



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS
Y ARTES DE CHIAPAS

UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

FACULTAD DE INGENIERÍA
PROGRAMA EDUCATIVO INGENIERÍA AMBIENTAL

T E S I S

“MATERIAL PARTICULADO (PM₁₀) EN EL
ÁREA METROPOLITANA DE
GUADALAJARA: EVALUACIÓN DE RIESGO
A LA SALUD EN NIÑOS DURANTE EL
PERIODO 2011-2018”

PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERO AMBIENTAL

P R E S E N T A

MÍRIAM RAMOS FRANCO

DIRECTORA

DRA. VALERIA OJEDA CASTILLO

TUXTLA GUTIÉRREZ, CHIAPAS,

FEBRERO 2021

Dedicatoria

A **Dios**, quien con su infinito amor me ha iluminado y guiado siempre. A Él que en todo momento ha estado conmigo y ha protegido a mi familia. A Dios le agradezco eternamente por llenar mi vida de amor, por sostenerme con su mano victoriosa y por darme tantas bendiciones.

A mi padre, **Octavio Hipólito Ramos Guillén** a quien admiro enormemente pues con su ejemplo me ha enseñado e inspirado a alcanzar todas mis metas. Por todo el esfuerzo que ha hecho para apoyarme incondicionalmente en mis estudios y en todos los ámbitos de mi vida. A mi papá agradezco su amor infinito.

A mi madre, **Irma Eduarda Franco Molina** quien siempre ha sido mi mejor amiga. Por sus sabios consejos, por soportar cansancios con tal de cuidarme y acompañarme, por ser mi ejemplo a seguir y por demostrarme cuán grande y puro puede ser el amor por alguien.

A mi hermano, **Octavio Ramos Franco** quien con su presencia hizo que mudarme de una ciudad a otra no fuera tan difícil. Por estar siempre al pendiente de mí, por sus consejos y por compartir conmigo tantos momentos felices y divertidos.

A mi hermano, **Javier Ramos Franco** quien a pesar de vivir lejos siempre ha estado para apoyarme y cuidarme, por contagiarme el gusto por las matemáticas. Por viajar frecuentemente para vernos y así alegrarnos con su presencia. Por todas las bromas y momentos felices que hemos pasado juntos.

A mis tíos, **Lely, Clary** y **Fer** quienes me recibieron en su hogar como una hija; a mis tíos **Dary** y **Gaby** por estar siempre al pendiente de mí en cuestiones de salud y viajes académicos. A todos mis **primos Franco** por su apoyo.

A mi abuelita **Loly**, quien fue una persona alegre, trabajadora, valiente y amorosa. Por dejarme muchos recuerdos maravillosos, y por ser parte importante de mi inspiración.

Agradecimientos

A la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, por ser mi casa de estudios y por brindarme las oportunidades y herramientas para fortalecer mi formación académica como Ingeniera Ambiental.

A la Dra. Valeria Ojeda Castillo, por dirigir este proyecto de investigación, por guiarme con entusiasmo, paciencia e incondicional apoyo durante todo el proceso de elaboración de la tesis, por todo el conocimiento compartido y por inspirarme a seguir recorriendo el maravilloso camino de la ciencia y la educación.

A mis revisores de tesis, el Dr. Carlos Manuel García Lara y la Mtra. Edalí Camacho Ruiz por sus valiosas aportaciones a este proyecto. Gracias también por el conocimiento compartido con entusiasmo en las aulas de clases y por el apoyo en los procesos de movilidad académica y titulación.

A la Mtra. Selene Berenice González Morales por las observaciones, consejos y aportaciones a este proyecto. Por la paciencia, amabilidad y alegría al impartir clases.

Al Dr. Ulises González Vázquez, Dr. José Manuel Gómez Ramos, Mtro. Carlos Narcía López, Dr. Roberto Horacio Albores Arzate y la Dra. Edna Iris Ríos Valdovinos por su apoyo durante los trámites y procesos de titulación, becas y estancias académicas.

A la Mtra. Griselda Citlalli Molina Vázquez y la Dra. María Luis Ballinas Aquino por su dedicación para impartir clases y por comprender y apoyar a los estudiantes.

Resumen

De acuerdo con datos de la Organización Mundial de la Salud, la contaminación del aire exterior es la principal causa medio ambiental de riesgo a la salud, generando alrededor del 23% de las muertes a nivel mundial. Múltiples estudios han vinculado la exposición a material particulado con enfermedades, principalmente respiratorias y cardíacas. Particularmente, el Área Metropolitana de Guadalajara (AMG) ha presentado continuamente problemas de contaminación atmosférica por material particulado con diámetro aerodinámico menor o igual a 10 micrómetros (PM_{10}). Por lo tanto, el objetivo de esta investigación es evaluar el riesgo de padecer efectos adversos a la salud en niños de 0-10 años de edad por inhalación de PM_{10} durante el periodo 2011-2018, en el AMG. Como parte de la metodología, se calcularon las concentraciones promedio diarias, mensuales, temporales y anuales, utilizando los datos de las 10 estaciones de monitoreo que conforman el Sistema de Monitoreo Atmosférico de Jalisco. Posteriormente, los promedios diarios y anuales fueron comparados con las concentraciones de regulación nacional e internacional vigentes. Además, se estimó el índice de peligrosidad para conocer el número de veces que las concentraciones registradas en el AMG sobrepasan las concentraciones de regulación. Por último, se caracterizó el riesgo por grupos de edad, año calendario y temporadas del año, mediante la estimación del cociente de peligro (HQ). Los resultados del HQ total oscilaron en un rango de 1.94 y 4.18, lo que indica que, durante todo el periodo de estudio, los niños de 0 a 10 años de edad que habitan en el AMG, han estado en riesgo alto de sufrir afectaciones a la salud por la inhalación de concentraciones elevadas de PM_{10} que cada año excedieron los niveles de regulación nacional e internacional vigentes. La concentración máxima anual fue de $62.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el año 2016 y la mínima fue de $42.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el 2013. La temporada de secas frías representa la mayor contribución del riesgo total. Por otro lado, la región sur del AMG destaca por haber presentado claramente las concentraciones más elevadas de PM_{10} . Para futuras investigaciones, se recomienda realizar un análisis de la composición química del material particulado, ya que los resultados permitirían estimar el riesgo de padecer cáncer.

Abstract

According to data from the World Health Organization, outdoor air pollution is the main environmental cause of health risk, generating around 23% of deaths worldwide. Several studies have linked exposure to particulate matter with mainly respiratory and heart diseases. Focusing the attention on a specific zone of Mexico, the Guadalajara Metropolitan Area (GMA) has continuously presented problems of atmospheric pollution due to particulate matter with an aerodynamic diameter less than or equal to 10 micrometers (PM₁₀). Therefore, the objective of this research is to evaluate the risk of suffering adverse health effects in children from 0 to 10 years old due to inhalation of PM₁₀ during the period 2011-2018, in the GMA. As part of the methodology, the daily, monthly, seasonal, and annual average concentrations were calculated using data from 10 monitoring stations that conform to the Jalisco Atmospheric Monitoring System. Subsequently, the daily and annual concentrations were compared with the current national and international regulatory concentrations. Besides, the hazard index was estimated to know the number of times that the concentrations recorded in the GMA exceed the regulatory concentrations. Finally, the risk was characterized by age groups, calendar year, and seasons of the year by estimating the hazard quotient (HQ). The total HQ results ranged from 1.94 to 4.18, indicating that, throughout the study period, children from 0 to 10 years old who live in GMA have been at high risk of suffering adverse health effects from inhaling high concentrations of PM₁₀ that each year exceeded the annual guideline levels established by current national and international regulation levels. The maximum annual concentration was 62.9 µg/m³ in 2016 and the minimum was 42.2 µg/m³ in 2013. The cold dry season represents the largest contribution to total risk. On the other hand, the southern region of the GMA stands out for presenting the highest concentrations of PM₁₀. For future research, it is recommended to carry out an analysis of the chemical composition of the particulate matter, since the results would allow estimating the cancer risk.

Índice general

Resumen	IV
Abstract.....	V
Capítulo 1. Introducción	11
Capítulo 2. Antecedentes.....	16
Capítulo 3. Marco teórico.....	21
3.1 Contaminantes del aire.....	21
3.2 Material Particulado (PM)	21
3.2.1 Clasificación y formación de PM.....	23
3.2.2 Fuentes de emisión y composición.....	28
3.2.3 Efectos a la salud humana	29
3.3 Evaluación de riesgo ambiental a la salud humana.....	32
3.3.1 Etapas para realizar una evaluación de riesgo ambiental a la salud ...	33
3.3.2 Diferencias con otras terminologías	40
3.4 Marco Jurídico	42
3.4.1 Internacional.....	42
3.4.2 Nacional	45
Capítulo 4. Objetivos e hipótesis	48
Capítulo 5. Metodología.....	49
5.1 Descripción del sitio de estudio	49
5.1.1 Población.....	50
5.1.2 Clima	51
5.1.3 Actividades económicas	53
5.2 Colección de datos de PM ₁₀	54
5.2.1 Validación de datos	56
5.2.2 Análisis de datos y comparación con las normativas	58

5.2.3	Análisis estadístico	58
5.3	Indicador de peligrosidad.....	59
5.4	Evaluación de riesgo ambiental a la salud humana.....	59
5.4.1	Identificación del peligro	59
5.4.2	Evaluación de la dosis-respuesta	60
5.4.3	Evaluación de la exposición	60
5.4.4	Caracterización del riesgo	62
Capítulo 6. Resultados		64
6.1	Concentraciones de PM ₁₀	64
6.2	Indicador de peligrosidad.....	69
6.3	Evaluación de riesgo ambiental a la salud.....	72
Capítulo 7. Discusión de resultados		77
7.1	Comportamiento temporal de PM ₁₀	77
7.2	Comportamiento espacial de PM ₁₀	80
7.3	Indicador de peligrosidad.....	81
7.4	Evaluación de riesgo ambiental a la salud.....	82
Capítulo 8. Conclusiones y recomendaciones		87
Referencias		89
Anexos		108

Índice de figuras

Figura 3.1. Distribución y formación de partículas.....	24
Figura 3.2. Esfera aerodinámica equivalente	25
Figura 3.3. Rangos de tamaño de los aerosoles	27
Figura 3.4. Ejemplos morfológicos de PM	28
Figura 3.5. Capacidad de penetración de las partículas al sistema respiratorio	30
Figura 3.6. Etapas para realizar una evaluación de riesgo ambiental a la salud.....	33
Figura 3.7. Curvas de dosis-respuesta	35
Figura 3.8. LOAEL y NOAEL	35
Figura 5.1. Ubicación geográfica del AMG	49
Figura 5.2. Temperatura promedio mensual en el AMG.....	51
Figura 5.3. Régimen de lluvias en el AMG	52
Figura 5.4. Actividad económica en Jalisco.....	53
Figura 5.5. Mapa del sistema de monitoreo atmosférico de Jalisco	54
Figura 6.1. Concentración promedio de 24 horas de PM ₁₀ en el AMG.....	64
Figura 6.2. Concentración promedio anual de PM ₁₀ en el AMG	65
Figura 6.3. Concentraciones promedio mensual de PM ₁₀ en el AMG.....	66
Figura 6.4. Comportamiento horario de PM ₁₀ en el AMG	67
Figura 6.5. Promedio anual de PM ₁₀ por estación durante el periodo 2011-2018.....	68
Figura 6.6. Cociente de peligro (HQ) total	73
Figura 6.7. Cociente de peligro durante la temporada de secas cálidas	74
Figura 6.8. Cociente de peligro durante la temporada de secas frías	75
Figura 6.9. Cociente de peligro durante la temporada de lluvias.....	76

Índice de tablas

Tabla 2.1. Historia del estudio de riesgos y la regulación del PM ₁₀	18
Tabla 2.2. Principales hallazgos en el AMG.....	20
Tabla 3.1. Formación, fuentes y otras características del PM	29
Tabla 3.2. Factores de vulnerabilidad y susceptibilidad	38
Tabla 3.3. Valores guía de la OMS para el material particulado	43
Tabla 3.4. Objetivos Intermedios de la OMS para PM: concentraciones de 24 horas.....	44
Tabla 3.5. Objetivos Intermedios de la OMS para PM: concentraciones medias anuales.....	44
Tabla 3.6. Límites Máximos Permisibles de PM en México	47
Tabla 5.1. Población en los municipios del AMG	50
Tabla 5.2. Estaciones que conforman la red de monitoreo atmosférico de Jalisco	55
Tabla 5.3. Meses incluidos por trimestre.....	57
Tabla 5.4. Meses incluidos por temporadas.....	58
Tabla 5.5. Grupo de edades.....	60
Tabla 5.6. Peso corporal y tasa de inhalación	61
Tabla 5.7. Valores para los años de exposición.....	62
Tabla 6.1. Concentración promedio anual de PM ₁₀ en cada estación del SIMAJ	66
Tabla 6.2. Indicador de peligrosidad de las concentraciones diarias máximas de PM ₁₀ ...	69
Tabla 6.3. Indicador de peligrosidad de las concentraciones anuales máximas de PM ₁₀ ..	70
Tabla 6.4. Indicador de Peligrosidad de las concentraciones anuales mínimas de PM ₁₀ ...	71

Índice de ecuaciones

Ecuación 3.1. Dosis y concentración de referencia.....	36
Ecuación 5.1. Concentración promedio de 24 horas.....	56
Ecuación 5.2. Concentración promedio anual.....	57
Ecuación 5.3. Concentración promedio trimestral.....	57
Ecuación 5.4. Indicador de peligrosidad.....	59
Ecuación 5.5. Dosis diaria promedio	61
Ecuación 5.6. Factor de exposición.....	62
Ecuación 5.7. Cociente de peligro.....	63

Capítulo 1. Introducción

En la Declaración de Estocolmo de 1972 se reconoció por primera vez de manera formal, que el ser humano tiene el derecho a un medio ambiente de calidad que le permita llevar una vida digna y gozar de bienestar (De Luis, 2018).

Actualmente, el derecho a un medio ambiente sano es reconocido por más de 130 países de un total de 194 registrados por la Organización de las Naciones Unidas (Boyd, 2015). En el caso de México, la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos menciona en el artículo 4to que “toda persona tiene derecho a un medio ambiente sano para su desarrollo y bienestar”; sin embargo, a pesar de que la mayoría de los países han reconocido este importante derecho, hoy en día la contaminación del aire exterior es la principal causa medio ambiental de riesgo a la salud, generando alrededor del 23% de las muertes a nivel mundial (OMS, 2018a).

La contaminación atmosférica está asociada a 4.2 millones de muertes prematuras a nivel mundial, de las cuales el 58% está asociada a cardiopatía isquémica y accidentes cerebrovasculares, el 18% a enfermedad pulmonar obstructiva crónica e infecciones respiratorias inferiores y el 6% a cáncer (OMS, 2018a).

La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) estima que, si no se aplican las acciones debidas, en el 2060 la contaminación del aire exterior podría causar de 6 a 9 millones de muertes prematuras al año y costaría el 1% del PIB global (alrededor de 2.6 billones de dólares al año) como consecuencia de costos médicos, faltas al trabajo por enfermedad y menor producción agrícola (OCDE, 2016).

De acuerdo a los cálculos realizados en el reporte “Las consecuencias económicas de la contaminación del aire exterior” (OCDE, 2016) a nivel mundial, los costos en servicios para el cuidado de la salud se elevarán de 21 mil millones de dólares correspondientes al año 2015 a 176 mil millones de dólares para el año 2060; y el número de días laborales perdidos por enfermedades causadas por dicha

contaminación se incrementará a 3.7 mil millones en comparación con 1.2 mil millones reportados en el 2015.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) indica que el contaminante atmosférico que ha afectado a más personas es el material particulado, conocido como PM por sus siglas en inglés, el cual es un conjunto de partículas sólidas y líquidas suspendidas en el aire y compuestas de sustancias variadas de productos químicos y/o elementos biológicos como metales, sales, materiales carbonosos, compuestos orgánicos volátiles, hidrocarburos aromáticos policíclicos y endotoxinas (Billet et al., 2007; Ostro y Chestnut, 1998; OMS, 2018b).

El material particulado con diámetro aerodinámico menor o igual a 10 micrómetros (PM_{10}) tiene la capacidad de ingresar a diferentes regiones del sistema respiratorio, e incluso la fracción fina ($PM_{2.5}$) puede atravesar la membrana alveolar hacia el torrente sanguíneo (Calvo, Castro, y Fraile, 2009; García-Velazco et al., 2019). Múltiples estudios han vinculado la exposición a material particulado con afectaciones a la salud como: irritación en vías respiratorias, función pulmonar reducida, tos, asma agravada, latidos irregulares, infartos al miocardio no mortales y muerte prematura en personas con enfermedades cardíacas y pulmonares (EPA, 2017).

El Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF, 2016) indica que uno de los grupos con mayor vulnerabilidad de sufrir enfermedades y muertes prematuras a causa de la contaminación del aire son los niños debido a que sus pulmones están en proceso de crecimiento y desarrollo. Asimismo, en el año 2016, reportó que alrededor del mundo 2 mil millones de niños aproximadamente, vivían en áreas donde se rebasa las directrices de calidad del aire propuesto por la OMS, de dicha cantidad 300 millones de estos niños viven en áreas con niveles de contaminación del aire extremadamente tóxicos (UNICEF, 2016).

Los factores ambientales son responsables del 26% de muertes en niños menores de 5 años (Prüss-Ustün et al., 2016). La neumonía es la enfermedad que mayor

número de muertes provoca en ellos, siendo la contaminación de aire la causa de más de la mitad de este padecimiento (OMS, 2016).

Según datos de la OMS (2018a), el 93% de la población mundial menor a 18 años de edad, ha sido expuesta a concentraciones de material particulado que rebasan el límite anual que propone la organización en sus guías de calidad del aire, lo cual es preocupante debido a que la Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer, tras evaluar por separado al mayor componente de la contaminación del aire exterior, el material particulado, lo clasificó en octubre de 2013, como un agente carcinógeno (IARC, 2013).

En las guías de la OMS sobre la calidad del aire se estima que una reducción media anual de las concentraciones de PM₁₀ de 35 µg/m³ a 10 µg/m³, permitiría reducir aproximadamente el 15% de defunciones relacionadas con la contaminación del aire (OMS, 2018b).

Las causas de la contaminación del aire en las ciudades son multifactoriales, ya que pueden deberse a emisiones contaminantes por fuentes móviles como los que producen los automóviles; por fuentes fijas como las industrias; por condiciones meteorológicas como la falta de precipitaciones o viento que evitan la dispersión de los contaminantes, entre muchos otros factores (SEMADET, 2015).

De acuerdo con datos del año 2018, Jalisco es el tercer estado con mayor flota vehicular del país y en el Área Metropolitana de Guadalajara (AMG) circulan 2.4 millones de vehículos que representan el 64.5% del total del parque vehicular estatal (IIEG, 2019a). Así mismo, Jalisco es el segundo estado con mayor número de ladrilleras artesanales en el país y el 46% de éstas (alrededor de 1150 ladrilleras) se encuentran en el AMG (CIATEC, 2017; INECC, 2018).

El último inventario de emisiones de contaminantes criterio del estado de Jalisco realizado en 2008, establece que las fuentes móviles son la principal fuente de emisiones contaminantes a la atmósfera, aportando el 85% del total de emisiones por tipo de fuente en el estado. Sin embargo, respecto al total de PM₁₀ emitido, la

mayor contribución es por fuentes de área y por fuentes fijas representando el 65% y el 23% respectivamente (SEMADET, 2014).

Datos del 2000 al 2009 señalan que en el AMG cada año se ha rebasado el límite máximo permisible que establece la norma oficial mexicana para el PM₁₀, por lo que se hace evidente que existen problemas de contaminación atmosférica por dicho contaminante (INECC, 2015).

En particular, si el AMG se apegara a las recomendaciones de las guías de calidad del aire de la OMS, alcanzaría beneficios económicos de 8 mil millones de pesos anuales; mientras que si cumpliera con lo que indican las normas oficiales mexicanas en términos de calidad del aire se obtendrían beneficios económicos de 6 mil millones de pesos (SEMADET, 2018).

Por lo que se refiere a salud, la causa número uno de morbilidad en Jalisco durante todo el periodo 2011-2018 han sido las infecciones respiratorias agudas (Secretaría de Salud, 2020). En cuanto a mortalidad, en el 2017 las principales causas fueron: diabetes mellitus, enfermedad isquémica del corazón, enfermedad pulmonar obstructiva crónica, infecciones respiratorias agudas bajas y enfermedades cerebrovasculares; dichas causas reúnen el 42.1% del total de defunciones (IIEG, 2019b).

Con base en que el PM₁₀ (dependiendo de la concentración, la frecuencia de exposición y la susceptibilidad del receptor) puede causar efectos adversos a la salud humana y que el AMG tiene antecedentes de presentar niveles de PM₁₀ que exceden el límite máximo permisible que indica la norma oficial mexicana; el presente trabajo de investigación tiene como objetivo evaluar el riesgo ambiental a la salud en niños por la inhalación de dicho contaminante durante el periodo 2011-2018, ya que este proceso permite estimar la magnitud del riesgo y generar información útil para la toma de decisiones sobre estrategias y medidas que protejan la salud y el medio ambiente.

La evaluación de riesgo está estimada por grupos de edad, año calendario y temporadas de secas frías, secas cálidas y de lluvias. Asimismo, se analiza el comportamiento temporal y espacial de PM_{10} y las concentraciones promedio anuales y diarias se comparan con las concentraciones de regulación nacional e internacional vigentes.

Para abordar el tema de manera organizada, el documento está dividido en 8 capítulos. En el capítulo 1 se presenta la introducción; en el capítulo 2 se exponen los antecedentes; en el capítulo 3 se proporciona el marco teórico que permite entender con mayor claridad los conceptos utilizados en esta investigación; en el capítulo 4 se definen los objetivos y se plantea la hipótesis de la investigación; en el capítulo 5 se detalla la metodología que se llevó a cabo para lograr cada uno de los objetivos; en el capítulo 6 se presentan los resultados de las concentraciones de PM_{10} , del indicador de peligrosidad y de la evaluación de riesgo ambiental a la salud; en el capítulo 7 se discuten los resultados y por último en el capítulo 8 se concluye y se proporcionan algunas recomendaciones.

Capítulo 2. Antecedentes

La relación entre los contaminantes atmosféricos y sus efectos adversos en la salud humana es un tema que ha sido ampliamente estudiado desde distintas perspectivas. El interés de investigar con mayor profundidad esta relación surgió con el primer caso catastrófico, ocurrido en Londres en diciembre de 1952, donde después de 4 días de densa niebla, que contenía altos niveles de contaminantes, se produjo un incremento alarmante de alrededor de 3,500 a 4,000 muertes (Rosales-Castillo et al., 2001).

Además, debido al gran aumento de sustancias contaminantes presentes en el medio ambiente se han creado organizaciones, agencias y secretarías que tienen la función de regular las concentraciones de contaminantes y de abordar el problema de los riesgos a la salud que se pueden presentar por la exposición a estas sustancias (Persad y Stedeford, 2009).

Según la OMS (2018b), el contaminante que más ha afectado a la salud de las personas es el material particulado. En un estudio realizado en Varsovia, Polonia, durante el año 2012, se estimó que el 91% de las muertes por contaminación del aire en esa ciudad, fue asociada a la exposición de niveles altos de PM_{2.5} (Holnicki et al., 2017).

Durante el periodo 2010-2011, Luong et al. (2017) reportaron un caso alarmante de contaminación del aire por PM₁₀ que se presentó en Hanoi, Vietnam, pues la media anual de concentración de PM₁₀ fue de 108 µg/m³, la cual rebasa 5 veces la concentración que recomienda las guías de calidad del aire de la Organización Mundial de la Salud.

Pacsi (2016) realizó en la zona metropolitana de Lima, Perú un análisis de la variación temporal de PM₁₀, durante el periodo de 2001-2014. Los resultados muestran que existen dos picos máximos de concentraciones horarias durante el día; a las 10:00 a.m. (65 µg/m³) y a las 10:00 p.m. (52.5 µg/m³), ambos asociados a las emisiones de los vehículos de combustión interna. Además, durante todos los

años, las concentraciones promedio anuales de la gran mayoría de las estaciones de monitoreo sobrepasaron el límite de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Widziewicz et al. (2018) analizaron las concentraciones de PM_{10} durante 12 años en el periodo de 2002-2014, en Polonia. Reportan que más del 50% de las estaciones de monitoreo en ese país registraron concentraciones diarias mayores a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con un total de 348 días con niveles por arriba de dicha concentración; el 88% de éstos se dieron en invierno (noviembre-marzo).

En México, Benítez-García et al. (2014) realizaron un análisis de las tendencias de los contaminantes criterio en las Áreas Metropolitanas del Valle de México (ZMVM), Guadalajara (AMG) y Monterrey (AMM) durante el periodo 2000-2011. Los resultados indican que el promedio anual de PM_{10} en el AMM fue 58% más alto que en la ZMVM y 76% más alto que en el AMG durante los años 2001-2011.

En un estudio más reciente, Anguiano (2018) realizó un análisis de las concentraciones de PM_{10} , durante el periodo de 2011-2017, en la Zona Metropolitana del Valle de Toluca. Los resultados indican que las horas con mayores concentraciones de PM_{10} son entre las 8 y 12 horas y que los promedios anuales de los 7 años de estudio sobrepasaron el límite máximo permisible de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Con respecto a la evaluación de riesgos, es un proceso que surgió en los años cincuenta y tomó mayor importancia y formalización a partir de la década de los setentas (Persad y Stedeford, 2009). En la Tabla 2.1 se presentan algunos de los eventos relevantes en la historia del estudio de riesgos toxicológicos por exposición a químicos y sobre la regulación del PM_{10} .

En una evaluación de riesgo a la salud humana por inhalación de PM_{10} , realizada en Cracovia, Polonia durante el periodo 2007-2016, se estimó el cociente de peligro (HQ, por sus siglas en inglés) para adultos, niños e infantes, con una concentración promedio anual de $61.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} . En dicho estudio Gruszecka-Kosowska (2018) halló que el grupo de los niños se encontraba en mayor riesgo ($\text{HQ}=3.51$),

seguido de los infantes con un HQ de 2.53 y al final los adultos con un valor de 1.44 para hombres y 1.72 para mujeres.

Tabla 2.1. Historia del estudio de riesgos y la regulación del PM₁₀

Año	Suceso
1775	Sir Percivall Pott descubre el primer cáncer laboral el “cáncer de los deshollinadores”
1950	Identificación de sustancias carcinogénicas mediante investigación epidemiológica y experimentos con animales
1954	Lehman y Fitzhugh publican un documento sobre el uso de factores de seguridad para establecer “niveles seguros” de ingesta de constituyentes alimenticios
1960s	Se realizan evaluaciones de riesgo usando valores umbrales y factores de seguridad
1970	Se crea la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA)
1983	El Consejo Nacional de Investigación de EUA (NRC) articula los primeros pasos en el desarrollo de la evaluación de riesgos en el documento “Evaluación de riesgos en el gobierno federal: gestión del proceso”
1985	Se crea la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR)
1986	La EPA publica las pautas para evaluar riesgos de padecer cáncer
1987	La Organización Mundial de la salud comienza a elaborar las Guías de Calidad del Aire (GCA)
1989	Para realizar una evaluación de riesgo a la salud, la EPA establece la metodología de cuatro pasos (identificación de peligro, evaluación de la dosis-respuesta, evaluación de la exposición y caracterización del riesgo)
1993	En México, se publica la NOM-025-SSA1-1993 que establece un límite máximo permisible (LPM) de PM ₁₀ de 150 µg/m ³ para la media de 24 h y de 50 µg/m ³ para el promedio anual
2005	Se publica la modificación a la NOM-025-SSA1-1993 que establece un LMP de PM ₁₀ de 120 µg/m ³ para la media de 24 h y de 50 µg/m ³ para el promedio anual
2005	La OMS actualiza las GCA y recomienda no sobrepasar de 50 µg/m ³ de PM ₁₀ para la media de 24 horas y de 20 µg/m ³ para el promedio anual
2014	Se publica la NOM-025-SSA1-2014 que sustituye a la norma de 1993 y se replantean los LMP de PM ₁₀ a 75 µg/m ³ para la media de 24 h y de 40 µg/m ³ para el promedio anual

Fuente: McClellan, 1999; Secretaría de Salud, 1993; 2005; 2014.

