otro lado, Peralta et al. (2019) también realizaron muestreos en la zona sur de la Ciudad de México en el año 2015 y 2016 durante las temporadas de primavera, verano e invierno, las concentraciones de carbono elemental fueron más altas respecto a los resultados de este trabajo (2019), con concentraciones de dos a tres veces mayores. Es posible que las concentraciones actuales de carbono elemental sean más bajas debido a la implementación de la Norma Oficial Mexicana NOM-EM-167-SEMARNAT en el 2016, que es aplicada para un control más estricto de las emisiones vehiculares por medio del método de prueba de detección remota en vehículos que usan gasolina, gas licuado de petróleo, gas natural, diésel o cualquier otro combustible alternativo que circule en el área metropolitana, dicho control se lleva a cabo por los responsables del Programa de Verificación Vehicular Obligatorio. Además del sistema de detección remota, la actual norma integró el Sistema de Diagnóstico a Bordo, el cual es un método que permite mediante el uso de herramientas tecnológicas identificar los fallos en los componentes del motor que contribuyen al incremento en las emisiones contaminantes (SEMARNAT, 2017). Por otra parte, se debe considerar que en el trabajo de Peralta et al. utilizaron el etalómetro el cual es un instrumento que mide el BC en tiempo real basado en la atenuación de la luz que pasa a través del filtro con mediciones continuas durante un año; mientras que en este trabajo se utilizaron MiniVols para la colecta de $PM_{2.5}$ y un equipo termo-óptico que determinó EC en un tiempo de recolección de 24 h. Por lo que las técnicas, el tiempo y

el número de muestras difiere de un trabajo a otro, así como otras variables, por ejemplo; el flujo y la cercanía de las fuentes a los equipos, aunque en dicho trabajo no se observan algunas de estas especificaciones; lo cual pudiera hacer la diferencia en los valores de las concentraciones entre ambos proyectos.

En la Gráfica 4. 8 y la Gráfica 4. 9 se resumen los resultados de las concentraciones de carbono elemental y carbono orgánico en las tres campañas estacionales y la concentración promedio total, en ambientes extramuros e intramuros. Las concentraciones de EC y OC fueron casi 2 veces más altas en primavera que en verano y otoño. Esto se puede explicar por las condiciones de alta humedad y lluvias que se presentaron en verano y a inicios del otoño, lo cual tiene un efecto en la condensación de partículas. En cuanto a las concentraciones promedio en intramuros para EC los valores fueron prácticamente los mismos que en extramuros. Las concentraciones de OC fueron 10 veces más altas que las de EC en primavera y 5 veces más altas que las de EC en verano y otoño. Las concentraciones de OC en otoño en intramuros tuvieron un incremento mayor que en primavera, de aproximadamente el 20% respecto a las concentraciones extramuros. Este incremento se puede explicar por una disminución en la ventilación natural debido al cierre de puertas y ventanas por la disminución de las temperaturas. Aunque a lo largo de esta discusión se observó algunas diferencias entre las concentraciones delimitadas por campañas estacionales, por sitio y ambiente (intramuros y extramuros), estas serán evaluadas en la sección 4.4, en donde se realizó el análisis estadístico comparativo.



Gráfica 4. 8 Concentración promedio de carbono elemental y desviación estándar por estación en extramuros e intramuros.



Gráfica 4. 9 Concentraciones promedio de carbón orgánico por estación en extramuros e intramuros.

Tabla 4. 18 Concentraciones de especie de carbono en PM_{2.5} reportadas en otros trabajos.

País	Locación	Ambiente	Fecha	Estación	[PM] (µg/m ³)	Carbono negro (µg/m ³)	Carbono orgánico	OC/BC	Referen cia
CDMX	Urbana	Extramuros	Abril/Mayo 2019	Primavera	95±38	1.1	9.7		Este trabajo
CDMX	Urbana	Extramuros	Julio 2019	Verano	53±30	0.7	4.4		Este trabajo
CDMX	Urbana	Extramuros	Septiembre 2019	Otoño	32±10	0.7	4.3		Este trabajo
CDMX	Oficinas	Intramuros	Abril/Mayo 2019	Primavera	93±45	1.2	10.9		Este trabajo
CDMX	Oficinas	Intramuros	Julio 2019	Verano	49.7±40	0.7	4.4		Este trabajo
CDMX	Oficinas	Intramuros	Septiembre 2019	Otoño	27.8±11	0.7	5.2		Este trabajo
CDMX	Pedregal	Extramuros	Feb-Mar 1997	Invierno	-	2.89	7.62	2.64	Chow 1997
CDMX	Tlalnepantla	Extramuros	Feb-Mar 1997	Invierno	-	3.75	8.53	2.27	Chow 1997
CDMX	Merced	Extramuros	Feb-Mar 1997	Invierno	-	5.59	11.08	1.97	Chow 1997
Australia	Brisbane	Intramuros	Abr-Oct 2015	Oto/Inv/Prim	-	0.42	-	-	Williams 2016
Australia	Brisbane	Extramuros	Abr-Oct 2015	Oto/Inv/Prim	-	1.07	-	-	Williams 2016
CDMX	UNAM	Extramuros	Ene-Mar 2015	Invierno	17.73	2.23	-	-	Peralta 2019
CDMX	UNAM	Extramuros	Abr-Jun 2015	Primavera	19.52	2.34	-	-	Peralta 2019
CDMX	UNAM	Extramuros	Jul-Sep 2015	Verano	15.07	2.22	-	-	Peralta 2019
CDMX	UNAM	Extramuros	Oct-Dic 2015	Otoño	20.09	3.27	-	-	Peralta 2019
CDMX	UNAM	Extramuros	Ene-Mar 2016	Invierno	19.98	3.26	-	-	Peralta 2019
CDMX	UNAM	Extramuros	Abr-Jun 2016	Primavera	20.63	3.22	-	-	Peralta 2019
CDMX	UNAM	Extramuros	Jul-Sep 2016	Verano	13.23	2.78	-	-	Peralta 2019
CDMX	UNAM	Extramuros	Oct-Dic 2016	Otoño	15.52	2.55	-	-	Peralta 2019
China	Hong Kong	Intramuros	2016-2017	Inv/Prim	32.9	3.1	12.9	4.24	Zhuozhi 2020
China	Guangzhou	Intramuros	2016- 2018	Inv/Prim	51.9	3.6	15.8	2.78	Zhuozhi 2020
China	Shanghái	Intramuros	2016- 2019	Inv/Prim	38.2	3.7	14.6	3.96	Zhuozhi 2020
China	Xi'an	Intramuros	2016- 2020	Inv/Prim	109.3	6.7	23.5	3.7	Zhuozhi 2020
China	Hong Kong	Extramuros	2016- 2021	Inv/Prim	34	3	10	4.53	Zhuozhi 2020
China	Guangzhou	Extramuros	2016- 2022	Inv/Prim	47.2	4	13	4.31	Zhuozhi 2020
China	Shanghái	Extramuros	2016- 2023	Inv/Prim	50.3	4	13	4.19	Zhuozhi 2020
China	Xi'an	Extramuros	2016- 2024	Inv/Prim	78.7	6	19	3.91	Zhuozhi 2020
Vietnam	Residencia	Extramuros	Sep-16	caliente-húmeda	-	6.31	-	-	Tran 2018
Vietnam	Residencia	Intramuros	Sep-16	caliente-húmeda	-	5.74	-	-	Tran 2019
Vietnam	Departamento	Extramuros	Sep-16	caliente-húmeda	-	4	-	-	Tran 2020
Vietnam	Departamento	Intramuros	Sep-16	caliente-húmeda	-	3.7	-	-	Tran 2021
Vietnam	Departamento	Extramuros	Sep-16	caliente-húmeda	-	4.95	-	-	Tran 2022
Vietnam	Departamento	Intramuros	Sep-16	caliente-húmeda	-	4.47	-	-	Tran 2023
Vietnam	Oficina	Extramuros	Sep-16	caliente-húmeda	-	4.29	-	-	Tran 2024
Vietnam	Oficina	Extramuros	Sep-16	caliente-húmeda	-	3.73	-	-	Tran 2025

4. 4 Análisis estadístico no paramétrico de PM_{2.5} y especies carbonáceas.

Se realizó el análisis estadístico comparativo de las concentraciones de PM_{2.5}, carbono negro y carbono orgánico. Los grupos comparativos fueron: 1) concentraciones extramuros por sitio; 2) concentraciones extramuros por campaña estacional y 3) concentraciones intramuros y extramuros en los tres sitios.

Para determinar si había diferencias significativas en las concentraciones de PM_{2.5} y las especies de carbono se realizó la prueba de Kruskal-Wallis para los grupos 1 y 2 y la prueba de Mann Whitney para el grupo 3, puesto que se comprobó que los datos no tenían un comportamiento normal. En ambas pruebas se considera una $p < 0.05$, es decir, si el valor de p es menor a 0.05 quiere decir que hay diferencia significativa.

En la Tabla 4. 19 se muestran los valores de “ p ” de la prueba de Kruskal-Wallis aplicada a los valores de las concentraciones extramuros de PM_{2.5} y especies carbonáceas por sitio (Azcapotzalco, Insurgentes) y por campaña (primavera, verano y otoño). A pesar de que en la anterior discusión de los resultados en tablas y gráficas se observaron ciertas diferencias, los resultados de la prueba de Kruskal Wallis muestran que no hay diferencias significativas entre las concentraciones de PM_{2.5} y especies carbonáceas por sitio, ni entre las concentraciones de especies carbonáceas por campaña estacional; ya que los valores de “ p ” fueron mayores a 0.05. Sin embargo, la misma prueba aplicada en la comparación de concentraciones entre campañas, si se observó una diferencia significativa entre las concentraciones de PM_{2.5}, con un valor de “ p ” de 0.005.

Aunque se esperaba una diferencia entre las concentraciones de PM_{2.5} entre sitios debido a las fuentes por la zona industrial en el norte, en este estudio no se observaron diferencias significativas en las emisiones de PM_{2.5} posiblemente se deba a la influencia en las condiciones meteorológicas que produjeran una dispersión de las partículas del norte al centro y sur en las temporadas secas y una reducción similar en las temporadas húmedas. El hecho de que las concentraciones de PM_{2.5} varíen entre campaña muestra una posible influencia por condiciones meteorológicas estacionales, tal como se explica en los resultados de la sección 4.2; las condiciones del viento pudieron producir una dispersión de las partículas o en el caso de la temporada de lluvias produciría también una rápida condensación de estas; lo cual llevaría a una reducción en sus concentraciones. Por otro lado, en la época de primavera existe una alta radiación solar, altas temperaturas y baja humedad factores que dificultan la dispersión de las partículas en la ZMVM, de manera que se observó un incremento en las concentraciones de PM_{2.5}.

Mientras que en la Tabla 4. 20 se muestran los valores de “ p ” obtenidos al realizar la prueba de Mann Whitney para PM_{2.5}, carbono negro y carbono orgánico en intramuros y extramuros en cada sitio, en la cual se observa que no hay diferencias significativas ya que los valores de “ p ” son mayores a 0.05, en la mayoría de los casos, a excepción del carbono orgánico que muestra que si hay diferencias significativas en el CCA. En conclusión, las concentraciones de PM_{2.5} y carbono elemental en extramuros y en intramuros son estadísticamente iguales.

Tabla 4. 19 Prueba de Kruskal Wallis aplicada a las concentraciones extramuros por sitio y por campaña.

Valor de p	Por sitio	Por campañas
PM_{2.5}	0.335	0.005
Carbono negro	0.531	0.263
Carbono orgánico	0.821	0.078

Tabla 4. 20 Prueba de Mann Whitney aplicada a las concentraciones intramuros y extramuros en cada sitio.

Valor de p	PM _{2.5}	Carbono elemental	Carbono orgánico
Azcapotzalco	0.508	0.787	0.653
CCA	0.724	0.719	0.000
Insurgentes	0.930	0.529	0.729

4. 5 Evaluación de compuestos carbonilos

En esta sección se presentan los resultados y el análisis de los compuestos carbonilos, a partir de la estadística descriptiva, pruebas estadísticas no paramétricas y la discusión de los datos obtenidos por sitio de muestreo, por campaña estacional y la variación diurna en los diferentes ambientes. Además, se presentan los resultados de relación intramuros/extramuros.

4.4. 1 Concentración de carbonilos por sitio

En la Tabla 4. 21 se muestra el resumen de la estadística descriptiva de las concentraciones de los 6 carbonilos estudiados por sitio en ambientes extramuros e intramuros.

Se observó una amplia variación en la concentración de los carbonilos respecto a cada sitio y ambiente. Los valores en la concentración media en intramuros fueron más altos que los valores extramuros en la mayoría de los sitios, hasta 20 veces mayor para la acetona, entre 6 a 4 veces mayor para el formaldehído y acetaldehído, en algunos casos específicos, también se observaron altos valores de concentración en la acroleína y el butiraldehído con respecto a los extramuros. El propionaldehído presentó concentraciones bajas apenas por arriba de los límites de detección, aunque con una gran variación.

En extramuros, se observó variación en las concentraciones de acetona en el CCA, Azcapotzalco e Insurgentes, la concentración máxima fue de 89.08, 45.06 y 22.59 $\mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente. El acetaldehído fue el compuesto carbonilo más abundante, después de la acetona en Insurgentes.

La concentración máxima de carbonilos totales en el exterior del CCA fue de 89.08 $\mu\text{g m}^{-3}$, el aporte máximo es referido a la concentración de la acetona, el cual fue el valor más alto en la concentración máxima de carbonilos totales, el más alto en acetona respecto a los otros sitios, seguido por la concentración de acetaldehído, que mostró una concentración más alta que en Azcapotzalco.

En el exterior de Insurgentes, la concentración máxima de carbonilos fue de 63.8 $\mu\text{g m}^{-3}$, el aporte máximo de concentración es referida por parte del acetaldehído, el cual fue el valor más alto en la concentración máxima de acetaldehído y acroleína, y el más bajo en la concentración de acetona.

En Azcapotzalco la concentración máxima de carbonilos totales en extramuros fue de 45.06 $\mu\text{g m}^{-3}$, siendo el valor referido a la concentración máxima de acetona, la cual fue más alta que en Insurgentes; mientras que los niveles de acroleína fueron más altos que en el CCA.

Los carbonilos formaldehído, butiraldehído y propionaldehído presentaron valores bajos respecto a los otros carbonilos, en los tres sitios en extramuros. Se debe mencionar que la concentración máxima se encontró por arriba de los límites de detección para los tres carbonilos.

Respecto a la concentración máxima en extramuros el sitio que presentó el valor más alto fue el CCA. Sin embargo, en cuanto a la concentración media, Insurgentes presentó el valor más alto. En extramuros se observó una gran variación en las concentraciones de los compuestos carbonilos. En los tres sitios se observaron altos niveles de acetona, con concentración máxima de 836.3 $\mu\text{g m}^{-3}$. El formaldehído fue el compuesto carbonilo más abundante después de la acetona en intramuros.

En el estudio intramuros, la casa de Azcapotzalco presentó una concentración máxima de carbonilos totales de 187.63 $\mu\text{g m}^{-3}$, el cual es atribuido a la acroleína. También se midieron altos valores en la concentración máxima de la acetona, formaldehído, propionaldehído y acetaldehído en el sitio, presentados en orden descendente de su concentración máxima.

En oficinas del CCA e Insurgentes la concentración máxima de carbonilos totales fue de 836.34 y 531.79 $\mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente. Ambas concentraciones fueron atribuidas a la acetona. En el CCA se presentaron altos valores en la concentración máxima de formaldehído, seguido por acetaldehído y acroleína, en orden descendente. Mientras que en Insurgentes se determinaron altos valores en la concentración máxima de acetaldehído, seguido por butiraldehído, acroleína y formaldehído, en orden descendente. Los valores en la concentración máxima de propionaldehído se encontraron por arriba del límite de detección, pero fueron mínimos en ambos sitios.

El sitio en intramuros que presentó el valor más alto en relación con la concentración máxima fue el CCA. No obstante, la concentración media más alta correspondió a Insurgentes.

Tabla 4. 21 Estadística descriptiva de compuestos carbonilos por sitios de muestreo. N= 1416.

$(\mu\text{g m}^{-3})$	EXTRAMUROS			INTRAMUROS		
	CCA	Azcapotzalco	Insurgentes	CCA	Azcapotzalco	Insurgentes
ACETONA						
Media aritmética	6.10	5.58	7.07	94.95	11.20	126.10
Mediana	2.75	3.56	6.10	22.25	7.8	45.99
Desviación Estándar	14.35	7.73	4.61	174.91	9.17	160.00
Mínimo	0.00	1.21	0.38	3.37	0.24	0.10
Máximo	89.08	45.06	22.59	836.34	50.74	531.79
ACETALDEHIDO						
Media aritmética	4.09	1.46	5.15	2.25	3.79	4.75
Mediana	1.68	1.30	1.86	1.81	3.24	1.09
Desviación Estándar	4.56	0.64	12.50	1.22	1.82	9.82

Mínimo	0.40	0.52	0.02	0.70	1.24	0.04
Máximo	15.10	3.23	63.82	5.08	8.70	43.73
FORMALDEHIDO						
Media aritmética	1.50	1.34	1.63	5.63	4.98	1.30
Mediana	0.80	1.26	1.46	3.88	4.40	1.18
Desviación Estándar	1.31	0.65	0.89	4.67	2.21	1.41
Mínimo	0.10	0.49	0.01	1.31	2.47	0.00
Máximo	3.92	3.23	3.75	17.87	10.76	7.01
ACROLEINA						
Media aritmética	0.75	1.02	2.30	1.4	4.95	1.05
Mediana	0.23	0.45	0	0.9	0.23	0
Desviación Estándar	1.01	1.15	5.22	1.48	28.50	1.91
Mínimo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Máximo	3.41	4.09	22.97	5.00	187.63	7.28
BUTIRALDEHIDO						
Media aritmética	1.54	1.04	1.53	1.45	1.61	6.07
Mediana	1.15	0.9	1.31	1.19	1.27	2.61
Desviación Estándar	1.10	0.55	0.99	0.94	0.87	7.74
Mínimo	0.29	0.38	0.00	0.15	0.59	0.00
Máximo	4.34	2.98	3.75	4.60	4.04	32.71
PROPIONALDEHIDO						
Media aritmética	0.85	0.42	0.54	0.50	1.13	0.25
Mediana	0.45	0.36	0.42	0.42	0.78	0.19
Desviación Estándar	0.90	0.22	0.45	0.41	1.57	0.30
Mínimo	0.02	0.07	0.00	0.00	0.93	0.00
Máximo	3.25	0.17	1.50	1.73	10.52	1.21
CARBONILOS TOTALES						
Media aritmética	2.49	1.87	2.98	18.31	4.64	24.10
Mediana	1.16	1.12	1.36	2.04	2.34	0.95
Desviación Estándar	6.47	3.67	6.19	80	12.68	80.86
Mínimo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Máximo	89.08	45.06	63.82	836.34	187.63	531.79

4.4. 2 Estudio estadístico comparativo de los compuestos carbonilos por sitio.

Para determinar si había diferencias significativas en las concentraciones de cada uno de los compuestos carbonilos evaluados en este trabajo entre los tres sitios de muestreo se realizó la prueba de Kruskal-Wallis. Posteriormente se realizaron pruebas Post Hoc, para identificar entre que sitios hay diferencias significativas.

Las pruebas se llevaron a cabo con un nivel de significancia del 5%, lo que significa que cuando el valor de p es menor a 0.05 ($p < 0.05$) hay diferencia significativa entre los compuestos carbonilos.

En la Tabla 4. 22 se muestran los valores de p de los 6 compuestos carbonilos de la prueba de Kruskal-Wallis en la que se comparó las concentraciones en los tres sitios de muestreo en extramuros y en los tres sitios de muestreo intramuros. En exteriores, se observó que hay diferencias significativas entre las variaciones en la concentración de carbonilos (acetona, acetaldehído, propionaldehído y butiraldehído) y los sitios. Por otro lado, en interiores, se esperaban previamente diferencias entre las concentraciones de los compuestos carbonilos debido a las fuentes características de cada sitio. De acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis se observaron diferencias significativas en todos los compuestos carbonilos, excepto la acroleína, la cual no presentó diferencias significativas entre cada sitio.

Tabla 4. 22 Prueba de Kruskal-Wallis para compuestos carbonilos en ambientes extramuros e intramuros.

Carbonilos	Valor p	
	<i>Extramuros</i>	<i>Intramuros</i>
Acetona	0.001	0.000
Acetaldehído	0.000	0.001
Formaldehído	0.252	0.000
Acroleína	0.082	0.753
Butiraldehído	0.000	0.005
Propionaldehído	0.000	0.014

Debido a que la prueba de Kruskal-Wallis no proporciona información entre qué sitios hubo diferencias en las concentraciones de cada compuesto carbonilo, se realizó la prueba Post Hoc para aquellos compuestos carbonilos que presentaron un “valor de p” menor a 0.05. En la Tabla 4. 23 se presentan las comparaciones entre parejas y el valor de p de cada uno.

De igual forma, se consideró un $p < 0.05$, es decir, si el valor de p es menor a 0.05 indica que hay diferencia significativa entre los sitios.

En exteriores se observó que hubo diferencias significativas entre Insurgentes-Azcapotzalco y CCA-Azcapotzalco en la mayoría de los compuestos carbonilos. Lo cual confirma las diferencias entre las fuentes externas de la zona centro-norte y sur-norte.

Mientras que, en interiores se observaron diferencias significativas entre Insurgentes-CCA, Insurgentes-Azcapotzalco y CCA-Azcapotzalco, en otras palabras, se demostró estadísticamente la diferencia en las concentraciones entre ambas oficinas y entre las oficinas y la casa; en la mayoría de los compuestos carbonilos evaluados.

En Insurgentes-CCA, en extramuros no se observó diferencias significativas. Lo cual, indica que existe una similitud entre las concentraciones extramuros en la zona centro y sur. Sin embargo, en intramuros se observaron diferencias significativas en las concentraciones de acetona y formaldehído; posiblemente como resultado de las diferentes fuentes intramuros que presentó cada sitio.

Tabla 4. 23 Valor de p en la comparación de carbonilos entre sitios.

	Insurgentes-CCA		Insurgentes-Azcapotzalco		CCA-Azcapotzalco	
	Extramuros	Intramuros	Extramuros	Intramuros	Extramuros	Intramuros
Acetona	0.280	0.012	0.000	0.001	0.082	1.000
Acetaldehído	0.950	0.118	0.000	0.000	0.000	0.005
Formaldehído	-	0.000	-	0.000	-	1.000
Acroleína	-	-	-	-	-	-
Propionaldehído	1.000	1.000	0.000	0.002	0.000	0.052
Butiraldehído	0.195	0.073	0.000	0.004	0.054	1.000

4.4. 3 Concentración de carbonilos por campaña

En la Tabla 4. 24 se presenta la estadística descriptiva de las concentraciones de los 6 carbonilos evaluados en las tres campañas estacionales en ambientes intramuros y extramuros.

Dentro de este análisis se hicieron las mismas observaciones generales realizadas en la evaluación por sitio. Las concentraciones obtenidas en este estudio mostraron una gran variación respecto a cada campaña y cada sitio; es decir que durante la evaluación de las concentraciones se observaron valores en un rango de $0.0 \leq 800 \mu\text{g m}^{-3}$. Los valores en la concentración media en intramuros fueron más altos que los valores extramuros para la mayoría de los carbonilos en las estaciones de trabajo. Los carbonilos que presentaron altos valores de concentración fueron acetona, acetaldehído y formaldehído; en algunos casos específicos también se observaron altas concentraciones en acroleína y butiraldehído. El propionaldehído presentó concentraciones muy bajas apenas por arriba de los límites de detección.

En primavera, se obtuvo una concentración máxima en extramuros de $22.59 \mu\text{g m}^{-3}$, el aporte máximo se relaciona con la concentración de la acetona. Después de la acetona, le sigue el acetaldehído, butiraldehído, formaldehído y acroleína, con concentraciones 10 veces menores a la acetona, aproximadamente. El propionaldehído presentó concentraciones mínimas.

En verano en extramuros, se observó una concentración máxima de $63.82 \mu\text{g m}^{-3}$, debido a la concentración de acetaldehído, siendo la campaña con más altos niveles de este compuesto; seguido por acetona, la cual es la segunda campaña con mayores niveles; la acroleína con concentraciones 3 veces menores a los niveles de acetona, aunque fue esta la estación en la que se encontraron los valores más altos de este carbonilo.

La campaña estacional con el valor más alto en la concentración máxima en extramuros fue otoño. De la misma forma, la concentración media en otoño presentó el valor más alto. La concentración máxima fue referida a la acetona con $89.08 \mu\text{g m}^{-3}$; por lo que la campaña de otoño fue la que presentó la más alta concentración de acetona. La campaña de otoño también presentó altas concentraciones de acetaldehído, con una concentración 6 veces menor a la acetona.

En intramuros la concentración máxima en primavera fue de $531.8 \mu\text{g m}^{-3}$, concentración debida a la acetona. En referencia a otros carbonilos con niveles altos en la concentración, le sigue el butiraldehído, el formaldehído y acetaldehído (de concentraciones similares), con valores de 16 a 82 veces menores a la acetona, respectivamente.

En verano en intramuros la concentración máxima fue de 863.3 $\mu\text{g m}^{-3}$, debida a la acetona. Durante esta campaña el acetaldehído y el formaldehído tuvieron concentraciones elevadas, con una diferencia de 19 veces menos por parte del acetaldehído y 46 veces por parte del formaldehído, respecto a los niveles de acetona.

Finalmente, en otoño en intramuros la concentración máxima fue de 265.6 $\mu\text{g m}^{-3}$, nuevamente debida a acetona. Por otro lado, la acroleína presentó concentraciones elevadas, que fueron 1.4 veces menores a las de acetaldehído. Otros carbonilos en los que se detectaron niveles altos fueron formaldehído, propionaldehído y acetaldehído, con valores 25 veces menores a la acetona.

En los intramuros, en verano fue la campaña estacional con el valor más alto en la concentración máxima. De la misma forma, la concentración media en verano presentó el valor más alto.

Tabla 4. 24 Estadística descriptiva de compuestos carbonilos por campañas estacionales. N=1416.

