

06

Salud pública  
y calidad  
del aire



**9 de cada 10 personas en el mundo respiran mala calidad del aire**, lo cual conlleva impactos negativos que afectan la salud y reducen la productividad de las personas.

06



*El presente capítulo se elaboró con las aportaciones y revisiones de la Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México, en específico de la Dirección General de Calidad del Aire, la cual validó los resultados de las Evaluaciones de Impactos a la Salud (EIS) y complementó la información que a continuación se presenta. Se agradece también el apoyo del Centro de Investigación y Docencia Económicas (CIDE) para la selección de un Valor de una Vida Estadística apropiado para la cuantificación de los impactos económicos por la contaminación atmosférica, y la colaboración del Instituto*

*Nacional de Salud Pública (INSP) en la revisión del capítulo y la integración de EIS específicas para la zona de estudio, para los años 2016, 2017 y 2018.*

.....  
La mala calidad del aire es reconocida como una amenaza global a la salud pública. De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS), 9 de cada 10 personas en el mundo respiran mala calidad del aire (OMS, 2018d), lo cual conlleva impactos negativos al ser causa de muertes prematuras, afectar la salud de millones de habitantes y generar pérdidas económicas asociadas a gastos

en los sistemas de salud y la reducción de la productividad de las personas (Organización Panamericana de la Salud, 2016).

De acuerdo con el Instituto para la Métrica de Salud y Evaluación (IHME, por sus siglas en inglés), la contaminación del aire interior y exterior es el 5.º factor de riesgo de mortalidad más alto a nivel mundial, por encima de la desnutrición, el consumo del alcohol y el sedentarismo. A nivel global, en el 2017 contribuyó con aproximadamente 4.9 millones de muertes, por delante de cualquier otro factor ambiental, incluyendo la contaminación del agua y

el saneamiento deficiente (Health Effects Institute, 2019), lo cual representa un aporte del 7.6% a la carga mundial de mortalidad (Cohen *et al.*, 2017). En específico, en 2017 la contaminación del aire ambiente por partículas con diámetro aerodinámico menor a 2.5 micrómetros (PM<sub>2.5</sub>) fue responsable de 2.9 millones de muertes, mientras que el ozono (O<sub>3</sub>) provocó alrededor de 0.5 millones. La exposición a la contaminación del aire se vincula con el aumento de hospitalizaciones y muertes prematuras por enfermedades cardiopulmonares y otros padecimientos crónicos no transmisibles, así como por enfermedades infecciosas (ver Tabla 6.1).

**Tabla 6.1** Muertes globales atribuibles a la contaminación del aire

| Causa de muerte asociada a la calidad del aire |  | Carga atribuible a la mala calidad del aire* | Millones de muertes globales asociadas a la calidad del aire |     |
|--|--|--|--|-----|
| Enfermedades crónicas no transmisibles         | Enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC) | 41%  | 1.31   | 27% |
|  | Diabetes mellitus tipo 2                       | 20%  | 0.28   | 6%  |
|  | Cáncer de pulmón                               | 19%  | 0.35   | 7%  |
|  | Enfermedad isquémica del corazón               | 16%  | 1.39   | 28% |
|  | Accidente cerebrovascular                      | 11%  | 0.68   | 14% |
| Enfermedades infecciosas                       | Infecciones en las vías respiratorias bajas    | 35%  | 0.89   | 18% |

\*Porcentaje de la mortalidad global total atribuible a la mala calidad del aire (interior y exterior), como consecuencia de la causa de muerte respectiva.

Fuente: *State of Global Air* (Health Effects Institute, 2019) y *Global Burden of Disease* (Institute for Health Metrics and Evaluation, 2018a).

La protección a la salud es la motivación principal de la elaboración e implementación del presente ProAire. La magnitud de los impactos de la contaminación del aire en la salud de la población de la ZMVM justifica la atención prioritaria que debe recibir el diseño de políticas públicas dirigidas a mejorar la calidad del aire y reducir la exposición a concentraciones que impliquen un riesgo a la salud, de tal forma que se procure el derecho humano a un medio ambiente sano. Asimismo, es de suma importancia que la percepción colectiva de la población con respecto a la calidad del aire corresponda a la gravedad de los impactos que esta puede provocar en su salud. Aumentar la conciencia pública es un paso esencial para que tanto la ciudadanía en general, como diferentes instituciones y actores clave, sean partícipes de los esfuerzos por reducir los niveles de contaminación en el aire.

Una gestión exitosa de la calidad del aire implica una colaboración intersectorial que fortalezca la función rectora de las autoridades ambientales al mismo tiempo que se involucra a otras dependencias gubernamentales, actores privados y a la sociedad civil. Una de las responsabilidades institucionales en materia de salud pública es optimizar el uso de instrumentos técnicos destinados a caracterizar la realidad local para poder seleccionar y ejecutar las mejores soluciones posibles. En este contexto, es fundamental describir el estado actual de los efectos que tiene la contaminación del aire en la salud de la población que habita en la ZMVM, de tal forma que se establezca un adecuado punto de partida y una ruta de acción que se traduzca en beneficios tangibles. El ProAire ZMVM 2021-2030 debe procurar la aplicación de estrategias eficaces que conduzcan a una mejora

sustancial en la calidad del aire y, con ello, priorizar la salud de la población.

Este capítulo presenta información sobre los efectos que tienen los principales contaminantes atmosféricos en la salud humana, con base en evidencia científica. Se resumen los resultados de Evaluaciones de Impactos a la Salud (EIS) y otros estudios recientes que cuantifican y monetizan

la mortalidad evitable por la exposición a contaminantes atmosféricos en la ZMVM, en específico aquellos que más contribuyen al deterioro de la calidad del aire: el O<sub>3</sub> y las partículas suspendidas con diámetro aerodinámico menor a 10 y 2.5 micrómetros (PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>). Estos resultados pueden interpretarse como los beneficios que se podrían alcanzar a nivel de sociedad y sistema de salud por mejorar el estado de la calidad del aire.

## 6.1 Factores sociodemográficos y condicionantes de la salud

Los impactos a la salud por la contaminación atmosférica se presentan de forma diferenciada, en función de factores como la edad, sexo y nivel socioeconómico de la población. Estas condicionantes pueden aumentar la vulnerabilidad de las personas, de tal forma que los beneficios en la reducción de la contaminación llegan a distribuirse de manera desigual en una población dada (Makri & Stilianakis, 2008).

Desde esta perspectiva, el conocimiento sobre los patrones sociodemográficos de la incidencia de enfermedades y problemas de salud es útil en la medida que contribuye a precisar los factores de riesgo relevantes y a tomar un enfoque de género e interseccional (Comisión de Derechos Humanos del Distrito Federal, 2008; Link & Phelan, 1996). A

su vez, esto ayuda a diseñar estrategias y políticas públicas eficaces que se traducen en acciones específicas para reducir la exposición de los grupos más vulnerables. Estas distinciones son particularmente relevantes para el diseño de estrategias de comunicación y difusión de información sobre posibles medidas para disminuir el riesgo en virtud de la vulnerabilidad individual o de una población particular.