Thabethe et al. (2014) realizaron una evaluación de riesgo a la salud por exposición a PM₁₀ en una comunidad en Sudáfrica. Dichos autores calcularon la dosis de referencia (RfD) con base en el límite máximo permisible en su país (120 µg/m³ para la media de 24 horas), debido a que la RfD variaba en función de los grupos de edad, los cocientes de peligro fueron los mismos para los infantes, niños y adultos. El estudio reporta que, en agosto de 2010, el promedio diario de PM₁₀ fue de 157 µg/m³ y que el resultado del riesgo (HQ) fue de 2.97.

Cabe destacar que muchas evaluaciones de riesgo a la salud se han realizado utilizando la metodología que propone la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) y con el objetivo de estimar el riesgo de padecer cáncer, varios investigadores han tomado en cuenta la caracterización química del PM₁₀. Generalmente, se estima el cociente de peligro (HQ) para cada uno de los metales que puede contener el material particulado, por ejemplo: para el plomo, cadmio, cobre, níquel, cobalto, cromo, entre otros. Pues de estos metales ya se han estimado su respectivo RfD o su factor de potencia carcinogénica (SF) en el caso de ser una sustancia cancerígena. Al final, se suman los cocientes de peligro para conocer el riesgo total por la exposición al PM₁₀ (Chalvatzaki et al., 2019; Mohamad, Latif, y Khan, 2016; Tripathy y Dash, 2019; Yang et al., 2014).

De acuerdo con la literatura hallada, en México se han realizado pocas evaluaciones de riesgo a la salud humana por exposición a material particulado. Se destaca la evaluación realizada por García-Rico et al. (2016), quienes estimaron el cociente de peligro por exposición a partículas menores a 44 µm en niños habitantes de Hermosillo, Sonora; ellos estimaron un HQ con valor de 2.6, con respecto al plomo presente en las partículas recolectadas en carreteras y caminos.

En Guadalajara, Jalisco, Ojeda-Castillo et al. (2018) utilizaron la metodología que establece la EPA y la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR), para estimar el riesgo de padecer cáncer de pulmón por exposición a Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en fase gas y PM₁, con base en las concentraciones monitoreadas en las estaciones Centro y Tlaquepaque

del sistema de monitoreo atmosférico de Jalisco. Los resultados indican que existe una probabilidad de incidencia de 2 casos de cáncer por cada 1000 habitantes.

Es importante mencionar que no se encontró ningún estudio específico de evaluación de riesgo a la salud por exposición a PM₁₀ en el AMG, no obstante, sí se han realizado diversos estudios relacionados con el PM₁₀ y PM_{2.5} (concentraciones, comportamiento temporal y espacial, caracterización química, efectos en la salud, entre otros). En la Tabla 2.2 se enlistan algunos de los hallazgos más destacados en el AMG.

Tabla 2.2. Principales hallazgos en el AMG

Autor y año	Periodo de estudio	*Estaciones de monitoreo de la red SIMAJ	Hallazgo
Montaño, Chávez, y Gallardo (2016)	1996-2009	AGU, ATM, CEN, LDO, MIR, OBL, TLA y VAL	Aumento del 30 al 40% de las enfermedades cardiovasculares por exposición crónica a PM ₁₀ y O ₃
Murillo-Tovar et al. (2015)	25 de mayo al 6 de junio de 2009	CEN y MIR	Fe: elemento más abundante en PM _{2.5} . (59.8% de Fe en muestras recolectadas en CEN y 72% en MIR)
Murillo-Tovar et al. (2018)	2009-2010	CEN Y MIR	El HAP en PM _{2.5} más abundante fue el Benzo[<i>g,h,i</i>] perileno. Durante la temporada de secas frías, en MIR se pueden presentar riesgos altos a la salud por PM _{2.5}
Sánchez et al. (2015)	1996-2013	AGU, ATM, CEN, LDO, MIR, OBL, PIN, SFE, TLA y VAL	Durante 1996-2011 se presentó concentraciones elevadas de PM ₁₀ en la zona centro y de 2012 a 2013 en la zona sur del AMG.
Cerón-Bretón et al. (2018)	2012-2015	AGU, ATM, CEN, LDO, MIR, OBL, PIN, TLA y VAL	Las concentraciones más altas de PM ₁₀ se registraron en TLA. Relación significativa entre la mortalidad diaria y los niveles de PM ₁₀ en Tonalá y Zapopan
Fonseca-Hernández et al. (2018)	1996-2016	AGU, ATM, CEN, LDO, MIR, OBL, TLA y VAL	El pico de PM ₁₀ se presenta alrededor de las 8 A.M. ($\approx 76 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Mayor nivel de PM ₁₀ en temporada de secas frías y en la zona sur del AMG

*SIMAJ: Sistema de Monitoreo Atmosférico de Jalisco; AGU: Águilas; ATM: Atemajac; CEN: Centro; LDO: Loma Dorada; MIR: Miravalle; OBL: Oblatos; PIN: Pintas; SFE: Santa Fe; TLA: Tlaquepaque; VAL: Vallarta.

Capítulo 3. Marco teórico

3.1 Contaminantes del aire

La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) establece que un contaminante es toda materia o energía en cualesquiera de sus estados físicos y formas, que al incorporarse o actuar en la atmósfera, agua, suelo, flora, fauna o cualquier elemento natural, altere o modifique su composición y condición natural. Asimismo, define a la contaminación como la presencia en el ambiente de uno o más contaminantes o de cualquier combinación de ellos que cause desequilibrio ecológico, es decir, que altere las relaciones de interdependencia entre los elementos naturales que conforman el ambiente, que afecta negativamente la existencia, transformación y desarrollo del hombre y demás seres vivos.

Los conceptos específicos de contaminantes del aire y contaminación atmosférica no se establecen explícitamente en la legislación mexicana; sin embargo, con los conceptos mencionados en el párrafo anterior se pueden inferir.

La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (2018), menciona que los contaminantes pueden emitirse por una fuente natural o antropogénica (por acciones del ser humano), y que se pueden presentar en partículas sólidas, líquidas, gases, o una combinación de éstas.

3.2 Material Particulado (PM)

El material particulado, conocido como PM por sus siglas en inglés, es un conjunto de partículas sólidas y líquidas emitidas al aire, tales como el hollín de diésel, polvo de vías, el polvo de la agricultura y las partículas resultantes de procesos productivos (Ostro y Chestnut, 1998). Estas partículas en suspensión pueden ser además, una compleja mezcla de productos químicos y/o elementos biológicos, como metales, sales, materiales carbonosos, COV, HAP y endotoxinas que pueden interactuar entre sí formando otros compuestos (Billet et al., 2007).

Es importante tener en cuenta que la atmósfera no se limita al papel de sujeto pasivo en la contaminación, sino que interviene activamente en el proceso desde el mismo momento en que las partículas son emitidas en ella (Puigcerver y Carrascal, 2008).

El tiempo de residencia, es decir, el tiempo que tardan las partículas suspendidas en la atmósfera está relacionado con 1) la capacidad de ésta para dispersarlos, 2) con el lavado de la atmósfera (deposición húmeda), 3) con la deposición sólida de compuestos insolubles (deposición seca) y 4) con las características fisicoquímicas de los propios contaminantes como lo son el tamaño y la capacidad para reaccionar con otros compuestos (Puigcerver y Carrascal, 2008; Seinfeld y Pandis, 2006).

Los cuatro mecanismos pueden contribuir a reducir las concentraciones de PM en la atmósfera; no obstante, a pesar de que se reducen o eliminan del aire como en el caso del lavado y la deposición en seco, estas partículas terminan depositándose sobre el suelo, cuerpos de agua, bienes materiales o seres vivos como las plantas. Asimismo, cuando ciertas condiciones meteorológicas, favorecen a la dispersión de los contaminantes no significa que éstos se eliminen totalmente, sino que se diluyen debido al movimiento de las masas de aire (Seinfeld y Pandis, 2006).

Las reacciones químicas del PM con gases atmosféricos o con otros contaminantes (formación de contaminantes secundarios) pueden resultar en un producto que se deposite más fácilmente o, por el contrario, en una nueva partícula que tenga mayor tiempo de residencia y que incluso pueda ser más perjudicial que la original (Puigcerver y Carrascal, 2008).

En un principio, para determinar la presencia del material particulado se medía ópticamente el oscurecimiento de filtros después de que el aire había pasado a través de ellos, a esta medición se le llamaba "humo negro" que es prácticamente lo mismo que medir carbón negro, el cual es un componente del material particulado que mayormente absorbe la luz; hoy en día la medición de "humo negro" ha sido remplazada por las mediciones basadas en el diámetro aerodinámico de las partículas (Royal Colleague of Physicians, 2016).

3.2.1 Clasificación y formación de PM

El material particulado varía en un amplio rango de tamaños, que va desde algunos nanómetros (nm) hasta decenas de micrómetros (μm). Por lo que se ha establecido una clasificación de acuerdo a su distribución granulométrica. En donde se le llama “modas” a los diferentes dominios de tamaño de la partícula. En dicha clasificación se establecen 4 tipos de modas: nucleación, Aitken, acumulación y gruesa (Seinfeld y Pandis, 2006; Whitby y Cantrell, 1976). En la Figura 3.1 se esquematizan los procesos de formación y los mecanismos de remoción de las partículas que conforman las modas.

- Moda de nucleación: Está representada por partículas con diámetro inferior a $0.01 \mu\text{m}$ y se forman por la condensación de vapor caliente durante procesos de combustión y por nucleación de otros compuestos atmosféricos para formar nuevas partículas (Lazaridis, 2011; Seinfeld y Pandis, 2006). Su vida media es del orden de horas ya que coagulan rápidamente con otras partículas o aumentan su tamaño por condensación. Esta moda se detecta con frecuencia durante episodios de contaminación por tráfico vehicular (Puigcerver & Carrascal, 2008).
- Moda de Aitken: Está constituida por partículas con diámetro mayor a $0.01 \mu\text{m}$ y menor a $0.1 \mu\text{m}$ (Lazaridis, 2011; Seinfeld y Pandis, 2006). Su origen puede ser primario o secundario (a partir de las partículas de la moda de nucleación). Un ejemplo de este tipo de partículas son las originadas por procesos de combustión como los motores de diésel que emite hollín (carbono de origen primario) (Puigcerver & Carrascal, 2008).
- Moda de acumulación: Está integrada por partículas que tiene un diámetro dentro del rango de $0.1 \mu\text{m}$ a $2.5 \mu\text{m}$; generalmente representan la mayor parte del área superficial de la partícula y una sustancial parte de la masa. La formación de éstas es causada por la coagulación de partículas de la moda de nucleación y Aitken o por la condensación de vapores sobre

partículas existentes, provocando que éstas crezcan en el rango de tamaño. El nombre de esta moda se debe a que el mecanismo de remoción en este régimen es menos eficiente, por lo tanto se acumulan (Seinfeld y Pandis, 2006).

- **Moda gruesa:** Está representada por partículas con diámetro mayor a $2.5 \mu\text{m}$ (Seinfeld y Pandis, 2006). Principalmente son producidas por procesos mecánicos que pueden ser de origen natural o antropogénico. Las partículas gruesas se caracterizan por ser más rápidas en el proceso de deposición por gravedad y por ende por su corto tiempo de residencia en la atmósfera (Lazaridis, 2011).

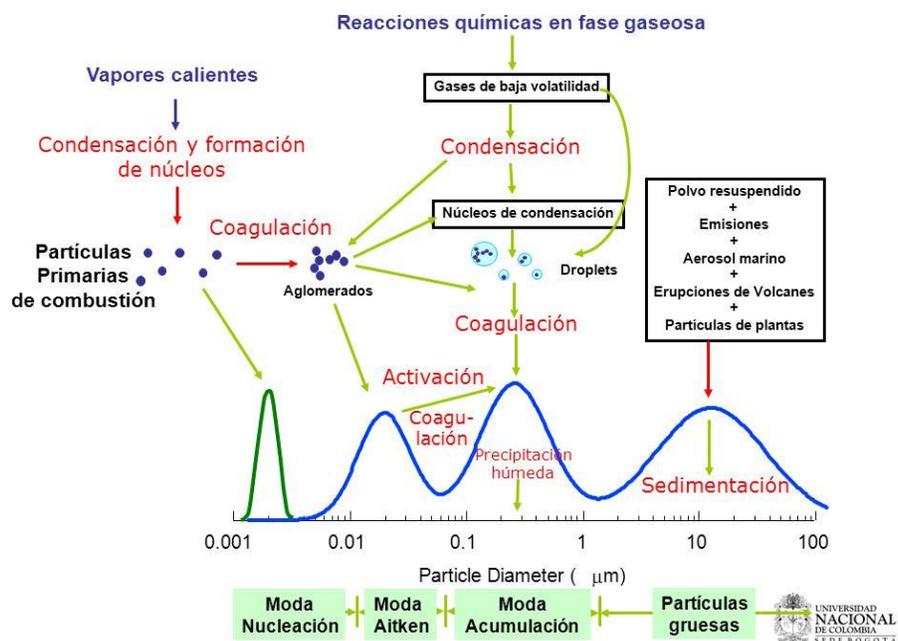


Figura 3.1. Distribución y formación de partículas adaptada de Whitby and Cantrell (1976)
Fuente: Universidad Nacional de Colombia

Por lo anterior, los mecanismos de remoción son más eficientes con las partículas de las modas gruesas y de nucleación. Las partículas de la moda de acumulación tienen mayor tiempo de residencia por lo cual se pueden encontrar lejos de su fuente de origen; mientras que las partículas de las otras modas se encuentran generalmente cercanas a sus fuentes de origen (Lazaridis, 2011).

Se debe agregar que en la mayoría de los casos no es necesario conocer de manera exacta la forma, el tamaño o la densidad de la partícula, pero sí es adecuado conocer el diámetro aerodinámico equivalente, el cual consiste en representar el tamaño de una partícula asimétrica a su equivalente en una esfera con densidad de 1 g/cm^3 y con la misma velocidad de sedimentación (Lazaridis, 2011). La Figura 3.2 explica de manera ilustrativa el concepto.

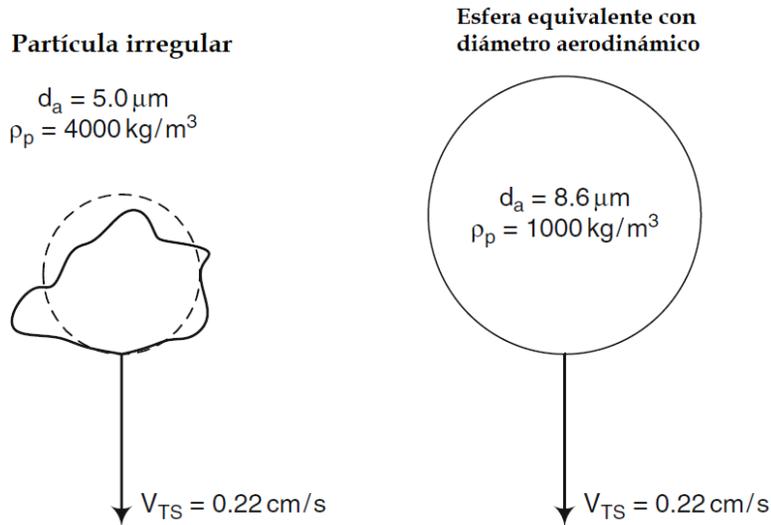


Figura 3.2. Esfera aerodinámica equivalente
Fuente: Hinds, 1999

Para el estudio de la calidad del aire y efectos en la salud, no se suele utilizar la distribución granulométrica de modas, sino que se utiliza otra clasificación de acuerdo con el tamaño del diámetro aerodinámico de la partícula. Los términos más conocidos son: PST, PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, PM_1 , y $\text{PM}_{0.1}$.

La sigla PST significa Partículas Suspendidas Totales y son aquellas con diámetro aerodinámico de hasta $100 \mu\text{m}$. En un principio, las PST eran consideradas como un contaminante criterio para determinar la calidad del aire, hoy en día a nivel internacional, los estudios se han enfocado más en las partículas menores a $10 \mu\text{m}$ pues son la fracción respirable (Finlayson-Pitts y Pitts, 2000; Manzanares et al., 2011).

El subíndice de los términos PM_{10} , $PM_{2.5}$, PM_1 , y $PM_{0.1}$ representan el tamaño en micrómetros del límite máximo superior del diámetro aerodinámico de las partículas que forman el conjunto. Por lo tanto, a las partículas menores o iguales a $10\ \mu\text{m}$ se les conoce como PM_{10} ; a las menores o iguales a $2.5\ \mu\text{m}$ ($PM_{2.5}$) y bajo la misma lógica se designa a los demás conjuntos.

En específico, el PM_{10} se puede dividir por su tamaño en: fracción gruesa (cuyo diámetro aerodinámico se encuentra entre 2.5 y 10 micrómetros, ($PM_{10-2.5}$), fracción fina que incluye a las partículas con diámetro aerodinámico menor a 2.5 micras ($PM_{2.5}$) y la fracción ultra fina que se refiere a las partículas menores de 0.1 micras ($PM_{0.1}$) (Hinds, 1999).

El tamaño es un parámetro importante para caracterizar su comportamiento en la atmósfera y por ende, la concentración a la que puede estar expuesta la población; también, determina la capacidad de penetración y retención en diversas regiones de las vías respiratorias (Secretaría de Salud, 2014). En la Figura 3.3 se presentan las diferentes clasificaciones que se han mencionado previamente y algunos ejemplos de aerosoles de acuerdo con su tamaño.

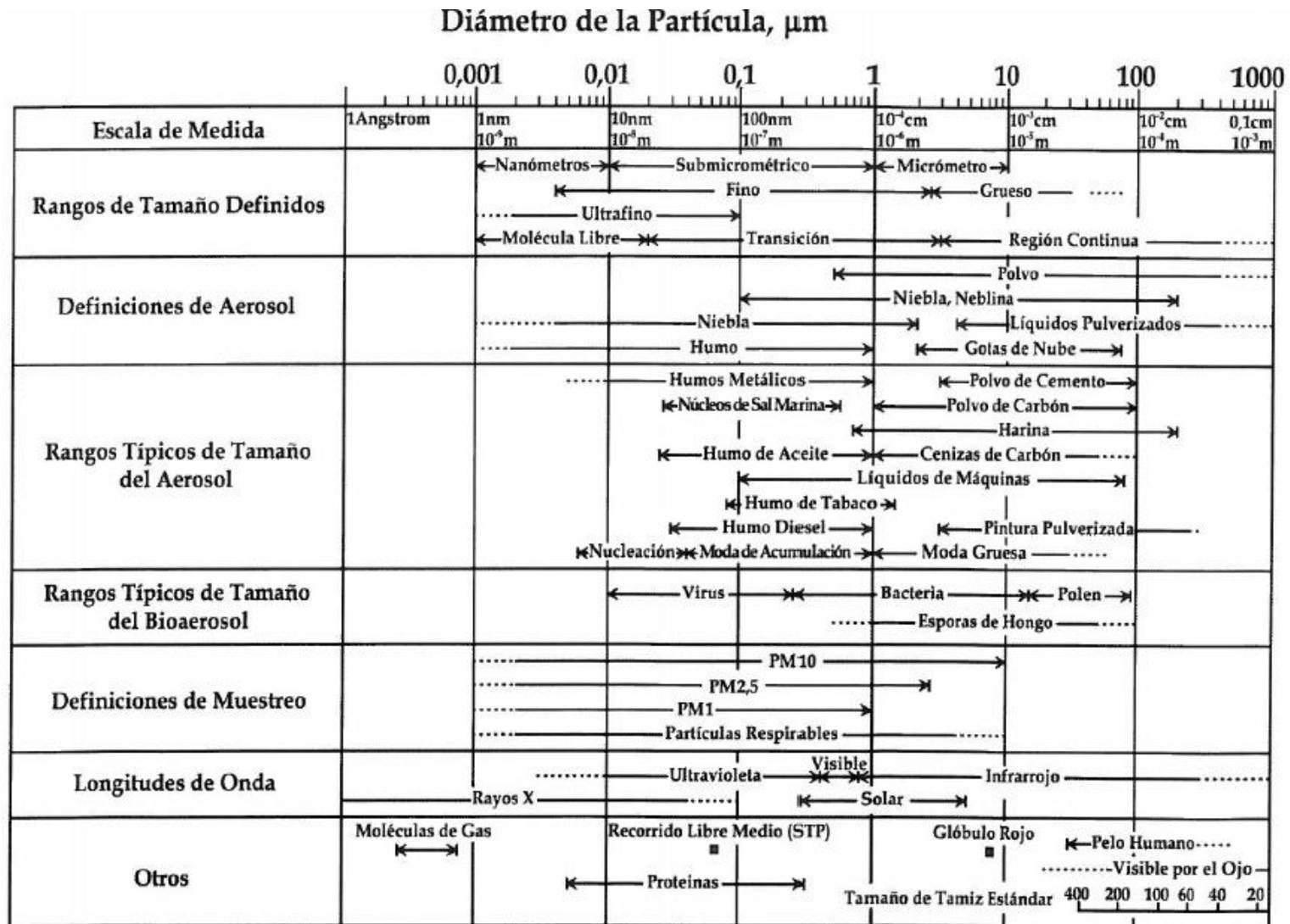


Figura 3.3. Rangos de tamaño de los aerosoles

Fuente: Hinds, 1999.

3.2.2 Fuentes de emisión y composición.

El material particulado puede ser de origen natural o antropogénico y de composición primaria o secundaria. Algunos ejemplos de fuentes de emisión de origen natural son las tormentas de arena, la actividad volcánica, incendios forestales, suelos erosionados, esporas y polen de flora, microorganismos, partes de animales, y emisiones marinas (Sánchez-Salinas, Ortiz-Hernández y Castrejón-Godínez, 2014).

Las fuentes antropogénicas involucran procesos metalúrgicos a altas temperaturas, así como procesos de combustión. En ambientes urbanos las principales fuentes son los vehículos con motor de combustión interna, las plantas generadoras de energía y las industrias (Sánchez-Salinas, Ortiz-Hernández y Castrejón-Godínez, 2014).

La composición química generalmente no está distribuida de manera equitativa en los diferentes rangos de tamaño de partículas, pero el tamaño tiende a ser característico de la fuente de emisión (Finlayson-Pitts & Pitts, 2000). La Figura 3.4 muestra ejemplos de la morfología microscópica de material particulado proveniente de diferentes fuentes.

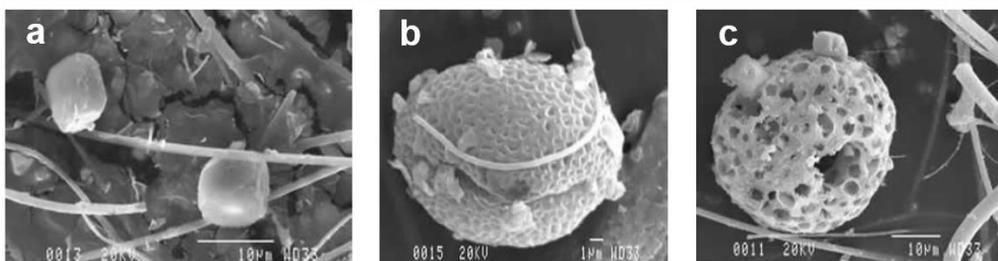


Figura 3.4. Ejemplos morfológicos de PM: a) Aerosol marino; b) Grano de polen; c) Partícula derivada de la combustión en una central térmica

Fuente: Sánchez-Salinas, Ortiz-Hernández y Castrejón-Godínez, 2014

Regularmente, la fracción ultrafina tiende a ser un contaminante secundario como sulfatos, nitratos y compuestos orgánicos. Las partículas de la moda Aitken son formadas por procesos de combustión, éstas y las partículas de acumulación tienden a contener elementos como carbón y algunos elementos trazas. Finalmente, las partículas de la moda gruesa típicamente son generadas por procesos

mecánicos y contienen elementos de la corteza terrestre, sales marinas, polen entre otros (Finlayson-Pitts y Pitts, 2000; Wilson y Suh, 1997). La Tabla 3.1 presenta de manera comparativa la formación, composición, fuentes y otras características importantes de las partículas finas y gruesas.

Tabla 3.1. Formación, fuentes y otras características del PM

	Partículas finas	Partículas gruesa
Formación	Reacciones químicas entre gases y partículas, nucleación, condensación, coagulación, evaporación de niebla y gotas de nubes donde se pueden disolver y reaccionar.	Generados por procesos mecánicos como trituración, abrasión y resuspensión de suelos
Composición	Sulfatos, nitratos, amonio, carbón elemental, compuestos orgánicos (por ejemplo, HAP), agua ligada a las partículas y metales como Pb, Cd, V, Ni, Cu, Zn, Mn, Fe	Cenizas de carbón y petróleo, óxidos metálicos de elementos presentes en la corteza terrestre (Si, Al, Ti, Fe), CaCo ₃ , sales marinas, polen, esporas, fragmento de animales y restos de llantas desgastadas
Solubilidad	Gran parte solubles, higroscópico y delicuescente	Gran parte insolubles y no higroscópico
Fuentes	Combustión de carbón, aceite, gasolina, diésel, madera, productos de transformación atmosférica de NO _x , SO ₂ y compuestos orgánicos incluidas las especies pirogénicas, fundición, metalúrgicas entre otros	Resuspensión de polvos industriales y de suelos, fuentes biológicas, construcción y demolición, combustión de carbón y de aceite, brisas marinas
Tiempo de residencia en la atmósfera	De días a semanas	De minutos a horas
Distancia de transportación	De cientos a miles de kilómetros	Menos de diez kilómetros

Fuente: Wilson y Suh, 1997

3.2.3 Efectos a la salud humana

Cada vez que un ser humano respira, introduce aire a sus pulmones; sin embargo, en dicho aire puede estar presente cierta concentración de material particulado que, dependiendo principalmente de su tamaño, su composición fisicoquímica y la fisiología de la persona podrá entrar a diferentes zonas del sistema respiratorio (Calvo, Castro, y Fraile, 2009; Lazaridis, 2011).

Es poco probable que las partículas mayores a $50\ \mu\text{m}$ ingresen por la nariz y la boca, porque su velocidad es mayor que la velocidad del aire en las fosas nasales. Incluso, las partículas mayores a $10\ \mu\text{m}$ son depositadas eficientemente por impactación inercial y además son interceptadas por los vellos, mucosas y cilios que se encuentran en la nariz, boca, garganta y senos paranasales (Colls, 2002).

Recuérdese que el PM_{10} es considerado fracción respirable, es decir, que son capaces de ingresar más allá de la región extratorácica. La fracción gruesa ($\text{PM}_{10-2.5}$) puede penetrar hasta la región traqueo bronquial y la fracción fina ($\text{PM}_{2.5}$) es capaz incluso de llegar a los alvéolos, incrementándose la posibilidad de atravesar la membrana alveolar hacia el torrente sanguíneo (Calvo, Castro, y Fraile, 2009; García-Velazco et al., 2019). En la Figura 3.5 se observa como el tamaño de las partículas influye en la capacidad de penetración al sistema respiratorio.