$(\mu\text{g m}^{-3})$	EXTRAMUROS			INTRAMUROS		
	PRIMAVERA	VERANO	OTOÑO	PRIMAVERA	VERANO	OTOÑO
ACETONA						
Media aritmética	4.06	7.24	8.88	88.50	99.55	28.96
Mediana	3.49	4.22	5.87	8.90	16.91	15.77
Desviación Estándar	2.98	9.50	15.00	147.80	181.48	54.34
Mínimo	1.21	0.38	0.21	3.37	2.57	0.10
Máximo	22.59	45.06	89.08	531.79	836.34	265.60
ACETALDEHIDO						
Media aritmética	1.33	5.28	4.90	2.01	6.64	2.84
Mediana	1.29	1.50	3.0	1.57	3.44	2.74
Desviación Estándar	0.43	13.47	4.37	1.23	9.57	2.60
Mínimo	0.52	0.02	0.74	0.67	0.70	0.04
Máximo	2.31	63.82	15.10	6.38	43.73	8.70
FORMALDEHIDO						
Media aritmética	0.94	1.32	2.39	2.64	5.71	4.45
Mediana	0.88	1.06	2.26	2.48	4.11	5.31
Desviación Estándar	0.4	0.87	0.99	1.39	4.93	3.58
Mínimo	0.11	0.01	0.11	0.66	1.04	0.00
Máximo	1.85	3.65	3.92	6.52	17.87	10.76
ACROLEINA						
Media aritmética	0.35	3.91	0.42	0.42	2.48	5.89
Mediana	0	2.27	0	0	2.05	0
Desviación Estándar	0.49	5.10	0.80	0.67	1.63	32.13
Mínimo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Máximo	1.59	22.97	3.87	2.73	7.28	187.63
BUTIRALDEHIDO						
Media aritmética	0.94	1.38	1.92	4.89	1.86	1.15
Mediana	0.91	1.18	1.65	1.42	1.59	0.94
Desviación Estándar	0.38	0.97	1.11	6.84	1.13	1.17
Mínimo	0.27	0.00	0.50	0.59	0.41	0.00

Máximo	1.86	3.75	4.34	32.71	4.60	4.01
PROPIONALDEHIDO						
Media aritmética	0.33	0.40	1.15	0.43	0.74	0.87
Mediana	0.31	0.32	0.88	0.37	0.74	0.29
Desviación Estándar	0.15	0.34	0.83	0.26	0.49	1.85
Mínimo	0.07	0.00	0.07	0.14	0.00	0.00
Máximo	0.76	1.35	3.25	1.62	1.73	10.52
CARBONILOS TOTALES						
Media aritmética	1.39	2.92	3.42	17.25	19.50	7.51
Mediana	0.92	1.14	1.97	1.49	2.72	0.9
Desviación Estándar	1.81	7.02	7.02	69.57	81.67	27.61
Mínimo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Máximo	22.59	63.82	89.08	531.80	836.34	265.60

4.4. 4 Estudio estadístico comparativo de los compuestos carbonilos por campaña.

Para determinar si había diferencias significativas en las concentraciones de cada uno de los compuestos carbonilos evaluados de cada campaña, se realizó la prueba de Kruskal-Wallis con un nivel de significancia del 5% ($p < 0.05$).

En la Tabla 4. 25 se muestra el valor p de los 6 compuestos carbonilos comparados en las tres campañas estacionales de muestreo. En extramuros, se observó que hay diferencias significativas en las concentraciones de los carbonilos (acetaldehído, formaldehído y butiraldehído) entre cada estación (primavera, verano y otoño) en el 2019.

Por otro lado, en intramuros, se evaluó si había diferencias significativas entre campañas debido a que los cambios en las variables meteorológicas pudieron afectar sobre los valores de la concentración de los carbonilos. Los resultados mostraron diferencias significativas en las concentraciones de carbonilos (acetaldehído, formaldehído, acroleína y propionaldehído) entre cada estación en intramuros.

Tabla 4. 25 Prueba de Kruskal-Wallis para compuestos carbonilos en las tres campañas estacionales.

Carbonilos	Valor p	
	<i>Extramuros</i>	<i>Intramuros</i>
Acetona	0.070	0.150
Acetaldehído	0.042	0.000
Formaldehído	0.000	0.004
Acroleína	0.907	0.042
Butiraldehído	0.026	0.065
Propionaldehído	0.232	0.000

Se realizó la prueba Post Hoc (Tabla 4. 26) para conocer entre que estaciones hubo diferencias en las concentraciones de cada compuesto carbonilo.

En extramuros se observó que hubo diferencias significativas entre primavera-otoño y verano-otoño. Sin embargo, en primavera-verano no hubo diferencias significativas entre las concentraciones de ambas campañas. Mientras que, en intramuros se observaron diferencias significativas principalmente primavera-otoño y verano-otoño, en otras palabras, hay diferencias significativas en las concentraciones entre la temporada caliente y fría. Lo cual confirma que los niveles de concentración de carbonilos extramuros/intramuros fueron influidos por las condiciones meteorológicas estacionales de cada muestreo.

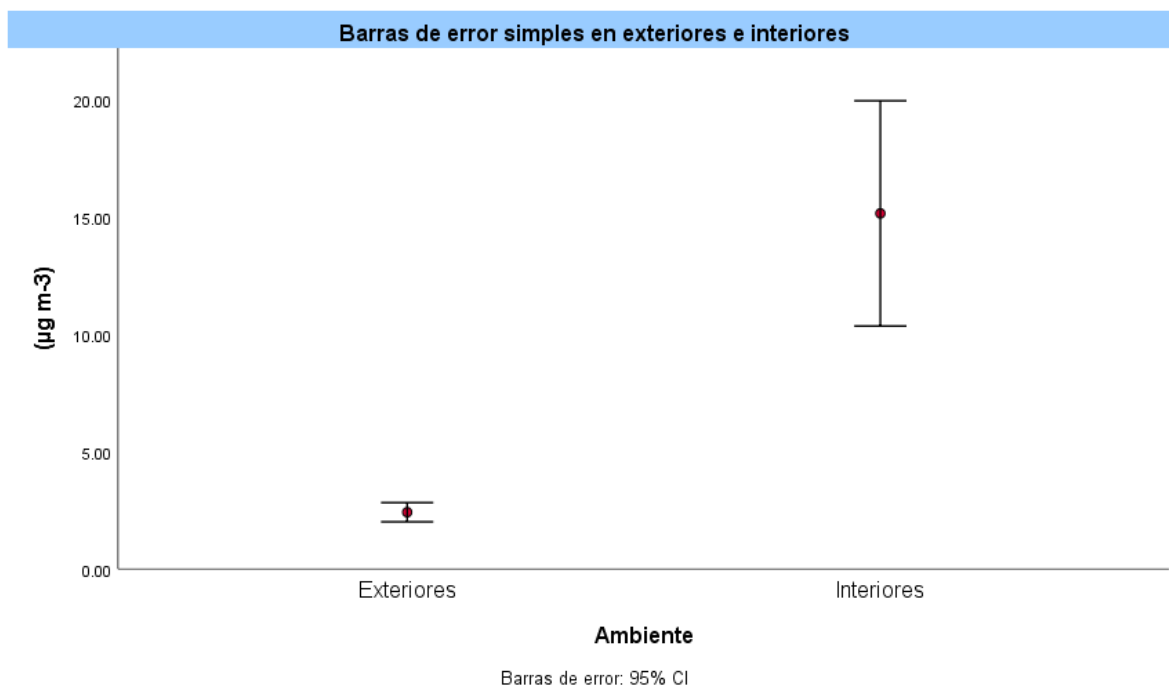
Tabla 4. 26 Valor de p en la comparación de carbonilos entre campañas estacionales.

	Primavera-Verano		Primavera-Otoño		Verano-Otoño	
	Exteriores	Interiores	Exteriores	Interiores	Exteriores	Interiores
Acetona	-	0.299	-	0.011	-	0.390
Acetaldehído	0.100	0.118	0.086	0.000	1.000	0.005
Formaldehído	0.194	0.253	0.000	0.003	0.020	0.334
Acroleína	-	1.000	-	0.243	-	0.069
Propionaldehído	-	0.002	-	0.000	-	0.003
Butiraldehído	0.122	-	0.036	-	1.000	-

4.4. 5 Estudio estadístico comparativo de los compuestos carbonilos en interiores y exteriores.

En la Gráfica 4. 10 se observan las barras de error que nos permiten comparar visualmente las diferencias en las concentraciones extramuros e intramuros de la concentración de carbonilos totales en un intervalo de confianza (CI) del 95%, en donde la concentración de carbonilos totales en intramuros fue más alta que los valores extramuros.

Para probar estadísticamente si existe diferencia entre los valores intramuros y extramuros de los compuestos carbonilos totales, se realizó la prueba de Mann Whitney con un nivel de significancia del 5%. El valor de p fue 4.08×10^{-7} ($P < 0.05$). De modo que, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las concentraciones de los carbonilos intramuros y extramuros.



Gráfica 4. 10 Barras de error de la concentración de carbonilos totales vs ambiente exteriores e interiores.

4.4. 6 Variación diurna de la concentración de carbonilos

En esta sección se presentan una descripción de los resultados de la variación horaria respecto a la concentración de los carbonilos en interiores y exteriores; el análisis de estos resultados se realizó en la sección 4.4.7 de manera que se pudieran sintetizar los resultados. Los horarios de muestreo fueron de las 8:00 am (horario matutino) a las 18:00 pm (horario vespertino). Los muestreos fueron realizados en horas de mayor actividad laboral, vehicular e industrial en la Ciudad de México. A continuación, se presentan los resultados para cada campaña y sitio en que se recolectaron los compuestos carbonilos.

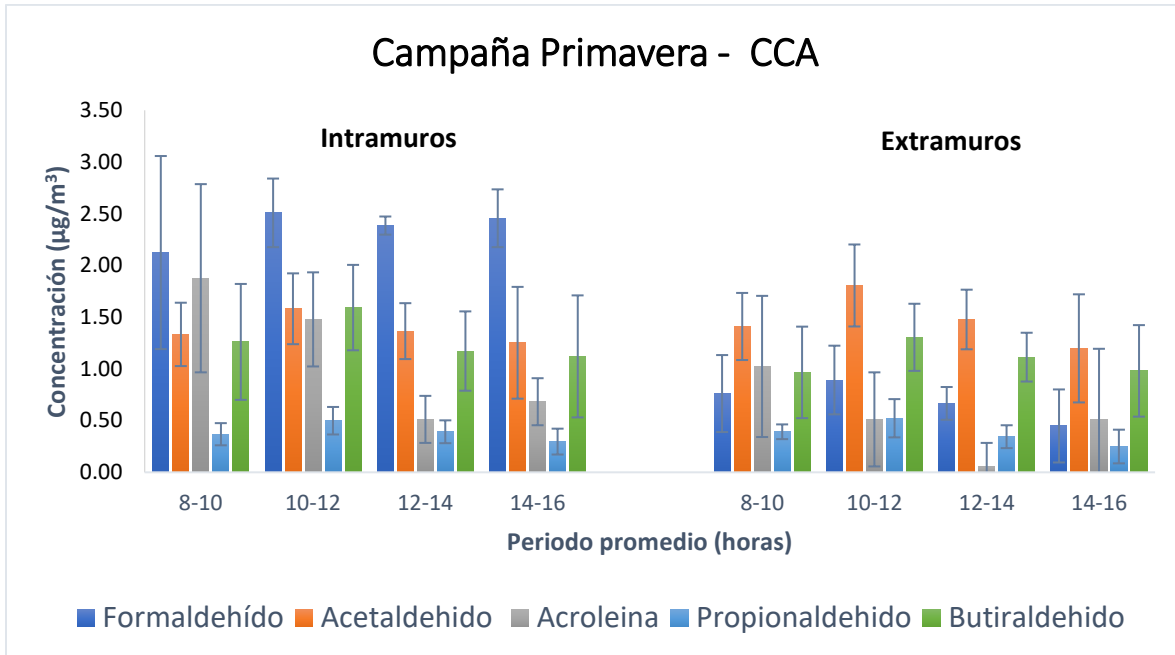
Los valores de la acetona fueron graficados por separado; debido a que la acetona presentó valores de concentración muy por arriba del rango de los otros carbonilos.

4.4.6. 1 Variación diurna en la campaña de primavera

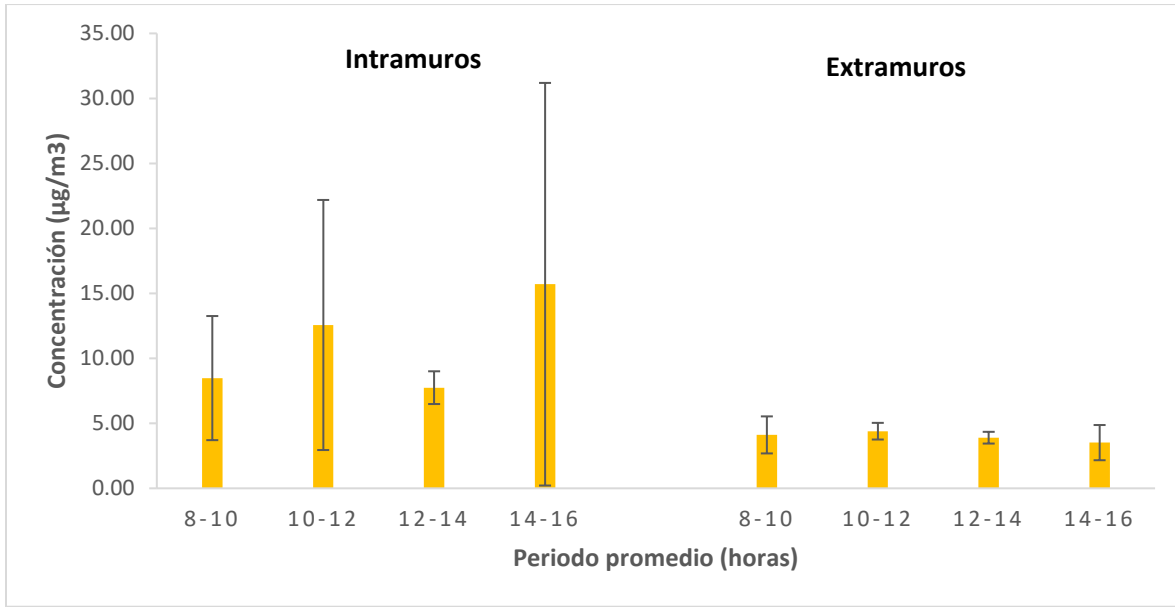
En la Gráfica 4. 11 y Gráfica 4. 12 se muestran los resultados de la variación diurna en la concentración de los carbonilos medidos en el rango de tiempo de los muestreos del CCA en primavera. Además, la Figura 4. 4 expone las concentraciones porcentuales del sitio, en ambos ambientes.

En extramuros, la acetona fue el compuesto carbonilo que presentó la concentración máxima, con una concentración porcentual del 51% de carbonilos totales. Además, sobresalieron las concentraciones de los compuestos acetaldehído, formaldehído y butiraldehído. Se observó una variación horaria en las concentraciones promedio de los carbonilos, que alcanzaron un pico máximo en un periodo de 10:00 a 12:00 h. Con excepción de la acetona que tuvo una concentración mayor en un periodo de 8:00 a 10:00 h.

Por otro lado, en los intramuros de la oficina en el CCA, las concentraciones fueron superiores a las exteriores. La acetona fue el compuesto carbonilo más abundante en interiores, con una concentración del 81% de carbonilos totales. Posteriormente, le siguen formaldehído, acetaldehído y butiraldehído. También, se observó una variación horaria en las concentraciones promedio con picos máximos en un periodo de 8:00 a 10:00 h, en el caso de formaldehído y acroleína; y de 10:00 a 12:00 h, en el caso de acetaldehído, butiraldehído y propionaldehído. La acetona presentó una concentración máxima en un periodo de 14:00 a 16:00 h.



Gráfica 4. 11 Variación diaria de la concentración de carbonilos en la campaña de primavera en el CCA en ambientes intramuros y extramuros.



Gráfica 4. 12 Variación diaria de la concentración de acetona en la campaña de primavera en el CCA en ambientes intramuros y extramuros.

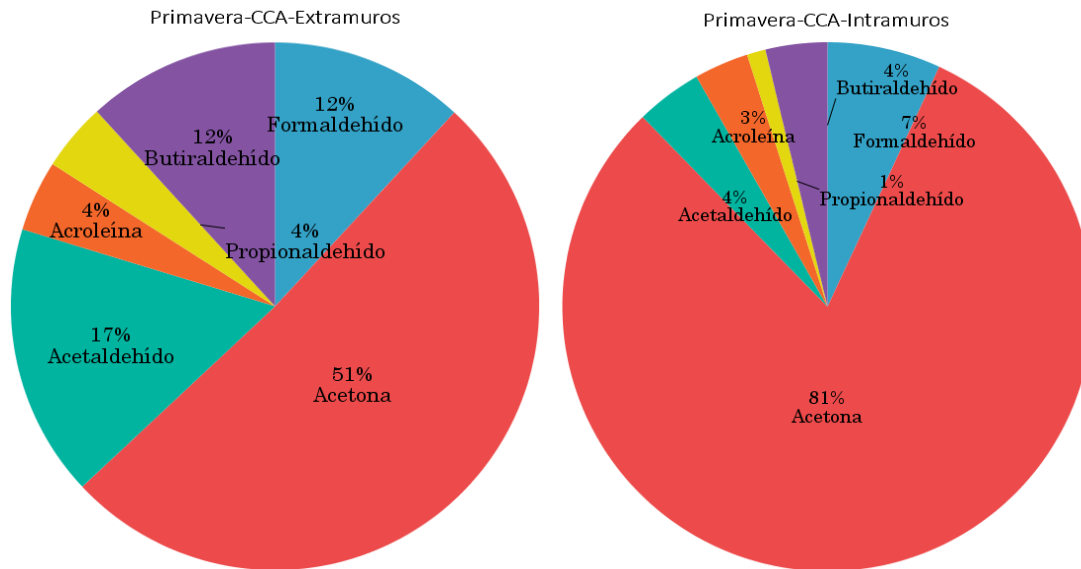
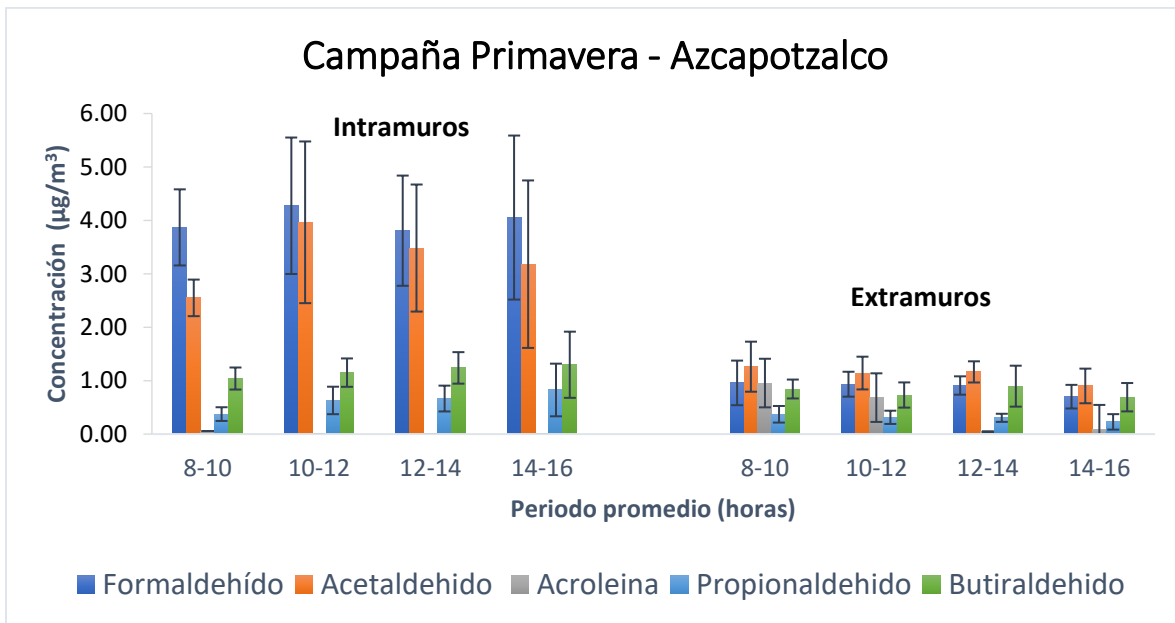


Figura 4. 4 Concentración porcentual de carbonilos primavera-CCA-extramuros y primavera-CCA-intramuros.

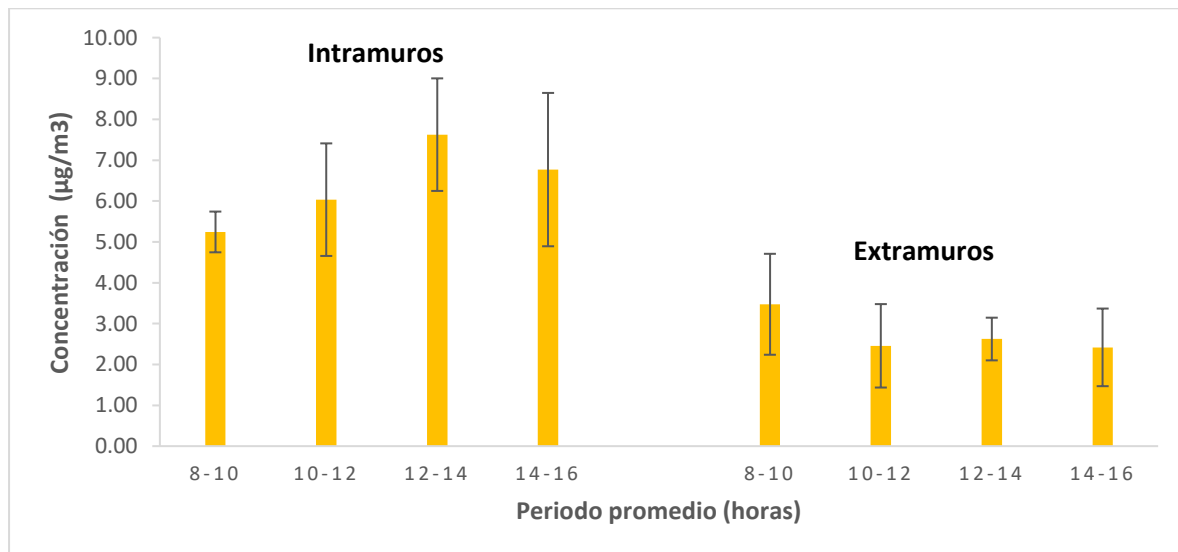
En la Gráfica 4. 13 y Gráfica 4. 14 se muestran los resultados de la variación diaria en la concentración de los carbonilos medidos en el rango de tiempo de los muestreos en Azcapotzalco en primavera. Además, la Figura 4. 5 expone las concentraciones porcentuales del sitio, en ambos ambientes.

En Azcapotzalco, en extramuros, se observó variación horaria en las concentraciones de los carbonilos, con un pico máximo de 8:00 a 10:00 h, el cual mostró muy pocos cambios a lo largo del muestreo. La acetona presentó los niveles más altos con una concentración porcentual del 43% de carbonilos totales, seguida por acetaldehído, formaldehído y butiraldehído.

Las concentraciones en los intramuros del hogar en Azcapotzalco fueron mayores que en los extramuros. La mayor contribución en la concentración fue hecha por la acetona, con un 49%; seguido por formaldehído y el acetaldehído. La variación horaria en las concentraciones fue mínima con un máximo en un horario de 10:00 a 12:00 h.



Gráfica 4. 13. Variación diaria de la concentración de carbonilos en la campaña de primavera en Azcapotzalco en ambientes intramuros y extramuros.



Gráfica 4. 14 Variación diurna de la concentración de acetona en la campaña de primavera en Azcapotzalco en ambientes intramuros y extramuros.