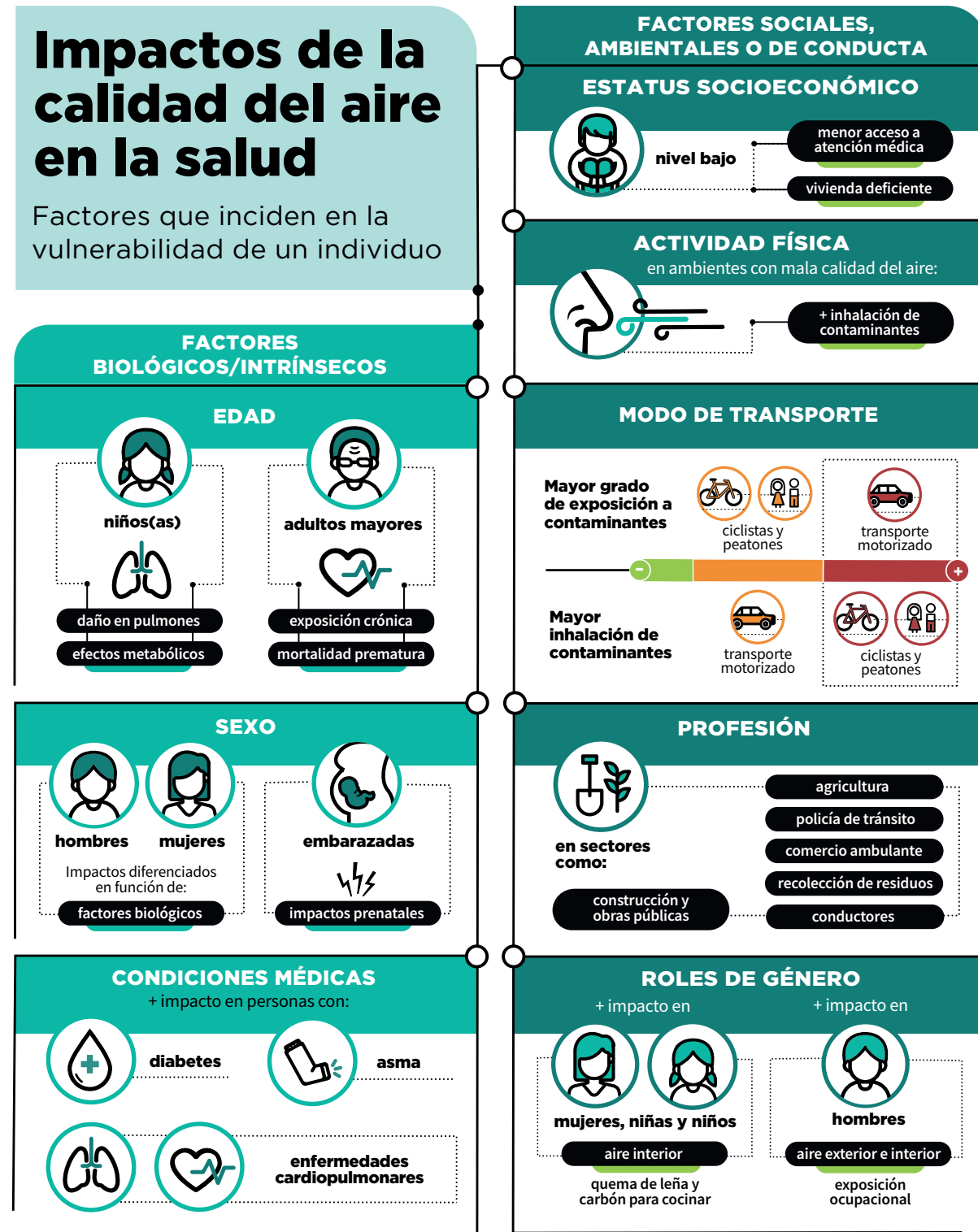
A continuación se describe la vulnerabilidad de grupos de población específicos y se establecen relaciones con indicadores sociodemográficos y económicos de la ZMVM. Posteriormente se presentan datos y estadísticas sobre la incidencia general de morbilidad y mortalidad en la zona de estudio para el año 2018.

### 6.1.1 Grupos de población vulnerables

La OMS especifica grupos de población vulnerable en función de factores intrínsecos, factores adquiridos como resultado de condiciones ambientales, sociales o de conducta, o simplemente por exposiciones inusualmente elevadas. Estos grupos incluyen a niñas y niños, personas adultas mayores y población con condiciones médicas preexistentes, así como grupos que viven en condiciones socioeconómicamente desfavorables (OMS, 2004). Adicionalmente, son potencialmente vulnerables las personas expuestas ocupacionalmente, grupos étnicos y económicos con un alto grado de preva-

lencia de enfermedades crónicas, mujeres embarazadas, mujeres adultas mayores y géneros con diferentes grados de exposición y/o susceptibilidad a la contaminación del aire (Bell *et al.*, 2002). Otros estudios también consideran como factores que inciden en la vulnerabilidad a las actividades en exteriores, el lugar de residencia y el modo predominante de transporte utilizado. Cuando distintas variables se combinan, los efectos pueden ser aditivos o multiplicativos; el concepto de riesgo acumulativo considera diversos factores con el fin de evaluar la vulnerabilidad específica de una persona

o una población a los efectos perjudiciales de la contaminación del aire. La Figura 6.1 resume gráficamente las principales variables que pueden influir en la vulnerabilidad de una persona.



**Edad**

Las niñas y niños son especialmente perjudicados por la mala calidad del aire por razones tanto biológicas como conductuales. En primera instancia, respiran más aire por unidad de peso corporal, por lo que inhalan una mayor proporción de sustancias tóxicas presentes en el aire ambiente en comparación con personas adultas expuestas a la misma concentración de contaminación. En general, este grupo de población también pasa más tiempo haciendo actividades físicas en exteriores, lo que puede conllevar una mayor exposición (Schraufnagel *et al.*, 2019a).