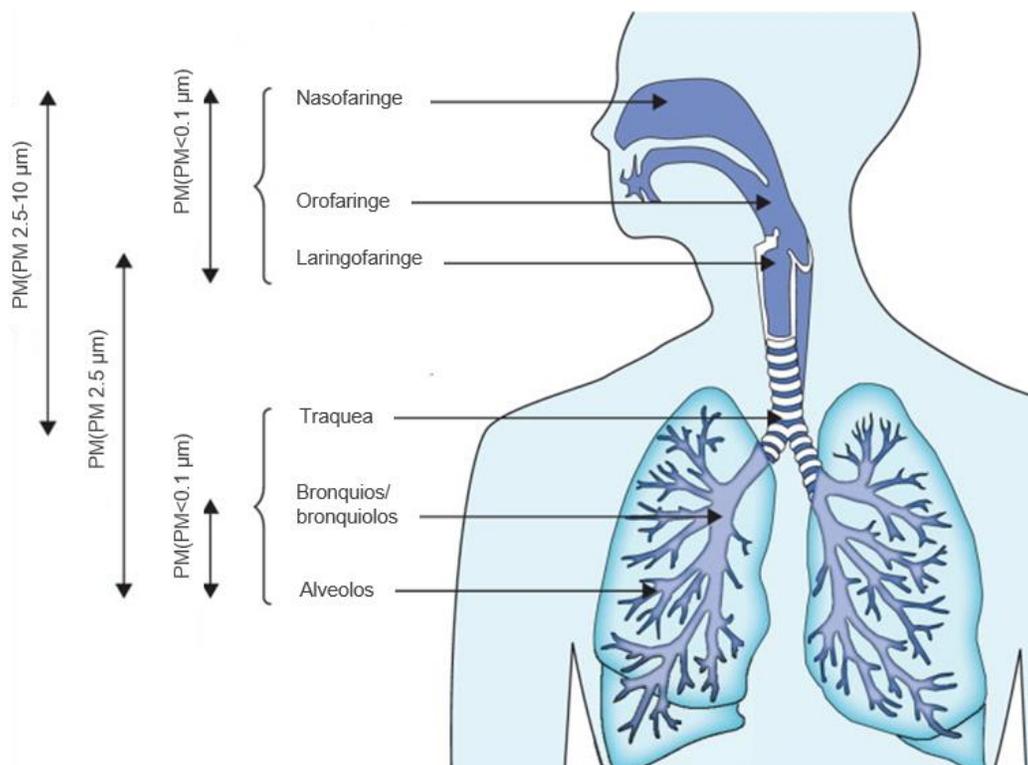


Figura 3.5. Capacidad de penetración de las partículas al sistema respiratorio
Fuente: Calvo, Castro y Fraile, 2009

La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, 2017), menciona que la exposición al material particulado puede afectar tanto a los pulmones como al corazón. Múltiples estudios científicos vincularon la exposición a la contaminación por partículas a una variedad de problemas de salud, que incluye: muerte prematura en personas con enfermedades cardíacas o pulmonares, infartos de miocardio no mortales, latidos irregulares, asma agravada, función pulmonar reducida y síntomas respiratorios aumentados, como irritación en las vías respiratorias, tos o dificultad para respirar.

En el 2013, la Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer clasificó al PM como un agente cancerígeno. Para llegar a esa conclusión, el grupo de trabajo de la agencia analizó más de mil estudios de los cinco continentes, cubriendo los campos científicos de ciencias atmosféricas, epidemiología y toxicología con investigaciones que involucraron humanos, animales y sistemas experimentales (IARC, 2013).

Se debe considerar que la magnitud de los efectos y enfermedades dependerá de las concentraciones que se encuentran en el aire, de la dosis que se inhala, del tiempo y la frecuencia de exposición, así como de las características de la población expuesta (Secretaría de Salud, 2014).

El Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF, 2016) menciona que el PM₁₀ generalmente compuesto por sulfatos, nitratos, amonio, cloruro de sodio y carbón negro son dañinos para la salud debido a que irrita y bloquea las vías bronquiales, generando una amplia gama de enfermedades respiratorias.

La exposición a la contaminación por partículas tiende a afectar en su mayoría a personas con enfermedades cardíacas o pulmonares, niños y adultos mayores (EPA, 2017).

Los niños son especialmente vulnerables debido a que sus pulmones están en proceso de crecimiento y desarrollo (UNICEF, 2016). Además, la capa celular del interior del tracto respiratorio es más permeable a edades tempranas, incluso las

vías respiratorias son más pequeñas que la de los adultos, por lo que las obstrucciones por infecciones son más probables. Los niños respiran dos veces más rápido que los adultos inhalando más aire por unidad de peso (Royal College of Physicians, 2016).

Diversos estudios han demostrado que la capacidad de los pulmones de niños que han vivido en ambientes con contaminación del aire, se ha reducido un 20%, teniendo similitud con los efectos de haber crecido en un hogar con fumadores de cigarros (Wiley y Amy, 2013).

3.3 Evaluación de riesgo ambiental a la salud humana

El término riesgo, en el contexto de la salud pública, se refiere a la probabilidad de que ocurran efectos nocivos a la salud humana. El riesgo está en función del peligro (cualquier cosa que tenga el potencial de causar daño, por ejemplo, un contaminante) y la exposición (Robson y Ellerbusch, 2007).

El riesgo ambiental hace referencia a las consecuencias que se pueden derivar de la exposición humana a un factor ambiental peligroso (García, 2006).

Por lo tanto, la evaluación de riesgo ambiental a la salud está enfocada en el proceso de caracterización científica de la probabilidad potencial de que ocurran efectos nocivos a la salud como resultado de la exposición humana a agentes peligrosos en el medio ambiente (Faustman y Omenn, 2013; Wu y Ferland, 2007).

Además, este proceso es el primer componente en el análisis de riesgo que también incluye la gestión de riesgos y la comunicación de riesgos (OMS, 2017).

El objetivo de realizar una evaluación de riesgo ambiental a la salud es identificar y caracterizar la naturaleza y magnitud del riesgo a la salud humana por exposición a contaminantes, para que posteriormente, con esa información generada, se ayude a los gestores de riesgo a decidir cómo proteger a los humanos y al medio ambiente de los agentes contaminantes (EPA, 2020).

Se debe tener en cuenta que los "gestores de riesgos" pueden ser autoridades federales o estatales cuyo trabajo es proteger el medio ambiente y/o la salud de la población; líderes empresariales que trabajan con proyectos y procesos ambientales; y ciudadanos que toman decisiones con respecto al riesgo (EPA, 2020).

3.3.1 Etapas para realizar una evaluación de riesgo ambiental a la salud

Como se aprecia en la Figura 3.6, para hacer una evaluación de riesgo ambiental a la salud se deben de llevar a cabo las siguientes etapas: La identificación del peligro, la evaluación de la dosis-respuesta, la evaluación de la exposición y la caracterización del riesgo (EPA, 2014; 2019a). A continuación se describe con mayor detalle en que consiste cada uno de esos pasos.

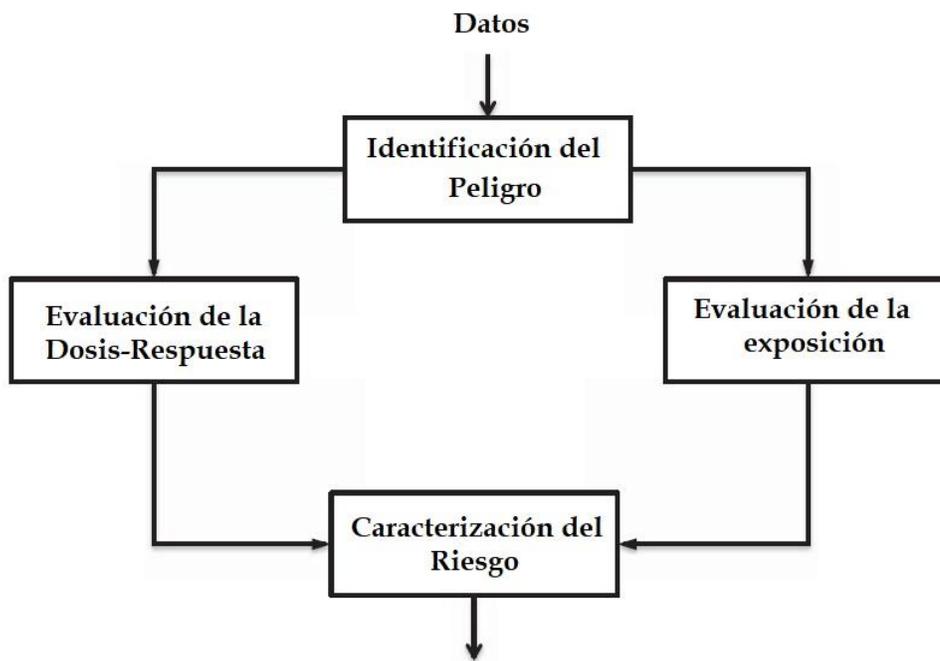


Figura 3.6. Etapas para realizar una evaluación de riesgo ambiental a la salud
Fuente: Theodore y Dupont, 2012

3.3.1.1 Identificación del peligro

El objetivo del primer paso de la evaluación es identificar los agentes o sustancias que tienen el potencial de afectar adversamente a la salud humana, es decir que son peligrosas e identificar qué tipos de afectaciones y enfermedades causan. El

peligro no es considerado una propiedad intrínseca de la sustancia o agente ya que depende de la situación, por ejemplo, la frecuencia de exposición, la concentración y la susceptibilidad del receptor (EPA. 2014; García, 2006; Wu y Ferland, 2007).

Para empezar, se debe realizar un búsqueda de la información disponible con relación a los contaminantes de interés, su fuente de emisión, las condiciones de exposición, la población en riesgo, cómo afectan al cuerpo, entre otros estudios. Ésto con el propósito de entender de mejor manera el sistema en estudio (García, 2006).

Algunos ejemplos de tipos de estudios que son relevantes para identificar la toxicidad de las sustancias son: las puebas *in vitro* e *in vivo* a corto y largo plazo, los bioensayos en animales, los estudios epidemiológicos, la toxicodinámica y la toxicocinética, la relación estructura-actividad y el modo de acción (EPA, 2014; Faustman y Omenn, 2013; Theodore y Dupont, 2012).

3.3.1.2 Evaluación de la dosis-respuesta

El objetivo fundamental de una evaluación dosis-respuesta es obtener una relación matemática entre la cantidad de sustancia tóxica a la cual un ser humano está expuesto (dosis) y el riesgo de desarrollar un efecto negativo a la salud por la exposición a esa dosis (respuesta) (INE-SEMARNAT, 2003).

La relación se representa mediante un modelo matemático que puede llegar a ser muy complejo. En este proceso se consideran factores importantes como la intensidad de la exposición, la edad, el género, el estilo de vida, entre otros. Además, usualmente se requiere extrapolar bajas y altas concentraciones y efectos en animales a humanos (Theodore y Dupont, 2012; Wu y Ferland, 2007).

De acuerdo con el comportamiento de las curvas dosis-respuesta, las sustancias se clasifican en dos categorías (García 2006; INE-SEMARNAT, 2003):

- Sustancias que en la curva dosis-respuesta presentan un umbral (ver Figura 3.7. A), es decir, que existe una dosis a la cual aparece el primer individuo con un efecto adverso (dosis LOAEL), cuya traducción literal indica la dosis

más baja utilizada en el estudio que causó un efecto perjudicial. También es de gran importancia la dosis que no produce efecto adverso (NOAEL) y corresponde al nivel más alto de dosis en el que no se observan efectos adversos. En la Figura 3.8 se presenta los resultados de un estudio hipotético, para determinar el NOAEL y LOAEL.

- Sustancias sin umbral que representan a las sustancias a las que no se les fue posible definir un nivel claro de exposición sin riesgo a la población (ver Figura 3.7. B); en general son las de tipo carcinogénico, estas sustancias tienen la característica de que a cualquier dosis se puede producir un impacto biológico adverso.

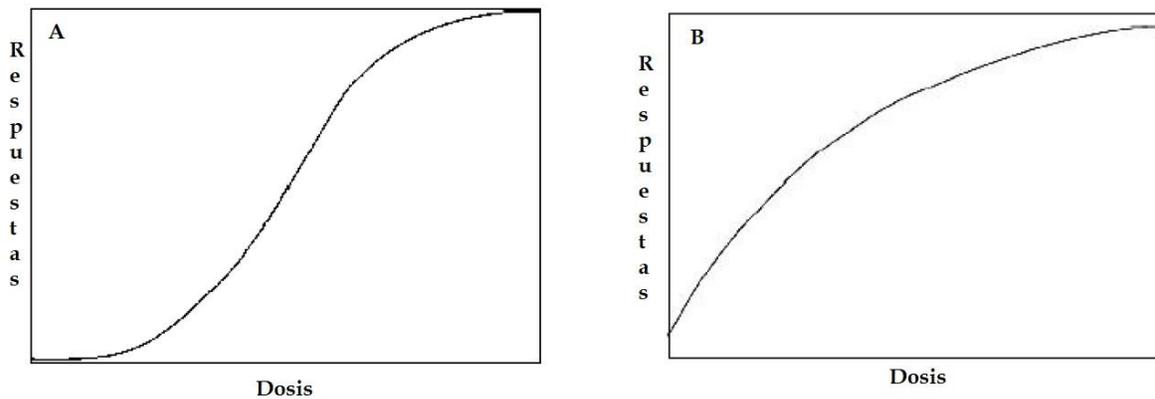


Figura 3.7. Curvas de dosis-respuesta

Donde la curva A representa una sustancia con umbral y la curva B una sustancia sin umbral
Fuente: Evans, 2002

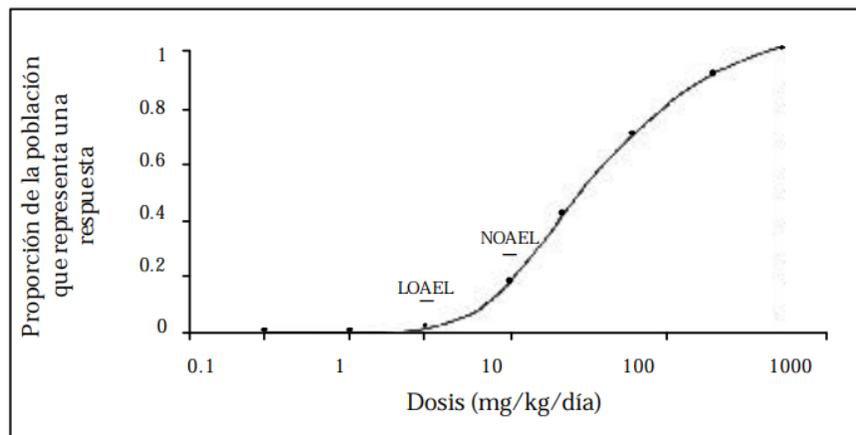


Figura 3.8. LOAEL y NOAEL

Fuente: Gray, 1998

Algunos compuestos químicos pueden ocasionar efectos con umbral y efectos sin umbral. Lo usual para este tipo de compuestos es enfocarse en sus efectos sin umbral ya que la concentración de estos contaminantes en el medio ambiente es generalmente baja. De esta manera el proceso de evaluación de riesgo se aborda de manera más estricta para garantizar la protección de la salud humana (INE-SEMARNAT, 2003).

Con el objetivo de establecer estándares de seguridad para los humanos, se han desarrollado estimaciones de la dosis diaria de exposición a una sustancia que, si ocurre durante toda una vida, probablemente no se tenga un riesgo perceptible de presentar efectos nocivos para la salud de la población en general. A estas estimaciones se les conoce como dosis de referencia (RfD) y concentración de referencia (RfC) (ATSDR, 2005; EPA, 1993); sus unidades son miligramos por kilogramo de peso corporal por día [mg / kg·día] y microgramos por metro cúbico [$\mu\text{g}/\text{m}^3$], respectivamente (EPA, 2002).

Las RfD y RfC son dosis derivadas de los umbrales NOAEL o en su defecto LOAEL (obtenidos habitualmente en pruebas con animales) a los cuales se les aplica factores de incertidumbre (UF) y un factor de modificación adicional (MF) (Ecuación 3.1). Por ejemplo, un NOAEL obtenido de la exposición crónica de un animal es normalmente dividido por un UF con valor de 100. Algunas veces el MF se basa en tablas que contienen el juicio profesional de toda la base de datos de la sustancia química (EPA, 1993).

$$RfD \text{ o } RfC = \frac{NOAEL}{UF \cdot MF}$$

Ecuación 3.1. Dosis y concentración de referencia

Para el caso de las sustancias carcinogénicas, la EPA ha estimado un factor de potencia carcinogénica (SF) que es indicador cuantitativo del potencial que tiene una sustancia de producir cáncer. Este factor también es derivado de experimentos con animales que involucran exposiciones a una sola sustancia por una única ruta

de exposición. Para la ruta por ingestión las unidades del SF son $[\text{mg} / \text{kg}\cdot\text{día}]^{-1}$ y para la ruta por inhalación son $[\mu\text{g}/\text{m}^3]^{-1}$ (ATSDR, 2005; EPA, 1993; García 2006).

En este paso de la evaluación existen factores de incertidumbre como la variación de la sensibilidad entre seres vivos de la misma especie como los humanos (diferencias entre niños, ancianos y asmáticos); incertidumbres en la extrapolación del LOAEL y NOAEL de animales a humanos y de exposiciones subcrónicas a crónicas; e incertidumbres por información faltante o incompleta (ATSDR, 2005).

3.3.1.3 Evaluación de la exposición

La evaluación de la exposición es el proceso de medir o estimar la intensidad, frecuencia y duración de la exposición humana a un agente peligroso que esté presente en el ambiente. Asimismo, mediante este proceso se puede estimar la exposición hipotética que podría ocurrir con la liberación de nuevos contaminantes al medio (Theodore y Dupont, 2012).

La duración de la exposición puede ser aguda (14 días o menos), subcrónica o intermedia (15-365 días) y crónica (más de 365 días) (ATSDR, 2005).

Además, en este paso se pueden describir las fuentes de contaminación; el espacio o lugar de exposición; los mecanismos de liberación, transporte y transformación del contaminante; las rutas de exposición como lo son la ingesta, inhalación y absorción cutánea; y la población expuesta identificando los grupos vulnerables y susceptibles (ATSDR, 2005).

La EPA (2011) presenta ecuaciones que permiten calcular la dosis diaria promedio (DDP) de una sustancia que un individuo inhala o ingiere al estar expuesto a un contaminante ambiental. Esta DDP dependerá de varios factores como la concentración del contaminante en el medio, el peso corporal, la tasa de inhalación del individuo, y del tiempo y frecuencia de la exposición.

Las características de la población relacionadas con la vulnerabilidad y susceptibilidad son importantes porque estos factores, junto con la toxicidad de los contaminantes ambientales, podrían propiciar mayor potencial de riesgos a la salud

(EPA, 2019a). En la Tabla 3.2 se exponen algunos ejemplos de factores de vulnerabilidad y susceptibilidad.

Tabla 3.2. Factores de vulnerabilidad y susceptibilidad

Factores de vulnerabilidad	Factores de susceptibilidad
Cultura, estilo de vida, dieta	Edad
Localización geográfica	Género
Microambientes	Diferencias genéticas
Estatus socioeconómicos	Estilo de vida
Exposiciones previas	Estatus de salud preexistentes

Fuente: EPA, 2019a

3.3.1.4 Caracterización del riesgo

La caracterización del riesgo es la última etapa de la evaluación de riesgo ambiental a la salud, en la cual se describe cualitativa y cuantitativamente la naturaleza y magnitud del riesgo a la salud humana. Además, involucra la combinación de los resultados de la evaluación de la dosis-respuesta y de la exposición al contaminante (INE-SEMARNAT, 2003; Faustman y Omenn, 2013).

En muchos casos, la caracterización de riesgos puede consistir en la comparación de una estimación de exposición química con un valor orientativo o de referencia (OMS, 2017).

Según los efectos en la salud, la estimación cuantitativa del riesgo se puede dividir en dos (EPA 2005):

- Riesgo de padecer cáncer
- Riesgo de padecer enfermedades o afectaciones no cancerígenas

Además, la caracterización del riesgo puede considerar el riesgo por exposición a una sola sustancia peligrosa o estimar el riesgo acumulado por la exposición a múltiples sustancias (Theodore y Dupont, 2012).

Cabe destacar que en esta etapa es muy importante especificar las incertidumbres, limitaciones, variables y suposiciones que se hicieron y presentaron a lo largo de

todo el proceso de la evaluación de riesgo ambiental a la salud. No es necesario realizar un análisis cuantitativo, es decir, un modelo estadístico de incertidumbres; pero, sí es esencial identificar cualitativamente las variables, suposiciones y limitaciones que contribuyeron a las incertidumbres (EPA, 2005; Theodore y Dupont, 2012).

La variabilidad surge de la heterogeneidad de las características, tales como las diferencias de pesos corporales dentro de una población o las diferencias en los niveles de contaminantes en el medio ambiente. Por otro lado, la incertidumbre representa la falta de conocimiento sobre los factores; sin embargo, puede reducirse con investigaciones adicionales (EPA, 2005).

La incertidumbre puede originarse por distintas causas, algunos ejemplos son: la falta de información, desacuerdo entre los especialistas o fuentes de información, las simplificaciones o suposiciones hechas para hacer factible el análisis, y la variabilidad que resulta de los errores de muestreo (INE-SEMARNAT, 2003).

La caracterización del riesgo es una de las primeras herramientas a través de la cual los resultados de una evaluación de riesgo se comunican a las personas encargadas de su manejo, así como a los tomadores de decisiones, periodistas y al público en general (INE-SEMARNAT, 2003).

De manera general la caracterización debe incluir (EPA, 1993):

- a) De manera cualitativa, toda la base teórica y científica del estudio. Además de las conclusiones de la probabilidad de que un agente peligroso pueda causar efectos adversos a la salud.
- b) Una discusión de la información de la dosis-respuesta considerando los conceptos de RfD y SF.
- c) Datos toxicológicos de la sustancia.
- d) Estimación de la naturaleza y magnitud de la exposición e identificación de los tipos de grupos y número de personas expuestas.
- e) Discusión de las incertidumbres, incluyendo las suposiciones hechas, los juicios de científicos y un estimado del grado de conservacionismo.

De igual manera, la EPA exige realizar caracterizaciones de riesgos de manera coherente con los siguientes principios (EPA, 2014):

- **Transparencia:** La caracterización debe revelar completa y explícitamente los métodos de evaluación de riesgos, las suposiciones hechas, las extrapolaciones e incertidumbres.
- **Claridad:** el producto de la evaluación debe ser fácilmente entendible incluso para los lectores que no están involucrados o familiarizados en el proceso de la evaluación de riesgos. Los documentos deben ser concisos, libres de jerga y utilizar gráficos, tablas y ecuaciones comprensibles según sea necesario.
- **Consistente:** La evaluación de riesgos debe realizarse y presentarse de manera coherente con la política de la EPA.
- **Razonable:** La evaluación de riesgos debe basarse en un buen juicio, con métodos y supuestos consistentes con el estado actual de la ciencia y transmitidos de manera informativa, completa y equilibrada.

3.3.2 Diferencias con otras terminologías

En esta sección se describe de manera breve en qué consisten otros procesos relacionados al riesgo con la finalidad de que no exista confusión con la evaluación de riesgo ambiental a la salud humana, que es el proceso que se llevó a cabo para realizar esta investigación.

Cabe destacar que los conceptos pueden variar según el autor y del enfoque de trabajo de quién los plantea, por ejemplo, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, menciona que la *evaluación de riesgos* puede ser de dos tipos: a la *salud humana* o *ecológico*. Sin embargo, ambos están relacionados a la exposición a contaminantes ambientales (EPA, 2020).

De igual manera, la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, 2005) provee guías para realizar *evaluaciones a la salud pública*, por exposición a sustancias presentes en el medio ambiente, este proceso es muy similar a la *evaluación de riesgos a la salud humana* de la EPA, pues ambos utilizan los mismos datos y los mismos pasos metodológicos; no obstante, hay una

diferencia en el propósito de uso, ya que la EPA generalmente lo hace con propósitos de regular la concentración de contaminantes y la ATSDR se enfoca más en las condiciones específicas del sitio de exposición y en las preocupaciones de salud de la comunidad.

Por otro lado, existen las evaluaciones de riesgo o peligro que no están relacionadas con la exposición a contaminantes ambientales. Por ejemplo, las evaluaciones de riesgo o peligro de sufrir afectaciones a la salud por realizar actividades laborales (CDC, 2017; OSHA, 2016) o la evaluación de riesgos de desastres que estima la probabilidad de que ocurran consecuencias perjudiciales (daños a las personas, a la propiedad, interrupción de actividades económicas o deterioro ambiental) como resultado de la interacción entre amenazas naturales o antropogénicas y condiciones de vulnerabilidad (PNUD, 2010).

Por último, es importante tener en cuenta que los nombres de los procesos pueden variar debido a las traducciones del inglés al español.

3.3.2.1 Manejo de riesgo

El manejo de riesgo es el proceso de tomar decisiones con base en los resultados de la evaluación de riesgo, para establecer acciones o programas que protejan la salud humana y el medio ambiente (Teaf y Kuperbberg, 2004).

El manejo de riesgo puede ser realizado a diferentes niveles, desde el individuo que toma sus propias decisiones hasta el máximo tomador de decisiones políticas. Elegir qué es "seguro" o aceptar un cierto nivel de riesgo dependerá del tomador de decisiones (Rodricks y Taylor, 1986).

Para saber cómo manejar el riesgo, las personas que toman decisiones sobre éstos, además de tomar en cuenta la información de la evaluación de riesgos, deben considerar aspectos sociales, económicos, políticos, legales, técnicos, como la factibilidad ingenieril, los costos, los efectos a corto y largo plazo y la aceptación del público (Teaf y Kuperbberg, 2004).

3.3.2.2 Comunicación de riesgo

Se le llama comunicación de riesgo a la transferencia de información técnica (proveniente de una evaluación de riesgo) e información sobre las implicaciones del manejo del riesgo a un público que puede ser grupos, instituciones o individuos, que necesitan un lenguaje adecuado para entender el tema (EPA, 2014; Santos, 2007).

Los objetivos y propósitos de la comunicación de riesgos pueden variar. Algunas veces es alertar a las personas de un riesgo en particular y hacer que tomen acciones para prevenirlos, también pueden ser con propósitos generales de educar e informar, mejorar la comprensión del público, estimular cambios en su comportamiento, cumplir metas ordenadas por organizaciones o mandatos legales y resolver problemas de manera conjunta (Santos, 2007).

Usualmente, los estudios de este proceso se han enfocado principalmente en dos cosas: en qué información se debe presentar y en cómo presentarla (Wu y Ferland, 2007). Teaf y Kuperbberg (2004), definen que una comunicación de riesgo efectiva se alcanza mediante el proceso que, de manera clara y simple, describe el potencial de riesgo, explica los factores que influyen e incrementan el riesgo, contempla las incertidumbres, comunica de qué manera será usada la información para el manejo de riesgos y provee una oportunidad a la audiencia de hacer preguntas o comentarios.

3.4 Marco Jurídico

3.4.1 Internacional

La Organización Mundial de la Salud (OMS) elaboró en 1987 las primeras Guías de Calidad del Aire (GCA) con el objetivo de ofrecer orientación sobre la manera de reducir los efectos de la contaminación del aire en la salud humana. La última actualización de las GCA se realizó en el 2005 y es la que hoy en día permanece vigente, esta guía es relativa al material particulado, ozono, dióxido de nitrógeno y dióxido de azufre.

La OMS reconoce que cada país es libre y soberano para establecer las normas de calidad del aire en función de su nivel de desarrollo, viabilidad tecnológica, y otros

aspectos económicos, políticos y sociales. Sin embargo, es ideal que las GCA se tomen en cuenta para la creación de políticas nacionales de gestión de riesgos ambientales con el objetivo de proteger la salud pública (OMS, 2005).

Hablando específicamente del material particulado, la GCA recomienda valores guías para el PM₁₀ y el PM_{2.5}, esto relativo a sus concentraciones promedio de 24 horas y anuales (ver Tabla 3.3). Para el caso del PM₁₀ se recomienda no exceder la concentración de 50 µg/m³ para la media de 24 horas y una concentración de 20 µg/m³ para la media anual.

Tabla 3.3. Valores guía de la OMS para el material particulado

Contaminante	Valor guía
PM_{2.5}	10 µg/m ³ , media anual
	25 µg/m ³ , media de 24 horas
PM₁₀	20 µg/m ³ , media anual
	50 µg/m ³ , media de 24 horas

Fuente: OMS, 2005

Se aclara que los valores guía que proporciona la OMS no pueden proteger plenamente la salud humana, porque en las investigaciones no se han identificado los umbrales por debajo de los cuales no se producen efectos adversos, ya que éstos varían de acuerdo con las condiciones fisiológicas de cada individuo (OMS, 2005).

Además, como se observa en la Tabla 3.4 y la Tabla 3.5 la guía define tres objetivos intermedios con el propósito de que en los lugares con alta contaminación por PM reduzcan de manera progresiva y sostenida las concentraciones. Asimismo, los países pueden encontrar estos valores intermedios particularmente útiles para calcular los progresos con el paso del tiempo en el difícil proceso de reducir constantemente la exposición de la población al PM (OMS, 2005).

Tabla 3.4. Objetivos Intermedios de la OMS para el PM: concentraciones de 24 horas*

	PM₁₀ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM_{2.5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Fundamento del nivel elegido
Objetivo intermedio-1 (OI-1)	150	75	Basado en coeficientes de riesgo publicados en estudios multicéntricos y metaanálisis (incremento de alrededor del 5% de la mortalidad a corto plazo sobre el valor de las GCA).
Objetivo intermedio-2 (OI-2)	100	50	Basado en coeficientes de riesgo publicados en estudios multicéntricos y metaanálisis (incremento de alrededor del 2.5% de la mortalidad a corto plazo sobre el valor de las GCA).
Objetivo intermedio-3	75	37.5	Basado en coeficientes de riesgo publicados en estudios multicéntricos y metaanálisis (incremento de alrededor del 1,2% de la mortalidad a corto plazo sobre el valor de las GCA).
Guía de calidad del aire (GCA)	50	25	Basado en la relación entre los niveles de PM de 24 horas y anuales.