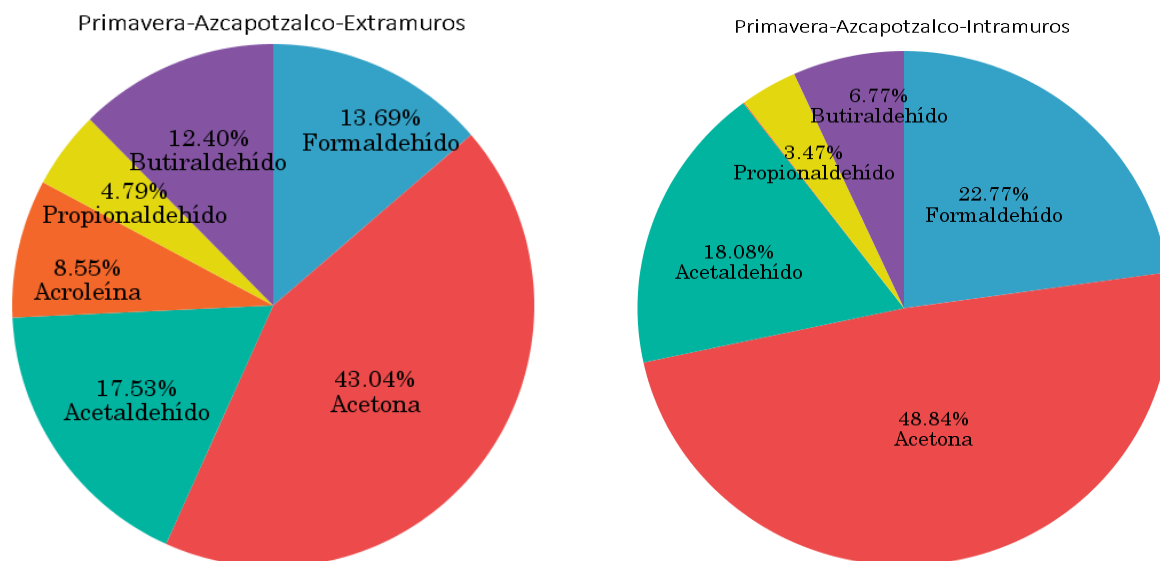
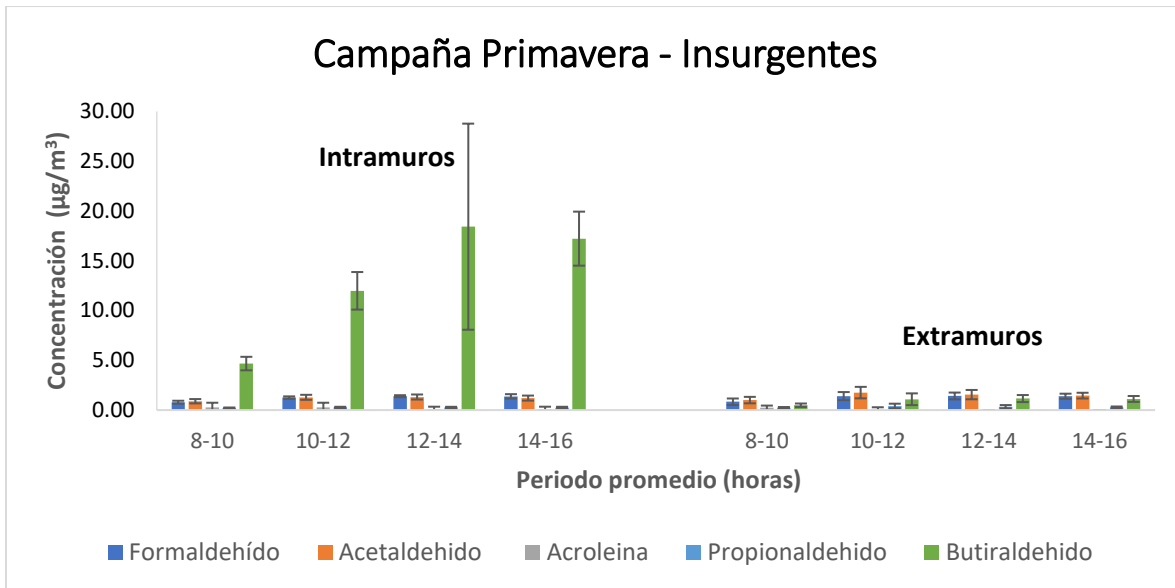


Figura 4. 5 Concentración porcentual de carbonilos primavera-Azcapotzalco-extramuros y primavera-Azcapotzalco-intramuros

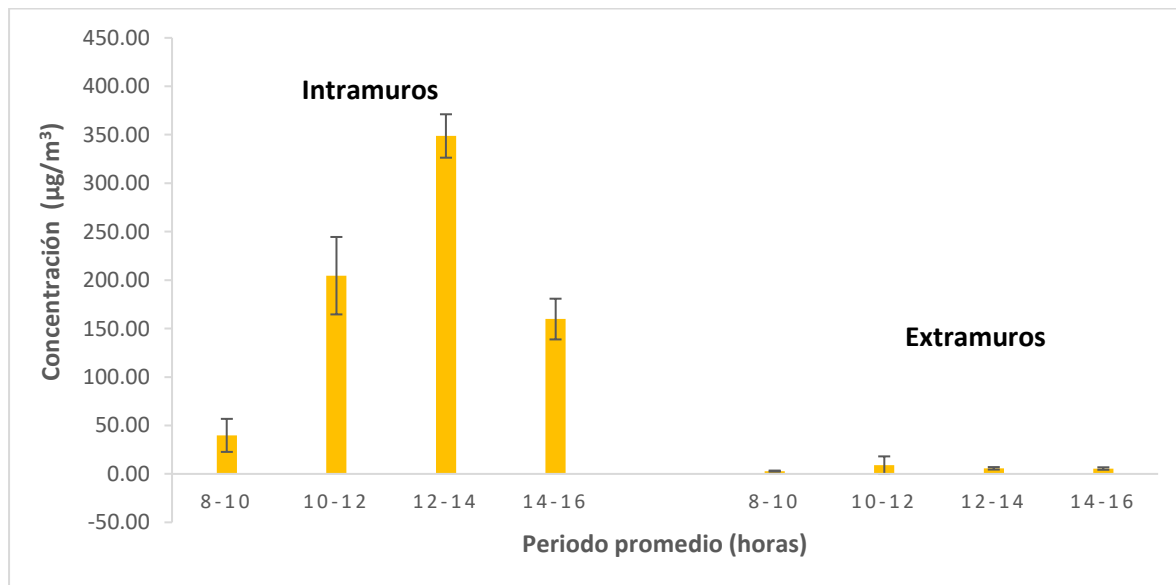
En la Gráfica 4. 15 y Gráfica 4. 16 se muestran los resultados de la variación diurna en la concentración de los carbonilos medidos en el rango de tiempo de los muestreos en Insurgentes en primavera. Además, la Figura 4. 6 exponen las concentraciones porcentuales del sitio, en ambos ambientes.

En extramuros, se observó una contribución mayoritaria por parte de la acetona con una concentración porcentual del 59% de carbonilos totales, la cual alcanzó un pico máximo de concentración en un periodo de 10:00 a 12:00 h.

La concentración de carbonilos en los intramuros de la oficina en Insurgentes fue mayor que en extramuros. La acetona fue el compuesto carbonilo con mayor porcentaje de concentración con un 94% de carbonilos totales. Después de la acetona, el butiraldehído fue el más alto en concentración en interiores. Se observó un incremento en la concentración hasta alcanzar un pico máximo para ambos carbonilos que ocurrió en un periodo de 12:00 a 14:00 h.



Gráfica 4. 15 Variación diaria de la campaña de primavera en Insurgentes en ambientes intramuros y extramuros.



Gráfica 4. 16 Variación diaria de la concentración de acetona en la campaña de primavera en Insurgentes en ambientes intramuros y extramuros.

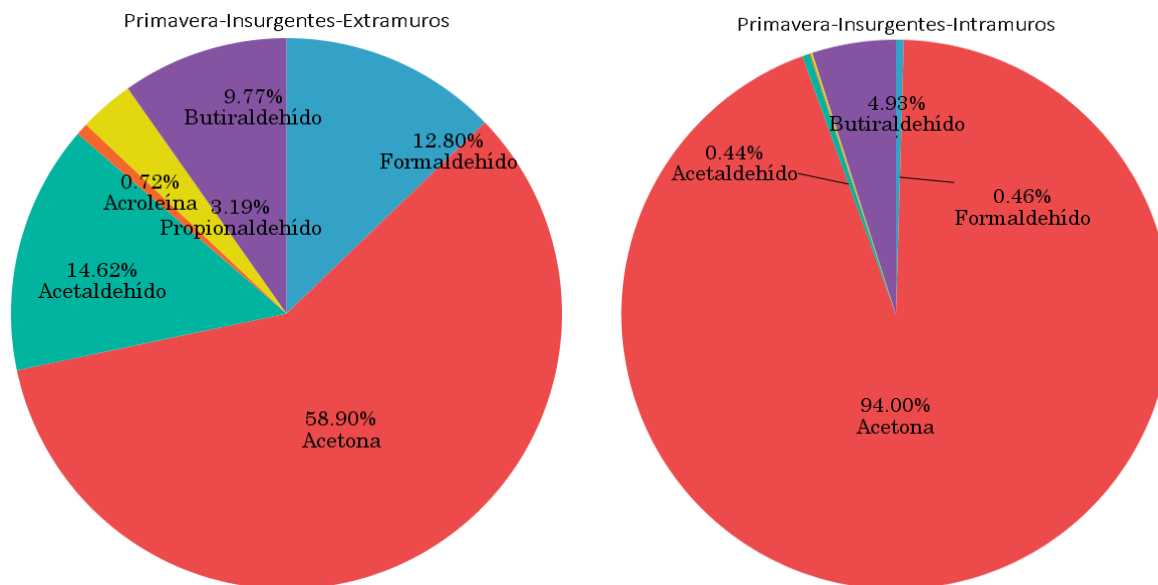


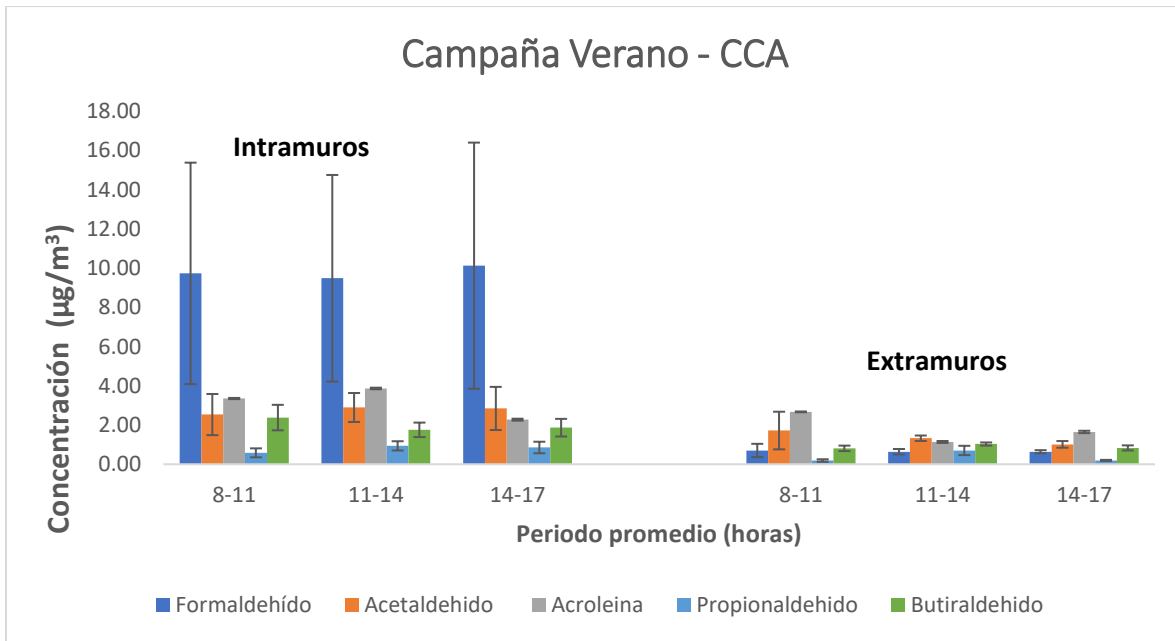
Figura 4. 6 Concentración porcentual de carbonilos en primavera-Insurgentes-extramuros y primavera-Insurgentes-intramuros.

4.4.6. 2 Variación diurna en la campaña de verano

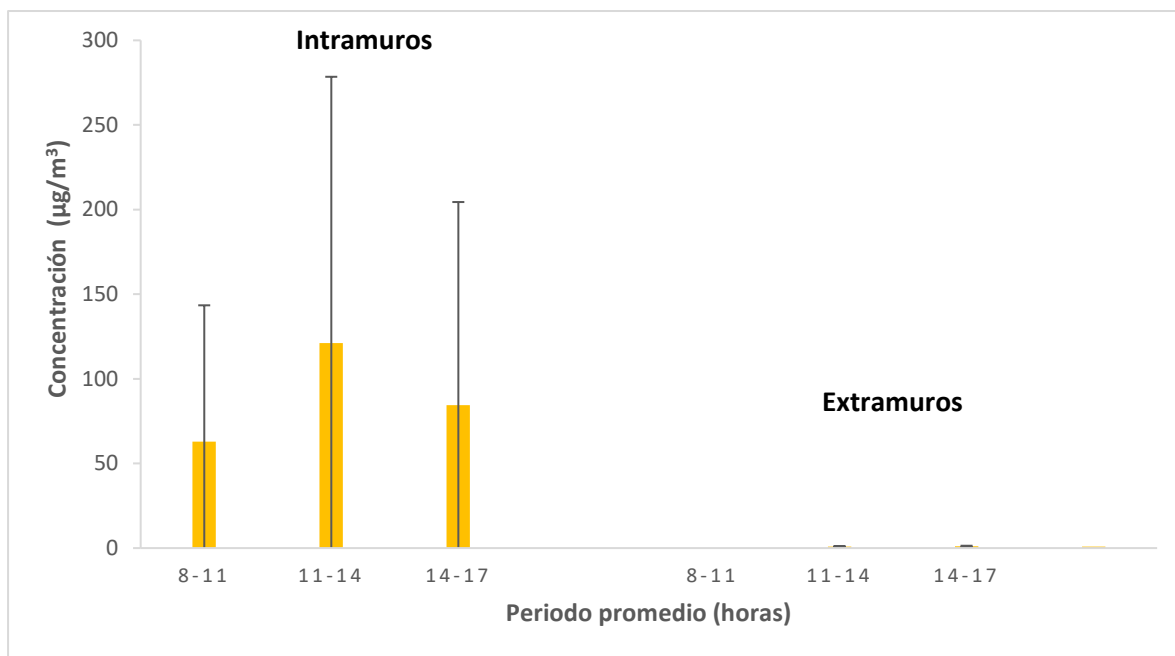
En la Gráfica 4. 17 y Gráfica 4. 18 se muestran los resultados de la variación diurna en la concentración de los carbonilos medidos en el rango de tiempo de los muestreos del CCA en verano. Además, la Figura 4. 7 expone las concentraciones porcentuales del sitio, en ambos ambientes.

Las concentraciones en extramuros en verano en el CCA fueron muy bajas (menores a $3 \mu\text{g m}^{-3}$). La acetona presentó una mayor contribución con el 32% de carbonilos totales, seguido por acroleína, acetaldehído y butiraldehído. Las concentraciones mostraron variación durante el periodo de muestreo, con un pico máximo de 8:00 a 11:00 h.

Las concentraciones en intramuros superaron a la concentración en exteriores. La acetona presentó la más alta contribución con un 92% de carbonilos totales, con una concentración máxima en un periodo de 11:00 a 14:00 h.



Gráfica 4. 17 Variación diurna de la campaña verano en el CCA, concentración de carbonilos respecto al tiempo.



Gráfica 4. 18 Variación diurna de la concentración de acetona en la campaña de verano en el CCA en ambientes intramuros y extramuros.

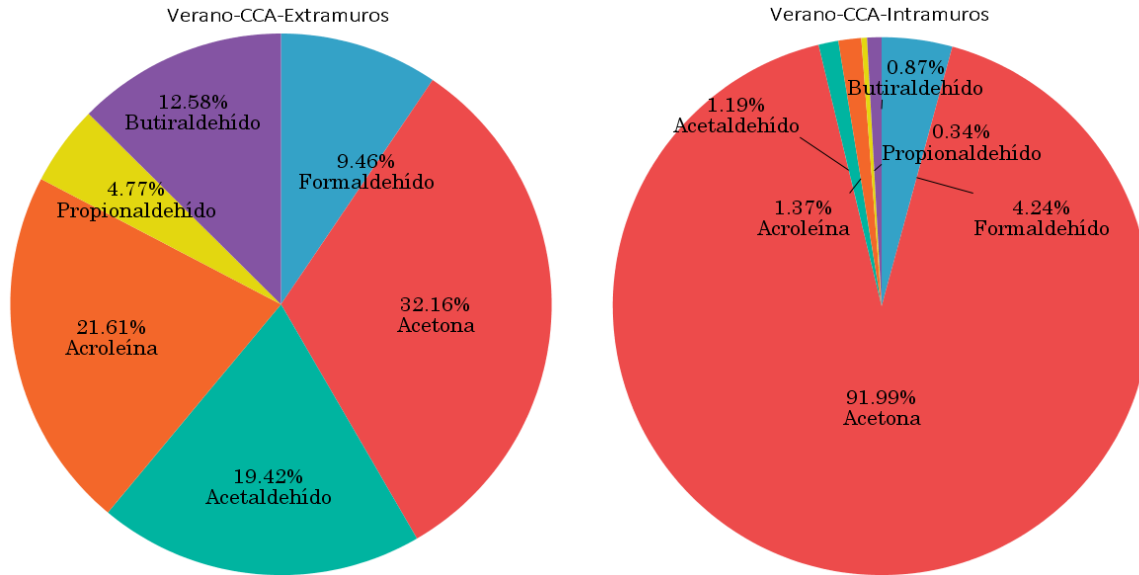
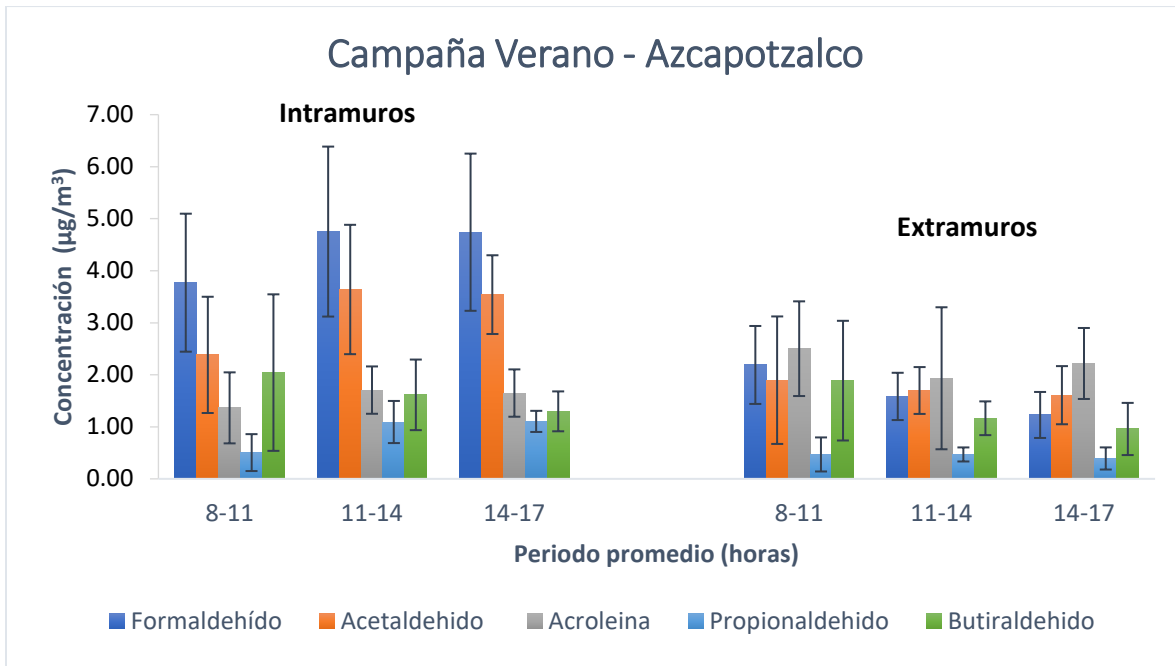


Figura 4. 7 Concentración porcentual de carbonilos en verano-CCA-extramuros y verano-CCA-intramuros.

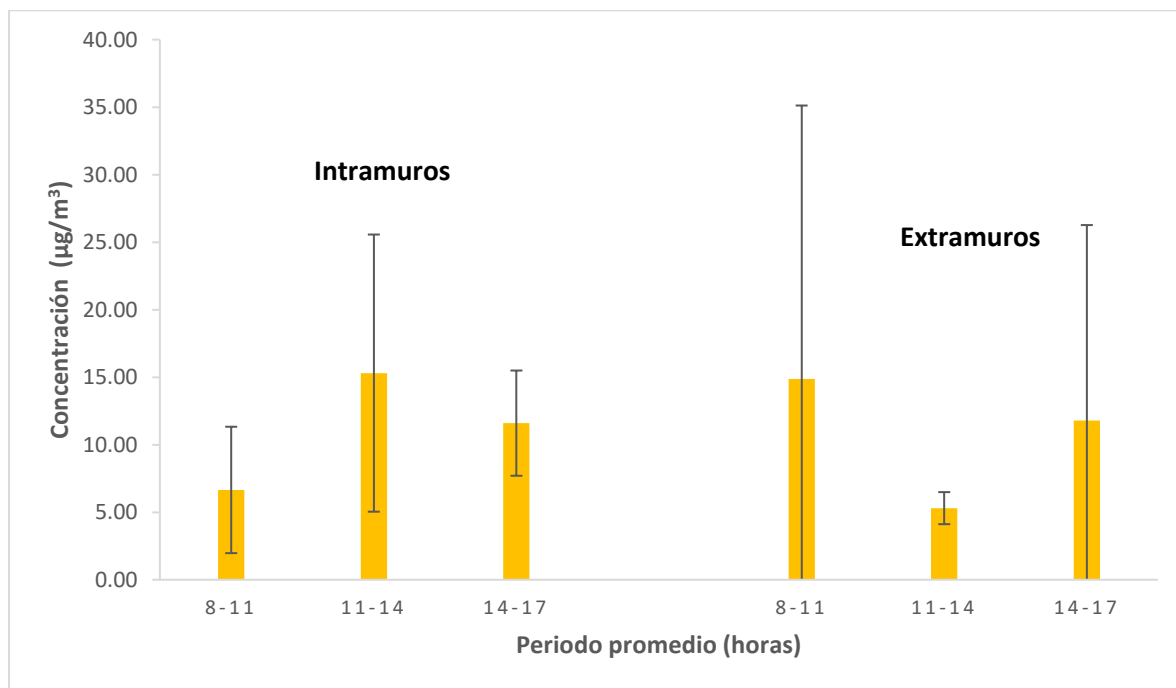
En la Gráfica 4. 19 y Gráfica 4. 20 se muestran los resultados de la variación diaria en la concentración de los carbonilos medidos en el rango de tiempo de los muestreos de Azcapotzalco en verano. Además, la Figura 4. 8 expone las concentraciones porcentuales del sitio, en ambos ambientes.

En extramuros, la zona norte de la ciudad presentó variación en las concentraciones de los carbonilos, con una concentración máxima en un periodo de 8:00 a 11:00 h. Los contaminantes que presentaron los niveles más altos fueron acetona, con un 59% de carbonilos totales; seguido por acroleína, acetaldehído y formaldehído, el acetaldehído y butiraldehído. Cabe señalar que durante esta campaña en Azcapotzalco las concentraciones de acetona fueron mayores en extramuros que en intramuros. Este comportamiento fue único en la campaña de verano en el que no se observó un decaimiento de la concentración sino una fluctuación con una concentración elevada en las primeras horas, de 8 a 11 h; seguida de un decaimiento de 11 a 14 h y nuevamente una elevación de 14 a 17 h, el cual puede deberse a las horas de mayor movimiento vehicular combinado con los periodos de mayor irradiación solar.

A excepción de la acetona, los niveles de carbonilos en los intramuros de la casa en Azcapotzalco fueron más altos que en extramuros. Las concentraciones en intramuros mostraron variación horaria, con una concentración máxima en un periodo de 11:00 a 14:00 h. La concentración mayoritaria se atribuye a la acetona, con 49% de carbonilos totales; seguido por formaldehído, acetaldehído, butiraldehído y acroleína.



Gráfica 4. 19 Variación diurna en la campaña de verano en Azcapotzalco, concentración de carbonilos respecto al tiempo.



Gráfica 4. 20 Variación diurna de la concentración de acetona en la campaña de verano en Azcapotzalco en ambientes intramuros y extramuros.

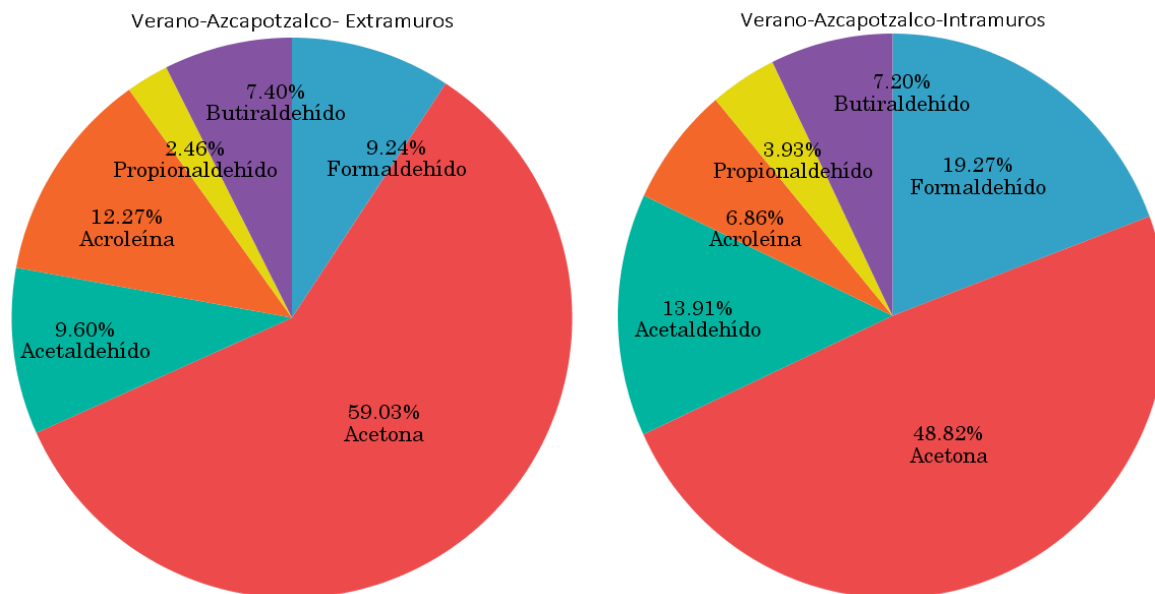
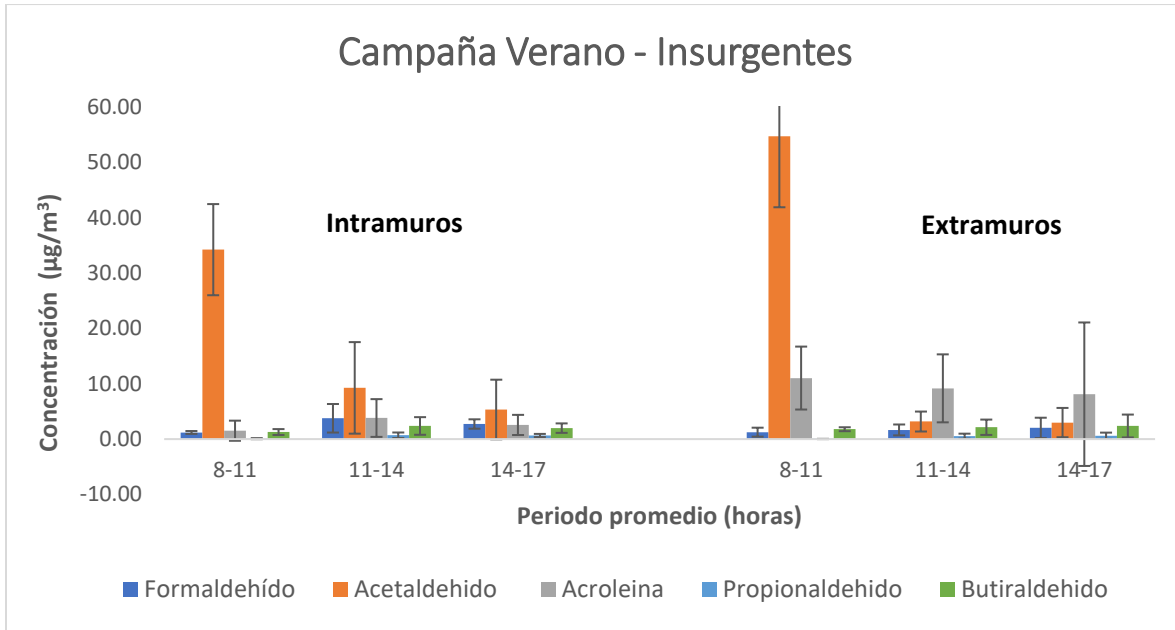


Figura 4. 8 Concentración porcentual de carbonilos en verano-Azacapotzalco-extramuros y verano-Azacapotzalco-intramuros.