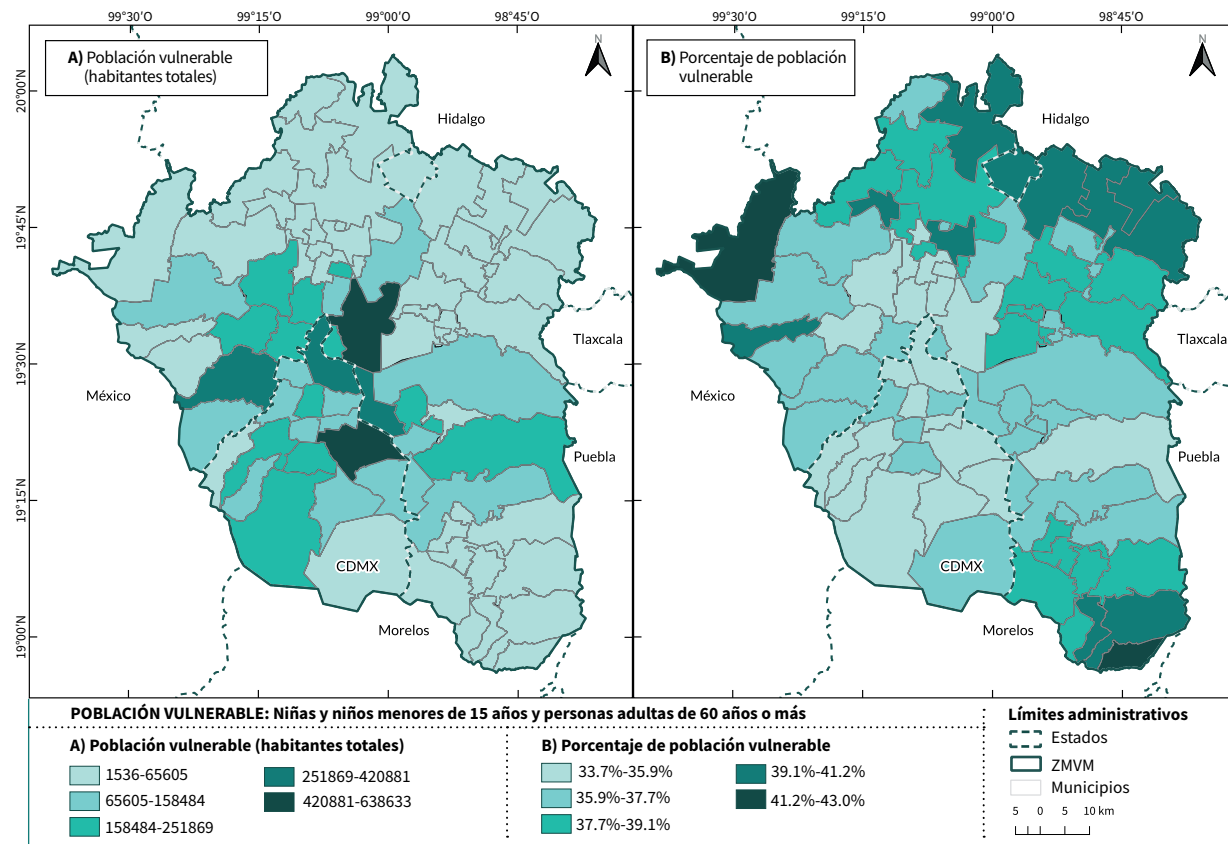
El desarrollo de los sistemas respiratorio e inmunológico comienza durante la embriogénesis y continúa por muchos años después del nacimiento. La exposición a contaminantes atmosféricos durante la infancia puede provocar efectos dañinos e irreversibles en los pulmones y otros órganos (Gauderman *et al.*, 2015), impactos que se asocian a una capacidad pulmonar reducida y a otros problemas respiratorios y de salud durante la edad adulta (Gauderman *et al.*, 2004). Por otro lado, la mala calidad del aire puede tener impactos sobre otros sistemas de órganos; por ejemplo, un estudio específico para la Ciudad de México encontró que las niñas y niños que viven en áreas más contaminadas tienen un peor desempeño cognitivo y una mayor incidencia de lesiones en el cerebro (Calderón-Garcidueñas *et al.*, 2008). La contaminación también puede incidir en índices de masa corporal más elevados, como consecuencia de cambios metabólicos, que incluyen la resistencia a la insulina en respuesta a la exposición a sustancias tóxicas presentes en la atmósfera (Jerrett *et al.*, 2014).

Los grupos de edad avanzada sufren de efectos perjudiciales en la función pulmonar por la exposición crónica a la contaminación atmosférica. Diferentes estudios evidencian que las personas adultas mayores tienen un riesgo más elevado de experimentar incrementos en la morbilidad, ingresos hospitalarios, visitas a

las salas de emergencia y mortalidad, principalmente por la exacerbación de enfermedades crónicas cardiopulmonares o infecciones de las vías respiratorias (Simoni *et al.*, 2015). Además, la mala calidad del aire puede tener otros efectos como el deterioro de funciones cognitivas, mayor riesgo de padecer demencia y derrames cerebrales (Schraufnagel *et al.*, 2019b; Wellenius *et al.*, 2012), reducción de la densidad mineral ósea y una mayor incidencia de fracturas (Alver *et al.*, 2007, 2010).

El Consejo Nacional de Población (CONAPO) estima que, dentro de la ZMVM, en 2020 habitaban 4.67 millones de personas menores de 15 años y 2.86 millones de personas con 60 años o más, lo cual representaba el 34.3% de la población. Asimismo, como se indicó en el Capítulo 1, las dinámicas de transición demográfica muestran que el peso relativo de la población de edad avanzada será cada vez mayor. Si bien las demarcaciones con más población concentran grandes cantidades de personas vulnerables, como es el caso de las alcaldías Iztapalapa y Gustavo A. Madero en la Ciudad de México y los municipios mexiquenses de Ecatepec de Morelos, Nezahualcóyotl y Naucalpan de Juárez, la alta densidad poblacional en la Ciudad de México hace que otras alcaldías como Venustiano Carranza y Cuauhtémoc tengan una elevada cantidad de población vulnerable por unidad de área. Finalmente, se destaca que los municipios periféricos tienen un mayor peso de grupos de población vulnerable debido a su edad, respecto del total de habitantes (ver Figura 6.2); este es un fenómeno que requiere especial atención, ya que, como se describe más adelante, estas demarcaciones presentan generalmente condiciones socioeconómicas desfavorables que también aumentan la vulnerabilidad de la población; asimismo, la cobertura limitada del SIMAT en las periferias de la ZMVM dificulta la evaluación de la exposición a la mala calidad del aire y los impactos a la salud.

Figura 6.1 Factores que inciden en la susceptibilidad de la población a los efectos de la mala calidad del aire  
Fuente: Elaboración propia.



**Figura 6.2** Distribución de grupos de población vulnerable (niñas, niños y personas adultas mayores) en la Zona Metropolitana del Valle de México

Fuente: Censo de Población y Vivienda 2010 (INEGI, 2013).

### Género

Diferentes estudios sugieren que mujeres y hombres, así como niñas y niños, pueden experimentar impactos distintos por la contaminación atmosférica. Este fenómeno resulta de una combinación de dos factores: diferencias en respuestas biológicas que hacen más susceptibles a un sexo en específico (por ejemplo, regulaciones hormonales y tamaño corporal), y diferencias en patrones conductuales y de actividad en función de roles de género que influyen en la posible exposición a contaminantes (Clougherty, 2010). Estudios epidemiológicos han encontrado un mayor nivel de riesgo de experimentar afecciones respiratorias en mujeres jóvenes, y mayores niveles de mortalidad en mujeres de edad avanzada, aunque los resultados son limitados e inconsistentes (Makri & Stilianakis, 2008). Dado que 51.6% de la población de la ZMVM son

mujeres, el diseño de intervenciones efectivas para reducir la exposición y comunicar los riesgos asociados a la mala calidad del aire requiere claridad sobre cómo factores ligados al sexo y al género, así como la distribución espacial de estos, pueden generar impactos diferenciados en la salud.