*Percentil 99 (3 días/año)

Fuente: OMS, 2005

Tabla 3.5. Objetivos Intermedios de la OMS para el PM: concentraciones medias anuales*

	PM₁₀ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM_{2.5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Fundamento del nivel elegido
Objetivo intermedio-1 (OI-1)	70	35	Estos niveles están asociados con un riesgo de mortalidad a largo plazo alrededor de un 15% mayor que con los niveles de las GCA.
Objetivo intermedio-2 (OI-2)	50	25	Además de otros beneficios para la salud, estos niveles reducen el riesgo de mortalidad prematura en un 6% aproximadamente [2-11%] en comparación con el nivel del OI-1.
Objetivo intermedio-3	30	15	Además de otros beneficios para la salud, estos niveles reducen el riesgo de mortalidad en un 6% [2-11%] aproximadamente en comparación con el nivel del OI-2.
Guía de calidad del aire (GCA)	20	10	Estos son los niveles más bajos con los cuales se ha demostrado, con más del 95% de confianza, que la mortalidad total, cardiopulmonar y por cáncer de pulmón, aumenta en respuesta a la exposición prolongada al PM _{2.5} .

*Se prefiere el uso del valor guía del PM_{2.5}

Fuente: OMS, 2005

De acuerdo con la Organización Panamericana de Salud (OPS, 2016), solamente 21 de los 35 países del continente americano regulan el PM₁₀ y 24 de las 43 ciudades con más de un millón de habitantes miden las concentraciones regularmente.

Es importante destacar que el cumplimiento de estas recomendaciones favorece a alcanzar ciertos Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS). Estos objetivos surgen en el año 2015 cuando más de 150 líderes mundiales asistieron a la Cumbre de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible con el fin de aprobar la Agenda de Desarrollo que diera continuidad a los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM). El producto final fue un documento llamado “Transformar Nuestro Mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible” que ha sido adoptado por los 193 Estados Miembros de las Naciones Unidas, entre ellos México (Naciones Unidas, 2020).

La Agenda 2030 está constituida por 17 ODS y 169 metas y aunque su cumplimiento no es jurídicamente obligatorio, es de suma importancia que cada país promueva políticas, planes y programas de desarrollo sostenible con base en esta iniciativa y plan mundial (Naciones Unidas, 2020).

3.4.2 Nacional

Primero, se debe conocer la jerarquía de la legislación mexicana. En orden de importancia se tiene que el primer lugar lo ocupa la Constitución política de los Estados Unidos Mexicanos, seguido de los tratados internacionales, después las leyes, los reglamentos y las normas oficiales (Becerra, 2000; Teutli, 2015).

Las leyes ambientales están fundadas y motivadas por el párrafo 5to del artículo 4to de la Constitución política de los Estados Unidos Mexicanos, pues establece que “Toda persona tiene derecho a un medio ambiente sano para su desarrollo y bienestar. El Estado garantizará el respeto a este derecho. El daño y deterioro ambiental generará responsabilidad para quien lo provoque en términos de lo dispuesto por la ley”.

La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA); el Reglamento de la LGEEPA en materia de prevención y control de la contaminación de la atmósfera; y, por último, el Reglamento de la LGEEPA en materia de registro de emisiones y transferencia de contaminantes determinan, dentro de sus amplios contenidos, las fuentes de emisiones contaminantes que serán reguladas, las atribuciones de los tres niveles de gobierno, el proceso para obtener licencias y los reportes necesarios para registrar las emisiones.

La “Norma Oficial Mexicana NOM-156-SEMARNAT-2012, Establecimiento y operación de sistemas de monitoreo de la calidad del aire” establece que es de observancia obligatoria para los gobiernos locales establecer y operar sistemas de monitoreo de la calidad del aire en aquellas zonas o centros de población que cuenten con alguna de las condiciones siguientes:

- Asentamientos humanos con más de quinientos mil habitantes;
- Zonas metropolitanas;
- Asentamientos humanos con emisiones superiores a veinte mil toneladas anuales de contaminantes criterio primarios a la atmósfera;
- Conurbaciones; y
- Actividad industrial que por sus características se requiera del establecimiento de estaciones de monitoreo de calidad del aire y/o de muestreo de contaminantes atmosféricos.

En materia de salud, el 4to párrafo del artículo 4to de la Constitución política de los Estados Unidos Mexicanos establece que “Toda persona tiene derecho a la protección de la salud”. Fundamentado y motivado en esto, la Ley General de Salud en el artículo 116 y 118 determina que las autoridades sanitarias establecerán las normas y los valores de los límites máximos permisibles para los seres humanos con relación a la concentración de contaminantes en el ambiente.

Los límites máximos permisibles para PM_{10} y $PM_{2.5}$ están determinados por la “Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-2014, Salud ambiental. Valores límites permisibles para la concentración de partículas suspendidas PM_{10} y $PM_{2.5}$ en el aire ambiente y criterios para su evaluación”. Dicha norma es de observancia obligatoria para todo el territorio nacional, para las autoridades federales y locales que tengan a su cargo la vigilancia y evaluación de la calidad del aire. Como se observa en la Tabla 3.6 el límite máximo permisibles para PM_{10} es de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el promedio anual y de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para la media de 24 horas.

Tabla 3.6. Límites Máximos Permisibles de PM en México

Contaminante	Límite Máximo Permissible
$PM_{2.5}$	12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, media anual
	45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, media de 24 horas
PM_{10}	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, media anual
	75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, media de 24 horas

Fuente: Secretaría de Salud, 2014

Capítulo 4. Objetivos e hipótesis

4.1 Objetivos

Objetivo General

Evaluar el riesgo de padecer efectos adversos a la salud en niños de 0 a 10 años por inhalación de material particulado (PM_{10}) durante el periodo 2011-2018, en el Área Metropolitana de Guadalajara, Jalisco.

Objetivos Específicos

1. Calcular las concentraciones promedio de 24 horas, mensuales, temporales y anuales de PM_{10} con base en los registros disponibles del Sistema de Monitoreo Atmosférico de Jalisco durante el periodo 2011-2018.
2. Comparar las concentraciones diarias y anuales de PM_{10} con las concentraciones de regulación nacional e internacional vigentes.
3. Estimar el índice de peligrosidad de las concentraciones máximas de 24 horas, así como las concentraciones máximas y mínimas anuales, con base en las concentraciones de regulación nacional e internacional vigentes.
4. Caracterizar el riesgo por grupos de edad, año calendario y temporadas del año mediante la estimación del cociente de peligro (HQ).

4.2 Hipótesis

Las concentraciones de PM_{10} en el AMG, se asocian con un riesgo alto de padecer efectos adversos a la salud en niños de 0-10 años.

Capítulo 5. Metodología

5.1 Descripción del sitio de estudio

Como se aprecia en la Figura 5.1, el Área Metropolitana de Guadalajara (AMG) geográficamente se ubica en el centro del estado de Jalisco, en la región centro-occidente del país; sus coordenadas extremas corresponden a latitud norte 20°46'00'', latitud sur 20°32'08'', longitud oriental 103°12'30'' y longitud occidental 103°29'00'' (García et al., 2012).



Figura 5.1. Ubicación geográfica del AMG

Dicha área tiene sus límites al norte, con los municipios de San Cristóbal de la Barranca, Ixtlahuacán del Río y Cuquío; al oriente, con Acatic, Tepatitlán de Morelos, Tototlán y Zapotlán del Rey; al sur, con Poncitlán, Chapala, Jocotepec y Acatlán de Juárez; y al poniente, con Tala, El Arenal, Amatitán y Tequila (IMEPLAN, 2015).

El AMG está formada por nueve municipios: Guadalajara, Ixtlahuacán de los Membrillos, Juanacatlán, el Salto, Tlajomulco de Zúñiga, Tlaquepaque, Tonalá, Zapopan y Zapotlanejo. En total ocupan una superficie de 3,265.46 km² (IMEPLAN, 2015).

5.1.1 Población

De acuerdo con INEGI (2020), en el AMG viven 5.2 millones de personas, lo que representa el 63% del total estatal. En la Tabla 5.1 se presentan datos poblacionales de cada municipio que conforma el AMG.

Tabla 5.1. Población en los municipios del AMG

Municipio	Número de Habitantes	Densidad (hab/Ha)
Guadalajara	1,385,629	92
Zapopan	1,476,491	17
San pedro Tlaquepaque	687,127	25
Tonalá	569,913	34
Tlajomulco de Zúñiga	727,750	11
El Salto	232,852	26
Zapotlanejo	64,806	1
Ixtlahuacán de los Membrillos	67,969	4
Juanacatlán	30,855	3
Total del AMG	5,243,392	21

Fuente: INEGI, 2020

EL AMG tiene una densidad promedio de 21 habitantes por hectárea; sin embargo, la densidad no es uniforme en toda la zona. Guadalajara y Tonalá concentran el mayor número de densidad poblacional con 92 y 34 habitantes por hectárea respectivamente (INEGI, 2020).

En lo que se refiere a su estructura por edad, el 24% de la población del AMG son niños de 0 a 11 años, el 28% son jóvenes de 12 a 25 años, el 34% son adultos de 25 a 49 años, y el 14% son adultos mayores de 60 años y más (INEGI, 2020).

5.1.2 Clima

Principalmente el estado de Jalisco muestra un clima semicálido subhúmedo con lluvias en verano, con una temperatura media anual de 21°C, siendo la temperatura máxima de 28°C y la mínima de 6°C (SEMADET, 2014).

La Figura 5.2 representa la variación de las medias mensuales de temperatura en los diferentes municipios del AMG durante el periodo 1981-2010; se aclara que los datos extremos no corresponden a la temperatura extrema de un día en el mes correspondiente, sino que representa el promedio mensual más bajo de alguno de los municipios.

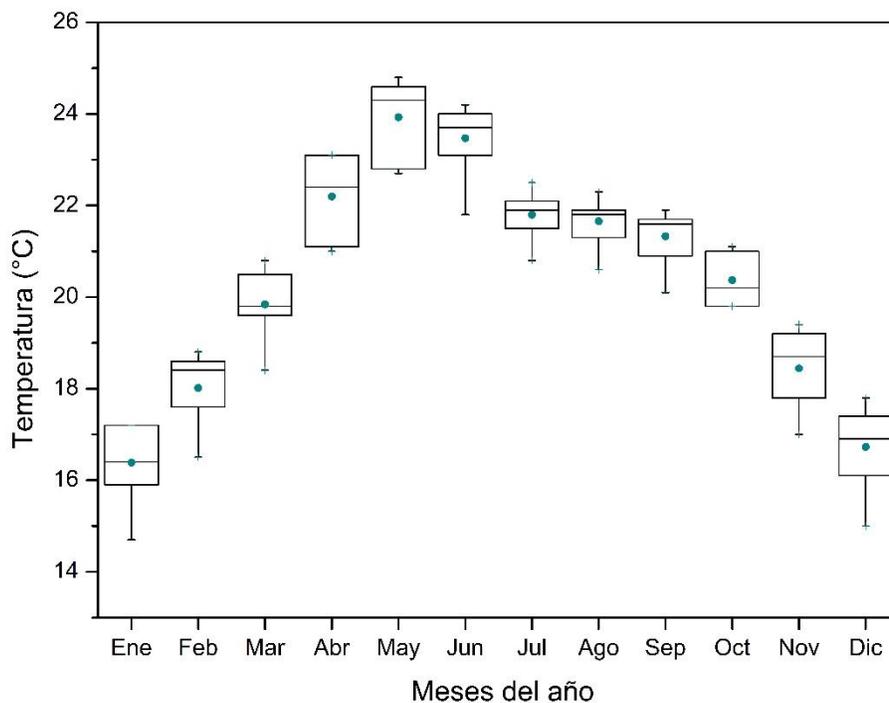


Figura 5.2. Temperatura promedio mensual en el AMG
Fuente: Servicio Meteorológico Nacional, 2011

La precipitación media anual en el AMG es de aproximadamente 900 mm. La temporada de lluvias se presenta de junio a septiembre; en esos meses el 56% de los días presentan precipitaciones (Servicio Meteorológico Nacional, 2011).

En la Figura 5.3 se observa que los municipios tienen comportamientos temporales similares de precipitación; Zapopan, Guadalajara y Tlaquepaque reciben ligeramente mayor precipitación que los demás municipios del AMG.

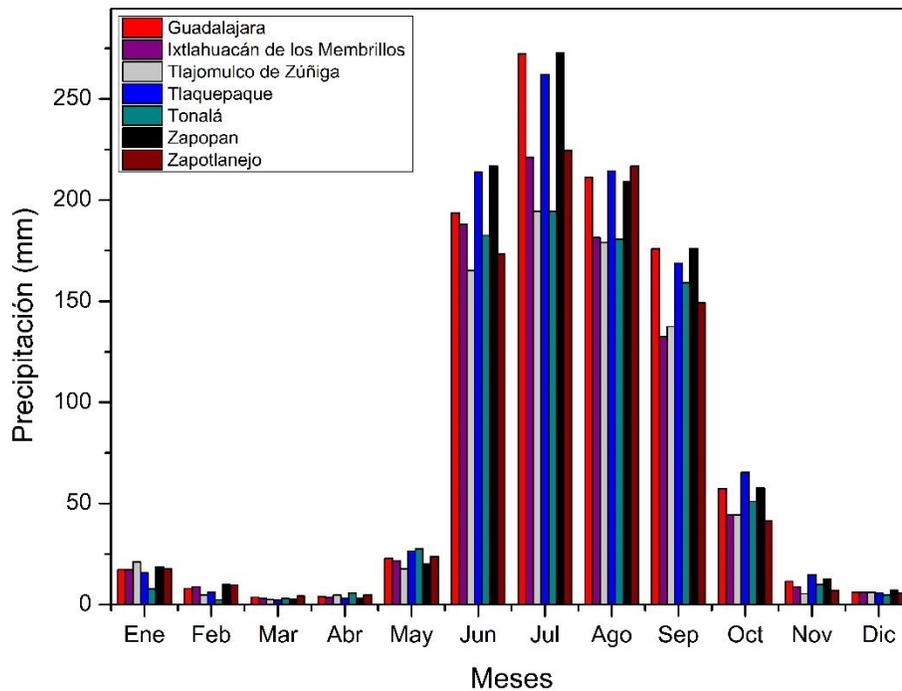


Figura 5.3. Régimen de Lluvias en el AMG
Fuente: Servicio Meteorológico Nacional, 2011

Por lo que concierne al comportamiento de los vientos, de acuerdo con un estudio del periodo 2001-2010, en el AMG los vientos se caracterizan por un dominio de periodos de calma entre 0 y 1 en la escala de Beaufort (ausencia de vientos y/o vientos débiles menores a 5 km/h), estos vientos ocurren con mayor frecuencia de octubre a enero y en las madrugadas y mañanas (en las primeras 12 horas del día) (García et al., 2014).

5.1.3 Actividades económicas

De acuerdo con datos del INEGI (2019), las principales unidades económicas del estado de Jalisco son el comercio, los servicios privados no financieros, las industrias manufactureras, entre otros (ver Figura 5.4). El AMG es el principal centro de actividades económicas ya que ahí se concentra alrededor del 75% de las industrias Jaliscienses.

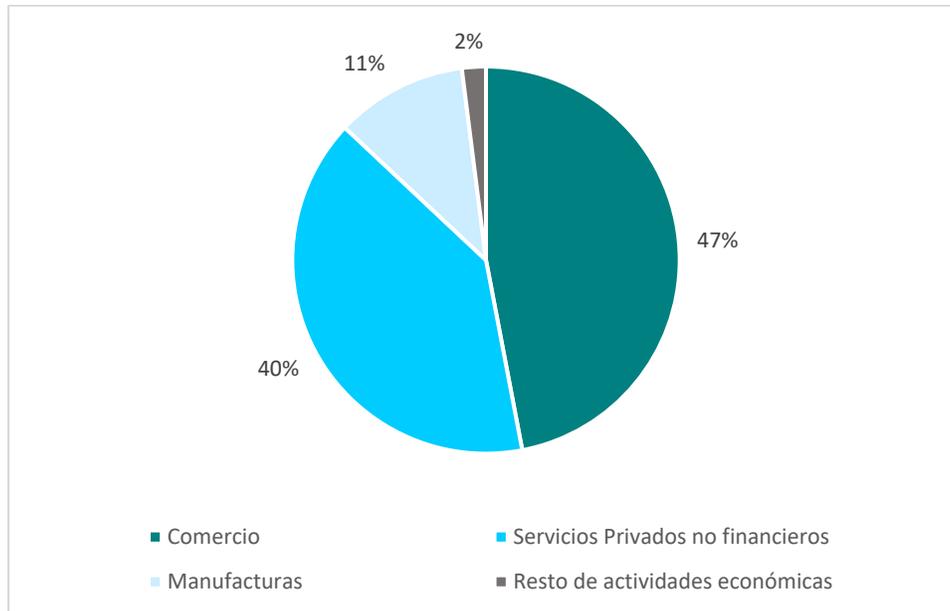


Figura 5.4. Actividad económica en Jalisco
Fuente: INEGI, 2019

En la industria manufacturera se destaca los subsectores alimenticios, de bebidas y tabaco. Sus principales productos industriales son la energía eléctrica, peletería, curtiduría, calzado, bebidas alcohólicas principalmente tequila, cerámica, hilados, tejidos de algodón y lana, azúcar, aceites, y harinas (López y Saucedo, 2014).

Además, Guadalajara es denominada como "El Valle del Silicio mexicano", debido al gran auge y desarrollo de la industria electrónica y por ser el principal fabricante de software en el país (Gobierno Municipal de Guadalajara, 2012).

5.2 Colección de datos de PM₁₀

Los datos sobre las concentraciones de PM₁₀, que se utilizaron en la presente investigación, fueron correspondientes a los años 2011-2018; periodo que representa los ocho años más actuales de los que se tiene registro en la base de datos pública proporcionada por la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial del estado de Jalisco¹ (SEMADET). Es importante mencionar que no se incluyó el estudio de la fracción fina de material particulado (PM_{2.5}) debido a que la mayoría de las estaciones del Sistema de Monitoreo Atmosférico de Jalisco (SIMAJ) no monitorean dicha fracción.

El SIMAJ está formado por 10 estaciones de monitoreo atmosférico: Atemajac, Oblatos, Vallarta, Centro, Tlaquepaque, Águilas, Loma dorada, Miravalle, Las Pintas y Santa Fe (Tabla 5.2). Todas las estaciones se distribuyen dentro del AMG (ver Figura 5.5) y cada una de ellas cuenta con el equipo necesario para registrar de manera horaria las concentraciones de PM₁₀ y de otros contaminantes criterio.

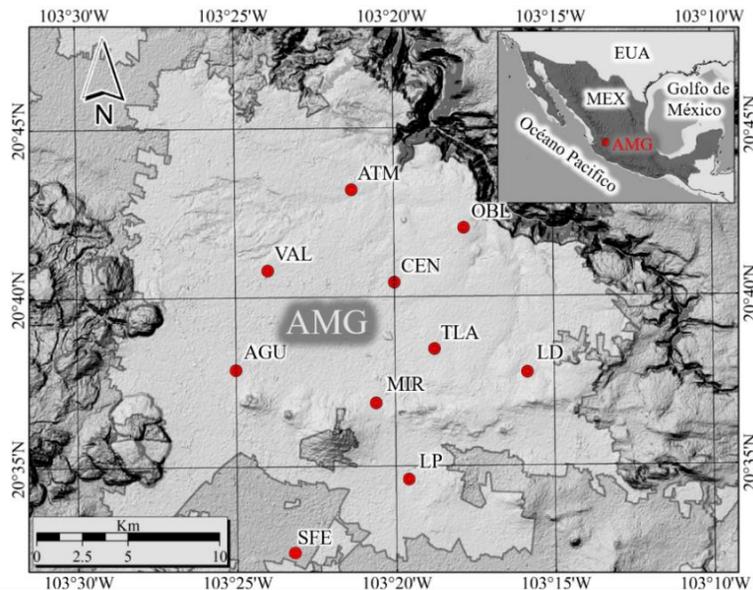


Figura 5.5. Mapa del sistema de monitoreo atmosférico de Jalisco

Fuente: Barradas-Gimate et al., 2017

¹ SEMADET. Índice de Calidad del Aire AMG. Bases de Datos de Calidad del Aire Anuales. Obtenido de: <http://siga.jalisco.gob.mx/aire2020/descargas2020>

Tabla 5.2. Estaciones que conforman la red de monitoreo atmosférico de Jalisco

Estación (abreviatura)	Coordenadas y altitud	Municipios en el área de influencia de la estación ²	Tipo de entorno	Fuente de emisión predominante
Atemajac (ATM)	Lat: 20° 43' 10" Lon: -103° 21' 19" Alt: 1563 msnm	Guadalajara y Zapopan	Urbano	Área
Oblatos (OBL)	Lat: 20°40'48" Lon: -103° 23' 54" Alt: 1608 msnm	Guadalajara	Urbano	Área
Vallarta (VAL)	Lat: 20° 42' 01" Lon: -103° 17' 47" Alt: 1640 msnm	Guadalajara y Zapopan	Urbano	Área
Centro (CEN)	Lat: 20°40'25" Lon: -103°19'59" Alt:1582	Guadalajara	Urbano	Área
Tlaquepaque (TLA)	Lat: 20° 38' 27" Lon: -103° 18' 45" Alt:1622 msnm	Tlaquepaque y Guadalajara	Urbano	Área
Águilas (AGU)	Lat: 20° 37' 51" Lon: -103° 25' 00" Alt:1633 msnm	Guadalajara, Tlaquepaque y Zapopan	Urbano	Área
Loma Dorada (LDO)	Lat: 20° 37' 45" Lon: -103° 15' 50" Alt:1645 msnm	Tonalá y Guadalajara	Urbano	Biogénicas
Miravalle (MIR)	Lat: 20° 36' 52" Lon: -103° 20' 36" Alt: 1622 msnm	Guadalajara y Tlaquepaque	Urbano	Fijas
Las Pintas (PIN)	Lat: 20° 34' 36" Lon: -103° 19' 35" Alt: 1643 msnm	El Salto, Tlaquepaque y Tlajomulco	Semi urbano	Área
Santa Fe (SFE)	Lat: 20° 31' 44" Lon: -103° 22' 37" Alt: 1541 msnm	Tlajomulco, Tlaquepaque y el Salto	Urbano	Área

Fuente: SEMADET, 2011

La mayoría de las estaciones fueron instaladas en el año de 1993 a excepción de Las Pintas y Santa Fe que fueron instaladas en el 2011 y 2013 respectivamente. En cuanto al equipo de monitoreo, siete de las diez estaciones miden el PM₁₀ con un monitor continuo de partículas 5014i Beta (Thermo Scientific, MA, EUA); dos de las

² El área de influencia de las estaciones es de 2 km a la redonda (SEMADET, 2011).

estaciones (Águilas y las Pintas) con un monitor continuo de partículas 1400a (Thermo Scientific, MA, EUA) y Santa Fe con un monitor de atenuación beta BAM 1020 (Met-One Instruments, Inc. OR, EUA) (SEMADET, 2011).

5.2.1 Validación de datos

Después de seleccionar las bases de datos de los años mencionados, se procedió a validar los registros horarios de las concentraciones de PM₁₀ con el objetivo de obtener los promedios de 24 horas (diarios), mensuales, temporales y anuales. Estos procesos se realizaron de acuerdo con la “Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-2014 Salud ambiental. Valores límite permisibles para la concentración de partículas suspendidas PM₁₀ y PM_{2.5} en el aire ambiente y criterios para su evaluación”.

Para obtener los promedios de 24 horas de cada día se requirió de un mínimo de 75% de las concentraciones horarias válidas (18 registros). Los datos horarios faltantes y los datos no confiables se consideraron no válidos, es decir, se excluyeron del análisis. La Ecuación 5.1 indica cómo se calculó el promedio de 24 horas.

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$$

Ecuación 5.1. Concentración promedio de 24 horas

Donde:

\bar{x} = promedio de 24 horas

n = número de concentraciones horarias válidas.

x_i = concentraciones horarias válidas

Para realizar el cálculo del promedio anual de un año calendario, primero se validaron los datos por trimestres del año. La Tabla 5.3 indica los meses que integran cada trimestre del año calendario. El trimestre se consideró válido si cumplía con un mínimo del 75% de los datos de las concentraciones promedios de

24 horas validadas que conforman el periodo (un mínimo de 68 datos diarios para el primer y segundo trimestre y 69 datos para el tercer y cuarto trimestre).

Tabla 5.3. Meses incluidos por trimestre

Trimestre	Meses
1	Enero, febrero y marzo
2	Abril, mayo y junio
3	Julio, agosto y septiembre
4	Octubre, noviembre y diciembre

El promedio anual se consideró válido si contó con al menos tres trimestres válidos. Para calcular los promedios se utilizó la Ecuación 5.2 y Ecuación 5.3. En el caso de no cumplir con el mínimo de tres trimestres válidos, el promedio anual en esa estación no fue tomado en cuenta para evaluar el cumplimiento de la norma.

$$\bar{x}_a = \frac{1}{n_a} \sum_{i=1}^{n_a} x_t$$

Ecuación 5.2. Concentración promedio anual

Donde:

\bar{x}_a = promedio anual

n_a = número de trimestres válidos en el año ($n_a = 3, 4$)

$$\bar{x}_t = \frac{1}{n_t} \sum_{i=1}^{n_t} x_{i,t}$$

Ecuación 5.3. Concentración promedio trimestral

Donde:

t = trimestre del año calendario ($t = 1, 2, 3, 4$).

\bar{x}_t = promedio para el trimestre t

n_t = número de datos válidos en el trimestre t

$x_{i,t}$ = valor de concentración correspondiente al día i del trimestre t

Debido a que las concentraciones de PM_{10} se ven significativamente influenciadas por las condiciones meteorológicas como las precipitaciones y los vientos, se decidió dividir el periodo anual en temporadas de lluvias, secas cálidas y secas frías. En la Tabla 5.4 se observa que meses integran cada temporada.

Tabla 5.4. Meses incluidos por temporadas

Temporada	Meses
Lluvias	Junio, julio, agosto, septiembre y octubre
Secas frías	Noviembre, diciembre, enero y febrero
Secas cálidas	Marzo, abril y mayo

5.2.2 Análisis de datos y comparación con las normativas

Los registros de PM_{10} validados fueron concentrados en una base de datos de Microsoft Excel y procesados para obtener los promedios diarios, trimestrales, anuales, mensuales y temporales.

Las concentraciones promedio diarias y anuales fueron comparadas con los Límites Máximos Permisibles (LMP) que establece la Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-2014 y con lo que recomienda la Organización Mundial de la Salud en sus guías de calidad del aire del 2005; esto con la finalidad de reconocer la frecuencia diaria y anual del cumplimiento a la legislación nacional e internacional referente a las concentraciones de PM_{10} .

Los demás promedios de PM_{10} fueron analizados para hallar tendencias y patrones temporales y espaciales de su comportamiento.

5.2.3 Análisis estadístico

Para el análisis estadístico del conjunto de datos de estudio, se utilizó la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov, la cual demostró la ausencia de normalidad en los datos. Debido a lo anterior se seleccionaron pruebas no-paramétricas para analizar los resultados de concentraciones anuales, temporales, horarias y espaciales.

Los datos se contrastaron con la prueba Kruskal-Wallis complementando con la prueba de Diferencia Mínima Significativa (LSD, por sus siglas en inglés) para determinar la diferencia entre los grupos de datos. Todas las pruebas se realizaron a un nivel de confianza del 95% en el software Statgraphics XVII.

5.3 Indicador de peligrosidad

Mediante la Ecuación 5.4 se calculó el número de veces que las concentraciones registradas en el AMG sobrepasan la concentración límite máxima permisible que establece la Norma Oficial y la que recomienda la OMS. A este factor se le denominó *Indicador de peligrosidad*.

$$IP = \frac{CC}{LMP}$$

Ecuación 5.4. Indicador de peligrosidad

Donde:

IP=Indicador de peligrosidad

CC=Concentración del contaminante [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

LPM= Límite máximo permisible [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

5.4 Evaluación de Riesgo Ambiental a la Salud Humana

La evaluación de riesgo ambiental a la salud humana se realizó de acuerdo con la metodología que establece la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, 2005; 2014; 2019a) y la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, 2005).