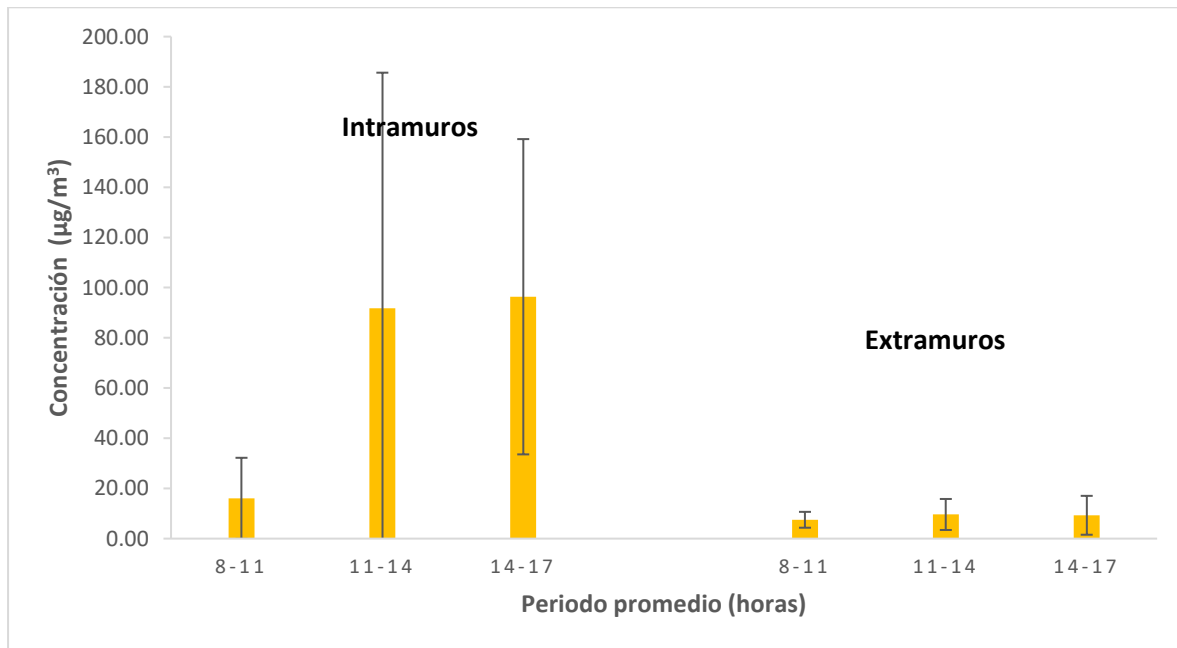
En la Gráfica 4. 21 y Gráfica 4. 22 se muestran los resultados de la variación diurna en la concentración de los carbonilos medidos en el rango de tiempo de los muestreos de Insurgentes en verano. Además, las Figura 4. 9 expone las concentraciones porcentuales del sitio, en ambos ambientes.

En extramuros, se observó una gran variación en las concentraciones de los compuestos carbonilos. El acetaldehído presentó la concentración máxima en un periodo de 8:00 a 11:00 h, con una contribución del 40% de carbonilos totales, que posteriormente decreció abruptamente en las horas posteriores. Seguido del acetaldehído, los carbonilos con mayor concentración fueron acetona y acroleína. Se debe mencionar que la variación de la concentración de acetona y acroleína tuvo un comportamiento diferente en la concentración, la cual tuvo concentraciones máximas entre 14:00 a 17:00 h.

Se observó un comportamiento similar en los intramuros de la oficina en Insurgentes por parte del acetaldehído, que presentó la concentración máxima en un periodo de 8:00 a 11:00 h y sufrió un decrecimiento abrupto en las horas posteriores. El carbonilo que tuvo una mayor contribución en la concentración de carbonilos totales fue la acetona con un 76%, la cual alcanzó su concentración máxima en un periodo de 11:00 a 14:00 h.



Gráfica 4. 21. Variación diurna de la campaña verano en Insurgentes, concentración de carbonilos respecto al tiempo.



Gráfica 4. 22 Variación diurna de la concentración de acetona en la campaña de verano en Insurgentes en ambientes intramuros y extramuros.

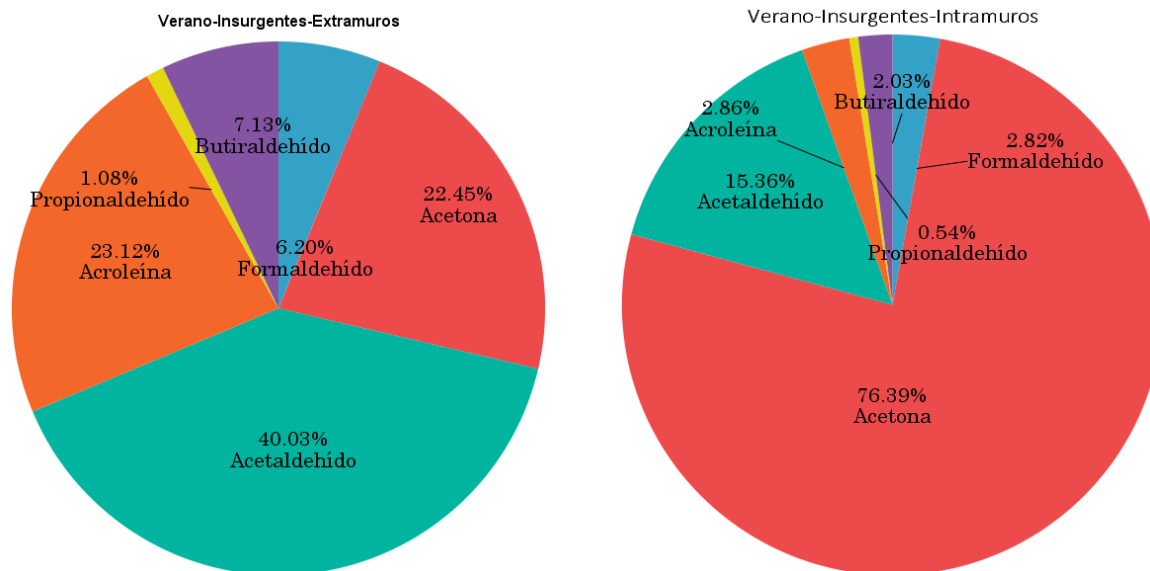


Figura 4. 9 Concentración porcentual de carbonilos en verano-Insurgentes-extramuros y verano-Insurgentes-intramuros.

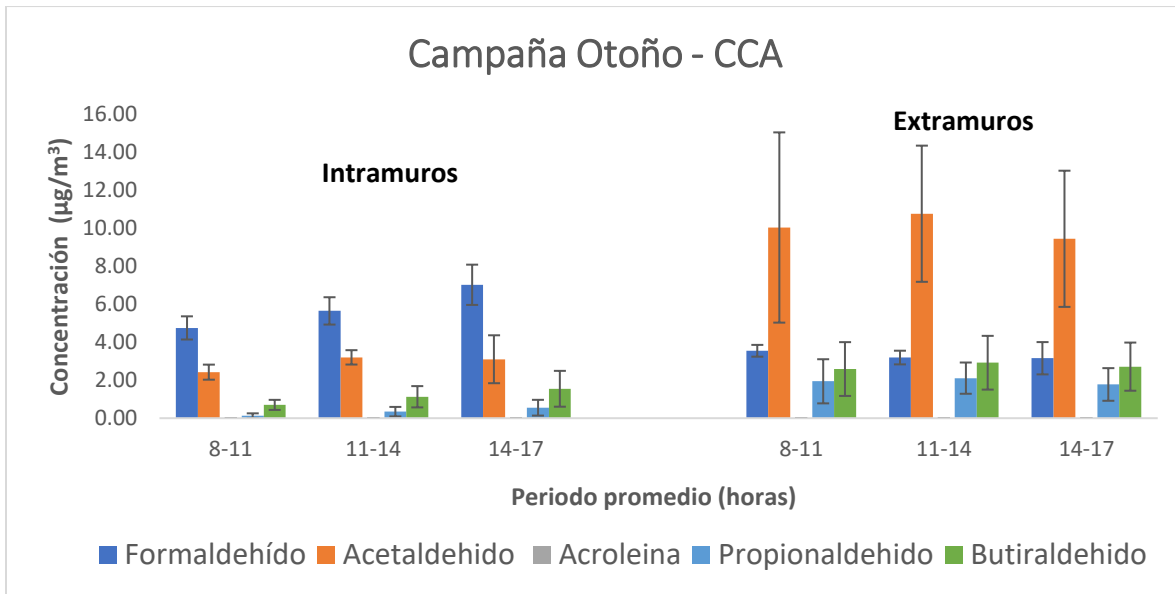
4.4.6. 3 Variación diurna en la campaña de otoño

En la Gráfica 4. 23 y Gráfica 4. 24 Variación diurna de la concentración de acetona en la campaña de otoño en el CCA en ambientes intramuros y extramuros. Gráfica 4. 24 se muestran los resultados de la variación diurna en la concentración de los carbonilos medidos en el rango de tiempo de los muestreos del CCA en otoño. Además, la Figura 4. 10 expone las concentraciones porcentuales del sitio, en ambos ambientes.

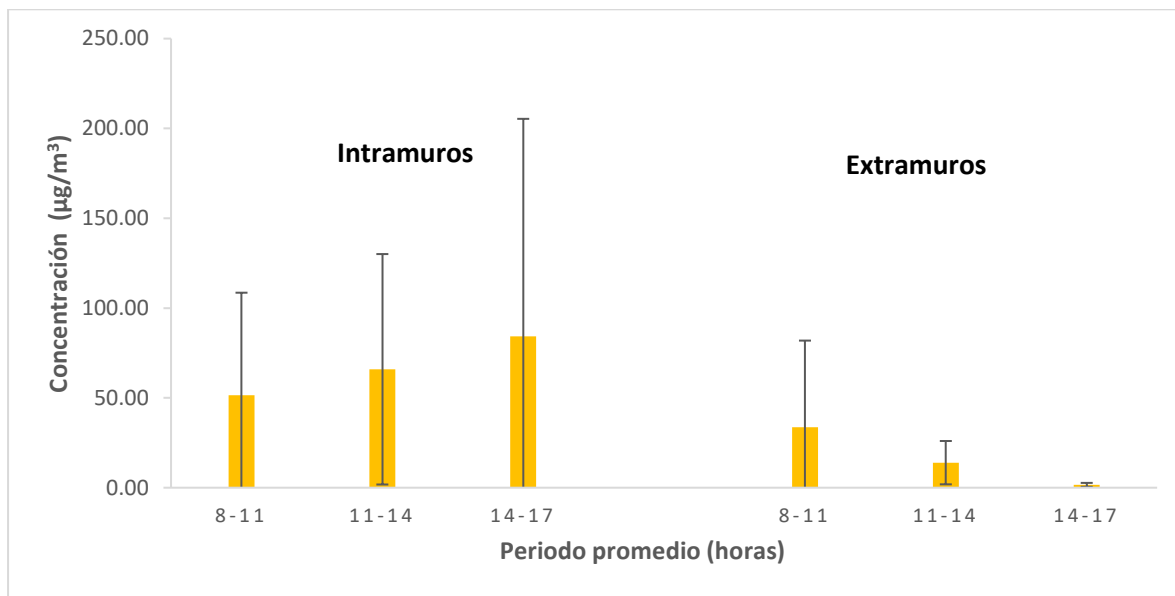
En extramuros se observó la variación horaria de los carbonilos, en la cual, el mayor contribuyente fue la acetona, con una concentración del 40% de carbonilos totales; seguida por el acetaldehído, con una concentración del 32%. La concentración máxima se logró en el periodo de 8:00 a 11:00 y de 11:00 a 14:00 h, respectivamente. Seguidos por formaldehído, butiraldehído y propionaldehído; los cuales mostraron muy pocos cambios en la concentración a lo largo de los periodos de muestreo.

En los intramuros de la oficina en el CCA, la acetona fue el principal contribuyente en la concentración de carbonilos totales con un 87%; seguida por el formaldehído con un 7.5% de carbonilos totales. Ambos, alcanzaron la concentración máxima en un periodo de 14:00 a 17:00 h, en otoño.

En este muestreo, la acroleína no se observó dentro de los límites de detección de la técnica, ni para extramuros ni para intramuros.



Gráfica 4. 23 Variación diaria de la campaña en otoño en el CCA, concentración de carbonilos respecto al tiempo.



Gráfica 4. 24 Variación diaria de la concentración de acetona en la campaña de otoño en el CCA en ambientes intramuros y extramuros.

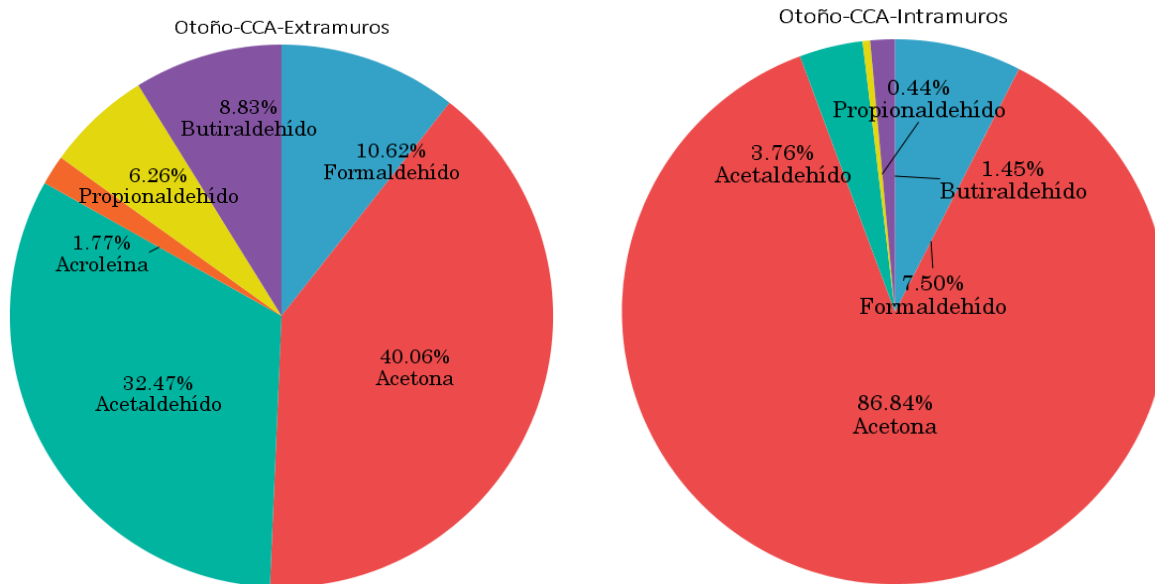
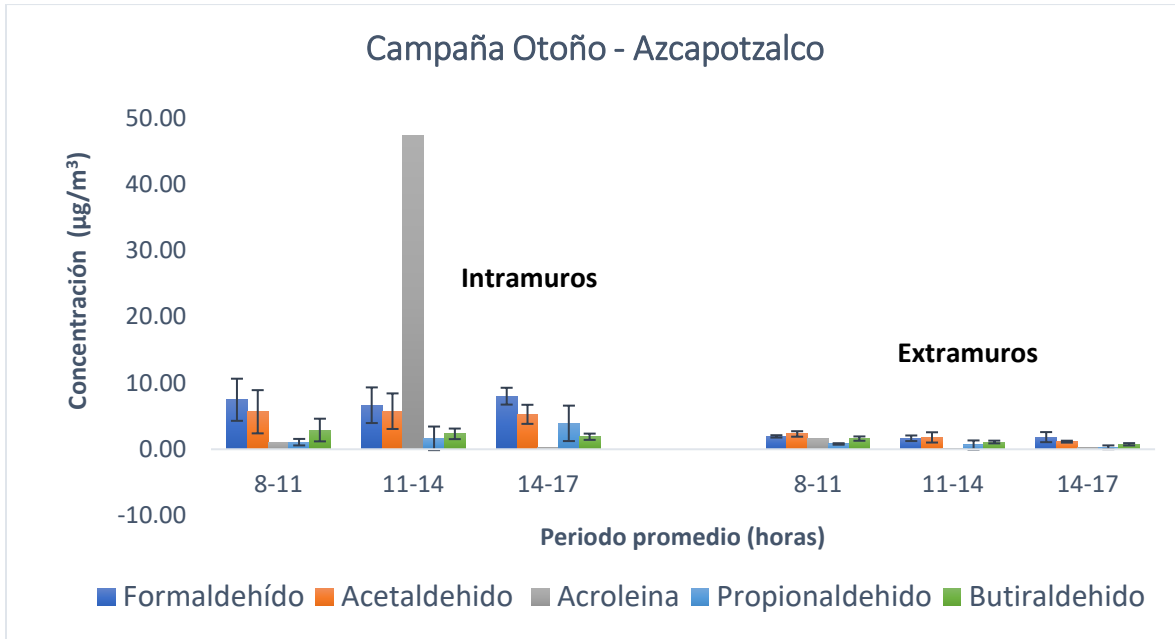


Figura 4. 10 Concentración porcentual de carbonilos en otoño-CCA-extramuros y otoño-CCA-intramuros.

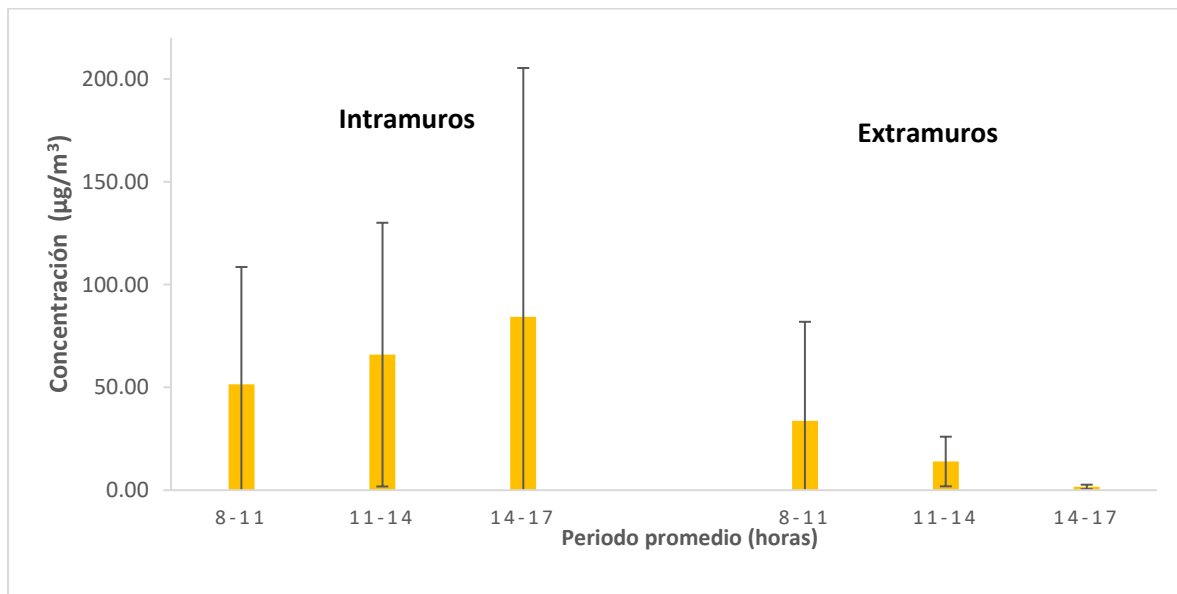
En la Gráfica 4. 25 y Gráfica 4. 26 se muestran los resultados de la variación diurna en la concentración de los carbonilos medidos en el rango de tiempo de los muestreos de Azcapotzalco en otoño. Además, la Figura 4. 11 expone las concentraciones porcentuales del sitio, en ambos ambientes.

Las concentraciones en extramuros para la estación de otoño en Azcapotzalco fueron bajas, con concentraciones alrededor de $2 \mu\text{g m}^{-3}$; con excepción de la acetona, que tuvo una contribución del 47% de carbonilos totales. Seguido por el formaldehído y el acetaldehído con una contribución próxima al 16%. Se observó una gran variación horaria, que alcanzó un pico máximo en un periodo de 8:00 a 11:00 h.

Las concentraciones de los compuestos carbonilos en los intramuros de la casa en Azcapotzalco fueron mayores que en extramuros. El carbonilo con mayor contribución en la concentración de carbonilos totales fue la acroleína, con un 34% de carbonilos totales; seguida por la acetona, con un 31.2%. Además, destaca la concentración porcentual del formaldehído con un 14% y acetaldehído con un 11%. Todos mostraron una gran variación a lo largo del muestreo. La acroleína, alcanzó una muy alta concentración máxima en un periodo de 11:00 a 14:00 h. Mientras que la acetona, tuvo un pico máximo en un periodo de 14:00 a 17:00 h. Los otros carbonilos no mostraron grandes cambios entre los distintos periodos de muestreo.



Gráfica 4. 25 Variación diaria de la campaña de otoño en Azcapotzalco, concentración de carbonilos respecto al tiempo.



Gráfica 4. 26 Variación diaria de la concentración de acetona en la campaña de otoño en Azcapotzalco en ambientes intramuros y extramuros.

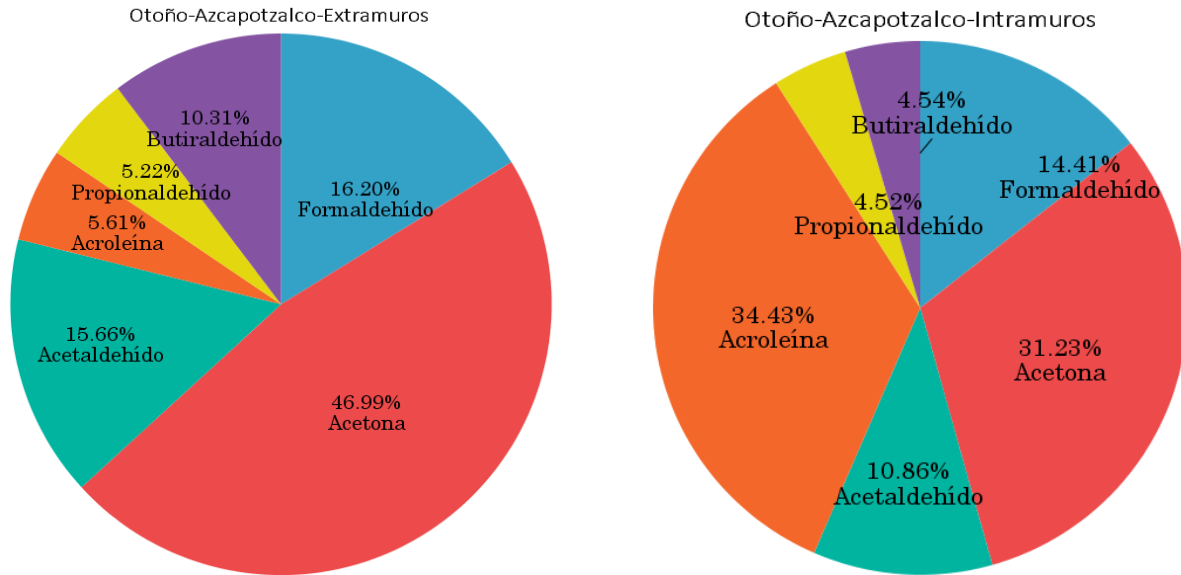


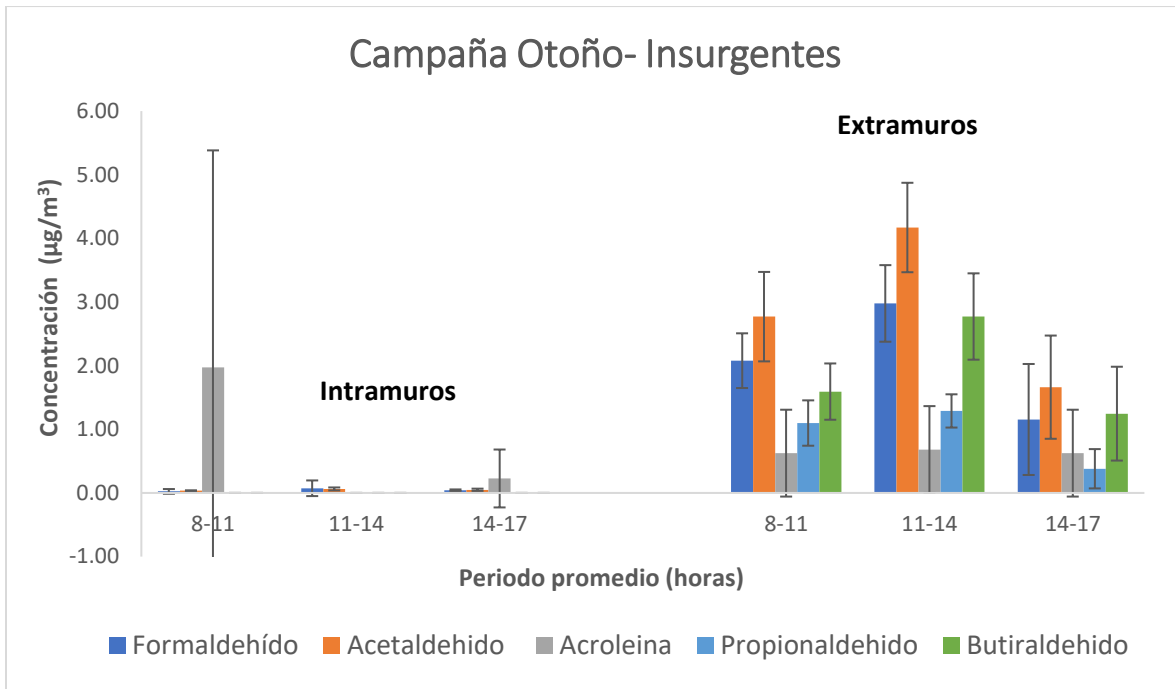
Figura 4. 11 Concentración porcentual de carbonilos en otoño-Azcapotzalco-extramuros y en otoño-Azcapotzalco-intramuros.

En la Gráfica 4. 27 y Gráfica 4. 28 se muestran los resultados de la variación diurna en la concentración de los carbonilos medidos en el rango de tiempo de los muestreos de Insurgentes en otoño. Además, la Figura 4. 12 expone las concentraciones porcentuales del sitio, en ambos ambientes.