La estratificación ocupacional es una de las principales causas de los impactos diferenciados entre el género femenino y el masculino. Los hombres conforman un mayor porcentaje de la fuerza laboral (62% de la población económicamente activa de la ZMVM, según datos del Censo de Población y Vivienda 2010) por lo que pueden dominar efectos asociados a la inhalación de contaminantes específicos durante actividades industriales o agrícolas. Por otro lado, las mujeres involucradas en actividades

del cuidado del hogar pueden presentar mayores índices de exposición a contaminantes generados durante la cocción de alimentos, en especial cuando se utilizan combustibles como la biomasa y el carbón, o actividades de limpieza (Bose & Diette, 2016; OMS, 2016a), lo cual puede exacerbar los impactos por la mala calidad del aire exterior (Gordon

*et al.*, 2014). En la ZMVM, las periferias de la mancha urbana registran una mayor relación entre mujeres y hombres, además de presentar un mayor porcentaje de población femenina económicamente inactiva que se dedica principalmente a quehaceres del hogar, por lo que esta población puede verse más expuesta a contaminación del aire interior.

### Nivel socioeconómico

Las poblaciones socioeconómicamente desfavorecidas comúnmente son identificadas con base en el nivel de ingresos o el nivel educativo – atributos que pueden reflejar más de un factor potencial de riesgo a la salud (Makri & Stilianakis, 2008). Algunas variables a considerar en cuanto a la vulnerabilidad de la población de bajo nivel socioeconómico son las limitaciones físicas para minimizar la exposición, ya sea por la ubicación de áreas residenciales y centros de trabajo en zonas con peor calidad del aire, características deficientes de las viviendas o por los modos de transporte dominantes en función del nivel socioeconómico; a estas condiciones se suma la habilidad para hacer frente a los impactos de la contaminación en términos del acceso a la atención médica y servicios sociales.

Diferentes estudios reconocen a la población que vive en situación de pobreza como un grupo expuesto con mayor frecuencia a la contaminación del aire, mientras que otros sugieren lo contrario. El Estudio de Salud y Contaminación del Aire en Latinoamérica ESCALA (Romieu *et al.*, 2012), cuyo objetivo era estimar el efecto de la exposición a PM<sub>10</sub> y O<sub>3</sub> en la mortalidad para nueve ciudades de América Latina, entre ellas la Ciudad de México, evaluó si un nivel socioeconómico bajo podría incrementar la susceptibilidad de diferentes grupos de edad a los efectos de la contaminación atmosférica. Si bien se reportaron patrones de mayor riesgo de mortalidad respiratoria entre la gente de bajo nivel socioeconómico y mayor riesgo de mortalidad cardiovascular entre la población con nivel socioeconómico medio o alto, los resultados observados no fueron consistentes entre las ciudades analizadas, por lo que se concluyó que no había evidencia convincente al respecto.

Otros estudios que exploran la vulnerabilidad por factores socioeconómicos (Deguen & Zmirou-Navier, 2010; Romero-Lankao *et al.*, 2013) sugieren que los riesgos de exposición a la contaminación existen sin límites o distinciones sociales, e incluso señalan que afectan a todas las personas por igual. Sin embargo, también destacan que poblaciones de bajo nivel socioeconómico a menudo viven en condiciones que pueden elevar su exposición, especialmente en áreas con altos niveles de contaminación y viviendas de baja calidad que ofrecen poca protección contra la infiltración interior de tóxicos en el aire ambiente. Además, las poblaciones de bajo nivel socioeconómico generalmente presentan una mayor prevalencia de enfermedades que predisponen a otros impactos o que pueden ser exacerbadas por la contaminación del aire, tales como enfermedades cardiovasculares y asma; esto se relaciona con la disponibilidad y el acceso a servicios de salud, educación, estilo de vida y factores ligados al trabajo y al modo de transporte.

La ausencia de un consenso sobre la metodología utilizada para investigar las desigualdades ambientales y sociales hace que la mayoría de los resultados no sean comparables entre sí, lo que podría explicar, en parte, las discrepancias observadas. Sin embargo, un patrón general es que, independientemente de la exposición, las poblaciones con bajo nivel socioeconómico experimentan mayores efectos en la salud debido a que tienen menor acceso a la atención médica. Esto indica que la vulnerabilidad por el nivel socioeconómico de la población no está necesariamente vinculada con una mayor exposición a la mala calidad del aire, sino que el acceso limita-

do a servicios de salud de calidad es uno de los factores de riesgo principales, ya que no pueden atenderse adecuadamente en caso de padecer alguna enfermedad.

En específico para la ZMVM y según datos del Índice de Rezago Social del Consejo Nacional de la Política de Desarrollo Social (CONEVAL), en 2015 alrededor del 22% de la población de la ZMVM no era derechohabiente a servicios de salud (CONEVAL, 2015). Por otro lado, es importante considerar la cobertura hospitalaria con la que cuenta la ZMVM y determinar si existe una relación entre zonas que concentran población de bajo nivel socioeconómico y el acceso a servicios de salud.

### Embarazo y vulnerabilidad prenatal

La exposición a contaminación del aire durante la gestación se asocia a resultados adversos del embarazo y un crecimiento fetal reducido (Schraufnagel *et al.*, 2019a). Por ejemplo, la exposición a partículas suspendidas representa un mayor riesgo de nacimientos con bajo peso (Fleischer *et al.*, 2014; Huang *et al.*, 2015). La contaminación del aire también incrementa el riesgo de partos prematuros, independiente de otros factores de vulnerabilidad y con impactos sinérgicos cuando se asocia con otros agravan-

El Instituto de Geografía de la UNAM elaboró un Atlas de Vulnerabilidad<sup>1</sup> en el que se visualiza la accesibilidad de la población a servicios de salud (UNAM, 2020): la mayor cobertura (acceso a camas hospitalarias, personal de enfermería, médicos generales y especialistas, unidades médicas) se concentra en la zona de hospitales de Tlalpan, al sur de Coyoacán, y en las alcaldías Miguel Hidalgo, Cuauhtémoc y Venustiano Carranza; por otro lado, conforme un hogar se aleja de la zona centro de la Ciudad de México disminuye la cobertura. De forma coincidente, los rangos de pobreza en la ZMVM aumentan en medida que se avanza hacia las periferias de la metrópoli (CONEVAL, 2017).

tes como condiciones socioeconómicas desfavorables, diabetes, hipertensión y el hábito de fumar (Yorifuji *et al.*, 2013). Los efectos adversos de la mala calidad del aire sobre mujeres embarazadas y la vulnerabilidad prenatal han sido observados aun en niveles bajos de contaminantes; bebés recién nacidos también tienen un mayor riesgo de presentar problemas de salud que pueden persistir durante su vida entera, como una menor capacidad pulmonar y problemas cognitivos.