5.4.1 Identificación del peligro

Con base en la literatura, se identificó al PM_{10} como un contaminante que tiene el potencial de afectar adversamente a la salud humana, ya que inclusive en el año 2013, la Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer lo clasificó como un agente carcinógeno.

La evaluación del riesgo se enfocó en niños de 0 a 10 años de edad debido a que son un grupo vulnerable, pues tienden a realizar actividades al aire libre y sus pulmones aún están en el proceso de crecimiento y desarrollo (UNICEF, 2016).

Como se aprecia en la Tabla 5.5 se clasificó a los niños en 5 grupos de edades. El criterio de agrupación fue con base en los valores de las tasas de inhalación (EPA, 2011).

Tabla 5.5. Grupo de edades

Grupos	Edades
1	Menores a 1 año
2	1 año
3	2 años
4	3-5 años
5	6-10 años

5.4.2 Evaluación de la dosis-respuesta

Debido a que el PM₁₀ no tiene una composición definida, pues es una mezcla de sustancias que depende de su fuente de emisión y de las reacciones con el medio, la EPA no establece un factor de potencia carcinogénica para el material particulado en general, ni tampoco una dosis de referencia (RfD); sin embargo, sí los proporciona para sustancias en específico que pueden ser parte de la composición química del PM₁₀ como el plomo, arsénico, níquel, cobre entre otros.

A razón de que en esta investigación no se cuenta con una especiación química del PM₁₀ se utilizó un valor de dosis de referencia que otros autores han empleado para caracterizar el riesgo por exposición a PM₁₀ (RfD= 11 µg/Kg·día) (APAT, 2008; Garbero et al., 2011; Gruszecka-Kosowska, 2018).

5.4.3 Evaluación de la exposición

Para hacer la evaluación de la exposición se tomó en cuenta solamente la vía de exposición por inhalación ya que es la ruta principal por donde el PM₁₀ ingresa al

cuerpo humano. La exposición se evaluó con duraciones subcrónicas (15-365 días) y crónicas (más de 365 días).

Mediante la Ecuación 5.5 se calculó la dosis diaria promedio (DDP) de PM₁₀ que un niño puede inhalar al estar expuesto al aire ambiente que contiene el contaminante. En la Tabla 5.6 se concentran los valores de pesos corporales y tasas de inhalación que se asociaron a cada grupo de edad.

$$DDP = \frac{CC \times TI \times FE}{P}$$

Ecuación 5.5. Dosis diaria promedio

Donde:

DDP=Dosis diaria promedio [$\mu\text{g}/\text{Kg} \times \text{día}$]

CC=Concentración del contaminante [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

TI=Tasa de inhalación [$\text{m}^3/\text{día}$]

FE=Factor de exposición (ver Ecuación 5.6)

P= Peso corporal [Kg]

Tabla 5.6. Peso corporal y tasa de inhalación

Edades	Peso (Kg)	Tasa de Inhalación($\text{m}^3/\text{día}$)
<1 año	7.5	5.4
1	10.5	8
2	13	8.9
3-5 años	17	10.1
6-10 años	27	12

Fuente: EPA, 2011; OMS, 2006

Para calcular el factor de exposición (Ecuación 5.6) se tomaron los valores recomendados por la EPA (2011) y la ATSDR (2005); 24 horas por día como valor de horas de exposición (HE) y 350 días al año para los días de exposición (DE), lo anterior considerando el peor escenario de exposición.

Se aclara que para el caso de la evaluación de la exposición en temporadas de secas se utilizó un valor DE=120 días para la temporada de secas frías; DE=90 días para la temporada de secas cálidas y DE= 50 días para la temporada de lluvias.

$$FE = \frac{HE \times DE \times AE}{T_{\bar{x}}}$$

Ecuación 5.6. Factor de exposición

Donde:

HE=Horas de exposición [h]

DE=Días de exposición [d]

AE=Años de exposición [a]

$T_{\bar{x}}$ =Tiempo promedio [hxdxa] = 24 × 365 × AE

Los valores de los años de exposición (AE) se determinaron para cada grupo de edad como se muestra en la Tabla 5.7.

Los valores de la concentración del contaminante (CC), variaron de acuerdo al grupo de edad y al año calendario en el que se evaluó la exposición y el riesgo.

Lo anterior es debido a que para calcular una DDP que se ha inhalado no solamente durante un año calendario en específico, sino a lo largo de toda la vida, se promedió las concentraciones anuales de acuerdo con los años de exposición de cada grupo de edad. Por ejemplo, para el caso de los niños con edad de 6 a 10 años durante el año 2018, se calculó el CC como el promedio de las concentraciones anuales de los ocho años previos al 2018 (promedio del 2011-2018); en contraste con el caso de las evaluaciones en el año 2011, en donde solo se utilizó la concentración anual de ese año, pues es el primer registro en esta investigación.

Tabla 5.7. Valores para los años de exposición

Grupo de edades	Años de exposición (AE)
Menores a 1 año	0.5
1 año	1
2 años	2
3-5 años	4
6-10 años	8

5.4.4 Caracterización del riesgo

En la última etapa de la evaluación del riesgo ambiental a la salud se integraron los resultados de las evaluaciones de la dosis-respuesta y de la exposición para

finalmente estimar el riesgo de padecer enfermedades o afectaciones a la salud no cancerígenas por la exposición a PM₁₀.

Cabe mencionar que para esta investigación no se estimó el riesgo de padecer cáncer debido a la falta de una caracterización de especies químicas en el PM₁₀.

Por lo tanto, para la caracterización del riesgo se estimó el cociente de peligro (HQ) que indica si existe un riesgo alto o bajo de padecer enfermedades no cancerígenas (ver Ecuación 5.7). Si el resultado del cociente de peligro es menor a 1 significa que el riesgo de afectaciones a la salud es bajo o improbable; por el contrario, si el valor sobrepasa la unidad, entonces indica un riesgo alto (EPA, 2005).

$$HQ = \frac{DDP}{RfD}$$

Ecuación 5.7. Cociente de peligro

Donde:

HQ=Cociente de peligro

DDP= Dosis diaria promedio [$\mu\text{g}/\text{Kg}\times\text{d}$] (ver ecuación 3)

RfD=Dosis de referencia [$\mu\text{g}/\text{Kg}\times\text{d}$] = 11 $\mu\text{g}/\text{Kg}\times\text{d}$

Capítulo 6. Resultados

6.1 Concentraciones de PM₁₀

El periodo estudiado (2011-2018), cuenta con un total de 2,919 días validados que corresponde al 89% de los días totales y cuenta con 504,431 mediciones horarias de PM₁₀. Los promedios estimados indican que el 45% de los días sobrepasan los 50 µg/m³, que la OMS recomienda no exceder como promedio de 24 horas; mientras que el 13% de los días rebasa la concentración de 75 µg/m³ que corresponde al Límite Máximo Permisible (LMP) que establece la Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-2014, de ahora en adelante referida como NOM.

En la Figura 6.1 se observa las concentraciones diarias promedio de PM₁₀ en el AMG, durante los ocho años de estudio. Además, se aprecia un comportamiento tendencial anual, en donde las concentraciones comienzan elevadas a principio de cada año calendario, disminuyen visiblemente a mediados y vuelven a incrementarse a finales del año. Por otro lado, se hallaron seis días con concentraciones que superaron los 150 µg/m³, siendo el 25 de diciembre de 2018 el día con la concentración promedio más alta de todo el periodo de estudio (215 µg/m³).

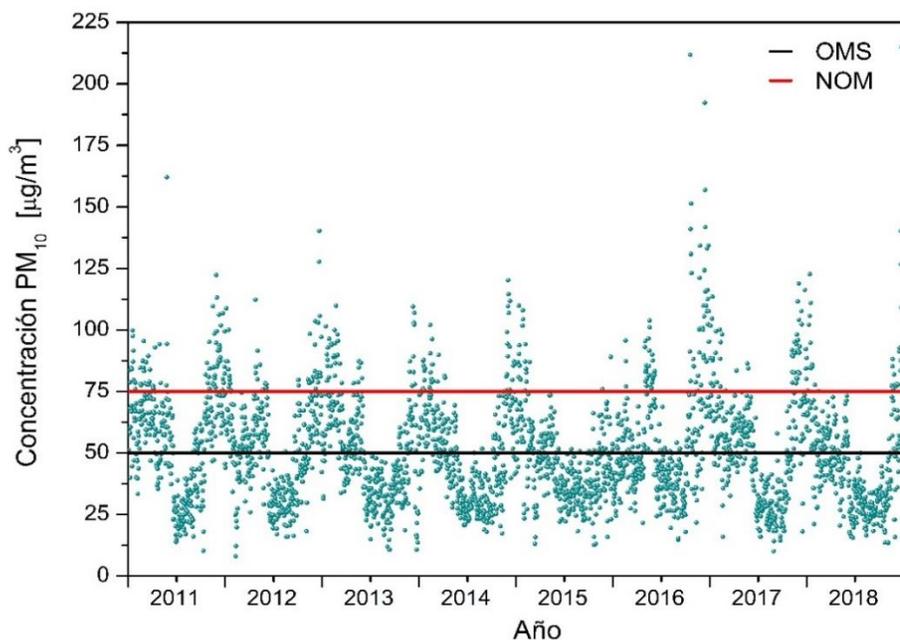


Figura 6.1. Concentración promedio de 24 horas de PM₁₀ en el AMG

Con respecto a las concentraciones anuales de PM_{10} , en la Figura 6.2 se exponen las concentraciones promedio que se registraron en el AMG durante el periodo 2011-2018. Se hace evidente que en ningún año se cumplió lo establecido por la NOM, es decir, que en cada año se excedió el LMP de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$; por consiguiente, no cumplió con lo recomendado por la OMS (no exceder los $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

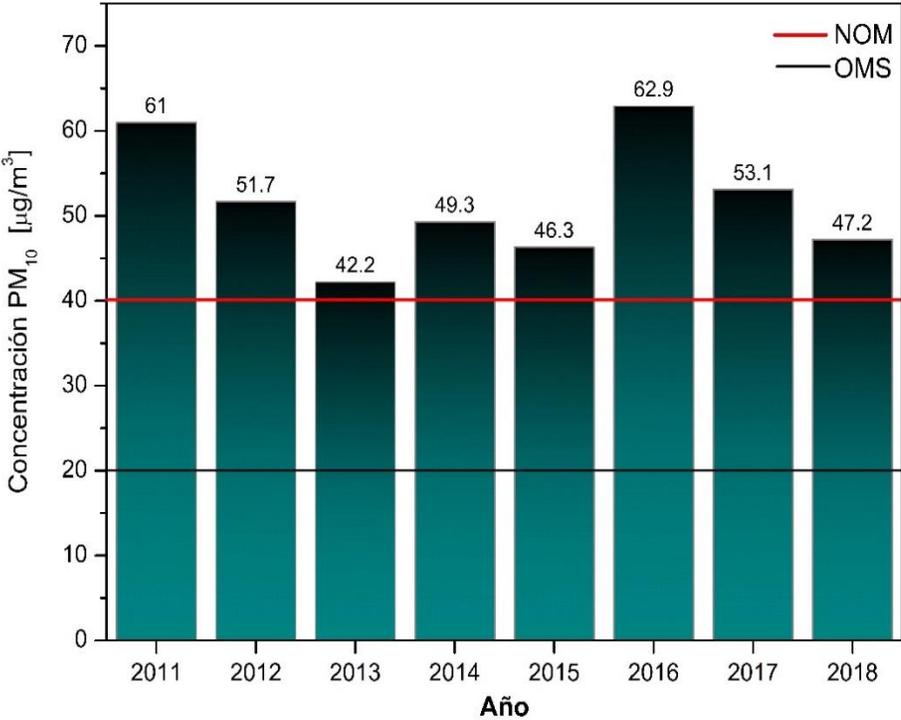


Figura 6.2. Concentración promedio anual de PM_{10} en el AMG

Los años 2016 y 2011 fueron los que presentaron los promedios anuales más elevados del periodo de estudio ($P < 0.05$, ver Anexo A); sobrepasando alrededor de tres veces lo recomendado por la OMS. Es importante mencionar que el promedio anual del 2016 está basado únicamente en dos estaciones de monitoreo (LDO y SFE), esto debido a que las demás estaciones del Sistema de Monitoreo Atmosférico de Jalisco (SIMAJ) no cumplieron con el criterio para ser válidas.

Durante todo el periodo de estudio, se validaron 50 promedios anuales de los cuales el 58% sobrepasó el LMP anual que establece la NOM y el 98% sobrepasó el valor guía recomendado por la OMS (ver Tabla 6.1)

Tabla 6.1. Concentración promedio anual de PM₁₀ (µg/m³) en cada estación del SIMAJ

Región del AMG	Norte		Sur			Este	Oeste		Centro	
Estaciones	ATM	OBL	MIR	PIN	SFE	LDO	VAL	AGU	CEN	TLA
2011	46.8	-	63.7	-	-	76	-	-	-	57.4
2012	-	64.9	60.2	86.6	-	-	25.5	19.1	-	54.2
2013	-	-	-	73.7	-	37.9	29.3	32.2	35.7	44.5
2014	32.9	34	73.9	80.8	87.6	41.2	29.6	31.4	37.8	52.5
2015	33.7	30.4	59.2	63.6	91.5	31.6	28.1	-	32.3	46.7
2016	-	-	-	-	85.9	39.9	-	-	-	-
2017	-	35.5	67.3	78.7	87.4	52.2	-	36.8	40.4	43.7
2018	-	-	57.4	-	-	-	67.2	32.8	34	44.6

-Las casillas sin datos se debe a que el año no fue válido con base en la NOM

Siguiendo con el análisis del comportamiento temporal del PM₁₀, las concentraciones mensuales promedio mantienen un comportamiento similar cada año, en la Figura 6.3 se presenta mediante puntos las concentraciones promedio mensuales de cada año, los puntos rojos representan las concentraciones mensuales más altas durante el año calendario y los puntos amarillos los más bajos.

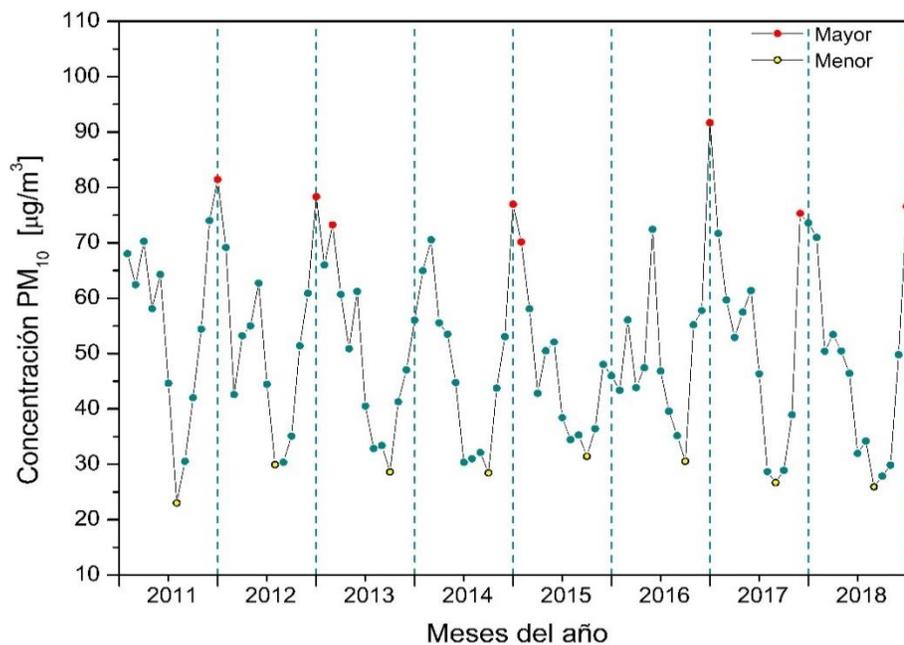


Figura 6.3. Concentraciones promedio mensual de PM₁₀ en el AMG

Generalmente, la concentración mensual más elevada de cada año se presenta en el último punto del año, es decir, en el mes de diciembre; mientras que las concentraciones más bajas se registran en el tercer trimestre del año (julio, agosto y septiembre) ($P < 0.05$, ver anexo B) que son los meses con lluvias más abundantes.

De acuerdo con los resultados del análisis estadístico (Anexo C), las concentraciones de PM_{10} por temporada del año presentan diferencias significativas ($P < 0.05$). En la temporada de secas frías se presenta las mayores concentraciones con un promedio de $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$, seguida de la temporada de secas cálidas ($54 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y por último la temporada de lluvias ($35 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Las concentraciones de PM_{10} en el AMG no permanecen constantes durante todas las horas del día. En la Figura 6.4 se aprecia el promedio de las concentraciones horarias durante el periodo de estudio. Se observa que las concentraciones más altas se registran de 8 a 10 h por la mañana y de manera similar de 20 a 22 h por la noche. En cambio, las concentraciones más bajas se presentan de 2 a 5 h por la madrugada y de 15 a 16 h por la tarde.

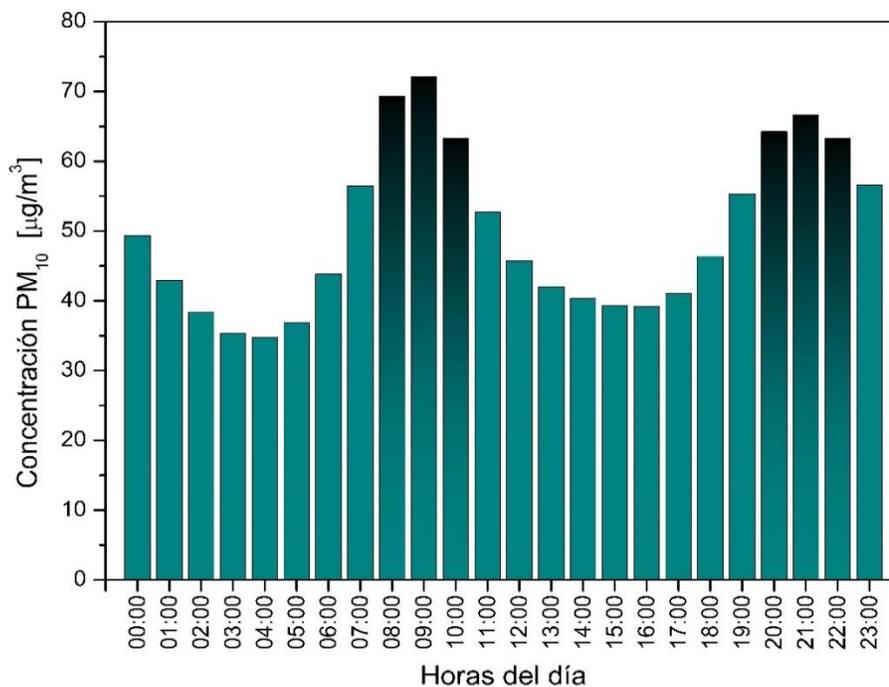


Figura 6.4. Comportamiento horario de PM_{10} en el AMG

De igual manera, el análisis estadístico de las concentraciones horarias reveló una diferencia significativa ($P < 0.05$, ver Anexo D). Siendo la concentración más alta a las 9 h ($72 \mu\text{g}/\text{m}^3$), la cual corresponde al doble de la concentración más baja ($35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 4 h).

En cuanto al análisis del comportamiento espacial del PM_{10} , la Figura 6.5 exhibe las concentraciones anuales en cada una de las estaciones de monitoreo de la red SIMAJ, agrupadas según la región del AMG en la que se ubican. Se distingue la región sur por presentar claramente las concentraciones más elevadas de PM_{10} durante el periodo de estudio; en contraste con la región Oeste que presenta las concentraciones anuales promedio más bajas.

La estación Santa Fe ha presentado los promedios anuales más elevados dentro del AMG, con un valor $P < 0.05$, pues registra aproximadamente tres veces más concentración de PM_{10} que lo que se registra en la estación las Águilas (estación con el promedio anual más bajo del periodo de estudio) (ver Anexo E).

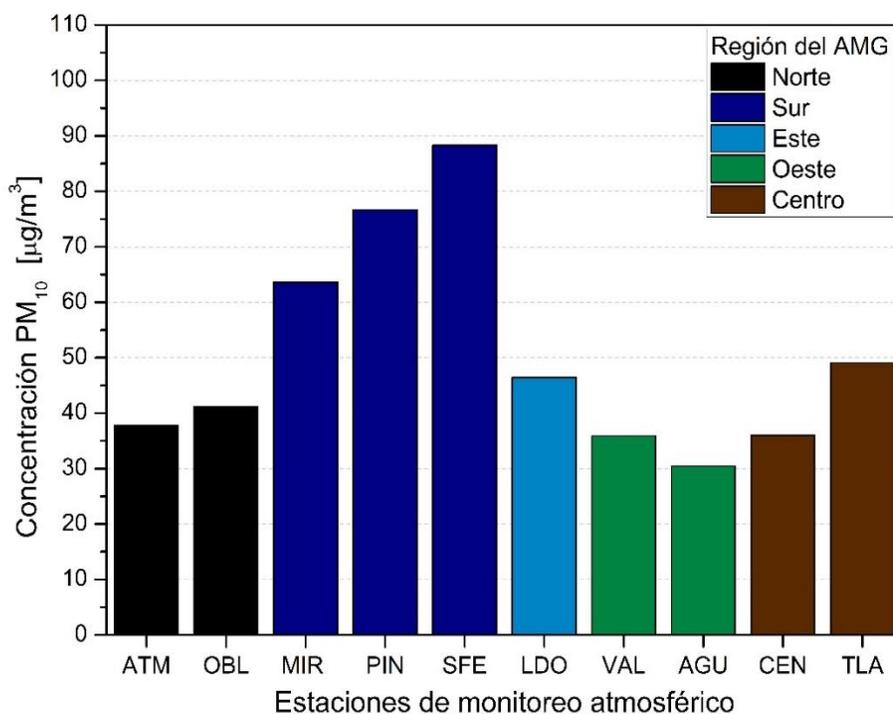


Figura 6.5. Promedio anual de PM_{10} por estación durante el periodo 2011-2018

6.2 Indicador de peligrosidad

Retomando que el Indicador de peligrosidad (IP) hace referencia al número de veces que una concentración de PM₁₀ sobrepasa la concentración LMP que establece la NOM o el valor guía que la OMS recomienda no exceder, las siguientes tablas indican la fecha en que se registraron las concentraciones de PM₁₀ más elevadas en cada una de las estaciones del SIMAJ y presenta el IP de acuerdo con la NOM y la OMS.

En la Tabla 6.2 se concentran los resultados del IP correspondientes a las concentraciones diarias máximas del periodo 2011-2018. Con respecto a las fechas, destaca el día 27 de mayo de 2011 ya que representó el promedio diario máximo en tres de las estaciones (ATM, LDO y OBL) que se ubican al noreste del AMG; de la misma manera, sobresale el día 25 de diciembre de 2018 en las estaciones MIR, PIN y TLA (sur-centro del AMG).

Tabla 6.2. Indicador de peligrosidad (IP) con base en las concentraciones diarias máximas de PM₁₀

Estación	Concentración Máxima 24 h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Fecha	IP _{NOM}	IP _{OMS}
AGU	131	29/mar/15	1.7	2.6
ATM	177	27/may/11	2.4	3.5
CEN	119	16/ene/18	1.6	2.4
LDO	196	27/may/11	2.6	3.9
MIR	244	25/dic/18	3.3	4.9
OBL	247	27/may/11	3.3	4.9
PIN	366	25/dic/18	4.9	7.3
SFE	284	20/feb/16	3.8	5.7
TLA	233	25/dic/18	3.1	4.7
VAL	129	28/nov/17	1.7	2.6

En la estación Las Pintas se detectó la concentración diaria máxima más elevada en comparación con las máximas de las demás estaciones del SIMAJ (366 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), rebasando aproximadamente cinco veces lo establecido por la NOM y siete veces lo recomendado por la OMS; en contraste, se observó en la estación Centro la concentración máxima menos elevada, el IP indica que el día que se presentó la

mayor concentración en esa estación se excedió 1.6 veces la NOM y 2.6 veces lo aconsejado por la OMS (ver Tabla 6.2).

Tomando en cuenta las concentraciones anuales de PM₁₀, la Tabla 6.3 y la Tabla 6.4, contienen información sobre las concentraciones máximas y mínimas anuales de cada estación de monitoreo. Además, contiene el año calendario al que corresponde y los resultados del indicador de peligrosidad.

En el año 2011, se presentaron con mayor frecuencia las concentraciones anuales máximas de cada estación del SIMAJ (ATM, LDO, OBL, TLA). Por otro lado, el mayor indicador de peligrosidad fue de 2.2 de acuerdo con el LMP de la NOM y 4.5 con respecto a la OMS, registrado en el 2015 en la estación Santa Fe (91.5 µg/m³) (Tabla 6.3).

La estación las Águilas fue la única estación del SIMAJ que, durante todo el periodo de estudio, no sobrepasó ni una sola vez el LMP anual que establece la NOM. Motivo por el cual, el indicador de peligrosidad en ese caso fue siempre menor a 1, es decir, que con base en la legislación mexicana sí se está protegiendo la salud de la población; sin embargo, el IP respecto a lo que recomienda la OMS no es menor a 1, pues la concentración máxima en esa estación sobrepasa 1.8 veces los 20 µg/m³ que la OMS recomienda no exceder (Tabla 6.3).

Tabla 6.3. Indicador de peligrosidad (IP) con base en las concentraciones anuales máximas de PM₁₀

Estación	Año con la concentración máxima anual	Concentración Máxima anual (µg/m ³)	IP _{NOM}	IP _{OMS}
AGU	2017	36.8	0.9	1.8
ATM	2011	46.8	1.1	2.3
CEN	2017	40.4	1.0	2.0
LDO	2011	76.0	1.9	3.8
MIR	2014	73.9	1.8	3.6
OBL	2011	64.9	1.6	3.2
PIN	2012	86.6	2.1	4.3
SFE	2015	91.5	2.2	4.5
TLA	2011	57.4	1.4	2.8
VAL	2018	87.4	2.1	4.3

Por otra parte, el IP con base en las concentraciones anuales mínimas que se registraron en cada estación del SIMAJ (ver Tabla 6.4), señalan que las estaciones Miravalle, Las Pintas, Santa Fe y Tlaquepaque en ningún año del periodo de estudio cumplieron con el LMP que establece la NOM. La estación Santa Fe, incluso con el promedio anual más bajo, sobrepasa dos veces lo establecido en la legislación mexicana y cuatro veces lo recomendado internacionalmente.

De manera específica, los resultados del IP con base en lo recomendado por la OMS, que se concentran en la Tabla 6.4, revelan que nueve de las 10 estaciones del SIMAJ no registraron concentraciones anuales por debajo de los 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ durante los ocho años del periodo de estudio, pues incluso sus concentraciones anuales mínimas sobrepasan lo sugerido por la OMS.

Tabla 6.4. Indicador de Peligrosidad (IP) con base en las Concentraciones anuales mínimas de PM_{10}

Estación	Año con la concentración mínima anual	Concentración Mínima anual ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	IP_{NOM}	IP_{OMS}
AGU	2012	19.1	0.4	0.9
ATM	2014	32.9	0.8	1.6
CEN	2015	32.3	0.8	1.6
LDO	2015	31.6	0.7	1.5
MIR	2018	57.4	1.4	2.8
OBL	2014	30.4	0.7	1.5
PIN	2015	63.6	1.5	3.1
SFE	2016	85.9	2.1	4.3
TLA	2017	43.7	1.1	2.2
VAL	2012	25.5	0.6	1.2

6.3 Evaluación de riesgo ambiental a la salud

En primer lugar, en la etapa de la evaluación de exposición, se calculó un factor de exposición (FE) total de 0.96; este valor significa que se considera que cada niño estuvo expuesto a cierta concentración de PM_{10} durante el 96% del tiempo de vida total transcurrido.

En los casos particulares de la temporada de secas cálidas y secas frías se calculó una FE de 0.25 y 0.33 respectivamente. Para la temporada de lluvias un FE de 0.41.

Con base en lo anterior y de acuerdo con las diferentes concentraciones de cada año y temporada, los resultados de la caracterización de riesgo se presentan de manera gráfica para facilitar la identificación del riesgo por cada grupo de edad; es importante aclarar que la EPA y ATSDR no precisan que el incremento en los valores del cociente de peligro (HQ) sean de manera lineal o proporcional, es decir, que si el valor HQ fuera 4 no se podría afirmar que es el doble de riesgo que un HQ de 2.