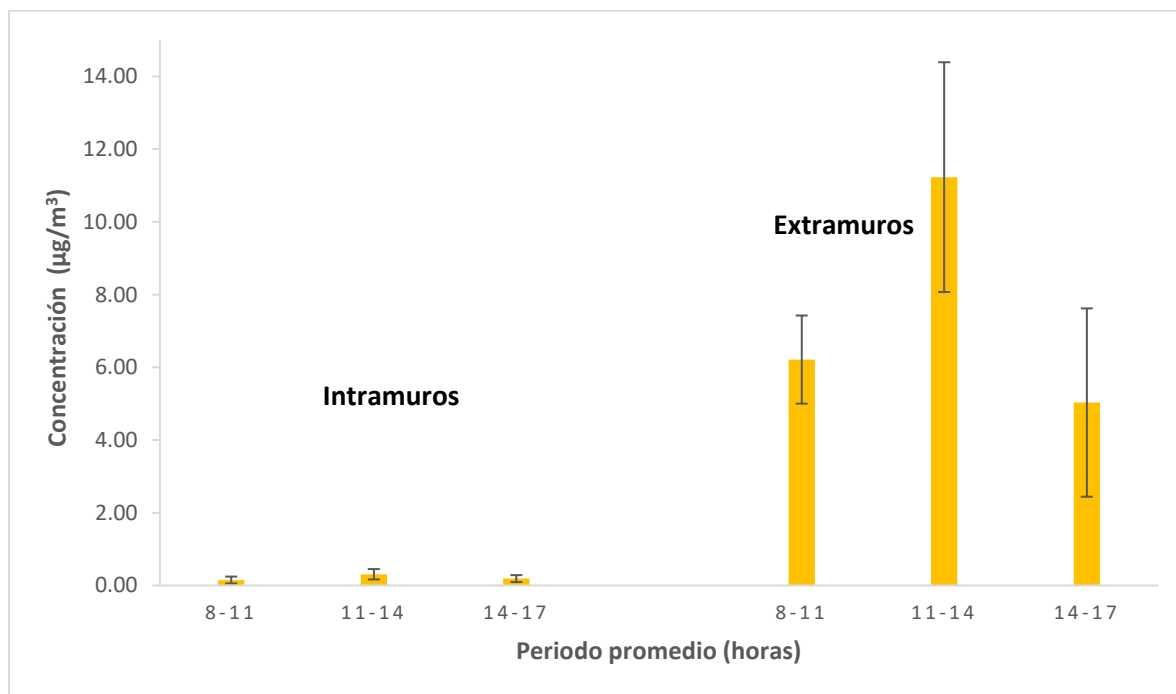
En extramuros, todos los carbonilos alcanzaron su concentración máxima en un periodo horario de 11:00 a 14:00 h. La mayor contribución fue dada por la concentración de acetona con un 50% de carbonilos totales; seguido por el acetaldehído, con un 20% de carbonilos totales y formaldehído con un 10%.

Se puede apreciar, que las concentraciones de los compuestos carbonilos fueron mayores en extramuros que en intramuros.

En los intramuros de la oficina en Insurgentes, las concentraciones de todos los carbonilos, excepto acroleína, fueron menores a $1 \mu\text{g m}^{-3}$. En el caso de butiraldehído y propionaldehído, en interiores, no fueron detectadas por el equipo. Las concentraciones de acetona predominaron con un 66% de carbonilos totales, seguido por la acetona con un 24% y finalmente con un 5% por parte del acetaldehído y formaldehído. La acroleína mostró un pico de concentración máxima en un periodo e 8:00 a 11:00 h. Mientras que para los otros carbonilos no mostraron grandes cambios en sus concentraciones.



Gráfica 4. 27 Campaña otoño Insurgentes, concentración de carbonilos respecto al tiempo.



Gráfica 4. 28 Variación diaria de la concentración de acetona en la campaña de otoño Insurgentes en ambientes intramuros y extramuros.

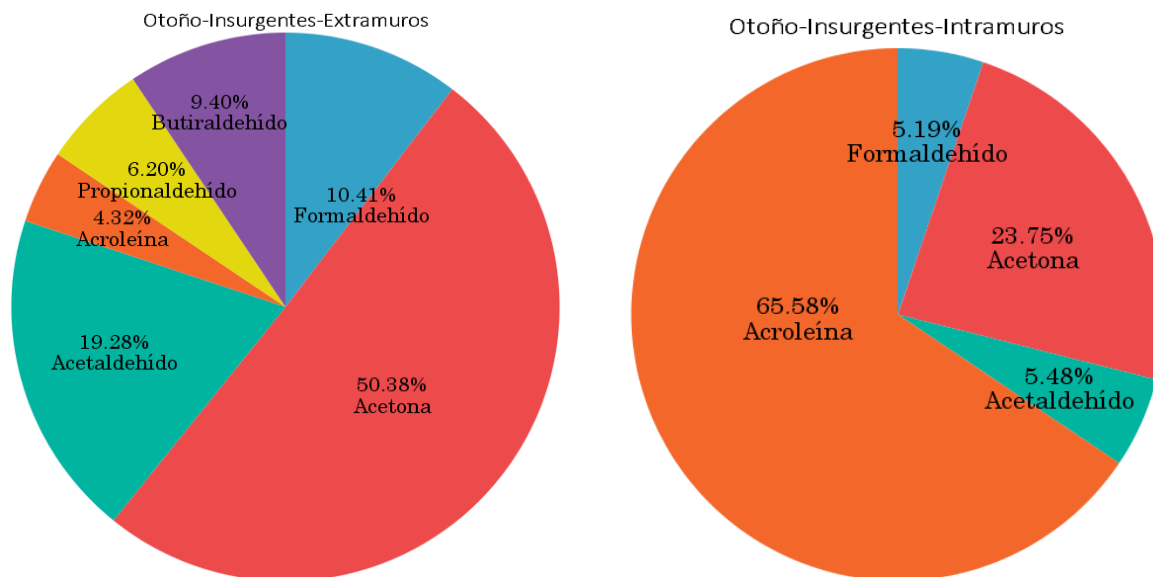


Figura 4. 12 Concentración porcentual de carbonilos en otoño-Insurgentes-extramuros y verano-Insurgentes-intramuros.

4.4. 7 Discusión de resultados de los compuestos carbonilos

Durante las tres campañas de muestreo las concentraciones de compuestos carbonilos en intramuros fueron mayores respecto a las concentraciones en extramuros; aunque hubo variaciones en las concentraciones de algunos compuestos carbonilos debido a la complejidad de las fuentes y las variables ambientales. A continuación, se discuten los resultados obtenidos en los ambientes evaluados.

4.4.7. 1 Extramuros

En la evaluación de compuestos carbonilos en la atmósfera se debe tomar en consideración las fuentes principales, como son las emisiones industriales, vehiculares y de combustión. Además, condiciones meteorológicas como la velocidad y dirección del viento, la temperatura y la radiación solar.

Resumiendo, en los resultados en extramuros, se observó que el sitio con la concentración más alta de carbonilos totales fue el CCA, con una concentración máxima de $89.1 \mu\text{g m}^{-3}$; seguido por Insurgentes, con $63.8 \mu\text{g m}^{-3}$ y Azcapotzalco, con $45.1 \mu\text{g m}^{-3}$. Concentraciones que se infieren de los carbonilos acetona y acetaldehído.

En lo que concierne a las campañas estacionales, la concentración de carbonilos totales fue mayor en la estación de otoño, con una concentración máxima de $89.08 \mu\text{g m}^{-3}$; seguido por verano, con $63.82 \mu\text{g m}^{-3}$ y primavera, $22.59 \mu\text{g m}^{-3}$. Es importante mencionar, que estas concentraciones, se derivan de los niveles de acetona y acetaldehído.

El análisis estadístico demostró que existen diferencias significativas entre los valores de concentración de compuestos carbonilos entre las zonas centro-norte y norte-sur de la ciudad. También, se demostró estadísticamente que hay diferencias significativas en las concentraciones de formaldehído, acetaldehído y butiraldehído entre las campañas de primavera y verano con otoño.

Los compuestos carbonilos en extramuros presentaron una variación horaria continua desde las primeras horas de muestreo. En la campaña de primavera, las concentraciones máximas se observaron de 10:00 a 12:00 h, en Insurgentes y el CCA. Mientras que en Azcapotzalco se alcanzó la concentración máxima de 8:00 a 10:00 h. En verano, las concentraciones máximas se observaron de 8:00 a 11:00 h, en los tres sitios de muestreo. Mientras que, en otoño las concentraciones máximas variaron más de sitio a sitio. En esta campaña se presentaron en un horario de 8:00 a 11:00 h, en el CCA y de 11:00 a 14:00 h, en Insurgentes. Particularmente, las concentraciones en Azcapotzalco en otoño fueron muy bajas para observar una variación diurna.

Los altos valores encontrados en la zona sur (CCA) corresponden con un posible transporte de los gases por las condiciones de viento, de contaminantes proveniente de la zona industrial norte (Azcapotzalco) y centro (Insurgentes). En dirección de norte a sur existe un incremento en el tráfico vehicular, los cuales conectan, por vías primarias y secundarias, la zona de trabajo industrial norte, la zona de comercio centro y la zona de servicios que se ubica en el sur. Este recorrido coincide con la frecuente dirección de procedencia de los vientos.

A pesar de que hubo una variación constante en la presencia de compuestos carbonilos de sitio a sitio, con una evidente variación estacional, con regularidad se observaron ciertos compuestos persistentes. Los compuestos carbonilos más abundantes, en orden de mayor a menor, fueron la acetona, el acetaldehído y el formaldehído. En algunos casos específicos se observaron altos valores en acroleína y butiraldehído; lo que deja al propionaldehído en el último lugar.

Algunos estudios relacionan a la acetona, el formaldehído y el acetaldehído con las emisiones vehiculares como una fuente directa de emisión y también como una fuente indirecta, en la que los carbonilos son productos de la fotoquímica de los alquenos antropogénicos que son liberados a través de las emisiones de los escapes vehiculares.

La acetona es el principal producto final de reacciones de oxidación por radicales OH (provenientes de reacciones por ozono) en propanona, isobutano, isopentano e isoalcanos (Báez et al., 2003; Zhang et al., 2019). Otras posibles fuentes extramuros que se relacionan con la acetona son el uso de ciertos productos como esmaltes, láminas de madera prensada (aglomerados), removedores de pintura y el consumo de cigarrillos. También a partir de las emisiones del escape de automóviles, por lo que las avenidas y calles con alta congestión vehicular detectan acetona en el ambiente (ATSR, 2016a).

Las fuentes directas en exteriores como son las emisiones vehiculares liberan formaldehído a través de las emisiones del escape, que se ha relacionado con el uso de biodiesel. Por otro lado, el propionaldehído se ha asociado con precursores de hidrocarburos exclusivamente de origen

antropogénico. Mientras que el butiraldehído ha sido detectado en emisiones de escape de motores a diésel (Báez et al., 2003b; Zhang et al., 1994).

Las altas concentraciones de carbonilos se han relacionado con el uso de etanol como aditivo en la gasolina (Gaffney y Marley, 2003). El acetaldehído, se ha encontrado frecuentemente en altas concentraciones en países como Brasil, en el que utilizan a gran escala etanol como combustible para sus vehículos (Cavalcante et al., 2006; Grosjean et al., 2002).

En el presente estudio se observaron concentraciones altas de acetaldehído, el cual fue el carbonilo más abundante después de la acetona, con altos niveles de concentración en verano. Eventualmente, los altos niveles hallados de este contaminante se relacionen al crecimiento acelerado en el uso de mezclas de combustibles de gasolina y etanol en la ciudad, lo cual demuestra la importancia de crear medidas de regularización a través de un constante monitoreo de compuestos carbonilos en la Ciudad de México.

La variación estacional en las concentraciones de los carbonilos está estrechamente relacionada con las condiciones meteorológicas como son la velocidad del viento y la radiación solar. La primera se explica por la dispersión y el transporte de contaminantes. Mientras que la segunda promueve la formación de compuestos orgánicos secundarios y radicales oxidantes que suscitan la formación de carbonilos extramuros.

En relación con la actividad fotoquímica en los periodos de muestreo, la campaña con los valores promedio de mayor radiación solar fue primavera, seguida por verano y otoño (Tabla 4. 1).

A pesar de que las reacciones fotoquímicas desempeñan un papel importante en la formación de carbonilos, fue durante la estación con menos actividad solar que se alcanzaron las concentraciones más altas de los carbonilos acetona, formaldehído, butiraldehído y propionaldehído, lo cual posiblemente se deba a las emisiones directas de carbonilos de vehículos. Es importante considerar que, en la campaña de primavera, también se observó una alta velocidad del viento, con una dirección predominantemente del norte en Insurgentes y del noroeste de Azcapotzalco hacia el sur de la ciudad, que como resultado pudo haber producido una dispersión de los gases contaminantes, lo cual no permitiría la formación fotoquímica de compuestos carbonilos. Por otro lado, no es coincidencia que algunas de las concentraciones máximas de carbonilos se alcanzaran en las primeras horas de la mañana, debido a que cerca del 60% de la radiación UV es recibida entre las 10 y 14 h del día (OMS, 2003).

Respecto a otros trabajos, el formaldehído y acetaldehído son los compuestos carbonilos más abundantes, principalmente en zonas urbanas. Se observó, en el presente estudio, que los valores de concentración de formaldehído y acetaldehído están dentro del rango de otros trabajos realizados en zonas urbanas e industriales Tabla 4. 27.

Anteriormente en el trabajo de Báez y colaboradores (2003), evaluaron los niveles de carbonilos en el aire de la Ciudad de México, quienes hallaron altos niveles de acetona (12 a $60 \mu\text{g m}^{-3}$) en el muestreo extramuros. Estudios en otros países comparan sus niveles de acetona con los de la Ciudad de México, debido a que son muy elevados.

En Rumania, también fueron reportadas altas concentraciones de acetona que se atribuyeron principalmente a la influencia de las emisiones vehiculares (Chi Sing Chan et al., 2018). Otros autores sugieren que las altas concentraciones de carbonilos se atribuyen a un incremento en la quema de combustibles fósiles en la época fría (Weng et al., 2010).

En el presente estudio, se sugiere que las altas concentraciones de carbonilos en extramuros están relacionadas con emisiones provenientes del tráfico vehicular y el incremento en el uso de aditivos oxigenados en la Ciudad de México. En esta evaluación se observó que las concentraciones de carbonilos están comprometidas con los cambios meteorológicos estacionales.

4.4.7. 2 Intramuros

En el presente estudio se evaluaron los niveles de carbonilos en un hogar y dos oficinas de universidades. Las diferencias en los resultados dependen de varios factores, entre los que se encuentran las características de la vivienda, la ubicación geográfica, variables ambientales (p.ej. temperatura y humedad), presencia y tipo de ventilación, así como las actividades de los ocupantes durante el muestreo y el uso de ciertos productos (p.ej. agentes limpiadores, productos de higiene personal, esmaltes, pinturas, entre otros).

Se debe señalar que la ventilación en todos los sitios fue natural, a través de puertas y ventanas. Lo cual se debe considerar como una fuente y un sistema de control en los niveles de carbonilos, por la influencia de carbonilos provenientes de extramuros.

En intramuros, los niveles de concentración de los compuestos carbonilos fueron más elevados que en extramuros. En los resultados se observó una frecuente variación en las concentraciones. En la mayoría de los casos se distinguió cierta tendencia en el comportamiento entre las concentraciones en extramuros con las intramuros, resaltando que en esta última las concentraciones estaban incrementadas.

En resumen, las concentraciones de carbonilos en intramuros se observaron en el mismo orden de prioridad en concentración que en extramuros. Se observó que el sitio con la concentración más alta de carbonilos totales fue la oficina del CCA, con una concentración máxima de $836 \mu\text{g m}^{-3}$; seguido por la oficina de Insurgentes, con $532 \mu\text{g m}^{-3}$ y la casa de Azcapotzalco, con $188 \mu\text{g m}^{-3}$. Concentraciones que se infieren de los carbonilos acetona y acetaldehído.

En lo que concierne a las campañas estacionales, la concentración de carbonilos totales fue mayor en la estación de verano, con una concentración máxima de $836 \mu\text{g m}^{-3}$; seguido por primavera, con $532 \mu\text{g m}^{-3}$ y otoño, $257 \mu\text{g m}^{-3}$. Es importante mencionar, que estas concentraciones, se derivan de los niveles de acetona y acetaldehído.

El análisis estadístico demostró que existen diferencias significativas entre los valores de concentración de todos los compuestos carbonilos, menos acroleína, entre los tres sitios de muestreo. Lo que confirmó que la naturaleza de sus fuentes es distinta entre cada sitio. También, se demostró estadísticamente que hay diferencias significativas en las concentraciones de acroleína, acetaldehído, formaldehído y propionaldehído entre las campañas realizadas en las temporadas calientes con la fría (primavera y verano con otoño).

Los compuestos carbonilos en intramuros presentaron una variación horaria frecuente desde las primeras horas de muestreo. En la campaña de primavera, las concentraciones máximas se observaron de 10:00 a 12:00 h, en la oficina del CCA y la casa de Azcapotzalco. Se debe mencionar que, las concentraciones de formaldehído en la oficina del CCA presentaron una concentración máxima en un

periodo de 8:00 a 10:00 h. Mientras que en la oficina en Insurgentes se alcanzó la concentración máxima de 12:00 a 14:00 h. En verano, las concentraciones máximas se observaron de 11:00 a 14:00 h, en la oficina del CCA y la casa en Azcapotzalco. Por otro lado, en la oficina de Insurgentes se alcanzó la concentración máxima de 14:00 a 17:00 h. En otoño, la concentración de acroleína tuvo variaciones entre cada sitio. En la oficina del CCA, se observó la concentración máxima para todos los carbonilos, excepto acroleína, en un horario de 14:00 a 17:00 h. Las concentraciones de acroleína en la oficina del CCA no fueron detectadas bajo los límites de detección del equipo. Por el contrario, en la casa de Azcapotzalco, se elevó la concentración de acroleína, alcanzando una concentración máxima en un periodo de 11:00 a 14:00 h y de 14:00 a 17:00 h se observó un incremento en los otros carbonilos. De manera particular, en la oficina de Insurgentes las concentraciones de acroleína fue la única que alcanzó una concentración máxima y particularmente elevada sobre los demás carbonilos (65% de carbonilos totales), en un periodo de 8:00 a 11:00 h.

De lo anterior se concluye que fue más usual encontrar altas concentraciones de carbonilos en intramuros en un horario posterior a las 12:00 pm, con una alta variabilidad.

En la evaluación de carbonilos en intramuros se observó una variación constante en las concentraciones, que se cree es parte de la naturaleza de las complejas fuentes que se generan en cada uno de los sitios. Entre los compuestos carbonilos más persistentes y abundantes, en orden de mayor a menor, se encuentran la acetona, la acroleína, el acetaldehído, el formaldehído y el butiraldehído. Por su parte, el propionaldehído se mantuvo en el último lugar.

En algunos estudios, anteriormente han encontrado altas concentraciones de acetona en oficinas y laboratorios de investigación ($>100 \mu\text{g}/\text{m}^3$). En particular, los altos niveles de acetona se han relacionado con el uso de productos de higiene personal y belleza, así como el uso de agentes limpiadores. Recientemente ha sido demostrado que diversos productos de limpieza en el hogar contienen terpeno, el cual puede reaccionar en los interiores en la presencia de ozono en bajas concentraciones para producir compuestos carbonilos (Singer et al., 2006). Otra posible fuente de carbonilos en intramuros son las secreciones humanas, que llega a ocurrir con carbonilos como el acetaldehído que es liberado en personas que fuman o consumen alcohol; la acetona y el formaldehído (ATSR, 2016b, 2016a).

Las concentraciones de acetona en intramuros fueron altas y variaron a lo largo de los muestreos, en el presente estudio. Es posible que estas variaciones fueran dadas por las actividades particulares de cada sitio, por la naturaleza de las fuentes intramuros y al número de estas.

Específicamente, en el CCA, los muestreos fueron realizados en oficinas, pero es posible la influencia de la cercanía a laboratorios y el uso de disolventes; la cercanía de una cafetera, algunos autores han reportado la liberación de ciertos aldehídos por parte del café tostado [Ghilarducci;1995]; cercanía también a aulas de clase, libros y centros de copiado e impresión, en los cuales también se han reportado concentraciones de carbonilos (Cavalcante et al., 2006). Por otra parte, la oficina en Insurgentes estuvo expuesta a actividades mayoritariamente de escritorio; con cercanía a aulas de clase, librerías, cafetería y con la entrada a un estacionamiento subterráneo respecto al edificio en que se trabajó. Se debe mencionar, que el muestreo se realizó cerca de un cuarto de limpieza y un baño, por lo que es posible una alta exposición a agentes de limpieza.

En estudios realizados en residencias se reporta usualmente al formaldehído como compuesto carbonilo más abundante, seguido por el acetaldehído, la acetona y la acroleína (Gilbert et al., 2005). El

formaldehído en interiores ha sido atribuido, a la edad de los inmuebles, a los muebles y decoraciones, a la presencia de alfombras, mascotas y fumadores. Además, se han asociado factores como la temperatura y la humedad en la liberación de carbonilos, debido al efecto que estos tienen sobre las superficies de los muebles. En la evaluación de carbonilos en residencias, se debe tomar en cuenta que los procesos de combustión en interiores que desembocan en la emisión de carbonilos son principalmente actividades en las cocinas y a la quema de tabaco (Mitova et al., 2020).

Particularmente, en la casa de Azcapotzalco habitan 5 personas, que pasan aproximadamente 60% del tiempo en el hogar, se cuenta con una estufa de gas natural, muebles de diversos materiales y artículos de decoración. Se debe mencionar que dentro del sitio también se cuenta con una mascota. Todos estos factores deben tomarse en cuenta como fuentes del alto nivel de carbonilos medido en el sitio.

En los tres sitios existen actividades y comportamientos similares, aunque naturalmente varían de sitio a sitio como son:

- 1) Actividades de limpieza. Aunque es muy posible que difieran en los productos y la regularidad con la que se realizan.
- 2) En los tres sitios se confirmó la ausencia de fumadores.
- 3) La ventilación en todos los sitios fue natural, a través de puertas y ventanas.
- 4) La edad aproximada de los tres edificios son 40 años. Los cuales, se encuentran en constante remodelación y mantenimiento.

Aunque se observan similitudes en los tres sitios, se debe tomar en consideración cada una de ellas para evaluarlas a detalle y conocer mejor la procedencia de las fuentes que ocasionan la presencia de compuestos carbonilos que podrían causar efectos dañinos sobre la salud de las personas expuestas.

Es importante mencionar que el tema de ventilación en intramuros debe estudiarse con mayor profundidad para descartar un efecto acumulativo al interior del edificio y determinar el grado de intercambio en los gases intramuros y extramuros.

La contaminación extramuros tiene un papel importante en los niveles intramuros. Diversos estudios han realizado la comparación entre los niveles extramuros con los intramuros, ya que se considera a los extramuros como una fuente de carbonilos y viceversa. En la Tabla 4. 27 se resumen los resultados en este y otros trabajos publicados.

Los estudios de Báez y colaboradores (2003), hallaron mayores concentraciones en intramuros que en extramuros con alto niveles de acetona, seguidos por formaldehído y acetaldehído en la Ciudad de México. Por lo que sus resultados fueron muy similares al actual estudio y se debería de profundizar más en la evaluación de las fuentes de procedencia de estos compuestos carbonilos, así como su presencia en otro tipo de ambientes intramuros.

Otro trabajo con similitud en los resultados de este trabajo fue el de Chan y colaboradores (2018), en Rumania, en el que fueron reportadas altas concentraciones de acetona en interiores, con una concentración promedio de $125 \mu\text{g m}^{-3}$ y en un rango de $5-1036 \mu\text{g m}^{-3}$. Los altos niveles se atribuyeron principalmente a la influencia de las emisiones vehiculares.

Los niveles de carbonilos fueron particularmente más elevados en la temporada de verano y primavera que en otoño. Es posible que los niveles de carbonilos se encuentren relacionados con las altas

temperaturas y humedad en intramuros, que son comúnmente generadas por la temporada de lluvias y al incremento de la temperatura en exteriores, de acuerdo con el estudio de Weng et al. (2010).

Carbonilos como el formaldehído, el acetaldehído y acroleína están directamente correlacionados con el incremento en la temperatura en intramuros y con una ventilación pobre (Beldean-Galea et al., 2020). En la Tabla 4. 2 se presentan los valores de temperatura que fueron medidos durante el muestreo en interiores. Las temperaturas promedio en intramuros generalmente fueron más altas que en los exteriores, las cuales fueron más elevadas en verano, seguido por primavera y otoño. Lo anterior tiene una similitud con los niveles de carbonilos en cada campaña estacional, por lo que es muy probable que la temperatura influyera directamente en el grado de liberación de compuestos carbonilos en intramuros.

Tabla 4. 27 Concentración de compuestos carbonilos ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de diferentes estudios.