### Condiciones médicas preexistentes

Los efectos de la exposición aguda a contaminantes atmosféricos incluyen la exacerbación de enfermedades preexistentes del sistema respiratorio, como asma y la enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC), así como aquellas del sistema cardiovascular, incluyendo isquemia, arritmias e insuficiencia cardíaca. La exposición crónica está ligada a una mayor tasa de mortalidad, a una mayor incidencia de cáncer de pulmón y neumonía, y al desarrollo de aterosclerosis (Abelsohn & Stieb, 2011). Otras condiciones médicas como la diabetes mellitus, la obesidad y factores genéticos y epi-

genéticos pueden incrementar la susceptibilidad a los efectos de la contaminación del aire (Schraufnagel *et al.*, 2019a; Vecoli *et al.*, 2016). En muchos casos, estas vulnerabilidades coinciden con otros agentes sociales estresores como la pobreza, vivienda deficiente, acceso reducido a alimentos nutritivos y servicios de salud, y estrés psicosocial (Koman *et al.*, 2018). Finalmente, factores conductuales como el hábito de fumar (Sood *et al.*, 2010) y el sedentarismo, que derivan en padecimientos médicos particulares, también inciden en un mayor nivel de riesgo.

<sup>1</sup> El Atlas de Vulnerabilidad corresponde a la plataforma "iCOVID-19", un esfuerzo impulsado por la UNAM a través del Instituto de Geografía como respuesta al contexto derivado de la pandemia de la COVID-19, enfermedad causada por el virus SARS-CoV-2.

### Exposición ocupacional

Otro factor adicional que incrementa la susceptibilidad a los efectos de la mala calidad del aire es la exposición a otras sustancias tóxicas con las que interactúa la población a lo largo de sus prácticas laborales, que suman a los impactos de los contaminantes del aire (OMS, 2004). La exposición ocupacional a la mala calidad del aire ambiente afecta a un gran número de personas; el problema es de especial interés porque las medidas convencionales implementadas en ambientes interiores, como la buena ventilación, no son aplicables bajo estas condiciones, además de que las personas emplea-

das pueden tener poco o ningún control sobre las fuentes externas de contaminación. Algunos sectores cuyo personal se ve expuesto a la contaminación del aire ambiente por cuestiones ocupacionales son el transporte de mercancías, el transporte público, la agricultura, el comercio ambulante, la policía de tránsito, la industria de la construcción y reparación de caminos, entre otros (OMS, 2018c). Es fundamental revisar las normas de exposición laboral en giros industriales donde se utilizan sustancias tóxicas, así como establecer límites para actividades que no cuentan actualmente con alguna regulación.

### Actividad física en exteriores

Realizar actividad física al aire libre en un ambiente contaminado es un factor preponderante que genera impactos perjudiciales sobre la salud. Hacer ejercicio en ambientes urbanos puede conducir a que las personas inhalen mayores dosis de contaminantes, afectando al sistema respiratorio y cardiovascular (Sharman *et al.*, 2004). Varios estudios evalúan los impactos negativos de hacer ejercicio en ambientes contaminados y cómo se comparan los resultados con conductas sedentarias. Conclusiones opuestas sugieren inquietudes sobre las consecuencias negativas de realizar ejercicio al aire libre en ambientes altamente contaminados, en términos de si se contrarrestan los efectos positivos que el ejercicio tiene en la salud general de un individuo (Laeremans *et al.*, 2018) o si la actividad física se considera benéfica independientemente (Wong *et al.*, 2007).

Este tema es relevante considerando la prevalencia de elevadas concentraciones de algunos contaminantes en la ZMVM, aunado a que cada vez se promueven en mayor medida los viajes activos (caminar o usar la bicicleta). Es necesario que existan políticas de salud pública que indiquen cuándo sí, cuándo no, en dónde y qué actividades físicas se pueden realizar en exteriores durante episodios de alta contaminación, así como dictámenes para pos-

poner o cancelar eventos deportivos masivos en caso de una contingencia ambiental atmosférica.

Se sabe que una adecuada actividad física previene la mortalidad prematura e incrementa la calidad de vida (Hallal *et al.*, 2012). La movilidad activa se ha introducido como un medio innovador y accesible para promover la actividad física en las ciudades; sin embargo, cuando esta se lleva a cabo en entornos urbanos, las personas pueden inhalar más contaminantes. Por ejemplo, la deposición de partículas ultrafinas (< 0.1 µm) durante la respiración bucal aumenta al realizar actividad física; en particular, se ha estimado que esta suele ser 4.5 veces mayor durante el ejercicio que en reposo, debido al aumento combinado de la fracción de deposición y el volumen respiratorio por minuto (Daigle *et al.*, 2003).

Investigaciones detalladas del balance riesgo-beneficio entre los viajes activos y la exposición a la contaminación, bajo diferentes escenarios de concentración de contaminantes y nivel de actividad física, sugieren que los beneficios de esta última compensan los daños por la contaminación atmosférica en todos menos los escenarios de contaminación más extremos. Por ejemplo, bajo una concentración de 100 µg/m<sup>3</sup> de PM<sub>2.5</sub><sup>2</sup>, los efectos

<sup>2</sup> Para el año 2018, solamente el 25 de diciembre se alcanzaron niveles de concentración de 100 µg/m<sup>3</sup> como promedio de 24 horas. Durante este día, siete estaciones automáticas de la ZMVM presentaron promedios diarios mayores a 90 µg/m<sup>3</sup> de PM<sub>2.5</sub> (umbral que no fue superado en ningún otro día). Como referencia, el límite de concentración que indica la NOM-025-SSA1-2014 para el promedio diario es de 45 µg/m<sup>3</sup>.

dañinos por realizar actividad física en exteriores superarían los beneficios generales después de andar en bicicleta por más de 1.5 horas o caminar más de 10 horas al día (Tainio *et al.*, 2016).

Los efectos también pueden variar en función de la edad. Un estudio reciente en 135 personas adultas mayores, con y sin EPOC o cardiopatía isquémica preexistente, evaluó las respuestas

cardiorrespiratorias agudas después de una caminata de dos horas en concentraciones altas y bajas de contaminación (Sinharay *et al.*, 2018). Se demostró que los efectos positivos de caminar, en cuanto a la rigidez arterial y la función pulmonar, se pierden en un ambiente contaminado, lo cual ilustra que la mala calidad del aire puede atenuar los beneficios de realizar actividad física en la población de edad avanzada.