Por otro lado, retomando que el riesgo depende de la dosis diaria promedio (DDP) que se inhala y que en esta investigación se consideró que todos los niños de acuerdo a su grupo de edad tuvieron la misma frecuencia de exposición a la misma concentración de PM_{10} ; se infiere que las diferencias en los riesgos por grupo de edad se deben a la variación de las tasas de inhalación y del peso corporal.

Dicho lo anterior, en la Figura 6.6 se exhiben los resultados del cociente de peligro total, para cada grupo de edad de los niños habitantes del AMG. Como se puede observar, todos los valores sobrepasan la unidad, alcanzando incluso las cuatro unidades, lo que significa que los niños de 0 a 10 años se encuentran en riesgo alto de padecer enfermedades por la inhalación de PM_{10} .

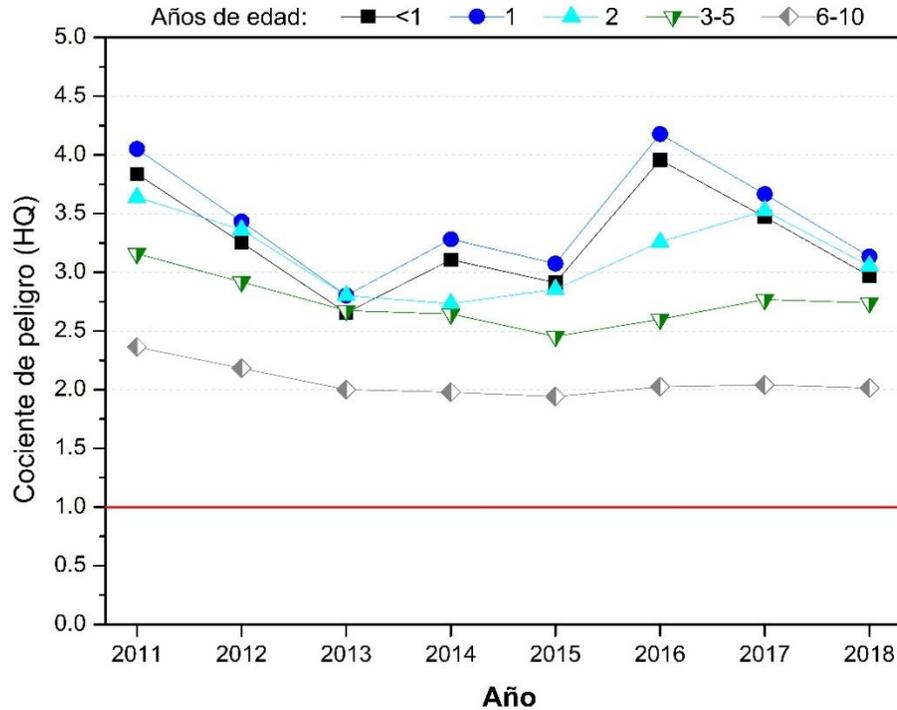


Figura 6.6. Cociente de peligro (HQ) total
 Donde $HQ > 1$ indica riesgo alto y $HQ \leq 1$ riesgo bajo

El riesgo total no presentó un comportamiento definido de aumento o descenso con el paso de los años calendario (ver Figura 6.6). El HQ en los niños menores de un año y los niños con un año cumplido, siguen la misma razón de cambio porque están en función de una única concentración anual correspondiente a la de cada año calendario. Por el contrario, los tres grupos restantes comienzan a disminuir la pendiente de cambio, a causa de que se utiliza el promedio de las concentraciones anuales de los años previos correspondientes a sus años de vida.

Los resultados del HQ total y por temporadas del año, sugieren que el riesgo disminuye con el desarrollo y crecimiento de los niños; a excepción de lo que aparentemente sucede con los dos primeros grupos de edad, pues se aprecia que los niños de un año tienen un mayor riesgo que los menores de un año; sin embargo, esto se debe a que la razón calculada entre la tasa de inhalación y el peso corporal resultó mayor en los niños de un año que en los niños que aún no cumplen un año de edad.

Ahora bien, en la caracterización de riesgo por temporada del año (secas cálidas, secas frías y lluvias), se considera que el número de meses que integran cada temporada, es decir, el factor de exposición (FE), es una variable que influye notablemente en los resultados del riesgo; también se toma en cuenta que los riesgos de las tres temporadas integran el riesgo total.

De manera puntual, en la época de secas cálidas (ver Figura 6.7), se aprecia que prácticamente todos los niños están en un riesgo bajo de sufrir afectaciones a la salud, a excepción del año 2011, en el que los niños menores de dos años están en riesgo alto. A pesar de que las concentraciones promedio en esta temporada son elevadas, pues oscilan entre los 48.5 a 64.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, el riesgo es bajo a causa de que el periodo de exposición es corto (tres meses al año).

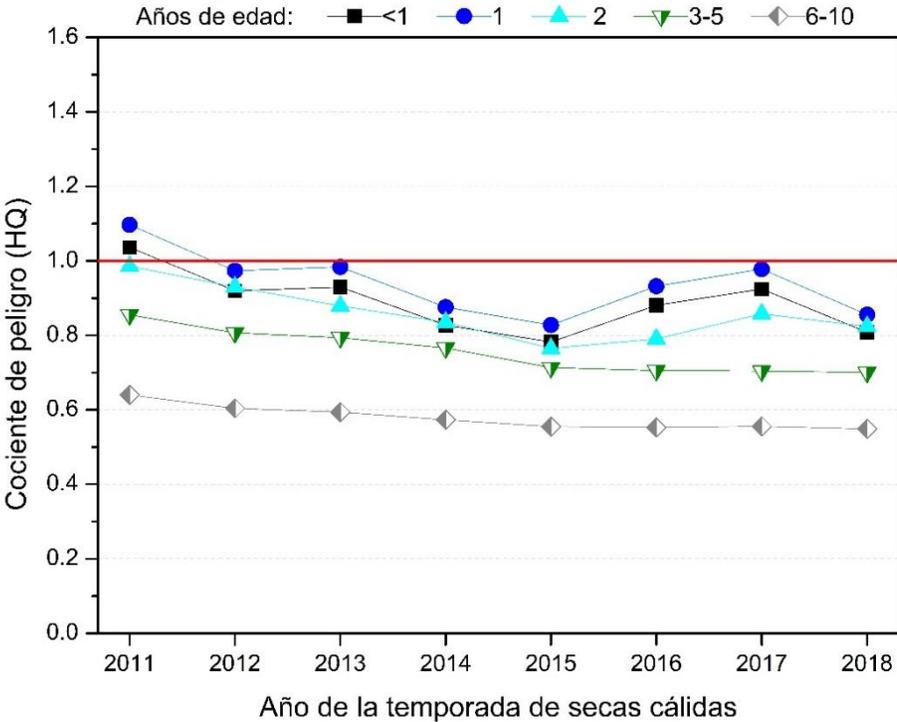


Figura 6.7. Cociente de peligro durante la temporada de secas cálidas
 Donde $HQ > 1$ indica riesgo alto y $HQ \leq 1$ riesgo bajo

Mientras tanto, en la temporada de secas frías, los niños de 0 a 5 años de edad permanecen en riesgo alto de presentar afectaciones a la salud (ver Figura 6.8). En esta temporada, integrada por cuatro meses, se registran las concentraciones de PM₁₀ más altas del año; niveles promedio que van desde los 48.4 a los 70.2 µg/m³. Aun cuando el grupo de 6-10 años está por debajo del indicador de riesgo alto, se debe recordar que éste es solo una parte que contribuye al riesgo total.

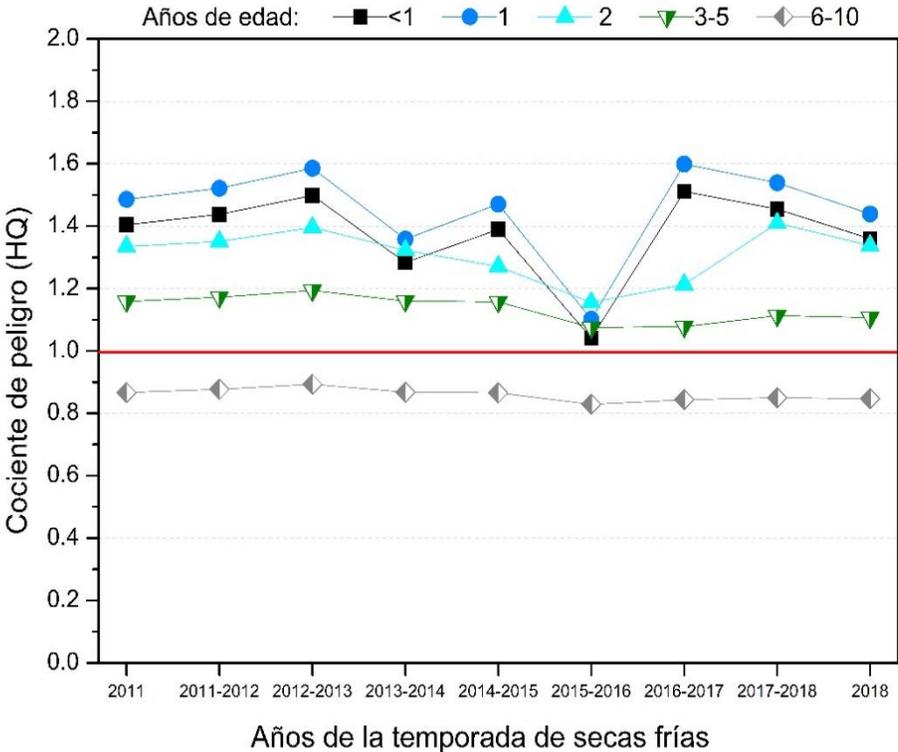


Figura 6.8. Cociente de peligro durante la temporada de secas frías
Donde HQ>1 indica riesgo alto y HQ ≤ 1 riesgo bajo

Por último, la Figura 6.9 exhibe la caracterización del riesgo durante la temporada de lluvias. Se aprecia que la mayoría de los niños no están en riesgo alto; solamente en algunos años calendario, los niños menores de dos años lo están.

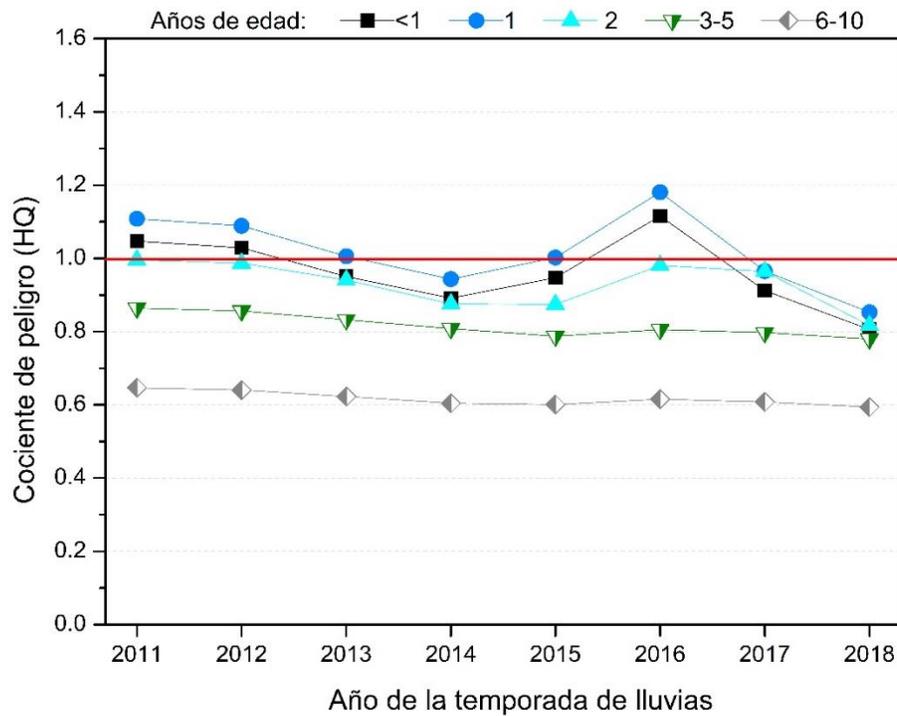


Figura 6.9. Cociente de peligro durante la temporada de lluvias
Donde $HQ > 1$ indica riesgo alto y $HQ \leq 1$ riesgo bajo

En la temporada de lluvias se registran niveles promedio de PM_{10} que van de los 30 a los $41.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y aunque las concentraciones son menores que en la temporada de secas cálidas, el HQ es mayor debido a que el tiempo de exposición es dos meses más extenso.

Es así como, al comparar los HQ de las tres temporadas, se hace evidente que la temporada de secas frías representa la mayor contribución del riesgo total.

Capítulo 7. Discusión de resultados

7.1 Comportamiento temporal de PM₁₀

Las concentraciones diarias, calculadas como el promedio general de toda el AMG, mayores a 150 µg/m³, se consideraron datos atípicos pues solo sucedió en 6 de los 2,919 días totales. Estas concentraciones sugieren estar relacionadas con eventos puntuales de gran impacto. Por ejemplo, los altos niveles de PM₁₀ del día 27 de mayo de 2011 (promedio de 162 µg/m³) que representaron el máximo promedio diario en las estaciones ATM, LDO y OBL corresponde con un incendio de cientos de hectáreas en Cerro Viejo ubicado al sur del AMG (El Informador, 2011; Excelsior, 2011). Los cuales aumentaron los niveles de PM en aproximadamente un 265% comparado con la media anual del 2011 en el AMG.

De manera similar el 25 de diciembre de 2018, se registró la concentración promedio más alta en el AMG (215 µg/m³). El notable incremento de PM₁₀ puede explicarse por el uso de pirotecnia en las celebraciones navideñas y por prácticas como hacer fogatas y cocinar con asadores (Milenio, 2018). Algunos de los eventos que se distinguen por el uso de pirotecnia en diferentes partes del mundo son: Navidad, Año nuevo, *Thanksgiving*, festival de *Diwali* entre otros (González, 2017; Zhao et al., 2018). Por citar diversos casos, Rim-Rukeh (2019) reporta una concentración de 396 µg/m³ durante el año nuevo 2017 en un municipio de Nigeria; Nasir y Brahmaiah (2015) indican que durante el festival de *Diwali* de 2009 en India se presentó una concentración de PM₁₀ 35 veces mayor que la del día anterior y González (2017) estimó un promedio de hasta 478 ± 150 µg/m³ durante las primeras horas del inicio de año nuevo 2005 en el Zona Metropolitana del Valle de México.

La literatura indica que las festividades con fuegos artificiales son un fenómeno mundial que afecta la calidad del aire y que pueden producir efectos adversos a la salud (González, 2017; Hickey et al., 2020; Pongpiachan, Iijima, y Cao, 2018).

Existen estudios que demuestran que durante los eventos con pirotecnia se han hallado incrementos y presencia de ciertos metales en PM como Pb, Ba, Fe, Cr, As,

Co, Ti, Cu, Sr, entre otros; asimismo, mencionan que el tamaño y composición de PM varía de acuerdo al tipo de pirotecnia utilizada (Hamad, Green, y Heo, 2016; Hickey et al., 2020; Pongpiachan, Iijima, y Cao, 2018; Tian et al., 2014).

En cuanto a las concentraciones anuales, durante todo el periodo de estudio 2011-2018 no se observó ninguna tendencia a la baja (Figura 6.2) contrario a lo que menciona Fonseca-Hernández et al. (2018), en su investigación correspondiente a los años 1996-2016 en el AMG, en donde incluso, las concentraciones promedio anuales de los años calendario que tiene en común con esta investigación son significativamente diferentes, esto debido probablemente a la metodología utilizada para validar los años.

De acuerdo con Montaña et al. (2016), en el AMG el promedio anual de PM_{10} durante un periodo de 14 años (1996-2009), nunca ha sido menor a los $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que la NOM establece como LMP y con esta investigación se hace evidente que el incumplimiento a la norma se extiende hasta 2018, lo cual concuerda y demuestra que aún se está muy lejos de alcanzar lo recomendado por la OMS.

Algo semejante ocurre en la Zona Metropolitana del Valle de Toluca (ZMVT), en donde a pesar de tener una tendencia a la baja de PM_{10} , en el periodo 2011-2017; tampoco han logrado estar por debajo del LMP que establece la NOM, puesto que las concentraciones anuales son superiores a las estimadas en el AMG (Anguiano, 2018).

Asimismo, Ramos (2019) indica que durante los años 2008-2018 todas las regiones de la Zona Metropolitana del Valle de México han estado en el umbral de mala calidad del aire por PM_{10} y $PM_{2.5}$ con un rango de promedios de 24 h de 75 a $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} .

Cabe mencionar que las estaciones del SIMAJ no han logrado monitorear de manera constante el PM_{10} ya que por varios días seguidos han dejado de operar correctamente causando que el año se invalide según la NOM, de ahí que algunos resultados no alcancen la representatividad deseada. Como muestra está el

promedio anual del 2016 en donde solo fue posible tomar en cuenta las mediciones de 2 estaciones y en el 2011 las de 4 estaciones.

Con respecto a los promedios mensuales, diciembre es el mes con la mayor concentración de PM_{10} , este hecho puede deberse a los fenómenos de inversión térmica que se presentan de manera intensa durante la temporada de secas en el AMG (García et al., 2012), en adición con la pirotecnia, tráfico vehicular, asadores y fogatas propias de las fiestas decembrinas.

En contraste con lo anterior, las concentraciones más bajas de PM_{10} se presentan en los meses con lluvias más abundantes, cuando la deposición húmeda toma lugar sedimentando el material particulado (Finlayson-Pitts y Pitts, 2000). Benítez-García et al. (2014) muestran que durante los años 2000-2012, en el AMG algunas de las concentraciones mensuales de PM_{10} durante la temporada de lluvias fueron menores a los $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En cambio, en el Área Metropolitana de Monterrey, en donde la frecuencia e intensidad de las lluvias son bajas en comparación con el AMG, los niveles de PM_{10} se mantuvieron mayores a dicha concentración durante todos los meses del periodo.

En el AMG se presenta la mayor concentración de PM_{10} durante la temporada de secas frías, cuando las combinaciones de bajas temperaturas con la poca humedad propician las inversiones térmicas severas (Ezcurra, 1991; García et al., 2012); seguido de la temporada de secas cálidas con concentraciones menores, aunque aún elevadas, debido a las quemas agrícolas, incendios forestales y a la suspensión eólica de partículas por vientos de mayor intensidad (SEMADET, 2014) y por último, en la temporada de lluvias se aprecia notablemente una disminución en los niveles de PM_{10} por el efecto de barrido de los hidrometeoros (Finlayson-Pitts y Pitts, 2000). Estas tendencias concuerdan con lo reportado por Anguiano (2018) en la ZMVT, la cual tiene características similares en el comportamiento de la temperatura y las lluvias en los diferentes meses y temporadas del año.

Las horas con mayores concentraciones de PM_{10} , coinciden con las horas con mayor tráfico vehicular en el AMG (Rubio, 2018). Situaciones similares se reportan

en otras urbes (Benítez-García et al., 2014; Pacsi Valdivia, 2016; Thabethe et al., 2014). Asimismo, se infiere que en esos lapsos de tiempo también puede haber altos niveles de otros contaminantes como CO, NO_x y COV (Xia et al., 2015). Con base en el estudio de Benítez-García et al. (2014), el pico de las 9 h por la mañana y de las 21 h por la noche se ha mantenido desde el año 2000 en el AMG.

7.2 Comportamiento espacial de PM₁₀

En la región sur del AMG se presentan las mayores concentraciones de PM₁₀; desafortunadamente, no es posible comparar su comportamiento con décadas anteriores, debido a que la estación Las Pintas y Santa Fe, que presentan las concentraciones más elevadas de toda la red del SIMAJ, fueron las última en ser instaladas, generando datos con validez anual (con base en la NOM) hasta el 2012 y 2014 respectivamente.

No obstante, la literatura sugiere que las altas concentraciones de PM₁₀ en la región sur del AMG pueden estar asociadas a las emisiones de fuentes fijas y de área como los parques industriales, ladrilleras y cementeras (CIATEC, 2017; INECC, 2018; Pérez, 2019; Santana y Gran, 2016; SEMADET 2011;2014). De acuerdo con Sánchez et al. (2015), no se ha generado suficiente información para conocer si las condiciones atmosféricas como la dirección e intensidad del viento favorecen significativamente el traslado de contaminantes de otras regiones a la zona sur del AMG.

La distribución de las concentraciones de PM₁₀ en el AMG cambian significativamente de una región a otra (Figura 6.5, Anexo E), pues mientras que en la región Oeste, que en su mayoría es zona residencial, el 90% de los años validados cumplió con no exceder los 40 µg/m³ de PM₁₀ que establece la NOM para el promedio anual; en la región sur, en donde se han instalado varias industrias, nunca se estuvo por debajo de dicha concentración ya que los niveles anuales en esa zona oscilaron entre 57 hasta 92 µg/m³. La heterogeneidad en la distribución espacial de PM es similar a la que ocurre en otras zonas metropolitanas y ciudades (Londoño et al., 2015; Longoria-Rodríguez et al., 2020; Pacsi, 2016; Xu et al., 2017).

La cercanía de viviendas e industrias, principalmente en la zona sur del AMG, puede tener implicaciones adversas a la salud por la exposición de los habitantes a altos niveles de contaminantes (McCulligh y Fregoso, 2019; Santana y Gran, 2016; Jayadipraja et al., 2016); motivo por el cual y de acuerdo con Santana y Gran (2016), es importante ejecutar de manera efectiva un plan de desarrollo territorial y además inspeccionar que las fuentes fijas cumplan con las normas y reglamentos que sean de su campo de aplicación.

7.3 Indicador de peligrosidad

Los resultados del indicador de peligrosidad son relativos a la percepción que tiene cada país sobre la calidad del aire ya que los estándares y en concreto los niveles permisibles de PM₁₀ cambian según el país. Por ejemplo, algunos países como Perú y Colombia tienen un LMP de 100 µg/m³ para el promedio de 24 h y 50 µg/m³ para el promedio anual de PM₁₀, los cuales son menos estrictos que en México (Gobierno de Perú, 2017; República de Colombia, 2017). En contraste, Estados Unidos permite un nivel más elevado de PM₁₀: 150 µg/m³ para la media de 24 h y no cuenta con un valor guía para regular las concentraciones anuales (EPA, 2019b). Por otro lado, los países de la Unión Europea y China tienen límites más estrictos: 50 µg/m³ para el promedio de 24 h y 40 µg/m³ para el promedio anual (Comisión Europea, 2019; Gobierno de China, 2012). Mientras que Sudáfrica tiene los mismos LMP para PM₁₀ que México (Gobierno de Sudáfrica, 2009).

Por lo tanto, es conveniente tomar en cuenta el valor guía que promueve la OMS pues permite comparar bajo un criterio común la situación en cada país y el grado de protección que se le está dando a la salud de las personas.

En el AMG el IP de 24 h más elevado, con base en el valor guía de 50 µg/m³ de la OMS, alcanzó un valor de 7 unidades en la estación Las Pintas el 25 de diciembre de 2018. La mortalidad a corto plazo se incrementa aproximadamente un 5% al sobrepasar 3 veces el valor guía de la OMS (OMS, 2005). En otros países como la India se ha reportado un IP de 24 h de hasta 14 unidades (Nasir y Brahmaiah, 2015).

En cuanto a las concentraciones anuales, México y la mayoría de los países no han adoptado en su legislación el valor guía de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para la media anual de PM_{10} que la OMS recomienda no exceder. De hecho, tanto México como muchos otros países de diferentes continentes permiten el doble o más de esa concentración anual.

En el AMG el IP anual máximo que se estimó fue en la estación Santa Fe con 2.2 unidades con base en la NOM y 4.5 con base en la OMS. Este IP es muy elevado, ya que las guías de calidad del aire de la OMS (2005) establecen que sobrepasar más de 3.5 veces la concentración guía puede aumentar en 15% el riesgo de mortalidad a largo plazo.

Ganguly, Sharma y Kumar (2019) estimaron el IP por concentraciones anuales de PM_{10} en una ciudad de la India, con una densidad de población intermedia entre la densidad de Guadalajara y Tlaquepaque. Con base en los estándares de calidad del aire de ese país, el IP estuvo por debajo de 1 durante cuatro de los siete años estudiados, motivo por el cual los autores clasificaron esas concentraciones como moderadas. Sin embargo, la India permite el triple de la concentración guía que propone la OMS y aunque reportan un IP menor que los estimados en la estación Tlaquepaque, las concentraciones fueron mayores en esa ciudad.

En el AMG la única estación de monitoreo de la red SIMAJ que presentó todos los IP anuales, con base en la NOM, menores a 1 fue la estación las Águilas, ubicada en la colonia Arboledas en Zapopan; pero, el IP tomando en cuenta lo recomendado por la OMS fue menor a 1 en sola una ocasión. De modo que aun cuando se cumple con el LMP de la legislación mexicana no se puede asegurar que se está protegiendo la salud de las personas ya que las concentraciones sobrepasan lo recomendado por la OMS.

7.4 Evaluación de riesgo ambiental a la salud

Referente a los resultados del tiempo de exposición, al utilizar los valores que propone la EPA se puede asumir una sobreestimación del riesgo (24 horas al día de exposición por 350 días al año); puesto que los niños no pasan la mayor parte

del tiempo al aire libre. Sin embargo, se han reportado varios casos en donde las concentraciones de material particulado en casas y escuelas son mayores que los niveles en el exterior (Bo et al., 2017; Elbayoumi, Ramli, y Yusof, 2015; Madureira et al., 2016; Pallarés et al., 2019; Zwoździak et al., 2015). Desafortunadamente, no hay reportes de estudios de calidad del aire en interiores de casas, escuelas o transportes en el AMG que permitan tener una referencia local para comparar la calidad del aire exterior con la interior.

Asimismo, varias investigaciones sostienen que la calidad del aire en interiores está influenciada por el aire exterior (Bo et al., 2017; Royal College of Physicians, 2016; Yang et al., 2017). Por consiguiente, en el AMG los niños pueden estar expuestos en interiores a concentraciones que se asemejen al comportamiento temporal y espacial de los niveles de PM_{10} del aire ambiente que se monitorean por la red SIMAJ, aunque esto dependerá en gran medida del tipo de ventilación, la distancia a las fuentes de emisión, las condiciones meteorológicas y las características de la construcción (Bo et al., 2017; Royal College of Physicians, 2016; Madureira et al., 2016).

En cuanto a la caracterización del riesgo, los resultados del HQ total (Figura 6.6) indican que durante todo el periodo de estudio (2011-2018) los niños de 0 a 10 años que habitan en el AMG han estado en riesgo alto de sufrir afectaciones a la salud por la inhalación de PM_{10} . Dado que el rango del HQ total oscila entre 1.94 y 4.18. Estos resultados son similares a los reportados por Gruszecka-Kosowska (2018), quien encontró un riesgo alto para niños de 0 a 7 años con un HQ que va de 1.86 a 4.14 por exposición a concentraciones anuales de PM_{10} que en Cracovia, Polonia oscilan entre los 45 a $72.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (límite inferior similar al del AMG y límite superior aproximadamente $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mayor).

Por otro lado, los resultados de esta investigación sugieren que el riesgo disminuye con el desarrollo y crecimiento de los niños, esto concuerda con lo indicado por otros autores (Silva et al., 2016; Thabethe et al., 2014). No obstante, Gruszecka-Kosowska (2018) reporta un riesgo menor en niños de 1-7 años que en infantes

menores de un año debido a la metodología utilizada en donde los años de exposición causan esta discrepancia.

Otro factor que causa diferencias significativas en los resultados de una evaluación de riesgo a la salud es la dosis de referencia (RfD). En el AMG el promedio general máximo anual de PM_{10} fue de $62.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y el resultado del HQ máximo fue de 4.18 unidades; mientras que Thabethe et al. (2014) estimaron con una concentración de $157 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (249% más alta que los $62.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) un HQ de 2.97 para niños de 0-11 años. Esto debido a que los autores calcularon la RfD utilizando el valor guía de su legislación nacional que es de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el promedio de 24 h, pues de haber utilizado la misma RfD que se utilizó en esta investigación el resultado del HQ sería de aproximadamente 6 unidades.

De manera similar, Madureira et al. (2016) estimaron el riesgo a la salud en niños de 8 a 10 años de edad por exposición a concentraciones mayores a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} en los salones de clases. Establecieron una RfD con base en la concentración de referencia del diésel ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y el resultado del HQ fue de 12 unidades que en relación con esta investigación es elevada.