Ciudad	Ambiente	Estación	Formaldehído		Acetaldehído		Acetona		Acroleína		Propionaldehído		Referencias
			Rango	Media	Rango	Media	Rango	Media	Rango	Media	Rango	Media	
Rumania	intramuros	-	25-332	103	14-581	70	5-1036	125	-	-	-	-	(Beldean-Galea et al., 2020)
Ciudad Real	intramuros	-	11.6-4	7.7	7.6-1.3	5.3	-	-	-	-	-	-	(Villanueva et al., 2015)
Ciudad Real	extramuros	-	2.3-0.9	1.5	3.1-0.8	1.7	-	-	-	-	-	-	(Villanueva et al., 2015)
Brasil Fortaleza	intramuros	invierno	-	12.42	-	2.9	-	52.48	-	-	-	-	(Sousa et al., 2015)
Canadá	intramuros	invierno	5.5-87.5	29.6	4.4-79.1	18.9	-	-	0.1-4.9	0.9	-	-	(Gilbert et al., 2005)
Hangzhou, China	extramuros	verano	-	25.4	-	12.9	-	12.2	-	-	-	1.3	(Weng et al., 2010)
Hangzhou, China	extramuros	invierno	-	6.1	-	3.8	-	11.9	-	-	-	0.9	(Weng et al., 2010)
Hangzhou, China	intramuros	verano	-	101.5	-	31.4	-	-	-	-	-	-	(Weng et al., 2010)
Hangzhou, China	intramuros	invierno	-	20.3	-	9.4	-	32.4	-	-	-	-	(Weng et al., 2010)
RJ Brasil	extramuros	-	-	10.84	-	10.43	-	4.14	-	0.82	-	1.05	(Grosjean y Moreira, 2002)
Sr Lanka	intramuros	-	-	4.9	-	3.5	-	2.3	-	-	-	-	(Chi Sing Chan et al., 2018)
Estados Unidos	intramuros	-	-	20.1	-	18.6	-	8.08	-	0.59	-	1.74	(Liu et al., 2006)
Estados Unidos	extramuros	-	-	6.42	-	5.44	-	4.19	-	0.46	-	1.37	(Liu et al., 2006)
Japón	intramuros	-	9.5-7.0	-	33-21.1	-	11.8-9.2	-	-	-	5.9-8.8	-	(Ohura et al., 2006)
México	extramuros	-	4-32	-	6-28	-	12-60	-	-	-	-	-	(Báez et al., 2003)
México	intramuros	-	11-97	-	5-47	-	17-89	-	-	-	-	-	(Báez et al., 2003)
México	extramuros	primavera	0.11-1.85	0.94	0.52-2.31	1.33	1.21-22.59	4.06	0-1.59	0.35	0-22.6	1.39	Proyecto actual
México	extramuros	verano	0.01-3.65	1.32	0.02-63.82	5.28	0.38-45.06	7.24	0-22.97	3.91	0-63.8	2.92	Proyecto actual
México	extramuros	otoño	0.11-3.92	2.39	0.74-15.10	4.90	0.21-89.08	8.88	0-3.87	0.42	0-89.08	3.42	Proyecto actual
México	intramuros	primavera	0.66-6.52	2.64	0.67-6.38	2.01	3.37-531.8	88.50	0-2.73	0.42	0-531.8	17.25	Proyecto actual
México	intramuros	verano	1.04-17.87	5.71	0.70-43.73	6.64	2.57-836.3	99.55	0-7.28	2,48	0-836.3	19.50	Proyecto actual
México	intramuros	otoño	0-10.76	4.45	0.04-8.70	2.84	0.1-265.6	28.96	0-187.6	5.89	0-265.6	7.51	Proyecto actual

4.4. 8 Relación interior/externo (I/E) de compuestos carbonilos

Se estimó la relación I/E de los compuestos carbonilos, a partir de los valores individuales de la concentración de cada carbonilo en el interior dividido entre la concentración promedio de cada carbonilo en el exterior.

Los valores promedio de los ratios para cada compuesto carbonilo evaluado en cada campaña, aparecen en la Tabla 4. 28. Los valores promedio de la relación I/E fueron mayores a 1 (I/E>1) en verano y primavera que los obtenidos en otoño. Es probable que las altas temperaturas y la humedad influyan en las emisiones provenientes de materiales y muebles que se encuentran en los sitios de muestreo y se aceleren reacciones de oxidación por ozono en los interiores.

Tabla 4. 28 Relación I/E de 6 compuestos carbonilos evaluados en tres campañas en el 2019.

$\mu\text{g m}^{-3}$	Primavera-19	Verano-19	Otoño-19
Acetona	2.81	4.21	1.76
Formaldehído	21.8	5.63	3.08
Acetaldehído	1.51	1.22	0.55
Acroleína	1.19	0.62	13.25
Propionaldehído	1.3	1.8	0.71
Butiraldehído	5.19	1.31	0.19

Los valores promedio de los ratios para cada compuesto carbonilo evaluados en cada sitio, aparecen en la Tabla 4. 29. Se observó una variación en los niveles de relación extramuros/intramuros. La mayor parte de los resultados soportan la hipótesis de que las concentraciones en intramuros son más altas que las concentraciones en extramuros. También esto demostró que existen aportaciones importantes por parte de las fuentes en intramuros, sobre todo en aquellos valores que tuvieron un valor mayor a 1 (I/E>1).

Tabla 4. 29 Relación I/E de 6 compuestos carbonilos evaluados en tres sitios en la CDMX.

$\mu\text{g m}^{-3}$	Azcapotzalco	Insurgentes	CCA
Acetona	2.01	7.51	15.59
Formaldehído	3.7	0.65	3.75
Acetaldehído	2.6	0.51	0.06
Acroleína	4.83	0.02	1.88
Propionaldehído	2.69	0.20	0.45
Butiraldehído	1.55	1.35	0.32

4.4. 9 Riesgos a la salud por carbonilos

En la Tabla 4. 30 se muestran los valores de concentración de carbonilos promedio (C), los resultados de exposición personal de cada compuesto (E) y los valores estimados de riesgo de cáncer. Los resultados muestran una mayor exposición a carbonilos en intramuros que en extramuros, por tanto, también existe un mayor riesgo, a excepción del acetaldehído en el CCA que presentó una mayor concentración promedio en extramuros.

Los resultados del riesgo representan el rango de estimaciones en el que existe una mayor probabilidad de desarrollar cáncer para un individuo expuesto en un tiempo aproximado a 8 horas con un nivel de actividad medio, considerando que quienes ocurren mayor tiempo en los sitios de muestreo son trabajadores y estudiantes con actividades principalmente de escritorio, en las oficinas. Mientras que, en la casa, las actividades también se consideraron de nivel medio, aunque pueden variar de acuerdo con las actividades que se desarrollen dentro del sitio.

Tabla 4. 30 Concentración de carbonilos (C), dosis de exposición (E), riesgo de cáncer asociado a formaldehído y acetaldehído; en ambientes intramuros y extramuros en tres sitios de la Ciudad de México.

	Intramuros		Extramuros	
	<i>Formaldehído</i>	<i>Acetaldehído</i>	<i>Formaldehído</i>	<i>Acetaldehído</i>
Azcapotzalco (Residencia)				
C ($\mu\text{g} / \text{m}^3$)	4.98	3.79	1.34	1.46
E ($\mu\text{g} / \text{d}$)	49	37.27	9.47	10.26
Riesgo	6.5×10^{-5}	8.3×10^{-6}	1.7×10^{-5}	3.2×10^{-6}
CCA (Oficinas)				
C ($\mu\text{g} / \text{m}^3$)	5.63	2.25	1.49	4.09
E ($\mu\text{g} / \text{d}$)	55.35	22.18	10.51	28.8
Riesgo	7.3×10^{-5}	5.0×10^{-6}	1.9×10^{-5}	9×10^{-6}
Insurgentes (Oficinas)				
C ($\mu\text{g} / \text{m}^3$)	1.3	4.75	1.63	1.46
E ($\mu\text{g} / \text{d}$)	12.8	46.72	11.46	10.26
Riesgo	1.7×10^{-5}	1.0×10^{-5}	1.8×10^{-5}	3.2×10^{-6}

Los datos que se presentan en la Tabla 4. 30 son valores promedio, que nos permiten dar una estimación aproximada de las concentraciones de exposición que se pueden dar en los sitios de estudio; sin embargo, los resultados anteriores demostraron una frecuente variabilidad en las concentraciones, las cuales alcanzaron niveles extremadamente altos en algunas ocasiones. Debido a los límites de este proyecto no se puede asegurar cual es la frecuencia con la que se alcanzan estos niveles, no obstante, resulta importante considerar futuros muestreos de carbonilos que permitan dar más información sobre los riesgos a los que se encuentran expuestos los ocupantes de los sitios de trabajo.

El presente estudio no considero vulnerabilidades como la edad, la condición física o complicaciones respiratorias en las que puede variar el grado de inhalación y por tanto de exposición.

El riesgo de cáncer por formaldehído y acetaldehído reportado en este trabajo debe de considerarse como un estudio preliminar debido al número de datos, a la incertidumbre de las concentraciones de referencia y las unidades de riesgo, por lo que se requiere un continuo monitoreo de carbonilos y una más detallada recolección de datos como el grado de ventilación, el tiempo de ocurrencia de las personas en ambos ambientes en casas y oficinas, el tipo de actividades realizadas durante los muestreos, entre otros eventos.

Al mismo tiempo, existen otros riesgos a la salud no asociados con el cáncer (conocidos en inglés como Non cancer risks), provocados por la exposición por inhalación aguda (de corto plazo) y crónica (de largo plazo) de los carbonilos evaluados en este trabajo. La mayoría de los carbonilos con los que se trabajó a lo largo de este proyecto reportan efectos sobre las vías respiratorias superiores, ocasionando irritación en nariz y garganta; asimismo tienden a provocar irritación en los ojos, durante una exposición aguda. Otros malestares que se llegan a suscitar son malestar, dolores de cabeza, vómito, mareos y hasta pérdida de memoria a largo plazo. Mientras que la exposición crónica produce irritaciones severas que llevan a lesiones en las vías respiratorias.

Existen algunas guías que establecen los límites de concentración, de algunos carbonilos, en los que se producen daños agudos y crónicos sobre la salud, estas guías van dirigidas principalmente a el ámbito laboral; una de ellas es publicada por la OEHHA (2016) en EE. UU., la cual establece los límites de exposición de referencia (REL, por sus siglas en inglés); aguda y crónica, de diversas sustancias tóxicas.

En la Tabla 4. 31 se pueden observar los valores REL de los 3 carbonilos tóxicos evaluados en este trabajo. Las concentraciones promedio obtenidas se mantuvieron por debajo de los límites, a excepción de la acroleína que presentó concentraciones promedio en un rango de 1.05 a 4.95 en intramuros.

Tabla 4. 31 Carbonilos asociados a valores de toxicidad.

Compuestos	REL por inhalación aguda ($\mu\text{g m}^{-3}$)	REL por inhalación crónica ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Formaldehído	55	9
Acetaldehído	470	140
Acroleína	2.5	0.35

Se debe mencionar que la acetona, el compuesto carbonilo que se presentó los valores más altos, no reporta efectos adversos en la salud por debajo de una concentración de 900 a 12000 ppm en un tiempo corto de exposición. Aunque en laboratorios, en los que se trabaja comúnmente con acetona como disolvente las personas que han estado expuestas a más de 250 ppm ($>590 \text{ mg m}^{-3}$) durante varias horas presentan efectos de agudos a graves, dependiendo de la condición de los afectados (ATSR, 2016a). En conclusión, aunque la acetona fue el compuesto carbonilo más abundante de todos, los niveles hallados no implican efectos adversos para la salud.

Por último, es importante aclarar que en México se cuenta con la NOM-010-STPS-2014, “Agentes químicos contaminantes del ambiente laboral”. El propósito de dicha norma es establecer los procesos y medidas para prevenir riesgos a la salud del personal ocupacionalmente expuesto a agentes químicos contaminantes del ambiente laboral. La norma es aplicada con fin de establecer condiciones de seguridad

e higiene en los centros de trabajo donde se manejen, transporten, procesen o almacenen sustancias químicas capaces de generar contaminación en el medio ambiente laboral (STPS, 2014).

La metodología de la norma no fue aplicada en este trabajo debido a que se utilizó el método TO-11A, aprobado por la EPA, para la determinación de carbonilos en aire el cual puede ser aplicado tanto en intramuros como en extramuros (US EPA, 1996). Aunque esta metodología nos permite comparar los límites máximos permisibles sobre el muestreo ambiental en interiores, no se aplicó dicha metodología debido a que los resultados en las concentraciones de carbonilos en este trabajo eran mucho menores a los datos reportados por la norma por lo que fácilmente los riesgos a la salud podían ser descartados. Sin embargo, al observar los límites referidos por la OEHHA, los valores eran comparables con las concentraciones obtenidas en este proyecto y aplicables a cualquier ambiente laboral (OEHHA, 2016). Mientras que la NOM-010-STPS-2014 no es clara en su aplicación a ambientes laborales en los que no se manejan sustancias químicas peligrosas, como lo son las oficinas o incluso su aplicación en residencias.

En cuanto a la regulación de $PM_{2.5}$ en intramuros, tampoco se consideraron las especificaciones de la norma 010-STPS al momento del muestreo, por lo que se utilizó como referencia a la NOM-025-SSA1-2014 tanto en intramuros como en extramuros, en la discusión de este trabajo (sección 4.2). Sin embargo, los límites de referencia indicados en las normas de ambiente extramuros son los mismos para intramuros de acuerdo con la OMS (WHO, 2006).

Capítulo 5. Conclusiones

Durante el estudio se consideraron varios aspectos enfocándonos a entender los impactos de la contaminación en la sinergia de ambientes extramuros e intramuros sobre la calidad del aire y se llegó a las siguientes conclusiones:

La hipótesis de que las concentraciones de $PM_{2.5}$ y especies carbonáceas serían más altas en extramuros que en intramuros no se cumplió, ya que estas no mostraron diferencias significativas entre los ambientes extramuros e intramuros. Por otro lado, la hipótesis de que los compuestos carbonilos fueron más altos en ambientes intramuros en comparación con las concentraciones extramuros si se cumplió debido a que si se encontraron diferencias estadísticamente significativas.

Típicamente la contaminación atmosférica es más grave en las zonas urbanas congestionadas, sobre todo cuando las emisiones de los vehículos automotores están relativamente exentas de controles y las condiciones topográficas o atmosféricas son desfavorables para la dispersión de los contaminantes del aire. En primavera se alcanzó la concentración promedio más alta de $PM_{2.5}$ en extramuros ($123.8 \pm 26.6 \mu\text{g m}^{-3}$), seguida por verano ($72.51 \pm 32.5 \mu\text{g m}^{-3}$) y otoño ($37.3 \pm 10.2 \mu\text{g m}^{-3}$). Lo cual demostró que existe una relación estacional con las concentraciones de $PM_{2.5}$, atribuida a los cambios meteorológicos ocurridos en cada estación. En primavera y verano las concentraciones de $PM_{2.5}$ superaron los límites máximos permisibles indicados en la NOM-025-SSA1-2014, en los tres sitios de muestreo

Las concentraciones de especies carbonáceas no mostraron diferencias significativas entre las concentraciones intramuros y extramuros, entre campañas, ni en todos los sitios; a excepción del CCA en el cual si se presentaron diferencias significativas sobre el carbono orgánico. Las concentraciones de EC fueron del 10% al 20% y las concentraciones de OC fueron del 90% al 80% del CT.

Respecto a los carbonilos, la acetona fue el carbonilo que presentó las concentraciones más altas con $836 \mu\text{g m}^{-3}$ en intramuros y $89.1 \mu\text{g m}^{-3}$ en extramuros. Este carbonilo se encuentra muy presente en intramuros, seguido por el acetaldehído; ambos carbonilos son relacionados con las emisiones de escape de los vehículos y la alta actividad fotoquímica. El acetaldehído, en especial es asociado al uso de aditivos oxigenados en combustibles como el etanol, metanol o el MTBE. Mientras que la acetona puede provenir de diversos productos de uso humano.

En este trabajo se encontró que la zona sur de la ciudad tuvo valores más altos de carbonilos en comparación con la zona centro y norte; que pudiera deberse a un efecto de dispersión de los gases provenientes de la zona norte (de alto tráfico vehicular y zona industrial).

Existe una variación estacional entre las concentraciones de compuestos carbonilo en la zona urbana de la Ciudad de México. En la temporada de otoño se observaron las concentraciones más altas de carbonilos extramuros. Las altas concentraciones se asociaron a la alta radiación solar de la temporada, lo cual da paso a la formación fotoquímica de compuestos carbonilos. Mientras que en intramuros, las altas concentraciones en verano; se asociaron a las altas temperaturas y el porcentaje de humedad relativa, condiciones que se dieron tanto en las oficinas como en la residencia.

La variación diurna demostró una importante participación de la actividad fotoquímica en la formación de compuestos carbonilos. Por su parte, en intramuros, se observó frecuentemente una variación horaria desde las primeras horas del día, con concentraciones máximas logradas en un horario posterior a las 12 h, periodo en que las actividades humanas y las temperaturas incrementan en los interiores.

En cuanto al estudio de exposición por carbonilos, el formaldehído y el acetaldehído presentaron un mayor riesgo a la salud en intramuros que en extramuros. A pesar de que el acetaldehído presentó valores más altos de concentración y exposición que el formaldehído, este último exhibe un mayor riesgo para la salud. Se han documentado los efectos nocivos sobre la salud de la contaminación atmosférica en centros urbanos, pero no abundan los estudios epidemiológicos para intramuros. Se identificó una correlación positiva entre la concentración y la incidencia de exposición tóxica relacionada con la contaminación del aire que intramuros.

Los valores de riesgo por cáncer expresados en este trabajo se deben considerar como un estudio preliminar, debido a la cantidad reducida de datos y a la incertidumbre de estos.

Las concentraciones de carbonilos en intramuros se observaron por debajo de los límites de referencia por exposición crónica reportados por las guías de la OEHHA en California EE.UU.; a excepción de la acroleína, la cual se relaciona con síntomas como irritación de nariz y garganta, irritación de ojos, entre otros malestares.

Para formular una estrategia de control de la calidad del aire en ambientes intramuros se requiere una mayor cantidad de estudios epidemiológicos que evalúen los efectos sobre la salud de los carbonilos en diferentes ambientes.

5. 1 Recomendaciones

1. Al momento de realizar los muestreos se debe contar con instrumentos meteorológicos que permitan realizar mediciones de las condiciones meteorológicas en el sitio y momento del muestreo. En este estudio se utilizaron los valores meteorológicos validados por la RAMA y la estación meteorológica del CCH Sur debido a cuestiones de seguridad del equipo y algunas restricciones que tuvimos en los sitios.
2. Los muestreos tanto de $PM_{2.5}$ como de carbonilos son costosos por lo que se debe hacer un uso eficiente del tiempo de muestreo y de los recursos por lo que en el diseño de campaña se deben considerar: 1) Las variables meteorológicas (condiciones del tiempo que no interfieran con el muestreo: precipitaciones y condiciones del viento). 2) Condiciones del sitio de muestreo (Información sobre los límites del espacio en el que se hará el muestreo, sitio óptimo en el que se pueda instalar el equipo) 3) Calibración de equipos y una constante revisión de las condiciones en las que este trabaja. 4) Preparación de filtros, su adecuado acondicionamiento y pesado; así como un correcto etiquetado y la preparación de una bitácora a conciencia sobre los datos a cubrir por parte de la persona que realizara el muestreo.
3. Se podría utilizar un medidor de partículas, el cual es un equipo que monitoriza el número de partículas (PM_{10} y $PM_{2.5}$) a través del conteo y expresándolo en microgramos por metro cúbico en el aire. Existen medidores de partículas portátiles (por ejemplo, los microsensores) que podrían utilizarse de forma simultánea en el muestreo con MiniVols para dar una mayor precisión sobre los valores en la concentración de $PM_{2.5}$ en comparación con la técnica de gravimetría, principalmente con el uso de filtros de cuarzo debido a la dificultad para estabilizar este tipo de material por su alta capacidad higroscópica, que resulta en medidas menos precisas con un mayor nivel de incertidumbre, pero que son necesarios en la determinación de especies de carbono.

4. En el muestreo en intramuros se deben considerar los sistemas de ventilación natural y mecánica, la obtención de datos (por ejemplo, el área de puertas y ventanas) sobre estos sistemas podría ser de utilidad para implementar el cálculo del grado de infiltración del aire y los coeficientes de penetración de partícula, de este modo se podría obtener otro tipo de medida del nivel de impacto de las partículas extramuros en ambientes intramuros.
5. Durante los muestreos en intramuros también se deben evaluar las condiciones de temperatura y humedad relativa, debido al efecto que estas variables tienen sobre las emisiones de compuestos orgánicos volátiles.
6. Tanto en este trabajo (2019) como en estudios previos en los que se evaluó la concentración de carbonilos en la Ciudad de México se han reportado altas concentraciones de acetona y acetaldehído, lo cual debería impulsar una mayor investigación sobre las fuentes de emisión (por ejemplo; sobre el uso de biodiesel), más evaluaciones ambientales en las concentraciones de estos compuestos en la ciudad y otros ambientes, así como el comportamiento estacional de estos compuestos.
7. Se debe promover la regulación de compuestos carbonilos en el ambiente extramuros, debido a las implicaciones que estos tienen sobre el ambiente y la salud. Igual que la regulación de los niveles de exposición de contaminantes peligrosos, como lo son algunos carbonilos en intramuros, en sitios de trabajo (oficinas) y residencias debido a los riesgos por el tiempo de exposición que ocurre en estos sitios.
8. Valdría la pena que en futuros muestreos intramuros se considerara la metodología de la NOM-010-STPS-2014 para poder realizar una evaluación sobre los límites de exposición laboral que establece esta norma para los contaminantes tóxicos estudiados en este proyecto.

Bibliografía

- Abdullahi, K. L., Delgado-Saborit, J. M., y Harrison, R. M. (2013a). Emissions and indoor concentrations of particulate matter and its specific chemical components from cooking: A review. *Atmospheric Environment*, 71, 260–294. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.061>
- Abdullahi, K. L., Delgado-Saborit, J. M., y Harrison, R. M. (2013b). Emissions and indoor concentrations of particulate matter and its specific chemical components from cooking: A review. En *Atmospheric Environment* (Vol. 71, pp. 260–294). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.061>
- Abt, E., Suh, H. H., Catalano, P., y Koutrakis, P. (2000). Relative contribution of outdoor and indoor particle sources to indoor concentrations. *Environmental Science and Technology*, 34(17), 3579–3587. <https://doi.org/10.1021/es990348y>
- Alberni-Clayoquot. (2021). *Non-Criteria Air Contaminants*. Alberni-Clayoquot. <https://www.acrd.bc.ca/non-criteria-air-contaminants>
- Alvanchi, A., Rahimi, M., Mousavi, M., y Alikhani, H. (2020). Construction schedule, an influential factor on air pollution in urban infrastructure projects. *Journal of Cleaner Production*, 255, 120222. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120222>
- Amador-Muñoz, O., Villalobos-Pietrini, R., Miranda, J., y Vera-Avila, L. E. (2011). Organic compounds of PM_{2.5} in Mexico Valley: Spatial and temporal patterns, behavior and sources. *Science of the Total Environment*, 409(8), 1453–1465. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.11.026>
- Arts, J. H.E., Mojet, J., Van Gemert, L. J., Emmen, H. H., Lammers, J. H. C. M., Marquart, J., Woutersen, R. A., y Feron, V. J. (2002). An analysis of human response to the irritancy of acetone vapors. En *Critical Reviews in Toxicology* (Vol. 32, Número 1, pp. 43–66). Informa Healthcare. <https://doi.org/10.1080/20024091064174>
- Arts, Josje H.E., De Heer, C., y Woutersen, R. A. (2006). Local effects in the respiratory tract: Relevance of subjectively measured irritation for setting occupational exposure limits. En *International Archives of Occupational and Environmental Health* (Vol. 79, Número 4, pp. 283–298). Int Arch Occup Environ Health. <https://doi.org/10.1007/s00420-005-0044-9>
- Arts, Josje H.E., Rennen, M. A. J., y De Heer, C. (2006). Inhaled formaldehyde: Evaluation of sensory irritation in relation to carcinogenicity. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 44(2), 144–160. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2005.11.006>
- Atkinson, R., Tuazon, E. C., y Aschmann, S. M. (1995). Products of the Gas-Phase Reactions of O₃ with Alkenes. *Environmental Science and Technology*, 29(7), 1860–1866. <https://doi.org/10.1021/es00007a025>
- ATSDR. (2003). *Managing Hazardous Materials Incidents, Formaldehyde*. [moz-extension://5118ce97-7ef3-4360-b738-d8aaa1c42187/enhanced-reader.html?openApp&pdf=https%3A%2F%2Fwww.atsdr.cdc.gov%2FMHMI%2Fm111.pdf](https://www.atsdr.cdc.gov/FM/HMI/Fmmg111.pdf)
- ATSDR. (2016). *Resumen de Salud Pública - Acroleína*.

https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs124.html

ATSDR. (2019). *Public Health Statement for Formaldehyde*.

<https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=220&tid=39>

ATSR. (2016a). *Resumen de Salud Pública: Acetona (Acetone) | PHS | ATSDR*.

https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs21.html

ATSR. (2016b). *Resumen de Salud Pública: Formaldehído (Formaldehyde) | PHS | ATSDR*. 2016-05-06.

https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs111.html

Baan, R., Straif, K., Grosse, Y., Secretan, B., El Ghissassi, F., Bouvard, V., Altieri, A., y Coglianò, V. (2007). Carcinogenicity of alcoholic beverages. *The lancet oncology*, 8(4), 292–293.

[https://doi.org/10.1016/S1470-2045\(07\)70099-2](https://doi.org/10.1016/S1470-2045(07)70099-2)

Báez, A., Padilla, H., Cervantes, J., Pereyra, D., Torres, M. C., García, R., y Belmont, R. (2001). Preliminary study of the determination of ambient carbonyls in Xalapa City, Veracruz, Mexico. *Atmospheric Environment*, 35(10), 1813–1819. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00475-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00475-1)

Báez, A., Padilla, H., García, R., Torres, M. D. C., Rosas, I., y Belmont, R. (2003). Carbonyl levels in indoor and outdoor air in Mexico City and Xalapa, Mexico. *Science of the Total Environment*, 302(1–3), 211–226. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00344-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00344-3)

Báez, A., Padilla, M., y Belmont, R. (1999). *Ambient Levels of Carbonyl in Mexico City*. [moz-extension://5118ce97-7ef3-4360-b738-d8aaa1c42187/enhanced-reader.html?openApp&pdf=http%3A%2F%2Fwww.scielo.org.mx%2Fpdf%2Famb%2Fv13n2%2Fv13n2a5.pdf](https://www.scielo.org.mx/pdf/amb/200002/amb00002a5.pdf)

Báez, A., Torres, M. del C., García, R., Padilla, H., y Belmont, R. (2008). Measurement of Carbonyls in Three Urban Zones of the Mexico City Metropolitan Area and One Rural Zone. *The Open Atmospheric Science Journal*, 2(1), 61–67. <https://doi.org/10.2174/1874282300802010061>

Bai, L., He, Z., Li, C., y Chen, Z. (2020). Investigation of yearly indoor/outdoor PM_{2.5} levels in the perspectives of health impacts and air pollution control: Case study in Changchun, in the northeast of China. *Sustainable Cities and Society*, 53(September 2019), 101871. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101871>

Baird, C., y Cann, M. (2014). *Química ambiental* (5ta ed.). Editorial Reverté, S.A.