### Modo de transporte y exposición a nivel de calle

La exposición a contaminantes generados por fuentes móviles, como el monóxido de carbono (CO), los óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), partículas suspendidas y carbono negro, varía entre viajeros o *commuters* que se transportan de forma activa (peatones y ciclistas) y quienes utilizan algún tipo de transporte motorizado, como automóviles particulares, motocicletas, autobuses públicos y sistemas de transporte masivo (por ejemplo, el STC Metro, el Metrobús o el Mexibús), entre otros (ver Figura 6.3).

Una revisión sistemática de 39 estudios (Cepeda *et al.*, 2017), que compara la exposición a distintos contaminantes atmosféricos en función del modo de transporte, concluyó que las y los usuarios de automóviles, autobuses y transporte colectivo de baja capacidad son quienes están expuestos a niveles más altos de contaminación atmosférica, seguidos por quienes utilizan automóviles con ventilación controlada, ciclistas y peatones. La menor exposición se registra para aquellas personas que viajan a través de sistemas de transporte masivo y motociclistas. La población ciclista, seguida por los peatones, inhala y asimila las mayores dosis de contaminantes debido a un incremento de la ventilación minuto<sup>3</sup> y mayores tiempos de traslado; sin embargo, el efecto negativo de una mayor dosis inhalada no se sobrepone a los impactos positivos que el transporte activo tiene sobre la salud física, en términos de la esperanza de vida y en comparación con personas que usan un modo de transporte motorizado.

Si bien estas son tendencias generales, clasificar y jerarquizar los distintos modos de transporte requiere una consideración detallada de múltiples factores como la meteorología local, las características del tráfico vehicular, la ruta elegida y el tipo de vialidad, el combustible utilizado, la ventilación del vehículo, tecnologías para la reducción de emisiones provenientes del escape, entre otras (Knibbs *et al.*, 2011). Por ejemplo, la exposición a carbono negro cerca de vialidades es mayor cuando el flujo vehicular presenta tanto velocidades bajas (<30 km/h) como elevadas (>80 km/h), lo cual coincide con los factores de emisión de vehículos. Asimismo, un mayor aforo vehicular también contribuye a incrementar la exposición, en particular cuando se transita en vialidades primarias (Dons *et al.*, 2013). La evidencia disponible sugiere que, en general, la zona de mayor exposición a contaminación proveniente de fuentes móviles se encuentra a una distancia de 300 a 500 metros de las vialidades primarias, con variaciones asociadas a las concentraciones de fondo, las condiciones meteorológicas y la temporada del año (Health Effects Institute, 2010). Estudios específicos en la Ciudad de México determinaron mayores niveles de concentración de PM<sub>2.5</sub> dentro de un radio de 50 metros desde vialidades con alto tránsito vehicular y con vehículos a diésel; asimismo, los niveles de PM<sub>2.5</sub> decrecen en 7% (intervalo de confianza o IC<sup>4</sup> al 95%: 0.9 a 14%) por cada 100 metros de incremento en la distancia hacia las avenidas de alto tráfico (Cortez-Lugo *et al.*, 2013).

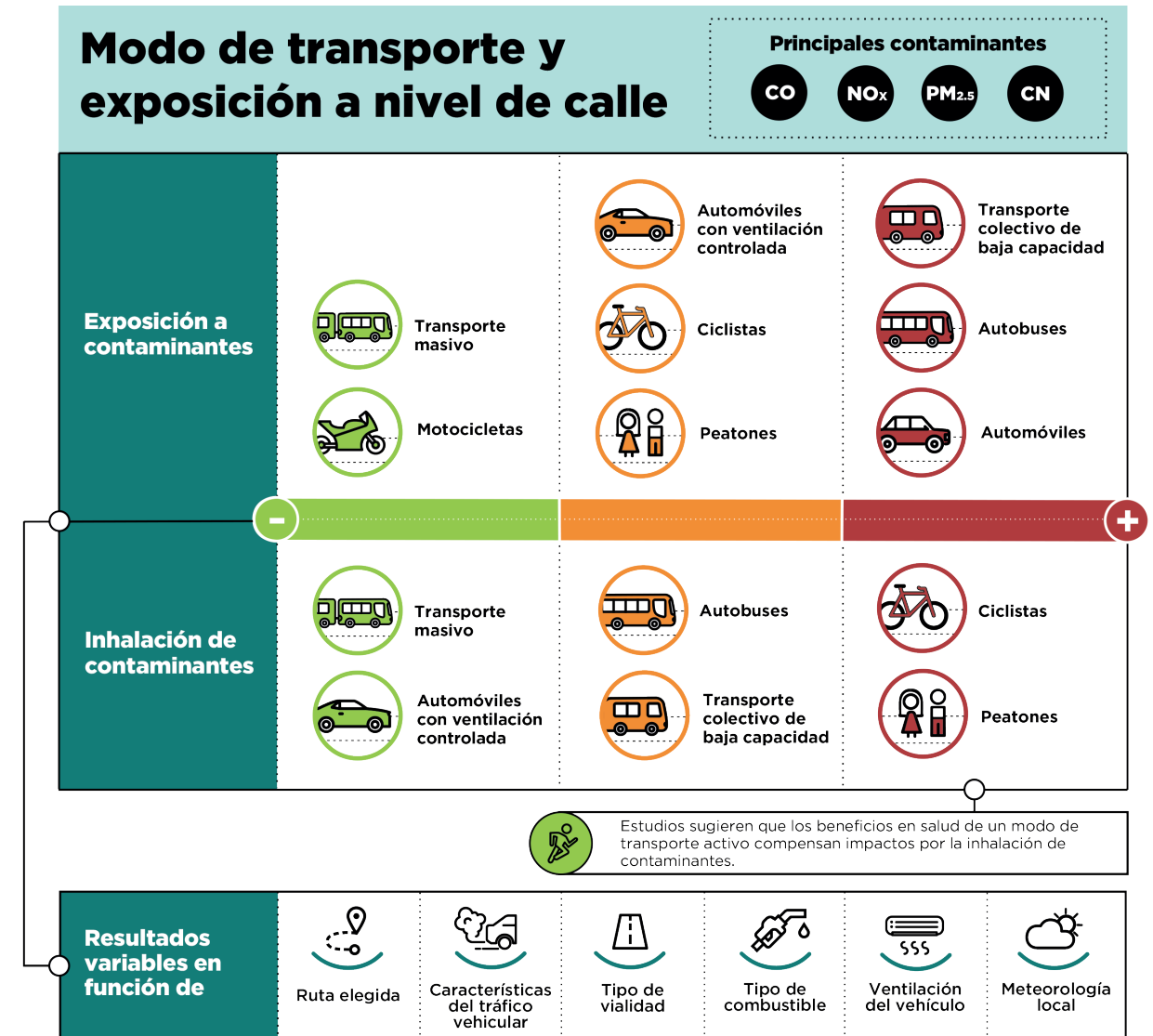


Figura 6.3 Cambios en la exposición e inhalación de contaminantes atmosféricos según el modo de transporte

Fuente: Elaboración propia.