En cuanto al riesgo por temporadas, en la temporada de secas cálidas el riesgo generalmente es bajo (Figura 6.7), ya que es la temporada más corta (representa el 25% del tiempo de exposición anual). Sin embargo, en estos meses, cada año se presentan eventos de alto impacto como quemas agrícolas e incendios forestales que aumentan las concentraciones de PM_{10} hasta alcanzar promedios de 24 h de $247 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que pueden provocar afectaciones a la salud por exposiciones agudas (Cerón-Bretón et al., 2018; Orellano et al., 2020; OMS, 2005). Lamentablemente, con el paso de los años el riesgo puede aumentar pues Ibarra y Huerta (2016), proyectan que para el año 2050 la disminución de precipitaciones y el aumento de las temperaturas por el cambio climático incidirán en un incremento del área afectada por incendios en la reserva natural más grande del oeste del AMG que es el bosque de la Primavera.

Simultáneamente, en la época de secas cálidas en el AMG se presentan concentraciones de ozono que llegan a exceder el LMP que establece la legislación mexicana y en consecuencia puede aumentar el riesgo de que los habitantes sufran afectaciones a la salud (Cerón-Bretón et al., 2018; Fonseca-Hernández et al., 2018; Montaña et al., 2016; Sánchez et al., 2015).

En la temporada de secas cálidas del año 2015, Ojeda-Castillo et al. (2018) estimaron de acuerdo con las concentraciones monitoreadas en las estaciones Centro y Tlaquepaque que existe una probabilidad de incidencia de 2 casos de cáncer por cada 1000 habitantes por exposición a HAP en fase gas y PM₁.

Ahora bien, en la época de secas frías, la cual representa un tercio del año, los niños de 0-5 años de edad que habitan en el AMG han estado en riesgo alto de padecer efectos negativos en la salud (Figura 6.8) ya que en esta época 9 de cada 10 días superaron los 50 µg/m³ que la OMS recomienda no exceder y 3 de cada 10 días excedieron los 75 µg/m³ que la NOM establece como LMP. Por lo anterior, esta temporada es la que mayormente contribuye al riesgo total. Se debe agregar que el 78% de los días totales del periodo de estudio que no cumplieron con la NOM, corresponden a días en época de secas frías.

En concordancia con esta investigación, Fonseca-Hernández et al. (2018); Montaña et al. (2016) y Murillo-Tovar et al. (2018) indican que efectivamente, los niveles más altos de PM en el AMG se han presentado en la temporada de secas frías y por lo tanto puede representar un riesgo a la salud para los habitantes.

De manera contraria, en la época de lluvias las concentraciones de PM₁₀ se reducen alrededor de un 38 a 45% en comparación con la temporada de secas frías. No obstante, los HQ que resultaron mayores a la unidad, durante la temporada de lluvias (Figura 6.9), indican que los niños menores a dos años de edad pueden estar en un riesgo alto de presentar afectaciones a la salud incluso al exponerse cinco meses al año a concentraciones promedio que sobrepasen los 35 µg/m³.

Por lo que se refiere a las variabilidades y limitaciones que surgen al realizar la evaluación de riesgo ambiental a la salud, se debe considerar que la heterogeneidad de los niveles de PM₁₀ en las distintas regiones del AMG sugiere que el riesgo puede variar de acuerdo con el lugar en donde se dé la exposición. Por otra parte, una de las limitaciones para caracterizar con mayor detalle el riesgo es la falta de información en bases de datos públicas sobre las causas y fechas de morbilidad, consultas médicas, ingresos hospitalarios y mortalidad en los municipios del AMG, ya que este tipo de datos permitiría hacer estudios de correlación con los niveles de contaminantes atmosféricos.

Otras de las limitaciones es la intermitencia en la generación o publicación de datos meteorológicos en la red SIMAJ como temperatura, humedad, cantidad de lluvia y dirección e intensidad del viento que permitirían estudiar de manera local y actual la influencia que estos factores tienen sobre los contaminantes del aire exterior.

Pese a la escasez de los datos públicos sobre salud en el AMG, existe una vasta cantidad de estudios de varias regiones del mundo en donde se han estimado correlaciones positivas entre el número de casos de morbilidad con los niveles de contaminantes atmosféricos. Por ejemplo, Qiu et al. (2018) señalan que el incremento de 10 µg/m³ de PM₁₀ fue asociado con un aumento del 0.43% (95% CI: 0.33%, 0.53%) en las admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias; además, encontraron que los niños menores de 14 años fueron más vulnerables a los efectos de la contaminación del aire comparados con las personas de entre 15 y 64 años de edad. Asimismo, Ge y et al. (2018) encontraron una correlación significativa entre las elevadas concentraciones de PM₁₀ y el incremento de visitas a urgencias por neumonía e infecciones del tracto respiratorio.

Capítulo 8. Conclusiones y recomendaciones

De acuerdo con los resultados de la evaluación de riesgo ambiental a la salud se concluye que durante todo el periodo de estudio (2011-2018), los niños de 0 a 10 años de edad que habitan en el Área Metropolitana de Guadalajara han estado en riesgo alto de sufrir afectaciones a la salud por la inhalación de concentraciones elevadas de PM_{10} que cada año excedieron los niveles de regulación nacional e internacional vigente.

La caracterización del riesgo por temporadas indica que la época de secas frías es la que mayor contribuyó al riesgo total ya que representa un tercio del año en donde en 9 de cada 10 días se presentaron concentraciones superiores a los $50 \mu g/m^3$ que la Organización Mundial de la Salud recomienda no exceder como promedio de 24 horas.

El análisis temporal advierte que los niveles más altos de PM_{10} se presentaron de manera horaria, de 8 a 10 h por la mañana y de 20 a 22 h por la noche; de manera mensual, en diciembre; y de las tres temporadas anuales, en la época de secas frías. Al contrario, los niveles más bajos de PM_{10} se presentaron de 2 a 5 h por la madrugada y de 15 a 16 h por la tarde; y en general, en los meses que integran la época de lluvias.

Con base en el análisis espacial, la región sur del Área Metropolitana de Guadalajara destaca por presentar las concentraciones más elevadas de PM_{10} . En esa región, durante el periodo de estudio las concentraciones anuales no cumplieron con lo que establece la Norma Oficial Mexicana. Además, en esta zona se estimaron los Indicadores de Peligrosidad (IP) máximos. En contraste, en la región Oeste tuvieron lugar las concentraciones más bajas de PM_{10} , en donde el 90% de las concentraciones anuales cumplieron con la Norma Oficial Mexicana.

Es importante mencionar que una de las limitaciones para hacer más amplia esta evaluación de riesgo ambiental a la salud, fue la escasa información disponible en bases de datos públicas sobre las causas y fechas de morbilidad, consultas médicas, ingresos hospitalarios y mortalidad ocurridas en el área de estudio.

Se recomienda hacer un análisis de la composición química del material particulado, principalmente de metales e hidrocarburos aromáticos policíclicos, ya que los resultados permitirían estimar el riesgo de padecer cáncer. También se recomienda realizar estudios de la calidad del aire en interiores de casas, escuelas, oficinas y transportes del Área Metropolitana de Guadalajara, pues es ahí donde las personas pasan la mayor parte del tiempo.

Asimismo, se reconoce la importancia del funcionamiento óptimo y constante de las estaciones del Sistema de Monitoreo Atmosférico de Jalisco para tener suficiente cantidad de datos válidos que representen de manera clara, los niveles de contaminantes en el aire ambiente y las variables meteorológicas. En particular, se sugiere monitorear la fracción fina ($PM_{2.5}$) o fracciones ultrafinas, debido a que tienen un potencial mayor al PM_{10} , de causar efectos adversos a la salud humana.

Finalmente, se destaca que la presente investigación es pionera en el Área Metropolitana de Guadalajara. Se espera que la información generada sea útil para futuras investigaciones que contribuyan a crear una base científica sólida que pueda ser utilizada por autoridades gubernamentales, líderes empresariales y ciudadanos, en la toma de decisiones sobre estrategias y medidas que protejan la salud y el medio ambiente.

Referencias

Administración de Seguridad y Salud Ocupacional [OSHA]. (2016). Recommended Practices for Safety and Health Programs. *Occupational Safety and Health Administration*.

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos [EPA]. (1993). *Reference Dose (RfD): Description and Use in Health Risk Assessments*. USA: U.S. Government.

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos [EPA]. (2002). *A review of the reference dose and reference concentration processes*. Washington, DC: U.S. Government.

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos [EPA]. (2005). *Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities*. USA: Office of Solid Waste and Emergency Response.

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos [EPA]. (2011). *Exposure Factors Handbook*. Washington, DC: U.S. Government.

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos [EPA]. (2014). *Framework for Human Health Risk Assessment to Inform Decision Making*. USA: U.S. Government.

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos [EPA]. (19 de enero de 2017). *Efectos del material particulado (PM) sobre la salud y el medioambiente*. Obtenido de Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos: <https://espanol.epa.gov/espanol/efectos-del-material-particulado-pm-sobre-la-salud-y-el-medioambiente>

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos [EPA]. (2018). *Glosario ambiental bilingüe*. Obtenido de EPA: <https://espanol.epa.gov/espanol/glosario-ambiental-bilingue>

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos [EPA]. (2019a). *Guidelines for Human Exposure Assessment*. Washington, D.C: U.S. Government.

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos [EPA]. (2019b). *What are the Air Quality Standards for PM?* Obtenido de <https://www3.epa.gov/region1/airquality/pm-aq-standards.html>

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos [EPA]. (06 de 01 de 2020). *About Risk Assessment*. Obtenido de EPA: <https://www.epa.gov/risk/about-risk-assessment>

Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer [IARC]. (2013). Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths. (K. Straif , A. Cohen , & J. Samet , Edits.) *IARC Scientific Publication*(161).

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades [ATSDR]. (2005). *Public Health Assessment GUIDANCE MANUAL*. Atlanta, Georgia: U.S. Department of Health and Human Services.

Anguiano, M. J. (2018). Análisis de las concentraciones de material particulado menor a 10 micras (PM10) a partir de los datos de la red automática de monitoreo atmosférico de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca, 2011-2017 (tesis de pregrado). *Universidad Autónoma del Estado de México*.

APAT. (2008). Criteri metodologici per l ' applicazione dell ' analisi assoluta di rischio ai siti contaminati. 156. Obtenido de <http://www.isprambiente.gov.it/files/temi/siti-contaminati-02marzo08.pdf>

Barradas-Gimate, A., Murillo-Tovar, M. A., de Jesús Díaz-Torres, J., Hernández-Mena, L., Saldarriaga-Noreña, H., Delgado-Saborit, J. M., & López-López, A. (2017). Occurrence and potential sources of quinones associated with PM2.5 in Guadalajara, Mexico. *Atmosphere*, 8(8). <https://doi.org/10.3390/atmos8080140>

- Becerra, R. (2000). *Tratados internacionales. se ubican jerárquicamente por encima de las leyes y en un segundo plano respecto de la Constitución Federal*. Ciudad de México: Revista Mexicana de derecho constitucional.
- Benítez-García, S. E., Kanda, I., Wakamatsu, S., Okazaki, Y., & Kawano, M. (2014). Analysis of criteria air pollutant trends in three Mexican metropolitan areas. *Atmosphere*, 5(4), 806–829. <https://doi.org/10.3390/atmos5040806>
- Billet, S., Garçon, G., Dagher, Z., Verdin, A., Ledoux, F., Cazier, F., ... Shirali, P. (2007). Ambient particulate matter (PM2.5): Physicochemical characterization and metabolic activation of the organic fraction in human lung epithelial cells (A549). *Environmental Research*, 105(2), 212–223. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2007.03.001>
- Bo, M., Salizzoni, P., Clerico, M., & Buccolieri, R. (2017). Assessment of indoor-outdoor particulate matter air pollution: A review. *Atmosphere*, 8(8). <https://doi.org/10.3390/atmos8080136>
- Boyd, D. R. (2015). Constitutions, human rights and the environment: national approaches. En *Research handbook on human rights and the environment* (pág. 172). Grear, A. y Kotzé, L. J.
- Calvo, A., Castro, A., & Fraile, R. (2009). Caracterización del aerosol marino. *Boletín de la sociedad española de hidrología médica*, 8-19.
- Centro de Innovación Aplicada en Tecnologías Competitivas [CIATEC]. (2017). *Estudio especializado para el modelo integral de producción más limpia de ladrillo artesanal en el estado de Jalisco*. SEMADET.
- Centros de control y prevención de enfermedades [CDC]. (09 de 02 de 2017). *Occupational Risk Assessment*. Obtenido de Centers for Disease Control and Prevention : <https://www.cdc.gov/niosh/topics/riskassessment/default.html>

- Cerón-Bretón, R. M., Cerón-Bretón, J. G., Lara-Severino, R. C., Espinosa-Fuentes, M. L., Ramírez-Lara, E., Rangel-Marrón, M., ... Uc-Chi, M. P. (2018). Short-term effects of air pollution on health in the metropolitan area of Guadalajara using a time-series approach. *Aerosol and Air Quality Research*, 18(9), 2383–2411. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2017.09.0346>
- Chalvatzaki, E., Chatoutsidou, S. E., Lehtomäki, H., Almeida, S. M., Eleftheriadis, K., Hänninen, O., & Lazaridis, M. (2019). Characterization of human health risks from particulate air pollution in selected European cities. *Atmosphere*, 10(2), 1–16. <https://doi.org/10.3390/ATMOS10020096>
- Colls, J. (2002). *Air Pollution* (2nd ed.). Spon Press.
- Comisión Europea. (2019). *Air Quality Standards*. European Commission. Obtenido de <https://ec.europa.eu/environment/air/quality/standards.html>
- Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos. (1917). Última reforma publicada en el Diario Oficial de la Federación el 06-03-2020.
- De Luis, E. (2018). El medio ambiente sano: La consolidación de un derecho. *Iuris Tantum Revista Boliviana de Derecho*(25), 550-559.
- El Informador. (27 de mayo de 2011). Informador. Mx. *Concluyen alarmas ambientales en Tlaquepaque y Zona Centro*. Obtenido de <https://www.informador.mx/Jalisco/Concluyen-alarmas-ambientales-en-Tlaquepaque-y-Zona-Centro-20110527-0044.html>
- Elbayoumi, M., Ramli, N. A., & Md Yusof, N. F. F. (2015). Spatial and temporal variations in particulate matter concentrations in twelve schools environment in urban and overpopulated camps landscape. *Building and Environment*, 90, 157–167. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.03.036>
- Evans, J. (2002). *Introduction to Risk Analysis*. [Figura]. Air Quality Management.

Excelsior. (25 de mayo de 2011). Continúa el combate del incendio de Cerro Viejo en Tlajomulco. *Excelsior*. Obtenido de <https://www.excelsior.com.mx/node/739867>

Ezcurra, E. (1991). Las inversiones térmicas. *Ciencias*(22), 51-53.

Faustman, E., & Omenn, S. (2013). Risk Assessment. En C. Klaassen, *Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons* (8th ed., págs. 125-149). USA: McGraw-Hill Education.

Finlayson-Pitts, B. J., & Pitts, J. J. (2000). *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere*. San Diego, California: Academic Press.

Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia [UNICEF]. (2016). *Clear the air for Children*. Nueva York.

Fonseca-Hernández, M., Tereshchenko, I., Mayor, Y. G., Figueroa-Montaña, A., Cuesta-Santos, O., & Monzón, C. (2018). Atmospheric pollution by PM10 and O3 in the guadalajara metropolitan area, Mexico. *Atmosphere*, 9(7), 1–21. <https://doi.org/10.3390/atmos9070243>

Ganguly, R., Sharma, D., & Kumar, P. (2019). Trend analysis of observational PM10 concentrations in Shimla city, India. *Sustainable Cities and Society*, 51(March), 101719. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101719>

Garbero, V., Montalto, A., Lazovic, N., Salizzoni, P., Berrone, S., & Soulhac, L. (2011). The Impact of the Urban Air Pollution on the Human Health: A Case-Study in Turin. 729–732. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1359-8_119

García-Rico, L., Meza-Figueroa, D., Jay Gandolfi, A., Del Río-Salas, R., Romero, F. M., & Meza-Montenegro, M. M. (2016). Dust-Metal Sources in an Urbanized Arid Zone: Implications for Health-Risk Assessments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(3), 522–533. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0229-5>

- García-Velazco, J., González-Torres, G., Contreras-Rodríguez, S., & Cortes-Roman, I. (2019). Caracterización de tamaños de partículas suspendidas en un área conurbada de la ciudad de Guadalajara , Jalisco , México. *Revista de Ciencias de La Salud*, 6(18), 18–27. <https://doi.org/10.35429/JOHS.2019.18.6.18.27>
- García, G. M., Ramírez, S. H. U., Ulloa, G. H., Arias, S., & Pérez, A. (2012). Las inversiones térmicas y la contaminación atmosférica en la Zona Metropolitana de Guadalajara (México). *Investigaciones Geográficas*, (58), 9–29. <https://doi.org/10.14198/ingeo2012.58.01>
- García, H. (2006). *Evaluación del riesgo por emisiones de partículas en fuentes estacionarias de combustión. Estudio de caso: Bogotá*. Colombia: Facultad de ingeniería de la Universidad Nacional de Colombia.
- García, M., Ulloa, H., Ramírez, H., Fuentes, M., Arias, S., & Espinosa, M. (2014). Comportamiento de los vientos dominantes y su influencia en la contaminación atmosférica en la zona metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1(2), 97–116. Obtenido de <http://www.reibci.org/publicados/2014/julio/2200120.pdf>
- Ge, E., Lai, K., Xiao, X., Luo, M., Fang, Z., Zeng, Y., ... Zhong, N. (2018). Differential effects of size-specific particulate matter on emergency department visits for respiratory and cardiovascular diseases in Guangzhou, China. *Environmental Pollution*, 243, 336–345. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.068>
- Gobierno de China. (2012). *Estándares de Calidad del aire GB 3095-2012*.
- Gobierno de Jalisco. (2006). *Ordenamiento Ecológico Territorial de Jalisco*. Guadalajara, Jalisco: Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 27-07-2006.

- Gobierno de Perú. (2017). *Normas legales de estándares de calidad del aire*. Dirección General de Salud Ambiental. Obtenido de http://www.digesa.minsa.gob.pe/norma_consulta/DS-003-2017-MINAM.pdf
- Gobierno de Sudáfrica. (2009). *National environmental management: air quality*. GOVERNMENT GAZETTE. Obtenido de https://www.environment.gov.za/sites/default/files/legislations/nemaqa_airquality_g32816gon1210_0.pdf
- Gobierno Municipal de Guadalajara. (2012). Atlas de Riesgos Naturales del Municipio de Guadalajara 2011. *Gobierno Municipal*.
- González, R. (2017). La quema masiva de pirotecnia: Un espectáculo que contamina. *Bio Ciencias*, 4(5), 1–18.
- Gray, G. (1998). *Non-Cancer Risk Assessment [Figura]*. Short Course on Risk Assessment and Environmental Decision Making.
- Gruszecka-Kosowska, A. (2018). Assessment of the Kraków inhabitants' health risk caused by the exposure to inhalation of outdoor air contaminants. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 32(2), 485–499. <https://doi.org/10.1007/s00477-016-1366-8>
- Hamad, S., Green, D., & Heo, J. (2016). Evaluation of health risk associated with fireworks activity at Central London. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 9(7), 735–741. <https://doi.org/10.1007/s11869-015-0384-x>
- Hinds, W. C. (1999). *Aerosol Technology: Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles* (2nd ed.). Wiley-Interscience.
- Holnicki, P., Tainio, M., Kałuszko, A., & Nahorski, Z. (2017). Burden of Mortality and Disease Attributable to Multiple Air Pollutants in Warsaw, Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health* .

- Ibarra, J., & Huerta, F. (2016). Cambio climático y predicción de incendios al 2050 en el Bosque La Primavera, Jalisco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(37), 39–50.
- Instituto de Información, Estadística y Geografía de Jalisco [IIEG]. (2019a). Crecimiento del parque vehicular en Jalisco y el AMG 2000-2018. *Instituto de Información, Estadística y Geográfica de Jalisco*.
- Instituto de Información, Estadística y Geografía de Jalisco [IIEG]. (2019b). Principales causas de muerte en Jalisco 2017. *Instituto de Información Estadística y Geográfica*.
- Instituto Metropolitano de Planeación [IMEPLAN]. (2015). Obtenido de imeplan: <http://www.imeplan.mx/en>
- Instituto Nacional de Ecología - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [INE-SEMARNAT]. (2003). *Introducción al análisis de riesgos ambientales*. México: Gobierno de México.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [INECC]. (2015). Evaluación de Partículas Suspendidas PM2.5 en el Área Metropolitana de la Ciudad de Guadalajara. *Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático*.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [INECC]. (2018). *Estudio Para Desarrollar Un Modelo De Negocio Piloto En Ladrilleras Artesanales , Para Reducir Emisiones De Invernadero , Así Como Mejorar La Calidad De Vida*. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/493391/Ladrilleras_versi_n_final-2019.pdf
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2020). *Censo de Población y Vivienda 2020*. Información sociodemográfica por municipio, 2020. Obtenido de https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/#Datos_abiertos
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2019). *Resultados Oportunos Censos Económicos 2019*.

- Jayadipraja, E. A., Daud, A., Assegaf, A. H., & Maming. (2016). Air Pollution and Lung Capacity of People Living around the Cement Industry. *Public Health of Indonesia*, 2(2), 76–83. <https://doi.org/10.36685/phi.v2i2.69>
- Lazaridis, M. (2011). *First Principles of Meteorology and Air Pollution* (Vol. 19). Chania, Grecia: Springer.
- Ley General de Salud. (1984). Última reforma publicada en el Diario Oficial de la Federación el 24-01-2020.
- Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. [LGEEPA]. (1988). Última reforma publicada en el Diario Oficial de la Federación el 05-06-2018.
- Londoño, L. A., Cañón, J. E., Villada, R. D., & Ceballos, L. Y. (2015). Caracterización espacial de PM10 en la ciudad de Medellín mediante modelos geoestadísticos. *Ingeniería Universidad San Buena Ventura Sede Medellín*, 6(2), 26–35. <https://doi.org/10.21500/20275846.1728>
- Longoria-Rodríguez, F. E., González, L. T., Mendoza, A., Leyva-Porras, C., Arizpe-Zapata, A., Esneider-Alcalá, M., ... Kharissova, O. V. (2020). Environmental Levels, Sources, and Cancer Risk Assessment of PAHs Associated with PM2.5 and TSP in Monterrey Metropolitan Area. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 78(3), 377–391. <https://doi.org/10.1007/s00244-019-00701-1>
- López, C. E., & Saucedo, A. E. (2014). *Principales regiones industriales de México, base población ocupada sector industria manufacturera*. Universidad Veracruzana.
- Luong, L. M. T., Phung, D., Sly, P. D., Morawska, L., & Thai, P. K. (2017). The association between particulate air pollution and respiratory admissions among young children in Hanoi, Vietnam. *Science of the Total Environment*, 578, 249–255. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.012>

- Madureira, J., Paciência, I., Rufo, J., Severo, M., Ramos, E., Barros, H., & de Oliveira Fernandes, E. (2016). Source apportionment of CO₂, PM₁₀ and VOCs levels and health risk assessment in naturally ventilated primary schools in Porto, Portugal. *Building and Environment*, 96, 198–205. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.11.031>
- Manzanares, L., Echániz, G., López, T., Pérez, I., & Garibay, V. (2011). *Guía metodológica para la estimación de emisiones de PM_{2.5}* (1ra ed.). México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- McClellan, R. O. (1999). Toxicologic Risk Assessment: 50th Anniversary of the National Research Council's Committee on Toxicology. *National Academy of Sciences*, 11, 477–518.
- McCulligh, C., & Fregoso, G. V. (2019). Defiance from Down River: Deflection and dispute in the urban-industrial metabolism of pollution in Guadalajara. *Sustainability (Switzerland)*, 11(22). <https://doi.org/10.3390/su11226294>
- Milenio. (25 de Diciembre de 2018). Jalisco establece plan ante mala calidad del aire en Navidad. *Milenio*. Obtenido de <https://www.milenio.com/ciencia-y-salud/medioambiente/jalisco-establece-plan-mala-calidad-aire-navidad>
- Mohamad, N., Latif, M. T., & Khan, M. F. (2016). Source apportionment and health risk assessment of PM₁₀ in a naturally ventilated school in a tropical environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 124, 351–362. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.11.002>
- Montaño, F., Chávez, G., & Gallardo, P. (2016). PM 10 y O 3 como factores de riesgo de mortalidad por enfermedades cardiovasculares y neumonía en la Zona Metropolitana de Guadalajara , Jalisco , México . PM 10 and O 3 pollution as a hazard of cardiovascular and pneumonia mortality in the Metropolitan Z. *Revista*, 20, 14–23.

- Murillo-Tovar, M. A., Saldarriaga-Noreña, H., Hernández-Mena, L., Campos-Ramos, A., Cárdenas-González, B., Ospina-Noreña, J. E., ... Smith, W. (2015). Potential sources of trace metals and ionic species in PM_{2.5} in Guadalajara, Mexico: A case study during dry season. *Atmosphere*, 6(12), 1858–1870. <https://doi.org/10.3390/atmos6121834>
- Murillo-Tovar, M., Barradas-Gimate, A., Arias-Montoya, M., & Saldarriaga-Noreña, H. (2018). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Associated with PM_{2.5} in Guadalajara, Mexico: Environmental Levels, Health Risks and Possible Sources. *Environments*, 5(5), 62. <https://doi.org/10.3390/environments5050062>
- Naciones Unidas. (2020). *La Agenda para el Desarrollo Sostenible*. Obtenido de Objetivos de desarrollo sostenible: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/development-agenda/>
- Nasir, U. P., & Brahmaiah, D. (2015). Impact of fireworks on ambient air quality: a case study. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(4), 1379–1386. <https://doi.org/10.1007/s13762-014-0518-y>
- Ojeda-Castillo, V., López-López, A., Hernández-Mena, L., Murillo-Tovar, M. A., Díaz-Torres, J. de J., Hernández-Paniagua, I. Y., ... León-Becerril, E. (2018). Atmospheric distribution of PAHs and quinones in the gas and PM₁ phases in the Guadalajara Metropolitan Area, Mexico: Sources and health risk. *Atmosphere*, 9(4), 1–21. <https://doi.org/10.3390/atmos9040137>
- Orellano, P., Reynoso, J., Quaranta, N., Bardach, A., & Ciapponi, A. (2020). Short-term exposure to particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}), nitrogen dioxide (NO₂), and ozone (O₃) and all-cause and cause-specific mortality: Systematic review and meta-analysis. *Environment International*, 142(December 2019), 105876. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105876>

- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2005). Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre. *Guías de calidad del aire de la OMS*.
- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2006). *WHO child growth standards : length/height-for-age, weight-for-age, weight-for-length, weight-forheight and body mass index-for-age : methods and development*. World Health Organization.
- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2016). Ambient air pollution:A global assessment of exposure and burden of disease. *Organizacion Mundial de la Salud*, 11.
- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2017). *Herramienta de evaluación de riesgos para la salud humana de la OMS: peligros químicos*. Ginebra: Documento nº. 8 del Proyecto de armonización del IPCS.
- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2018a). Air Pollution and Child Health: prescribing clean air. *World Health Organization*.
- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2018b). *Calidad del aire y salud*. Obtenido de Organización Mundial de la Salud: [https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- Organización Panamericana de Salud [OPS]. (2016). *Contaminación del Aire Ambiental*. Obtenido de Organización Panamericana de Salud: https://www.paho.org/hq/index.php?option=com_content&view=article&id=12918:ambient-air-pollution&Itemid=72243&lang=es
- Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico [OCDE]. (2016). the economic consequences of outdoor air pollution. *Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico*.