Barbara J. Turpin, J. J. H. (1995). Identification of secondary organic aerosol episodes and quantitation of primary and secondary organic aerosol concentrations during SCAQS. *Atmospheric Environment*, 29(23), 3527–3544. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)00276-Q](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)00276-Q)

Beldean-Galea, M. S., Dicu, T., Cucos, A., Burghel, B. D., Catalina, T., Botos, M., Tenter, A., Szacsvai, K., Lupulescu, A., Pap, I., Dobrei, G., Moldovan, M., Tunyagi, A., Florică, Ș., Pănescu, V., y Sainz, C. (2020). Evaluation of indoor air pollutants in 100 retrofit residential buildings from Romania during cold season. *Journal of Cleaner Production*, 277. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124098>

Belis, C. A., Karagulian, F., Larsen, B. R., y Hopke, P. K. (2013). Critical review and meta-analysis of ambient particulate matter source apportionment using receptor models in Europe. En *Atmospheric Environment* (Vol. 69, pp. 94–108). Pergamon. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.11.009>

Bell, M. L., Ebisu, K., Peng, R. D., Samet, J. M., y Dominici, F. (2009). Hospital admissions and chemical

- composition of fine particle air pollution. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 179(12), 1115–1120. <https://doi.org/10.1164/rccm.200808-1240OC>
- Bhat, M. A., Romshoo, S. A., y Beig, G. (2017). Aerosol black carbon at an urban site-Srinagar, Northwestern Himalaya, India: Seasonality, sources, meteorology and radiative forcing. *Atmospheric Environment*, 165, 336–348. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.07.004>
- Boldo, E., Linares, C., Lumbreras, J., Borge, R., Narros, A., García-Pérez, J., Fernández-Navarro, P., Pérez-Gómez, B., Aragonés, N., Ramis, R., Pollán, M., Moreno, T., Karanasiou, A., y López-Abente, G. (2011). Health impact assessment of a reduction in ambient PM_{2.5} levels in Spain. *Environment International*, 37(2), 342–348. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.10.004>
- Briggs, N. L., y Long, C. M. (2016). Critical review of black carbon and elemental carbon source apportionment in Europe and the United States. *Atmospheric Environment*, 144, 409–427. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.09.002>
- Brown, S. K. (1999). Chamber Assessment of Formaldehyde and VOC Emissions from Wood-Based Panels. *Indoor Air*, 9(3), 209–215. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.1999.t01-1-00008.x>
- CAME. (2019). Nuevo Programa para prevenir y responder a contingencias atmosféricas. SEMARNAT.
- Cao, G., Zhang, X., y Zheng, F. (2006). Inventory of black carbon and organic carbon emissions from China. *Atmospheric Environment*, 40(34), 6516–6527. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.05.070>
- Cao, J. J., Huang, H., Lee, S. C., Chow, J. C., Zou, C. W., Ho, K. F., y Watson, J. G. (2012). Indoor/outdoor relationships for organic and elemental carbon in PM_{2.5} at residential homes in Guangzhou, China. *Aerosol and Air Quality Research*, 12(5), 902–910. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2012.02.0026>
- Carazo Fernández, L., Fernández Alvarez, R., González-Barcala, F. J., y Rodríguez Portal, J. A. (2013). Indoor Air Contaminants and Their Impact on Respiratory Pathologies. *Archivos de Bronconeumología (English Edition)*, 49(1), 22–27. <https://doi.org/10.1016/J.ARBR.2012.11.004>
- Carmona, J. C., Gupta, P., Lozano-García, D. F., Vanoye, A. Y., Yépez, F. D., y Mendoza, A. (2020). Spatial and Temporal Distribution of PM_{2.5} Pollution over Northeastern Mexico: Application of MERRA-2 Reanalysis Datasets. En *Nature* (Vol. 388, pp. 539–547). [moz-extension://5118ce97-7ef3-4360-b738-d8aaa1c42187/enhanced-reader.html?pdf=https%3A%2F%2Fbrxt.mendeley.com%2Fdocument%2Fcontent%2Fc317bb0b-6631-36ab-9893-f3c0500b2929](https://doi.org/10.1038/s41586-020-2292-9)
- Cavalcante, R. M., Campelo, C. S., Barbosa, M. J., Silveira, E. R., Carvalho, T. V., y Nascimento, R. F. (2006). Determination of carbonyl compounds in air and cancer risk assessment in an academic institute in Fortaleza, Brazil. *Atmospheric Environment*, 40(29), 5701–5711. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.04.056>
- Cerón-Bretón, J. G., y Cerón-Bretón, R. M. (2014). Seasonal and diurnal variations of carbonyl compounds and air criteria pollutants in Monterrey, Mexico. *WSEAS Transactions on Environment and Development*, 10(1), 347–357.
- Cerón, R. M., Cerón, J. G., y Muriel, M. (2007). Diurnal and seasonal trends in carbonyl levels in a semi-urban coastal site in the Gulf of Campeche, Mexico. *Atmospheric Environment*, 41(1), 63–71. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.08.008>

- Chan, C. K., y Yao, X. (2008). Air pollution in mega cities in China. *Atmospheric Environment*, 42(1), 1–42. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.003>
- Chan, C. S., Ranasinghe, R. S. A., Ho, S. S. H., Ho, K. F., Yim, S. H. L., Sugathapala, A. G. T., Lee, S. C., Hung, W. T., Huang, Y., y Zhang, H. (2018). Evaluation of hazardous airborne carbonyls in five urban roadside dwellings: A comprehensive indoor air assessment in Sri Lanka. *Atmospheric Pollution Research*, 9(2), 270–277. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2017.10.002>
- Charles, K. E., Magee, R. J., Won, D. Y., y Luszyk, E. (2005). Indoor Air Quality Guidelines and Standards. En *National Research Council Canada*.
- Chen, C., y Zhao, B. (2011). Review of relationship between indoor and outdoor particles: I/O ratio, infiltration factor and penetration factor. *Atmospheric Environment*, 45(2), 275–288. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.09.048>
- Chen, C., Zhao, B., y Weschler, C. J. (2012). Indoor Exposure to “Outdoor PM10”: Assessing Its Influence on the Relationship Between PM10 and Short-term Mortality in U.S. Cities. *Epidemiology*, 23(6), 870–878. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e31826b800e>
- Chen, C., Zhao, B., Zhou, W., Jiang, X., y Tan, Z. (2012). A methodology for predicting particle penetration factor through cracks of windows and doors for actual engineering application. *Building and Environment*, 47(1), 339–348. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.07.004>
- Chen, H., Goldberg, M. S., y Viileneuve, P. J. (2008). A systematic review of the relation between long-term exposure to ambient air pollution and chronic diseases. En *Reviews on Environmental Health* (Vol. 23, Número 4, pp. 243–297). Rev Environ Health. <https://doi.org/10.1515/reveh.2008.23.4.243>
- Cheriyana, D., Hyun, K. Y., Jaegoo, H., y Choi, J. ho. (2020). Assessing the distributional characteristics of PM10, PM2.5, and PM1 exposure profile produced and propagated from a construction activity. *Journal of Cleaner Production*, 276, 124335. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124335>
- Chow, J. C., Watson, J. G., Edgerton, S. A., y Vega, E. (2002). Chemical composition of PM2.5 and PM10 in Mexico City during winter 1997. *Science of the Total Environment*, 287(3), 177–201. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00982-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00982-2)
- Ciccioli, P., Draisci, R., Cecinato, A., y Liberti, A. (1987). Sampling of Aldehydes and Carbonyl Compounds in Air and Their Determination by Liquid Chromatographic Techniques. En *Physico-Chemical Behaviour of Atmospheric Pollutants* (pp. 133–141). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-009-3841-0_14
- Cogliano, V. J., Grosse, Y., Baan, R. A., Straif, K., Secretan, M. B., El Ghissassi, F., Andrae, U., Burge, S., Chhabra, R., Cocker, J., Coggon, D., Conolly, R., Demers, P., Eastmond, D., Faustman, E., Feron, V., Gérin, M., Goldberg, M., Goldstein, B., ... Wolf, D. (2005). Meeting report: Summary of IARC Monographs on formaldehyde, 2-butoxyethanol, and 1-tert-butoxy-2-propanol. En *Environmental Health Perspectives* (Vol. 113, Número 9, pp. 1205–1208). <https://doi.org/10.1289/ehp.7542>
- Cohen, A. J., Brauer, M., Burnett, R., Anderson, H. R., Frostad, J., Estep, K., Balakrishnan, K., Brunekreef, B., Dandona, L., Dandona, R., Feigin, V., Freedman, G., Hubbell, B., Jobling, A., Kan, H., Knibbs, L., Liu, Y., Martin, R., Morawska, L., ... Forouzanfar, M. H. (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *The Lancet*, 389(10082), 1907–1918.

[https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)30505-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)30505-6)

- CONAGUA. (2019). *Resúmenes Mensuales de Temperaturas y Lluvia*. Sistema Meteorológico Nacional. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias>
- Cooke, M. S., Evans, M. D., Dizdaroglu, M., y Lunec, J. (2003). Oxidative DNA damage: mechanisms, mutation, and disease. *The FASEB Journal*, 17(10), 1195–1214. <https://doi.org/10.1096/fj.02-0752rev>
- Crutzen, P. J., y Steffen, W. (2003). How Long Have We Been in the Anthropocene Era? *Climatic Change*, 61(3), 251–257. <https://doi.org/10.1023/b:clim.0000004708.74871.62>
- Deng, W. J., Zheng, H. L., Tsui, A. K. Y., y Chen, X. W. (2016). Measurement and health risk assessment of PM2.5, flame retardants, carbonyls and black carbon in indoor and outdoor air in kindergartens in Hong Kong. *Environment International*, 96, 65–74. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.08.013>
- DeWoskin, R. S., Greenberg, M., Pepelko, W., y Judy Strickland. (2003). *Toxicological review of Acrolein (CAS No. 107-02-8)*. 107, 1–106.
- DOF. (2014). Nom-025-SSA1-2014. *Dof*, 53. https://www.youtube.com/watch?v=SiAytrqnm_4
- Dons, E., Int Panis, L., Van Poppel, M., Theunis, J., y Wets, G. (2012). Personal exposure to Black Carbon in transport microenvironments. *Atmospheric Environment*, 55, 392–398. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.03.020>
- Elfasakhany, A. (2016). Performance and emissions analysis on using acetone–gasoline fuel blends in spark-ignition engine. *Engineering Science and Technology, an International Journal*, 19(3), 1224–1232. <https://doi.org/10.1016/j.jestch.2016.02.002>
- Environment Canada and Health Canada. (2000). Priority Substances List Assessment Report, Respirable particulate matter less than or equal to 10 microns. *Canadian Environmental Protection Act, 1999*.
- EPA. (1988). Acetaldehyde ; CASRN 75-07-0. *Integrated Risk Information System (IRIS)*, 1–20.
- EPA. (1989). Formaldehyde ; CASRN 50-00-0. *Integrated Risk Information System (IRIS)*, 1–16.
- EPA. (1992). Guidelines for Exposure Assessment. *Risk Assessment Forum*, 57(600Z-92/001), 22888–22938. <http://www.epa.gov/raf/publications/guidelines-for-exposure-assessment.htm>
- EPA. (2009). Terms of Environment: glossary, abbreviations and acronyms. En [https://iaspub.epa.gov/sor_internet/registry/termreg/searchandretrieve/glossariesandkeywordlists/search.do?details=&vocabName=Terms of Env \(2009\)&filterTerm=Air pollution&checkedAcronym=true&checkedTerm=true&hasDefinitions=false&filterTerm=Air pollution](https://iaspub.epa.gov/sor_internet/registry/termreg/searchandretrieve/glossariesandkeywordlists/search.do?details=&vocabName=Terms%20of%20Env%20(2009)&filterTerm=Air%20pollution&checkedAcronym=true&checkedTerm=true&hasDefinitions=false&filterTerm=Air%20pollution): Vol. Accessed: (Números 2017-01–10). [https://iaspub.epa.gov/sor_internet/registry/termreg/searchandretrieve/glossariesandkeywordlists/search.do?details=&vocabName=Terms of Env \(2009\)&filterTerm=Air pollution&checkedAcronym=true&checkedTerm=true&hasDefinitions=false&filterTerm=Air pollution&f](https://iaspub.epa.gov/sor_internet/registry/termreg/searchandretrieve/glossariesandkeywordlists/search.do?details=&vocabName=Terms%20of%20Env%20(2009)&filterTerm=Air%20pollution&checkedAcronym=true&checkedTerm=true&hasDefinitions=false&filterTerm=Air%20pollution&f)
- EPA. (2013). *Integrated Science Assessment for Ozone and Related Photochemical Oxidants (Third External Review Draft)*. https://www.academia.edu/35743283/Integrated_Science_Assessment_for_Ozone_and_Related_Photochemical_Oxidants

- EPA. (2014). *NATIONAL AIR TOXICS TRENDS STATIONS QUALITY ASSURANCE ANNUAL REPORT CALENDAR YEARS 2011 AND 2012 FINAL*.
- EPA. (2015a). *What is Particulate Matter ? Particulate Matter and Your Health*. 1–4.
- EPA. (2018a). Efectos del material particulado (PM) sobre la salud y el medioambiente. *Environmental Protection Agency*, 1–2. <https://espanol.epa.gov/espanol/efectos-del-material-particulado-pm-sobre-la-salud-y-el-medioambiente>
- EPA ORD NCEA Integrated Risk Information System, U. (2003). *Toxicological Review of Acetone (CAS No. 67-64-1)*. 67. www.epa.gov/iris
- EPA, U. (2015b). *Criteria Air Pollutants*. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/ace3_criteria_air_pollutants.pdf
- EPA, U. (2018b). *Indoor Particulate Matter*. US EPA. <https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/indoor-particulate-matter>
- Estévez-García, J. A., Schilman, A., Riojas-Rodríguez, H., Berrueta, V., Blanco, S., Villaseñor-Lozano, C. G., Flores-Ramírez, R., Cortez-Lugo, M., y Pérez-Padilla, R. (2020). Women exposure to household air pollution after an improved cookstove program in rural San Luis Potosi, Mexico. *Science of the Total Environment*, 702. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134456>
- Feng, X., y Wang, S. (2012). Influence of different weather events on concentrations of particulate matter with different sizes in Lanzhou, China. *Journal of Environmental Sciences*, 24(4), 665–674. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60807-3](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60807-3)
- Flores, R. M., Mertoğlu, E., Özdemir, H., Akkoyunlu, B. O., Demir, G., Ünal, A., y Tayanç, M. (2020). A high-time resolution study of PM_{2.5}, organic carbon, and elemental carbon at an urban traffic site in Istanbul. *Atmospheric Environment*, 223, 117241. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117241>
- Flyvholm, M.-A., y Andersen, P. (1993). Identification of formaldehyde releasers and occurrence of formaldehyde and formaldehyde releasers in registered chemical products. *American Journal of Industrial Medicine*, 24(5), 533–552. <https://doi.org/10.1002/ajim.4700240505>
- Franklin, P. M., Koshland, C. P., Lucas, D., y Sawyer, R. F. (2001). Evaluation of combustion by-products of MTBE as a component of reformulated gasoline. *Chemosphere*, 42(5–7), 861–872. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00261-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00261-7)
- Fu, T. M., Jacob, D. J., Wittrock, F., Burrows, J. P., Vrekoussis, M., y Henze, D. K. (2008). Global budgets of atmospheric glyoxal and methylglyoxal, and implications for formation of secondary organic aerosols. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 113(15). <https://doi.org/10.1029/2007JD009505>
- Gaffney, J., y Marley, N. (2003). Atmospheric chemistry and air pollution. En *TheScientificWorldJournal* (Vol. 3, pp. 199–234). <https://doi.org/10.1100/tsw.2003.18>
- Ghilarducci, D. P., y Tjeerdema, R. S. (1995). Fate and effects of acrolein. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 144, 95–146. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2550-8_2
- Gilbert, N. L., Guay, M., Miller, J. D., Judek, S., Chan, C. C., y Dales, R. E. (2005). Levels and determinants of formaldehyde, acetaldehyde, and acrolein in residential indoor air in Prince Edward Island, Canada. *Environmental Research*, 99(1), 11–17. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2004.09.009>

- Gomes, R., y Meek, M. E. (2002). *World Health Organization Geneva*.
- González-Martín, J., Kraakman, N. J. R., Pérez, C., Lebrero, R., y Muñoz, R. (2021). A state-of-the-art review on indoor air pollution and strategies for indoor air pollution control. En *Chemosphere* (Vol. 262, p. 128376). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128376>
- Gregory, W. C., y Dale, I. F. (2009). *Nonparametric Statistics for Non-Statisticians. A step-by-step approach*. John Wiley & Sons, Inc.
- Grosjean, D. (1982). Formaldehyde and Other Carbonyls in Los Angeles Ambient Air. *Environmental Science and Technology*, 16(5), 254–262. <https://doi.org/10.1021/es00099a005>
- Grosjean, D. (1988). Aldehydes, carboxylic acids and inorganic nitrate during NSMCS. *Atmospheric Environment* (1967), 22(8), 1637–1648. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(88\)90391-5](https://doi.org/10.1016/0004-6981(88)90391-5)
- Grosjean, D., Grosjean, E., y Moreira, L. F. R. (2002). Speciated ambient carbonyls in Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Science and Technology*, 36(7), 1389–1395. <https://doi.org/10.1021/es0111232>
- Grosjean, E., Williams, E. L., y Grosjean, D. (1993). Ambient levels of formaldehyde and acetaldehyde in atlanta, georgia. *Air and Waste*, 43(4), 469–474. <https://doi.org/10.1080/1073161X.1993.10467145>
- Guarnieri, M., y Balmes, J. R. (2014). Asthma 1 Outdoor air pollution and asthma. *The Lancet*, 383(9928), 1581–1592. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(14\)60617-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(14)60617-6)
- Guo, S., Chen, M., y Tan, J. (2016). Seasonal and diurnal characteristics of atmospheric carbonyls in Nanning, China. *Atmospheric Research*, 169(July 2012), 46–53. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.09.028>
- Hänninen, O. O., Salonen, R. O., Koistinen, K., Lanki, T., Barregard, L., y Jantunen, M. (2009). Population exposure to fine particles and estimated excess mortality in Finland from an East European wildfire episode. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 19(4), 414–422. <https://doi.org/10.1038/jes.2008.31>
- HEI. (2010). Traffic-related air pollution: A critical review of the literature on emissions, exposure, and health effects. *Health Effects Institute (HEI)*, 17, 386. <https://www.healtheffects.org/publication/traffic-related-air-pollution-critical-review-literature-emissions-exposure-and-health>
- Hernández, C. L. et al., Villegas, E. M., Velueta, J. M. C., Herrera, S. R., y Torres, I. I. S. (2017). *Evaluación de la calidad del aire intramuros y extramuros en base a material particulado en un colegio en Villahermosa, Tabasco, México*.
- Hinojosa-Baliño, I., Infante-Vázquez, O., y Vallejo, M. (2019). Distribution of PM2.5 air pollution in Mexico City: Spatial analysis with land-use regression model. En *Applied Sciences (Switzerland)* (Vol. 9, Número 14). <https://doi.org/10.3390/app9142936>
- Hoek, G., Krishnan, R. M., Beelen, R., Peters, A., Ostro, B., Brunekreef, B., y Kaufman, J. D. (2013). *Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review*. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-43>
- Höllbacher, E., Ters, T., Rieder-Gradinger, C., y Srebotnik, E. (2017). Emissions of indoor air pollutants from six user scenarios in a model room. *Atmospheric Environment*, 150, 389–394. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.11.033>

- Holmes, H. A., Pardyjak, E. R., Speckart, S. O., y Alexander, D. (2011). Comparison of indoor/outdoor carbon content and time resolved PM concentrations for gas and biomass cooking fuels in Nogales, Sonora, Mexico. *Atmospheric Environment*, 45(40), 7600–7611. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.12.057>
- Homann, N., Jousimies-Somer, H., Jokelainen, K., Heine, R., y Salaspuro, M. (1997). High acetaldehyde levels in saliva after ethanol consumption: Methodological aspects and pathogenetic implications. *Carcinogenesis*, 18(9), 1739–1743. <https://doi.org/10.1093/carcin/18.9.1739>
- Hueglin, C., Gehrig, R., Baltensperger, U., Gysel, M., Monn, C., y Vonmont, H. (2005). Chemical characterisation of PM2.5, PM10 and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland. *Atmospheric Environment*, 39(4), 637–651. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.10.027>
- IARC. (s/f). *List of Classifications – IARC Monographs on the Identification of Carcinogenic Hazards to Humans*. 2020. Recuperado el 6 de noviembre de 2020, de <https://monographs.iarc.fr/list-of-classifications>
- IARC. (2004). *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*.
- IARC. (2006). Formaldehyde, 2-butoxyethanol and 1-tert-butoxypropan-2-ol. *IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans / World Health Organization, International Agency for Research on Cancer*, 88, 1–478.
- IARC. (2016). Definition of outdoor air pollution. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*, 109. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK368034/>
- INECC. (2011). Qué son, cómo son y cómo se originan las partículas. *Guía metodológica para la estimación de emisiones de PM2.5*, x, 13–32.
- INEGI. (2021). *México en cifras*. INEGI. <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/>
- INSST. (2018). *Acroleína: Documentación toxicológica para el establecimiento del límite de exposición profesional de la acroleína*.
- IPCS. (1994). *Health and safety guide no. 90. Acetaldehyde*. World Health Organization .
- Isiugo, K., Jandarov, R., Cox, J., Chillrud, S., Grinshpun, S. A., Hyttinen, M., Yermakov, M., Wang, J., Ross, J., y Reponen, T. (2019). Predicting indoor concentrations of black carbon in residential environments. *Atmospheric Environment*, 201(December 2018), 223–230. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.12.053>
- Janssen, N. A. H., Hoek, G., Simic-Lawson, M., Fischer, P., van Bree, L., Brink, H. Ten, Keuken, M., Atkinson, R. W., Ross Anderson, H., Brunekreef, B., y Cassee, F. R. (2011). Black carbon as an additional indicator of the adverse health effects of airborne particles compared with pm10 and pm2.5. *Environmental Health Perspectives*, 119(12), 1691–1699. <https://doi.org/10.1289/ehp.1003369>
- Janssen, N., Fischer, P., Marra, M., Ameling, C., y Cassee, F. (2013). Short-term effects of PM2.5, PM10 and PM2.5-10 on daily mortality in the Netherlands. *Science of the Total Environment*, 463–464, 20–26. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.062>
- Janssen, Nicole, Gerlofs-Nijland, M. E., Lanki, T., Salonen, R. O., Cassee, F., Hoek, G., Fischer, P., Brunekreef, B., y Krzyzanowski, M. (2012). Health effects of black carbon. *World Health ...*

<http://www.euro.who.int/pubrequest>

- Jiang, C., Li, D., Zhang, P., Li, J., Wang, J., y Yu, J. (2017). Formaldehyde and volatile organic compound (VOC) emissions from particleboard: Identification of odorous compounds and effects of heat treatment. *Building and Environment*, *117*, 118–126. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.03.004>
- Johnson, K. S., De Foy, B., Zuberi, B., Molina, L. T., Molina, M. J., Xie, Y., Laskin, A., y Shutthanandan, V. (2006). Aerosol composition and source apportionment in the Mexico City Metropolitan Area with PIXE/PESA/STIM and multivariate analysis. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *6*(12), 4591–4600. <https://doi.org/10.5194/acp-6-4591-2006>
- Kamat, P. C., Roller, C. B., Namjou, K., Jeffers, J. D., Faramarzahan, A., Salas, R., y McCann, P. J. (2007). Measurement of acetaldehyde in exhaled breath using a laser absorption spectrometer. *Applied Optics*, *46*(19), 3969–3975. <https://doi.org/10.1364/AO.46.003969>
- Karagulian, F., Belis, C. A., Dora, C. F. C., Prüss-Ustün, A. M., Bonjour, S., Adair-Rohani, H., y Amann, M. (2015). Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. *Atmospheric Environment*, *120*, 475–483. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.087>
- Kelley, T. J., Sadola, J. R., y Smith, D. L. (1966). Emission rates of formaldehyde and other carbonyls from consumer and industrial products found in California homes. *Proc. Int. Spec. Conf. AirWaste Manage. Assoc.*, 521–526.
- Kelly, F. J., y Fussell, J. C. (2019). Improving indoor air quality, health and performance within environments where people live, travel, learn and work. En *Atmospheric Environment* (Vol. 200, pp. 90–109). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.11.058>
- Kirchstetter, T. W., Singer, B. C., Harley, R. A., Kendall, G. R., y Ghan, W. (1996). Impact of oxygenated gasoline use on California light-duty vehicle emissions. *Environmental Science and Technology*, *30*(2), 661–670. <https://doi.org/10.1021/es950406p>
- Klepeis, N. E., Nelson, W. C., Ott, W. R., Robinson, J. P., Tsang, A. M., Switzer, P., Behar, J. V., Hern, S. C., y Engelmann, W. H. (2001). The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): A resource for assessing exposure to environmental pollutants. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, *11*(3), 231–252. <https://doi.org/10.1038/sj.jea.7500165>
- Krzyzanowski, M., Kuna-Dibbert, B., y Schneider, J. (2005). Health effects of transport-related air pollution. *WHO Regional Office for Europe*. www.euro.who.int
- Lane, R. H., y Smathers, J. L. (1991). Monitoring aldehyde production during frying by reversed-phase liquid chromatography. *Journal - Association of Official Analytical Chemists*, *74*(6), 957–960. <https://doi.org/10.1093/jaoac/74.6.957>
- Leung, D. Y. C., y Drakaki, E. (2015). *Outdoor-indoor air pollution in urban environment: challenges and opportunity*. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2014.00069>
- Li, T., Cao, S., Fan, D., Zhang, Y., Wang, B., Zhao, X., Leaderer, B. P., Shen, G., Zhang, Y., y Duan, X. (2016). Household concentrations and personal exposure of PM_{2.5} among urban residents using different cooking fuels. *Science of the Total Environment*, *548–549*, 6–12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.038>