Gran parte de la exposición de la población a partículas ocurre cuando esta se desplaza dentro de la ciudad, con una marcada heterogeneidad dependiendo de múltiples factores (F. Yang *et al.*, 2015). Por ejemplo, los picos de concentración de partículas muchas veces se registran en intersecciones altamente transitadas, durante horas pico y en especial cuando predomina el uso de unidades a diésel (Moreno *et al.*, 2015). Por otro lado, ciclistas pueden reducir su exposición a más de

la mitad si evitan vialidades principales (Ragetti *et al.*, 2013). Es evidente que transitar hacia una ciudad verde, social, activa y saludable requiere un diseño urbano más amigable con peatones y ciclistas. Para esto, es necesario retomar enfoques intersectoriales en la toma de decisiones, junto con nuevas herramientas para la investigación y el monitoreo de exposición a contaminantes a nivel de calle y en microambientes dentro de diferentes modos de transporte (Nieuwenhuijsen, 2016).

<sup>3</sup> Volumen de aire inhalado o exhalado por minuto, desde los pulmones de una persona.

<sup>4</sup> Intervalo de confianza. Representa un rango de valores entre los cuales se estima que estará cierto valor desconocido con un determinado nivel de confianza.

Estudios específicos para la Ciudad de México han determinado conclusiones similares. Velasco *et al.* (2019) demuestran que, después de considerar la actividad física y el tiempo de traslado, ciclistas y peatones son quienes inhalan las mayores dosis de contaminantes por viaje, respirando aproximadamente dos veces más partículas que las personas que usan el Metrobús o el STC Metro, y pese a que este último modo de transporte registra las mayores concentraciones en el aire. Asimismo, se determinó que los gases generados por la cocción de alimentos en puestos de comida ambulantes, cuya presencia es generalizada en las paradas de transporte público en toda la ZMVM, incrementan significativamente las concentraciones de partículas suspendidas en microambientes.

### Exposición a mala calidad del aire interior

Aunque el ProAire no tiene como objetivo específico el regular y controlar la calidad del aire interior, es importante tomar en cuenta esta problemática al diseñar políticas de calidad del aire exterior, pues la población expuesta a la contaminación del aire en espacios cerrados, particularmente en hogares, es susceptible a impactos importantes a la salud. Un gran porcentaje de viviendas rurales en Latinoamérica usa combustibles sólidos para cocinar, en especial leña y carbón, lo cual libera una gran cantidad de contaminantes atmosféricos como  $PM_{2.5}$  y CO. La inhalación de humo dentro de las viviendas duplica el riesgo de neumonía y otras infecciones respiratorias agudas (IRA) en niñas y niños menores de 5 años, en tanto que triplica el riesgo de EPOC y casi duplica el de cáncer de pulmón en mujeres mayores de 30 años (Organización Panamericana de la Salud, 2016).

Los efectos a la salud derivados de esta exposición no están distribuidos equitativamente en la población y conducen a incrementar el riesgo por la contaminación del aire exterior. La quema de biomasa dentro de los hogares es una amenaza particularmente grande para las mujeres que se dedican a

Por otro lado, Hernández-Paniagua *et al.* (2018) encontraron que los mayores picos de concentración de  $PM_{2.5}$  coinciden con puntos donde se intersectan varios modos de transporte en presencia de densidades altas de tráfico vehicular. Se observaron niveles máximos de exposición e inhalación de contaminantes para ciclistas, aunque con una marcada heterogeneidad dependiente de la ruta, mientras que los más bajos fueron para peatones y automovilistas particulares. En autobuses públicos y colectivos de baja capacidad hay una mayor inhalación de partículas  $PM_{2.5}$  por kilómetro recorrido en comparación con automóviles particulares, probablemente por la recirculación de las emisiones del escape dentro de la cabina, las cuales se infiltran a través de ventanas abiertas.

quehaceres del hogar y que cocinan diariamente, ya que realizar esto puede ser equivalente a inhalar dos cajetillas de cigarrillos al día (OMS, 2006a). La quema doméstica de biomasa es una problemática importante en el Estado de México; de acuerdo con el último inventario de emisiones de esta entidad, la quema doméstica de combustibles (leña y gas L.P.) contribuye con el 34% y 42% de las emisiones totales de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  (SMAGEM, 2018), respectivamente; caso contrario, en la Ciudad de México las fuentes móviles son el principal emisor de partículas suspendidas (SEDEMA, 2018).

Al comparar los efectos entre la contaminación del aire en ambientes interiores y exteriores, el nivel de riesgo de desarrollar diferentes enfermedades, como infecciones de las vías respiratorias, EPOC y asma, es más alto por la exposición a mala calidad del aire en interiores. Esto se debe a que la quema ineficiente de combustibles sólidos en fogones abiertos o fogatas libera una gran cantidad de contaminantes, lo cual provoca que las concentraciones en interiores de partículas y CO alcancen niveles 10 a 50 veces más elevados que los registrados en ciudades (Organización Panamericana de la Salud, 2016; Smith, 1993).

## 6.1.2 Morbilidad y mortalidad general en la Zona Metropolitana del Valle de México

### Padecimientos principales

A nivel nacional, las IRA, como la faringitis y la bronquitis agudas, son la principal causa de enfermedad. En la Ciudad de México y el Estado de México se observa una situación similar: las IRA son la principal causa de morbilidad, con aportes del 54.1% y 58.9%, por encima de otros padecimientos como las infecciones intestinales y las infecciones

en vías urinarias, y con una tasa de incidencia de 198 y 158 afectados por cada 1000 habitantes, respectivamente. La Tabla 6.2 enlista los padecimientos principales en la Ciudad de México y el Estado de México, indicando el número total de casos y los porcentajes que representan las 15 principales causas de enfermedad en cada entidad.