- Ostro, B., & Chestnut, L. (1998). Assessing the health benefits of reducing particulate matter air pollution in the United States. *Environmental Research*, 76(2), 94–106. <https://doi.org/10.1006/enrs.1997.3799>
- Pacsi, V. S. A. (2016). Analisis temporal y espacial de la calidad del aire determinado por material particulado PM10 y PM2,5 en Lima Metropolitana. *Anales Científicos*, 77(2), 273. <https://doi.org/10.21704/ac.v77i2.699>
- Pallarés, S., Gómez, E. T., Martínez, A., & Jordán, M. M. (2019). The relationship between indoor and outdoor levels of PM10 and its chemical composition at schools in a coastal region in Spain. *Heliyon*, 5(8). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02270>
- Pérez, V. I. (2019). *Cemex está en pláticas con el gobierno estatal para reubicar la cementera de Miravalle fuera de la ciudad*. Guadalajara: UDGTV. Obtenido de <http://udgtv.com/noticias/jalisco/cemex-esta-en-platicas-gobierno-jalisco-para-reubicar-cementera-miravalle/>
- Persad, A., & Stedeford, T. (2009). Risk Assessment. En P. Wexler, & S. Gilbert, *Information resources in Toxicology* (4th ed., págs. 407-421). Academic Press.
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo [PNUD]. (2010). Evaluación del Riesgo de desastres. *Buró de Prevención de Crisis y Recuperación*.
- Prüss-Ustün, A., Wolf, J., Corvalán, C., Bos, R., & Neira, M. (2016). *Preventing disease through healthy environments: A global assessment of the burden of disease from environmental risks*. Ginebra: Organización Mundial de la Salud.
- Puigcerver, M., & Carrascal, D. M. (2008). *El medio atmosférico: meteorología y contaminación*. Barcelona: Universitat de Barcelona.

- Qiu, H., Yu, H., Wang, L., Zhu, X., Chen, M., Zhou, L., ... Pan, J. (2018). The burden of overall and cause-specific respiratory morbidity due to ambient air pollution in Sichuan Basin, China: A multi-city time-series analysis. *Environmental Research*, 167, 428–436. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.08.011>
- Ramos, I. E. (2019). Estimaciones y pronósticos de tendencias de los principales contaminantes atmosféricos monitoreados por regiones de la Zona Metropolitana del Valle de México a través de una perspectiva no paramétrica, 2008-2018. (Tesis de maestría). *Centro de Investigación en Matemáticas*.
- Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en materia de prevención y control de la contaminación de la atmosfera. (1988). Última reforma publicada en el Diario Oficial de la Federación el 31-10-2014.
- Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en materia de Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes. (2004). Última reforma publicada en el Diario Oficial de la Federación el 31-10-2014.
- República de Colombia. (2017). *Norma de calidad del aire ambiente*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Rim-Rukeh, A. (2019). *Effects of New Year Eve's Fireworks on the Ambient Air Quality in Woji Community, Port Harcourt, Nigeria*. 3(1).
- Robson, M., & Ellerbusch, F. (2007). Introduction to Risk Assessment in Public Health. En M. Robson, & W. Toscano, *Risk assessment for environmental health* (págs. 1-10). USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Rodricks, J., & Taylor, M. (1986). *Application of Risk Assessment to Food Safety Decision*. Regulatory Toxicology and Pharmacology.

- Rosales-Castillo, J., Torres-Meza, V., Olaiz-Fernández, G., & Borja-Aburto, V. (2001). Los efectos agudos de la contaminación del aire en la salud de la población: evidencias de estudios epidemiológicos. *Salud Pública de México*, 43(6), 544-555.
- Royal College of Physicians. (2016). Every breath we take: the lifelong impact of air pollution. *Royal college of physicians*.
- Rubio, C. (03 de mayo de 2018). Crece 60 minutos "hora pico" en ZMG. *Mural*. https://www.mural.com/aplicacioneslibre/preacceso/articulo/default.aspx?__rval=1&urlredirect=https://www.mural.com/aplicaciones/articulo/default.aspx?id=1385051&utm_source=Tw&utm_medium=@muralcom&utm_campaign=ptwitter&referer=-7d616165662f3a3a6262623b72
- Sánchez-Salinas, E., Ortiz-Hernández, L., & Castrejón-Godínez, M. (2014). *Contaminación Urbana del Aire: Aspectos fisicoquímicos, microbiológicos y sociales*. México: Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Sánchez, R., Sánchez, S., Sánchez, R. J., Alcalá, J., & Aguirre, G. R. (2015). Análisis espacial estimando regiones de riesgo por contaminantes que exceden con más frecuencia la norma en Guadalajara, México. *Revista Iberoamericana de Las Ciencias Biológicas Y Agropecuarias*, 2(2), 65–85.
- Santana, B. L., & Gran, C. J. A. (2016). Ciudad e industria en la ZMG: un caos que consume la cuenca del río Santiago (pp. 55–70).
- Santos, S. (2007). Risk Communication. En M. Robson, & W. Toscano, *Risk assessment for environmental health* (págs. 463-487). USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial [SEMADET]. (2011). *Sistema de Monitoreo Atmosférico de Jalisco*. Gobierno del estado de Jalisco. Obtenido de <http://siga.jalisco.gob.mx/aire/Infra.html>

Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial [SEMADET]. (2014). Inventario de Emisiones de Contaminantes Criterio del Estado de Jalisco. *Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial*.

Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial [SEMADET]. (2015). Informe de la Calidad del aire 2015. *Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial*.

Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial [SEMADET]. (2018). Revisión del Programa para mejorar la calidad del aire (PROIARE) Jalisco 2014-2020 y recomendaciones para lograr impactos en la calidad del aire de la Zona Metropolitana de Guadalajara. *Gobierno de Jalisco*.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. (2012). *NORMA Oficial Mexicana NOM-156-SEMARNAT-2012, Establecimiento y operación de sistemas de monitoreo de la calidad del aire*. Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 16-07-2012.

Secretaría de Salud. (1993). Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-1993. "Salud Ambiental. Criterio para Evaluar la Calidad del Aire Ambiente, con respecto a las partículas (PM10). *Publicado en el Diario Oficial de la Federación*.

Secretaría de Salud. (2005). Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-1993, Salud ambiental. Criterios para evaluar la calidad del aire ambiente, con respecto a material particulado. *Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 26-09-2005*.

Secretaría de Salud. (2014). NORMA Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-2014, Salud ambiental. Valores límite permisibles para la concentración de partículas suspendidas PM10 y PM2.5 en el aire ambiente y criterios para su evaluación. *Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 20-08-14*.

- Secretaría de Salud. (Enero de 2020). *Anuarios de Morbilidad 1984 - 2018*. Obtenido de Gobierno de México: <https://www.gob.mx/salud/acciones-y-programas/anuarios-de-morbilidad-1984-2018>
- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2006). *Atmospheric chemistry and physics : from air pollution to climate change* (2nd ed.). New Jersey: A Wiley-Interscience publication.
- Servicio Meteorológico Nacional . (2011). *Normales climatológicas por Estado periodo 1981-2010*.
- Silva, P. R. de S., Ignotti, E., Oliveira, B. F. A. de, Junger, W. L., Morais, F., Artaxo, P., & Hacon, S. (2016). High risk of respiratory diseases in children in the fire period in Western Amazon. *Revista de Saude Publica*, 50. <https://doi.org/10.1590/S1518-8787.2016050005667>
- Teaf, C., & Kuperbberg, M. (2004). *Risk Assessment, risk management & risk communication*. USA: Florida State University.
- Teutli, G. (2015). *EL artículo 133 y la jerarquía jurídica en México*. Ciudad de México: Instituto de Investigaciones Jurídicas de la UNAM.
- Thabethe, L., Engelbrecht, J. C., Wright, C. Y., & Oosthuizen, M. A. (2014). Human health risks posed by exposure to PM10 for four life stages in a low socio-economic community in South Africa. *Pan African Medical Journal*, 18. <https://doi.org/10.11604/pamj.2014.18.206.3393>
- Theodore, L., & Dupont, R. (2012). *Environmental Health and Hazard Risk Assessment*. USA: CRC Press is an imprint of Taylor & Francis Group.
- Tian, Y. Z., Wang, J., Peng, X., Shi, G. L., & Feng, Y. C. (2014). Estimation of the direct and indirect impacts of fireworks on the physicochemical characteristics of atmospheric PM10 and PM2.5. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(18), 9469–9479. <https://doi.org/10.5194/acp-14-9469-2014>

- Tripathy, D. P., & Dash, T. R. (2019). Measurement of respirable dust concentration and assessment of health risk due to metals around an opencast coal mine of talcher, Odisha. *Geofizika*, 36(1), 77–106. <https://doi.org/10.15233/gfz.2019.36.2>
- Universidad Nacional de Colombia. (s.f.). *Biocombustibles y calidad del aire. [Figura]*. Obtenido de slideplaye: <https://slideplayer.es/slide/3417358/>
- Whitby, K. T., & Cantrell, B. (1976). Fine particles. *Environmental Sensing and assessment*.
- Widziewicz, K., Rogula-Kozłowska, W., Loska, K., Kociszewska, K., & Majewski, G. (2018). Health Risk Impacts of Exposure to Airborne Metals and Benzo(a)Pyrene during Episodes of High PM10 Concentrations in Poland. *Biomedical and Environmental Sciences*, 31(1), 23–36. <https://doi.org/10.3967/bes2018.003>
- Wiley, D., & Amy, C. (2013). *Encyclopedia of School Health* (Primera ed.). USA: SAGE.
- Wilson, W. E., & Suh, H. H. (1997). Fine particles and coarse particles: Concentration relationships relevant to epidemiologic studies. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 47(12), 1238–1249. <https://doi.org/10.1080/10473289.1997.10464074>
- Wu, F., & Ferland, W. (2007). Risk assessment and regulatory decision making in environmental health. En M. Robson, & W. Toscano, *Risk assessment for environmental health* (págs. 31-54). USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Xia, T., Nitschke, M., Zhang, Y., Shah, P., Crabb, S., & Hansen, A. (2015). Traffic-related air pollution and health co-benefits of alternative transport in Adelaide, South Australia. *Environment International*, 74, 281–290. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.004>

- Xu, G., Jiao, L., Zhang, B., Zhao, S., Yuan, M., Gu, Y., ... Tang, X. (2017). Spatial and temporal variability of the PM_{2.5}/PM₁₀ ratio in Wuhan, Central China. *Aerosol and Air Quality Research*, 17(3), 741–751. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2016.09.0406>
- Yang, L., Wang, H., Wei, S., Zhang, L., & Zhao, Q. (2017). The Correlation between Indoor and Outdoor Particulate Matter of Different Building Types in Daqing, China. *Procedia Engineering*, 205, 360–367. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.10.002>
- Yang, Y., Fang, W., Xue, M., Xu, Z., & Huang, C. (2014). TSP, PM₁₀ and health risk assessment for heavy metals (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb) in the ambience of the production line for waste cathode ray tube recycling. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 18(2), 296–302. <https://doi.org/10.1007/s10163-014-0331-1>
- Zhao, N., Liu, Y., Vanos, J. K., & Cao, G. (2018). Day-of-week and seasonal patterns of PM_{2.5} concentrations over the United States: Time-series analyses using the Prophet procedure. *Atmospheric Environment*, 192(August), 116–127. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.08.050>
- Zwoździak, A., Sówka, I., Worobiec, A., Zwoździak, J., & Nych, A. (2015). The contribution of outdoor particulate matter (PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀) to school indoor environment. *Indoor and Built Environment*, 24(8), 1038–1047. <https://doi.org/10.1177/1420326X14534093>

Anexos

Anexo A. Prueba estadística PM₁₀ Anual

La prueba de Kruskal-Wallis evalúa la hipótesis nula de que las medianas dentro de cada una de las 8 columnas es la misma. Puesto que el valor-P es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0% de confianza (ver Tabla A1).

Tabla A1. Prueba de Kruskal-Wallis para PM₁₀ por Año

Año	Tamaño Muestra	Rango Promedio
2011	24076	233763
2012	48545	184165
2013	43396	171045
2014	80063	184674
2015	70592	179530
2016	14522	219692
2017	56619	189518
2018	33500	166158

Estadístico = 8548.88 Valor-P = 0

En la Figura A1 se observa cómo se distribuyen las medianas con un Intervalo de Confianza (IC) de 95%.

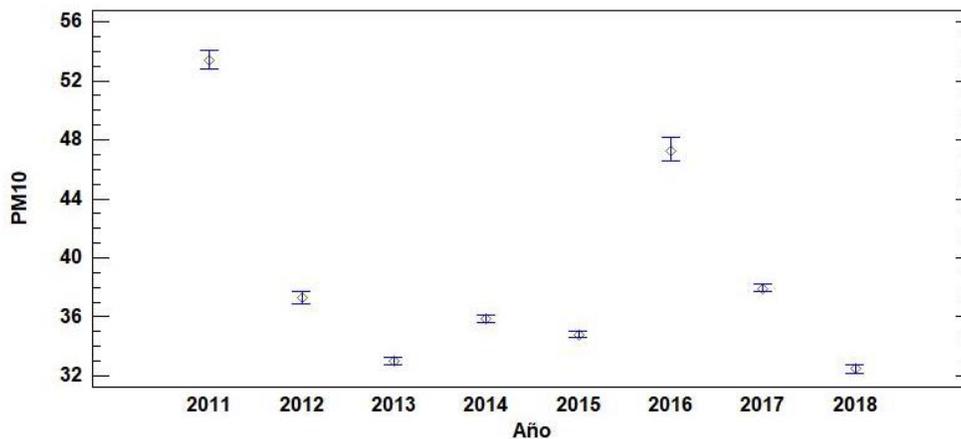


Figura A1. Gráfica de Medias anuales con un IC de 95%

La Tabla A2 aplica un procedimiento de comparación múltiple para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras. Se han identificado 6 grupos homogéneos según la alineación de las X's en columnas, no existen diferencias estadísticamente significativas entre aquellos niveles que compartan una misma columna de X's. El método empleado actualmente para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher. Con este método hay un riesgo del 5.0% al decir que cada par de medias es significativamente diferente, cuando la diferencia real es igual a 0.

Tabla A2. Pruebas de Múltiples Rangos para PM₁₀ por Año

Año	Casos	Media	Grupos Homogéneos
2018	33500	41.4434	X
2013	43396	43.7379	X
2015	70592	46.5214	X
2014	80063	49.3107	X
2017	56619	49.7537	X
2012	48545	52.4766	X
2016	14522	65.2125	X
2011	24076	65.9882	X

Método: 95.0 porcentaje LSD

Anexo B. Prueba estadística PM₁₀ mensual

La prueba de Kruskal-Wallis evalúa la hipótesis nula de que las medianas dentro de cada una de las 12 columnas es la misma. Puesto que el valor-P es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0% de confianza (ver Tabla B1).

Tabla B1. Prueba de Kruskal-Wallis para PM₁₀ por Mes

Mes	Tamaño Muestra	Rango Promedio
Abril	45461	277609
Agosto	40526	175646
Dic	42251	314109
Enero	47466	304841
Febrero	41151	288238
Julio	40364	180769
Junio	43810	216174
Marzo	45994	273438
Mayo	42278	298697
Nov	39697	278471
Oct	37363	224329
Sep	38220	171438

Estadístico = 61009.5 Valor-P = 0

En la Figura B1 se observa cómo se distribuyen las medianas con un Intervalo de Confianza (IC) de 95%.

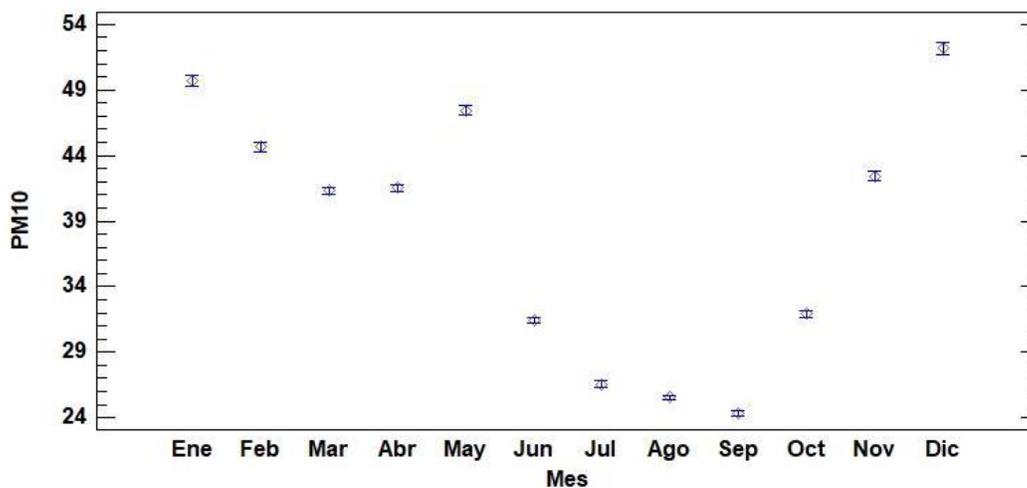


Figura B1. Gráfica de las medianas mensuales con un IC de 95%

La Tabla B2 aplica un procedimiento de comparación múltiple para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras. Se han identificado 9 grupos homogéneos según la alineación de las X's en columnas, no existen diferencias estadísticamente significativas entre aquellos niveles que compartan una misma columna de X's. El método empleado actualmente para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher. Con este método hay un riesgo del 5.0% al decir que cada par de medias es significativamente diferente, cuando la diferencia real es igual a 0.

Tabla B2. Pruebas de Múltiples Rangos para PM₁₀ por Mes

Mes	Casos	Media	Grupos Homogéneos
Agosto	40526	31.1368	X
Septiembre	38220	31.1736	X
Julio	40364	31.6236	X
Junio	43810	39.5009	X
Octubre	37363	42.4498	X
Abril	45461	53.0214	X
Marzo	45994	53.099	X
Mayo	42278	57.0054	X
Noviembre	39697	57.9472	X
Febrero	41151	58.86	X
Enero	47466	66.3793	X
Diciembre	42251	71.3512	X

Método: 95.0 porcentaje LSD

Anexo C. Prueba estadística PM₁₀ por temporada

La prueba de Kruskal-Wallis evalúa la hipótesis nula de que las medianas dentro de cada una de las 3 columnas es la misma. Puesto que el valor-P es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0% de confianza (ver Tabla C1).

Tabla C1. Prueba de Kruskal-Wallis para PM₁₀ por Temporada

Temporada	Tamaño Muestra	Rango Promedio
Cálidas	133733	282841
Frías	170565	296994
Lluvias	200283	193822

Estadístico = 54218.3 Valor-P = 0

En la Figura C1 se observa cómo se distribuyen las medianas con un Intervalo de Confianza (IC) de 95%.

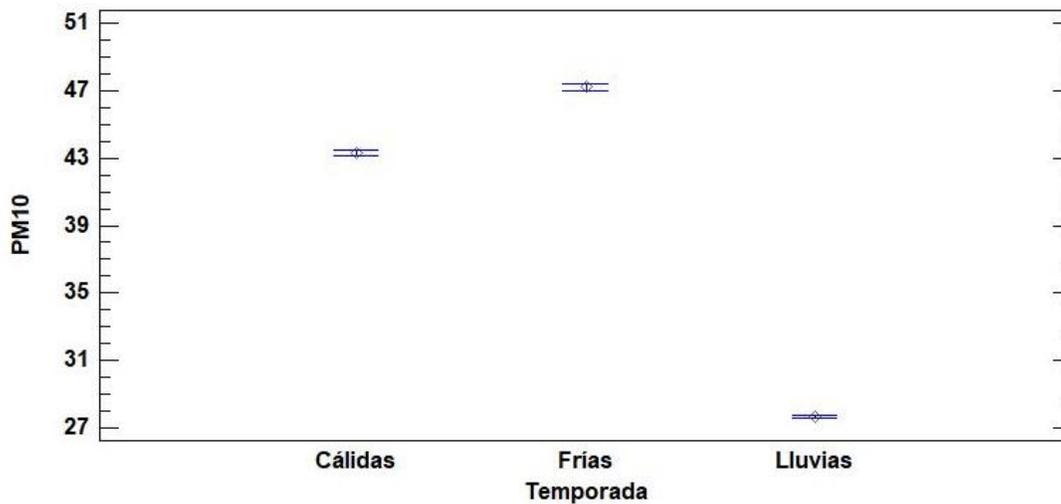


Figura C1. Gráfica de las medianas por temporada con un IC de 95%

La Tabla C2 aplica un procedimiento de comparación múltiple para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras. Se han identificado 3 grupos homogéneos según la alineación de las X's en columnas, no existen diferencias estadísticamente significativas entre aquellos niveles que compartan una misma columna de X's. El método empleado actualmente para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher. Con este método hay un riesgo del 5.0% al decir que cada par de medias es significativamente diferente, cuando la diferencia real es igual a 0.

Tabla C2. Pruebas de Múltiples Rangos para PM₁₀ por Temporada

Temporada	Casos	Media	Grupos Homogéneos
Lluvias	200283	35.1819	X
Cálidas	133733	54.3076	X
Frías	170565	63.8343	X

Método: 95.0 porcentaje LSD

Anexo D. Prueba estadística PM₁₀ por hora

La prueba de Kruskal-Wallis evalúa la hipótesis nula de que las medianas dentro de cada una de las 24 columnas es la misma. Puesto que el valor-P es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0% de confianza (ver Tabla D1).

Tabla D1. Prueba de Kruskal-Wallis para PM₁₀ por Hora

Hora	Tamaño Muestra	Rango Promedio
0:00	15164	178137
1:00	15189	159243
2:00	15211	144210
3:00	15218	134177
4:00	15210	131322
5:00	15208	139211
6:00	15234	161886
7:00	15244	196809
8:00	15242	226375
9:00	15226	233030
10:00	15200	221205
11:00	15141	202671
12:00	15108	185247
13:00	15132	173560
14:00	15174	167379
15:00	15185	162488
16:00	15211	161264
17:00	15241	166156
18:00	15236	180159
19:00	15213	200346
20:00	15203	217910
21:00	15186	222015
22:00	15151	213964
23:00	15099	196961

Estadístico = 29701.4 Valor-P = 0

En la Figura D1 se observa cómo se distribuyen las medianas con un Intervalo de Confianza (IC) de 95%.

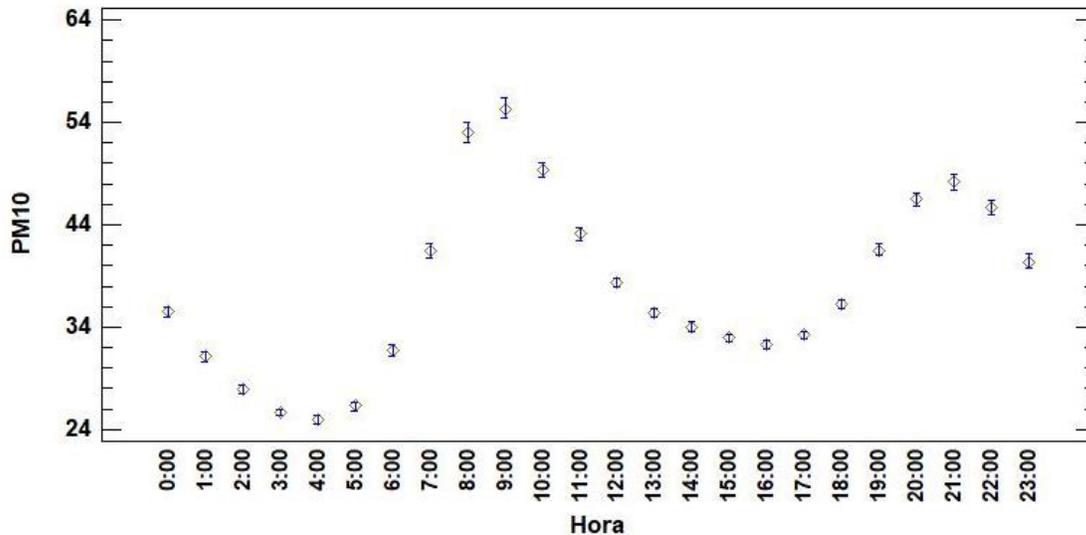


Figura D1. Gráfica de las medianas por temporada con un IC de 95%

La Tabla D2 aplica un procedimiento de comparación múltiple para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras. Se han identificado 17 grupos homogéneos según la alineación de las X's en columnas, no existen diferencias estadísticamente significativas entre aquellos niveles que compartan una misma columna de X's. El método empleado actualmente para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher. Con este método hay un riesgo del 5.0% al decir que cada par de medias es significativamente diferente, cuando la diferencia real es igual a 0.

Tabla D2. Pruebas de Múltiples Rangos para PM₁₀ por Hora

Hora	Casos	Media	Grupos Homogéneos
4:00	15210	34.8037	X
3:00	15218	35.3851	X
5:00	15208	36.8901	X
2:00	15211	38.3318	X
16:00	15211	39.2186	XX
15:00	15185	39.3421	X
14:00	15174	40.3837	X
17:00	15241	41.1041	XX
13:00	15132	42.0296	XX
1:00	15189	42.9628	XX
6:00	15234	43.8485	X
12:00	15108	45.7543	X
18:00	15236	46.3737	X
0:00	15164	49.3833	X
11:00	15141	52.7692	X
19:00	15213	55.3303	X
7:00	15244	56.4496	X
23:00	15099	56.5586	X
22:00	15151	63.2985	X
10:00	15200	63.3024	X
20:00	15203	64.2414	X
21:00	15186	66.68	X
8:00	15242	69.2953	X
9:00	15226	72.0869	X

Método: 95.0 porcentaje LSD

Anexo E. Prueba estadística PM₁₀ por estación del SIMAJ

La prueba de Kruskal-Wallis evalúa la hipótesis nula de que las medianas dentro de cada una de las 10 columnas es la misma. Puesto que el valor-P es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0% de confianza (Ver Tabla E1).

Tabla E1. Prueba de Kruskal-Wallis para PM₁₀ por Estación

Estación	Tamaño Muestra	Rango Promedio
AGU	37535	130549
ATM	16871	145871
CEN	37672	154371
LDO	46564	190110
MIR	43934	227408
OBL	32410	169801
PIN	40806	238437
SFE	23484	293232
TLA	55334	200480
VAL	41655	133369

Estadístico = 65469.0 Valor-P = 0

En la Figura E1 se observa cómo se distribuyen las medianas con un Intervalo de Confianza (IC) de 95%.

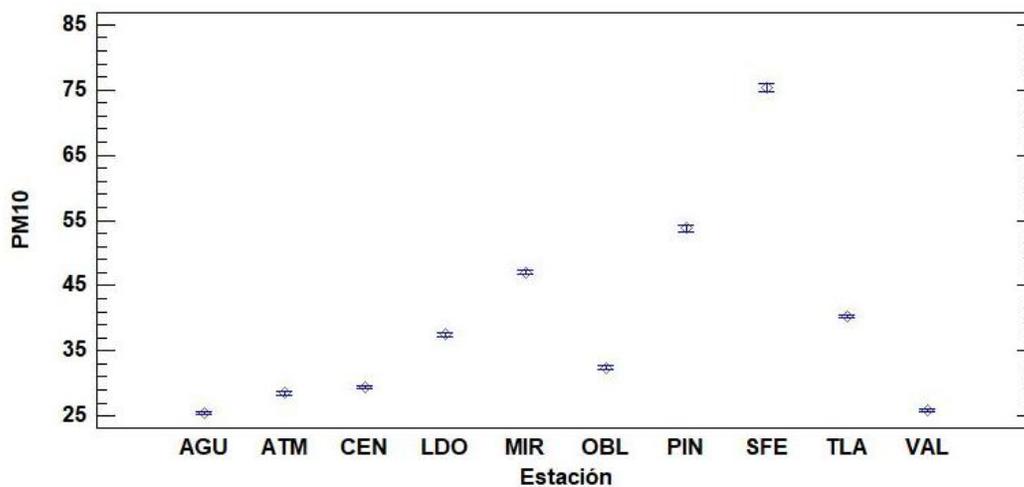


Figura E1. Gráfica de las medianas por estación del SIMAJ con un IC de 95%

La Tabla E2 aplica un procedimiento de comparación múltiple para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras. Se han identificado 9 grupos homogéneos según la alineación de las X's en columnas, no existen diferencias estadísticamente significativas entre aquellos niveles que compartan una misma columna de X's. El método empleado actualmente para discriminar entre las medias es el procedimiento de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher. Con este método hay un riesgo del 5.0% al decir que cada par de medias es significativamente diferente, cuando la diferencia real es igual a 0.

Tabla E2. Pruebas de Múltiples Rangos para PM₁₀ por Estación

Estación	Casos	Media	Grupos Homogéneos
AGU	37535	30.4037	X
VAL	41655	30.9718	X
ATM	16871	33.2551	X
CEN	37672	36.2316	X
OBL	32410	41.6	X
LDO	46564	47.3723	X
TLA	55334	49.0313	X
MIR	43934	63.4319	X
PIN	40806	75.9578	X
SFE	23484	90.2572	X

Método: 95.0 porcentaje LSD