- Li, X. Y., Gilmour, P. S., Donaldson, K., y MacNee, W. (1997). In vivo and in vitro proinflammatory effects of particulate air pollution (PM10). *Environmental Health Perspectives*, 105(suppl 5), 1279–1283. <https://doi.org/10.1289/ehp.97105s51279>
- Liang, C. J., Liu, Y. S., Liu, G. Y., y Liang, J. J. (2017). Spatial and temporal analysis of ambient carbonyls in a densely populated basin area of central Taiwan. *Sustainable Environment Research*, 27(1), 49–59. <https://doi.org/10.1016/j.serj.2016.08.003>
- Liñán-Abanto, R. N., Salcedo, D., Arnott, P., Paredes-Miranda, G., Grutter, M., Peralta, O., Carabali, G., Serrano-Silva, N., Ruiz-Suárez, L. G., y Castro, T. (2021). Temporal variations of black carbon, carbon monoxide, and carbon dioxide in Mexico City: Mutual correlations and evaluation of emissions inventories. *Urban Climate*, 37(October 2020), 100855. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100855>
- Linderborg, K., Marvola, T., Marvola, M., Salaspuro, M., Färkkilä, M., y Väkeväinen, S. (2011). Reducing Carcinogenic Acetaldehyde Exposure in the Achlorhydric Stomach With Cysteine. *Alcoholism: Clinical and Experimental Research*, 35(3), 516–522. <https://doi.org/10.1111/j.1530-0277.2010.01368.x>
- Liteplo, R. G., y Meek, M. E. (2003). Inhaled formaldehyde: Exposure estimation, hazard characterization, and exposure-response analysis. En *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part B: Critical Reviews* (Vol. 6, Número 1, pp. 85–114). Informa UK Ltd . <https://doi.org/10.1080/10937400306480>
- Liu, W., Zhang, J., Zhang, L., Turpin, B. J., Weisel, C. P., Morandi, M. T., Stock, T. H., Colome, S., y Korn, L. R. (2006). Estimating contributions of indoor and outdoor sources to indoor carbonyl concentrations in three urban areas of the United States. *Atmospheric Environment*, 40(12), 2202–2214. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.12.005>
- Llpari, F., Dasch, J. M., y Scruggs, W. F. (1984). Aldehyde Emissions from Wood-Burning Fireplaces. *Environmental Science and Technology*, 18(5), 326–330. <https://doi.org/10.1021/es00123a007>
- Lonati, G., Giugliano, M., Butelli, P., Romele, L., y Tardivo, R. (2005). Major chemical components of PM2.5 in Milan (Italy). *Atmospheric Environment*, 39(10), 1925–1934. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.12.012>
- Luo, Z., Zhang, L., Li, G., Du, W., Chen, Y., Cheng, H., Tao, S., y Shen, G. (2021). Evaluating co-emissions into indoor and outdoor air of EC, OC, and BC from in-home biomass burning. *Atmospheric Research*, 248(September 2020), 105247. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105247>
- Maejima, K., Suzuki, T., Niwa, K., Numata, H., Maekawa, A., Nagase, S., Ishinishi, N., y Maejima, K. (1992). Toxicity to rats of methanol-fueled engine exhaust inhaled continuously for 28 days. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 37(2), 293–312. <https://doi.org/10.1080/15287399209531671>
- Mansfield, C. T., Hodge, B. T., Hege, R. B., y Hamlin, W. C. (1977). Analysis of formaldehyde in tobacco smoke by high performance liquid chromatography. *Journal of Chromatographic Science*, 15(8), 301–302. <https://doi.org/10.1093/chromsci/15.8.301>
- Martins, N. R., y Carrilho da Graça, G. (2018). Impact of PM2.5 in indoor urban environments: A review. *Sustainable Cities and Society*, 42(May), 259–275. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.07.011>
- Masera, O., Edwards, R., Arnez, C. A., Berrueta, V., Johnson, M., Bracho, L. R., Riojas-Rodríguez, H., y

- Smith, K. R. (2007). Impact of Patsari improved cookstoves on indoor air quality in Michoacán, Mexico. *Energy for Sustainable Development*, 11(2), 45–56. [https://doi.org/10.1016/S0973-0826\(08\)60399-3](https://doi.org/10.1016/S0973-0826(08)60399-3)
- McGregor, Bolt, H., Cogliano, V., y Richter-Reichhelm, H. B. (2006). Formaldehyde and glutaraldehyde and nasal cytotoxicity: Case study within the context of the 2006 IPCS human framework for the analysis of a cancer mode of action for humans. *Critical Reviews in Toxicology*, 36(10), 821–835. <https://doi.org/10.1080/10408440600977669>
- Miller, N. J., y Miller, C. J. (2010). *Statistics and Chemometrics for Analytical Chemistry* (6a edición). Pearson Education Limited.
- Min, K. D., Yi, S. J., Kim, H. C., Leem, J. H., Kwon, H. J., Hong, S., Kim, K. S., y Kim, S. Y. (2020). Association between exposure to traffic-related air pollution and pediatric allergic diseases based on modeled air pollution concentrations and traffic measures in Seoul, Korea: A comparative analysis. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 19(1). <https://doi.org/10.1186/s12940-020-0563-6>
- Mitova, M. I., Cluse, C., Goujon-Ginglinger, C. G., Kleinhans, S., Rotach, M., y Tharin, M. (2020). Human chemical signature: Investigation on the influence of human presence and selected activities on concentrations of airborne constituents. *Environmental Pollution*, 257(2), 113518. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113518>
- Morales, I., Blanco, V., y Garcia, A. (2010). Calidad del aire interior en edificios de uso público. En *Documento de sanidad ambiental*. Madrid: Dirección general de ordenación e inspección y consejería de sanidad de la comunidad de Madrid.
- Mugica, V., Ortiz, E., Molina, L., De Vizcaya-Ruiz, A., Nebot, A., Quintana, R., Aguilar, J., y Alcántara, E. (2009). PM composition and source reconciliation in Mexico City. *Atmospheric Environment*, 43(32), 5068–5074. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.06.051>
- NIOSH. (2016). *Pocket Guide to Chemical Hazards #0187*". [moz-extension://5118ce97-7ef3-4360-b738-d8aaa1c42187/enhanced-reader.html?openApp&pdf=https%3A%2F%2Fwww.cdc.gov%2Fniosh%2Fdocs%2F2005-149%2Fpdfs%2F2005-149.pdf](https://www.cdc.gov/niosh/docs/2005-149/pdfs/2005-149.pdf)
- Noguchi, M., Mizukoshi, A., Yanagisawa, Y., y Yamasaki, A. (2016). Measurements of volatile organic compounds in a newly built daycare center. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(7), 1–14. <https://doi.org/10.3390/ijerph13070736>
- O'Brien, P., Siraki, A., y Shangari, N. (2005). Aldehyde sources, metabolism, molecular toxicity mechanisms, and possible effects on human health. *Critical Reviews in Toxicology*, 35(7), 609–662. <https://doi.org/10.1080/10408440591002183>
- OEHHA. (2016). *Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Level (REL) Summary*. California Environmental Protection Agency. <https://oehha.ca.gov/air/general-info/oehha-acute-8-hour-and-chronic-reference-exposure-level-rel-summary>
- Ohura, T., Amagai, T., Senga, Y., y Fusaya, M. (2006). Organic air pollutants inside and outside residences in Shimizu, Japan: Levels, sources and risks. *Science of the Total Environment*, 366(2–3), 485–499. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.10.005>
- OMS. (1994). Resumen del criterio de salud ambiental OMS N°167. *Acta Toxicológica Argentina*.

- OMS. (2003). *Organización Mundial de la Salud. Índice UV Solar Mundial*. <http://www.who.int/uv>
- OMS. (2014). OMS estima que 7 millones de muertes ocurren cada año debido a la contaminación atmosférica. *Organización Panamericana de la Salud / OMS*, 1–3. https://www3.paho.org/hq/index.php?option=com_content&view=article&id=9406:2014-7-million-deaths-annually-linked-air-pollution&Itemid=135&lang=es
- OMS. (2018). Calidad del aire y salud. *Organización Mundial de la Salud*, 11. [https://doi.org/10.1016/S2214-109X\(16\)30143-7](https://doi.org/10.1016/S2214-109X(16)30143-7)
- OMS, O. M. de la S. (1989). *Environmental Health Criteria 89, Formaldehyde*. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc89.htm>
- OMS, O. M. de la S. (2002). *Concise International Chemical Assessment Document 40*. <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad40.htm>
- Pang, X., y Mu, Y. (2006). Seasonal and diurnal variations of carbonyl compounds in Beijing ambient air. *Atmospheric Environment*, 40(33), 6313–6320. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.05.044>
- Patel, M. M., Hoepner, L., Garfinkel, R., Chillrud, S., Reyes, A., Quinn, J. W., Perera, F., y Miller, R. L. (2009). Ambient metals, elemental carbon, and wheeze and cough in New York city children through 24 months of age. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 180(11), 1107–1113. <https://doi.org/10.1164/rccm.200901-0122OC>
- Paustenbach, D., Alarie, Y., Kulle, T., Schachter, N., Smith, R., Swenberg, J., Witschi, H., y Horowitz, S. B. (1997). A recommended occupational exposure limit for formaldehyde based on irritation. *Journal of toxicology and environmental health*, 50(3), 217–263. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9055874>
- Peralta, O., Ortínez-Alvarez, A., Basaldud, R., Santiago, N., Alvarez-Ospina, H., de la Cruz, K., Barrera, V., de la Luz Espinosa, M., Saavedra, I., Castro, T., Martínez-Arroyo, A., Páramo, V. H., Ruíz-Suárez, L. G., Vazquez-Galvez, F. A., y Gavilán, A. (2019). Atmospheric black carbon concentrations in Mexico. *Atmospheric Research*, 230(February), 104626. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104626>
- PICCA, S. de D. U. y E. (1990). *Programa Integral Contra la Contaminación Atmosférica de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México*.
- Pickrell, J. A., Mokler, B. V., Griffis, L. C., Hobbs, C. H., y Bathija, A. (1983). Formaldehyde Release Rate Coefficients from Selected Consumer Products. *Environmental Science and Technology*, 17(12), 753–757. <https://doi.org/10.1021/es00118a012>
- Pope, C. A., y Dockery, D. W. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 56(6), 709–742. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>
- Pöschl, U. (2005). Atmospheric aerosols: Composition, transformation, climate and health effects. *Angewandte Chemie - International Edition*, 44(46), 7520–7540. <https://doi.org/10.1002/anie.200501122>
- Possanzini, M., Di Palo, V., y Cecinato, A. (2002). Sources and photodecomposition of formaldehyde and acetaldehyde in Rome ambient air. *Atmospheric Environment*, 36(19), 3195–3201. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00192-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00192-9)
- Possanzini, M., Di Palo, V., y Cecinato, A. (2003). Evaluation of lower carbonyls and photochemical

- oxidants by HPLC-UV and HRGC-MS. *Atmospheric Environment*, 37(9–10), 1309–1316.
[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)01010-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)01010-5)
- Raaschou, N. O., Andersen, Z. J., Beelen, R., Samoli, E., Stafoggia, M., Weinmayr, G., Hoffmann, B., Fischer, P., Nieuwenhuijsen, M. J., Brunekreef, B., Xun, W. W., Katsouyanni, K., Dimakopoulou, K., Sommar, J., Forsberg, B., Modig, L., Oudin, A., Oftedal, B., Schwarze, P. E., ... Hoek, G. (2013). Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: Prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *The Lancet Oncology*, 14(9), 813–822.
[https://doi.org/10.1016/S1470-2045\(13\)70279-1](https://doi.org/10.1016/S1470-2045(13)70279-1)
- Reche, C., Querol, X., Alastuey, A., Viana, M., Pey, J., Moreno, T., Rodríguez, S., González, Y., Fernández-Camacho, R., De La Campa, A. M. S., De La Rosa, J., Dall'Osto, M., Prévôt, A. S. H., Hueglin, C., Harrison, R. M., y Quincey, P. (2011). New considerations for PM, Black Carbon and particle number concentration for air quality monitoring across different European cities. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(13), 6207–6227. <https://doi.org/10.5194/acp-11-6207-2011>
- Reingruber, H., y Pontel, L. B. (2018). Formaldehyde metabolism and its impact on human health. En *Current Opinion in Toxicology* (Vol. 9, pp. 28–34). Elsevier B.V.
<https://doi.org/10.1016/j.cotox.2018.07.001>
- Rickert, W. S., Robinson, J. C., y Young, J. C. (1980). Estimating the hazards of “less hazardous” cigarettes. I. tar, nicotine, carbon monoxide, acrolein, hydrogen cyanide, and total aldehyde deliveries of canadian cigarettes. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 6(2), 351–365.
<https://doi.org/10.1080/15287398009529856>
- Righettoni, M., Tricoli, A., y Pratsinis, S. E. (2010). Si:WO₃ sensors for highly selective detection of acetone for easy diagnosis of diabetes by breath analysis. *Analytical Chemistry*, 82(9), 3581–3587.
<https://doi.org/10.1021/ac902695n>
- Riojas-Rodríguez, H., Holguin, F., González-Hermosillo, A., y Romieu, I. (2006). Use of heartrate variability as a marker of cardiovascular effects associated with air pollution | Uso de la variabilidad de la frecuencia cardiaca como marcador de los efectos cardiovasculares asociados con la contaminación del aire. *Salud Publica de Mexico*, 48(4), 348–357.
- Rivas, I., Viana, M., Moreno, T., Pandolfi, M., Amato, F., Reche, C., Bouso, L., Álvarez-Pedrerol, M., Alastuey, A., Sunyer, J., y Querol, X. (2014). Child exposure to indoor and outdoor air pollutants in schools in Barcelona, Spain. *Environment International*, 69, 200–212.
<https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2014.04.009>
- Rivera Gutiérrez, X. J., Cobos Quevedo, O. de J., y Remes Troche, J. M. (2016). Los efectos carcinogénicos del acetaldehído. Una visión actual. *Gaceta Mexicana de Oncología*, 15(4), 231–239.
<https://doi.org/10.1016/j.gamo.2016.07.007>
- Rohr, A. C., y Wyzga, R. E. (2012). Attributing health effects to individual particulate matter constituents. *Atmospheric Environment*, 62, 130–152. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.036>
- Salas, L. J., y Singh, H. B. (1986). Measurements of formaldehyde and acetaldehyde in the urban ambient air. *Atmospheric Environment* (1967), 20(6), 1301–1304. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(86\)90165-4](https://doi.org/10.1016/0004-6981(86)90165-4)
- Salmon, A. G., y Winder, B. (2008). *Acrolein Reference Exposure Levels DRAFT*. September, 1–26.
- Salthammer, T., Mentese, S., y Marutzky, R. (2010). Formaldehyde in the indoor environment. *Chemical*

Reviews, 110(4), 2536–2572. <https://doi.org/10.1021/cr800399g>

- Sanchez, J. M. (2015). IX. *Compuestos orgánicos volátiles en el medio ambiente* JOSÉ MARÍA SÁNCHEZ MONTERO y ANDRÉS R. ALCÁNTARA LEÓN. 27. <http://www.analesranf.com/index.php/mono/article/viewFile/605/622>
- Seaman, V. Y., Bennett, D. H., y Cahill, T. M. (2007). Origin, occurrence, and source emission rate of acrolein in residential indoor air. *Environmental Science and Technology*, 41(20), 6940–6946. <https://doi.org/10.1021/es0707299>
- Secretan, B., Straif, K., Baan, R., Grosse, Y., El Ghissassi, F., Bouvard, V., Benbrahim-Tallaa, L., Guha, N., Freeman, C., Galichet, L., Coglianò, V., y WHO International Agency for Research on Cancer Monograph Working Group. (2009). A review of human carcinogens--Part E: tobacco, areca nut, alcohol, coal smoke, and salted fish. En *The lancet oncology* (Vol. 10, Número 11, pp. 1033–1034). Lancet Oncol. [https://doi.org/10.1016/s1470-2045\(09\)70326-2](https://doi.org/10.1016/s1470-2045(09)70326-2)
- Seinfeld, J. H., y Pandis, S. N. (2016). *Atmospheric Chemistry and physics* (Wiley (ed.); 3rd ed.).
- SEMARNAT. (2016). *Inventario de Emisiones de la Ciudad de Mexico 2016* (p. 111). Dirección General de Gestión de la Calidad del Aire, Dirección de Monitoreo Atmosférico. www.sedema.cdmx.gob.mx
- SEMARNAT. (2017). *Calidad del Aire en la Ciudad de México: Informe 2017*. Dirección General de Gestión de la Calidad del Aire, Dirección de Monitoreo Atmosférico.
- Sevastyanova, O., Novakova, Z., Hanzalova, K., Binkova, B., Sram, R. J., y Topinka, J. (2008). Temporal variation in the genotoxic potential of urban air particulate matter. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 649(1–2), 179–186. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2007.09.010>
- Singer, B. C., Coleman, B. K., Destailats, H., Hodgson, A. T., Lunden, M. M., Weschler, C. J., y Nazaroff, W. W. (2006). Indoor secondary pollutants from cleaning product and air freshener use in the presence of ozone. *Atmospheric Environment*, 40(35), 6696–6710. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.06.005>
- Singh, H. B., O'Hara, D., Herlth, D., Sachse, W., Blake, D. R., Bradshaw, J. D., Kanakidou, M., y Crutzen, P. J. (1994). Acetone in the atmosphere: Distribution, sources, and sinks. *Journal of Geophysical Research*, 99(D1), 1805. <https://doi.org/10.1029/93jd00764>
- Singh, Hanwant B. (1987). Reactive nitrogen in the troposphere. *Environmental Science and Technology*, 21(4), 320–327. <https://doi.org/10.1021/es00158a001>
- Smith, C. J., y Hansch, C. (2000). The relative toxicity of compounds in mainstream cigarette smoke condensate. *Food and Chemical Toxicology*, 38(7), 637–646. [https://doi.org/10.1016/S0278-6915\(00\)00051-X](https://doi.org/10.1016/S0278-6915(00)00051-X)
- Solórzano, G. A. L. (2017). *Determinación de factores de emisión para carbonilos provenientes de fuentes pequeñas de combustión con diferentes tipos de biomasa*. Mayo 2017.
- Song, P., Wanga, L., Hui, Y., y Li, R. (2015). PM2.5 Concentrations Indoors and Outdoors in Heavy Air Pollution Days in Winter. *Procedia Engineering*, 121, 1902–1906. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.09.173>
- Sousa, F. W., Cavalcante, R. M., Rocha, C. A., Nascimento, R. F., y Ferreira, A. G. (2015). Carbonyl compounds from urban activities and their associated cancer risks: The influence of seasonality on

- air quality (Fortaleza-Ce, Brazil). *Urban Climate*, 13, 110–121. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2015.03.004>
- STPS. (2014). *Norma Oficial Mexicana NOM-010-STPS-2014, Agentes químicos contaminantes del ambiente laboral*. [http://siaat.stps.gob.mx/Reglamento Federal de SST.pdf](http://siaat.stps.gob.mx/Reglamento%20Federal%20de%20SST.pdf)
- Svensson, S., Some, M., Lundsjö, A., Helander, A., Cronholm, T., y Höög, J. O. (1999). Activities of human alcohol dehydrogenases in the metabolic pathways of ethanol and serotonin. *European Journal of Biochemistry*, 262(2), 324–329. <https://doi.org/10.1046/j.1432-1327.1999.00351.x>
- Tomatis, L., y Fishbein, L. (1993). Outdoor and Indoor Air Pollution and Cancer: An Old and New Problem. En *Indoor and Outdoor Air Pollution and Human Cancer* (pp. 3–16). https://doi.org/10.1007/978-3-642-78197-1_2
- Torres-Dosal, A., Pérez-Maldonado, I. N., Jasso-Pineda, Y., Martínez Salinas, R. I., Alegría-Torres, J. A., y Díaz-Barriga, F. (2008). Indoor air pollution in a Mexican indigenous community: Evaluation of risk reduction program using biomarkers of exposure and effect. *Science of the Total Environment*, 390(2–3), 362–368. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.10.039>
- Tovalin-Ahumada, H., Whitehead, L., y Blanco, S. (2007). Personal exposure to PM_{2.5} and element composition-A comparison between outdoor and indoor workers from two Mexican cities. *Atmospheric Environment*, 41(35), 7401–7413. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.05.059>
- Tran, L. K., Quang, T. N., Hue, N. T., Van Dat, M., Morawska, L., Nieuwenhuijsen, M., y Thai, P. K. (2018). Exploratory assessment of outdoor and indoor airborne black carbon in different locations of Hanoi, Vietnam. *Science of the Total Environment*, 642, 1233–1241. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.146>
- Turner, C., Španěl, P., y Smith, D. (2006). A longitudinal study of ethanol and acetaldehyde in the exhaled breath of healthy volunteers using selected-ion flow-tube mass spectrometry. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 20(1), 61–68. <https://doi.org/10.1002/rcm.2275>
- U.S. National Academy of Science. (1981). *Formaldehyde and other Aldehydes. Board on Toxicology and Environmental Health Hazards*. Press, National Academy.
- Ulpiani, G., Ranzi, G., y Santamouris, M. (2021). Local synergies and antagonisms between meteorological factors and air pollution: A 15-year comprehensive study in the Sydney region. *Science of The Total Environment*, 788, 147783. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147783>
- US Environmental Protection Agency. (2011). Exposure Factors Handbook: 2011 Edition. *U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/R-(September)*, 1–1466. <https://doi.org/EPA/600/R-090/052F>
- US EPA. (1967). Air Quality Act Or The Clean Air Act (CAA). En EPA. <https://www.boem.gov/air-quality-act-1967-or-clean-air-act-caa>
- US EPA. (1986). *Assessment and Control of Indoor Air Pollution* (pp. 1–250).
- US EPA. (1996). Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air, 2nd. Edition. *USEPA Publication, EPA/625/R-(January)*, 1–63. [papers2://publication/uuid/6F5CC614-38FC-4A95-B4D9-6358214E876D](https://pubs.usepa.gov/publication/uuid/6F5CC614-38FC-4A95-B4D9-6358214E876D)
- Vega, E., Ruiz, H., Escalona, S., Cervantes, A., Lopez-Veneroni, D., Gonzalez-Avalos, E., y Sanchez-Reyna, G. (2011). Chemical composition of fine particles in Mexico City during 2003-2004. *Atmospheric*

Pollution Research, 2(4), 477–483. <https://doi.org/10.5094/APR.2011.054>

- Villanueva, F., Tapia, A., Colmenar, I., Albaladejo, J., Cabañas, B., y Martínez, E. (2015). Aldehyde Measurements in Indoor and Outdoor Environments in Central-Southern Spain. *Current Air Quality Issues*, November. <https://doi.org/10.5772/60016>
- Wang, B., Wang, Z., Wei, Y., Wang, F., y Duan, X. (2015). U.S EPA. Exposure. *Highlights of the Chinese Exposure Factors Handbook*, September, 15–21. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-803125-4.00012-2>
- Wang, T., Xue, L., Brimblecombe, P., Lam, Y. F., Li, L., y Zhang, L. (2017). Ozone pollution in China: A review of concentrations, meteorological influences, chemical precursors, and effects. *Science of the Total Environment*, 575, 1582–1596. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.081>
- Wang, Y., Chen, C., Wang, P., Wan, Y., Chen, Z., y Zhao, L. (2015). Experimental Investigation on Indoor/Outdoor PM_{2.5} Concentrations of an Office Building Located in Guangzhou. *Procedia Engineering*, 121, 333–340. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.08.1076>
- Weng, M., Zhu, L., Yang, K., y Chen, S. (2010). Levels, sources, and health risks of carbonyls in residential indoor air in Hangzhou, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 163(1–4), 573–581. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0859-z>
- WHO. (2006). Air Quality Guidelines. Global update 2005. En *World Health Organization*. https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=7VbxUdIJE8wC&oi=fnd&pg=PR9&dq=World+Health+Organization.+Air+Quality+Guidelines,+Global+Update+2005.+2005.&ots=w314vNQ5ua&sig=9fIVx93KEmuT8bU6-OuvhM3vOD0&redir_esc=y#v=onepage&q=World+Health+Organization. Air
- Williams, R. D., y Knibbs, L. D. (2016). Daily personal exposure to black carbon: A pilot study. *Atmospheric Environment*, 132, 296–299. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.023>
- Wisthaler, A., y Weschler, C. J. (2010). Reactions of ozone with human skin lipids: Sources of carbonyls, dicarbonyls, and hydroxycarbonyls in indoor air. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(15), 6568–6575. <https://doi.org/10.1073/pnas.0904498106>
- Wu, L., Feng, Y., Wu, J., Zhu, T., Bi, X., Han, B., Yang, W., y Yang, Z. (2009). Secondary organic carbon quantification and source apportionment of PM₁₀ in Kaifeng, China. *Journal of Environmental Sciences*, 21(10), 1353–1362. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62426-2](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62426-2)
- Xia, T., y Chen, C. (2019a). Differentiating between indoor exposure to PM 2.5 of indoor and outdoor origin using time-resolved monitoring data. *Building and Environment*, 147(August 2018), 528–539. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.10.046>
- Xia, T., y Chen, C. (2019b). Differentiating between indoor exposure to PM_{2.5} of indoor and outdoor origin using time-resolved monitoring data. *Building and Environment*, 147(October 2018), 528–539. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.10.046>
- Zauli Sajani, S., Ricciardelli, I., Trentini, A., Bacco, D., Maccone, C., Castellazzi, S., Lauriola, P., Poluzzi, V., y Harrison, R. M. (2015). Spatial and indoor/outdoor gradients in urban concentrations of ultrafine particles and PM_{2.5} mass and chemical components. *Atmospheric Environment*, 103, 307–320. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.12.064>
- Zhai, X., Mulholland, J. A., Russell, A. G., y Holmes, H. A. (2017). Spatial and temporal source apportionment of PM_{2.5} in Georgia, 2002 to 2013. *Atmospheric Environment*, 161, 112–121.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.04.039>

- Zhang, J., He, Q., y Liou, P. J. (1994). Characteristics of Aldehydes: Concentrations, Sources, and Exposures for Indoor and Outdoor Residential Microenvironments. *Environmental Science and Technology*, 28(1), 146–152. <https://doi.org/10.1021/es00050a020>
- Zhang, J., y Smith, K. R. (1999). Emissions of carbonyl compounds from various cookstoves in China. *Environmental Science and Technology*, 33(14), 2311–2320. <https://doi.org/10.1021/es9812406>
- Zhang, M., Zhang, S., Feng, G., Su, H., Zhu, F., Ren, M., y Cai, Z. (2017). Indoor airborne particle sources and outdoor haze days effect in urban office areas in Guangzhou. *Environmental Research*, 154(December 2016), 60–65. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.12.021>
- Zhang, Y., Xue, L., Dong, C., Wang, T., Mellouki, A., Zhang, Q., y Wang, W. (2019). Gaseous carbonyls in China's atmosphere: Tempo-spatial distributions, sources, photochemical formation, and impact on air quality. *Atmospheric Environment*, 214(April), 116863. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116863>
- Zhang, Z., Gao, Y., Yuan, Q., Tan, Y., Li, H., Cui, L., Huang, Y., Cheng, Y., Xiu, G., Lai, S., Chow, J. C., Watson, J. G., y Lee, S. C. (2020). Effects of indoor activities and outdoor penetration on PM2.5 and associated organic/elemental carbon at residential homes in four Chinese cities during winter. *Science of the Total Environment*, 739, 139684. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139684>
- Zhou, C., Zhan, Y., Chen, S., Xia, M., Ronda, C., Sun, M., Chen, H., y Shen, X. (2017). Combined effects of temperature and humidity on indoor VOCs pollution: Intercity comparison. *Building and Environment*, 121, 26–34. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.04.013>