**Tabla 6.2** Padecimientos principales en la Ciudad de México y el Estado de México durante 2018

| Ciudad de México  |                  | Estado de México  |                  |
|---|------------------|---|------------------|
| <b>Total de casos</b>   | <b>3 213 374</b> | <b>Total de casos</b>   | <b>4 736 503</b> |
| <b>Padecimientos principales (% de casos)</b>                     |                  | <b>Padecimientos principales (% de casos)</b>                     |                  |
| Infecciones respiratorias agudas                                  | <b>54.1%</b>     | Infecciones respiratorias agudas                                  | <b>58.9%</b>     |
| Infección en vías urinarias                                       | <b>11.2%</b>     | Infecciones intestinales por otros organismos y las mal definidas | <b>11.8%</b>     |
| Infecciones intestinales por otros organismos y las mal definidas | <b>11.0%</b>     | Infección en vías urinarias                                       | <b>10.1%</b>     |
| Úlceras, gastritis y duodenitis                                   | <b>3.2%</b>      | Úlceras, gastritis y duodenitis                                   | <b>2.9%</b>      |
| Gingivitis y enfermedad periodontal                               | <b>3.2%</b>      | Conjuntivitis   | <b>2.5%</b>      |
| Conjuntivitis   | <b>2.8%</b>      | Vulvovaginitis  | <b>1.9%</b>      |
| Obesidad  | <b>2.3%</b>      | Gingivitis y enfermedad periodontal                               | <b>1.6%</b>      |
| Vulvovaginitis  | <b>1.3%</b>      | Obesidad  | <b>1.5%</b>      |
| Otitis media aguda  | <b>1.1%</b>      | Diabetes mellitus no insulino dependiente (tipo 2)                | <b>1.1%</b>      |
| Hipertensión arterial   | <b>1.1%</b>      | Hipertensión arterial   | <b>1.1%</b>      |
| Insuficiencia venosa periférica                                   | <b>1.0%</b>      | Otitis media aguda  | <b>1.0%</b>      |
| Diabetes mellitus no insulino dependiente (tipo 2)                | <b>1.0%</b>      | Insuficiencia venosa periférica                                   | <b>0.6%</b>      |
| Asma  | <b>0.7%</b>      | Candidiasis urogenital  | <b>0.4%</b>      |
| Depresión   | <b>0.6%</b>      | Mordeduras de perro   | <b>0.4%</b>      |
| Mordeduras de perro   | <b>0.5%</b>      | Asma  | <b>0.3%</b>      |

Fuente: Anuario de Morbilidad 2018 (Dirección General de Epidemiología de la Secretaría de Salud, 2018).





Es importante comprender la asociación entre el agravamiento de las infecciones de las vías respiratorias y la mala calidad del aire. A nivel mundial, las partículas PM<sub>2.5</sub> se relacionan con un incremento en la morbilidad y mortalidad general por enfermedades cardiopulmonares (Pope & Dockery, 2006), mientras que otros estudios identifican su potencial contribución en la exacerbación de infecciones respiratorias en personas adultas e infantiles (Croft *et al.*, 2018). Estudios específicos en la Ciudad de México también sugieren que la exposición a O<sub>3</sub> y dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) incide significativamente sobre el número de consultas por motivos respiratorios (Téllez-Rojo *et al.*, 1997).

Se destaca también la incidencia de padecimientos crónicos no transmisibles como la diabetes mellitus tipo 2 y el asma dentro de las 15 principales causas de morbilidad en las dos entidades. Existe evidencia que liga a la calidad del aire con la diabetes mellitus tipo 2; por un lado, la exposición a PM<sub>2.5</sub> y NO<sub>2</sub> se asocia a una prevalencia de esta condición médica (Eze *et al.*, 2015; Honda *et al.*, 2017), mientras que también se han documentado incrementos en la morbi-mortali-

dad por contaminación atmosférica en pacientes con diabetes (Raaschou-Nielsen, Sørensen, *et al.*, 2013).

La exposición crónica a la contaminación del aire durante la infancia, en especial aquella proveniente de fuentes móviles, se relaciona con un mayor riesgo de desarrollar asma (Carlsten *et al.*, 2011; McConnell *et al.*, 2010), además de que otros estudios también vinculan a la mala calidad del aire con mayores tasas de incidencia en personas adultas (Young *et al.*, 2014). Las partículas suspendidas pueden interactuar con alérgenos en el aire y actuar como reservorios que después desencadenan episodios de asma alérgico (Baldacci *et al.*, 2015). Asimismo, la exposición prenatal a la contaminación del aire también se asocia con sibilancias y asma en la infancia temprana (Schraufnagel *et al.*, 2019b). Estudios específicos para la Ciudad de México han determinado relaciones estadísticamente significativas entre la contaminación del aire por PM<sub>2.5</sub>, NO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>, y un aumento en las sibilancias y el uso de broncodilatadores, por la exposición a emisiones provenientes del escape de vehículos a diésel (Escamilla-Núñez *et al.*, 2008).

### Mortalidad general

A nivel de zona metropolitana, la causa principal de mortalidad son las enfermedades del sistema circulatorio (26.8%), seguidas de las enfermedades endocrinas, nutricionales y metabólicas (17.8%) y las neoplasias (13.6%). El cuarto y quinto lugar lo ocupan las enfermedades del aparato digestivo (10.6%) y las enfermedades del aparato respiratorio (9.7%), respectivamente. No obstante, se destaca

que del total de muertes naturales entre la población de la ZMVM en 2018, que suman 116 mil, más de la mitad fue a causa de alguna enfermedad o padecimiento que puede ser directamente atribuido o exacerbado por la mala calidad del aire, incluyendo múltiples enfermedades del sistema respiratorio, enfermedades cardiovasculares, cáncer de pulmón y diabetes mellitus tipo 2 (ver Tabla 6.3).

**Tabla 6.3** Mortalidad en la Zona Metropolitana del Valle de México por causas relacionadas a la mala calidad del aire

| Causa  | Clave CIE-10 (a) | Muertes en 2018 (b) | Aporte total    |
|--|------------------|---------------------|-----------------|
| <b>Muertes naturales</b>   | <b>A00-R99</b>   | <b>116 447</b>      | <b>92.1%</b>    |
| <b>Muertes por causas externas</b>                                     | <b>S00-Z99</b>   | <b>9929</b>         | <b>7.9%</b>     |
| <b>Causas de muerte relacionadas con la mala calidad del aire</b>      |                  |                     |                 |
| Cáncer de pulmón   | <b>C33-C34</b>   | <b>1187</b>         | <b>0.9%</b>     |
| Diabetes   | <b>E10-E14</b>   | <b>20 326</b>       | <b>16.1%</b>    |
| Enfermedades del sistema respiratorio                                  | <b>J00-J99</b>   | <b>12 242</b>       | <b>9.7%</b>     |
| Infecciones agudas de las vías respiratorias superiores                | <b>J00-J06</b>   | <b>31</b>           | <b>&lt;0.1%</b> |
| Gripe aviaria  | <b>J09</b>       | <b>32</b>           | <b>&lt;0.1%</b> |
| Influenza y neumonía   | <b>J10-J18</b>   | <b>5681</b>         | <b>4.5%</b>     |
| Enfermedades respiratorias inferiores agudas                           | <b>J20-J22</b>   | <b>223</b>          | <b>0.2%</b>     |
| Otras enfermedades de las vías respiratorias superiores                | <b>J30-J39</b>   | <b>33</b>           | <b>&lt;0.1%</b> |
| Enfermedad Pulmonar Obstructiva Crónica (EPOC)                         | <b>J40-J44</b>   | <b>4698</b>         | <b>3.7%</b>     |
| Asma   | <b>J45-J46</b>   | <b>154</b>          | <b>0.1%</b>     |
| Bronquiectasia   | <b>J47</b>       | <b>10</b>           | <b>&lt;0.1%</b> |
| Otras enfermedades del sistema respiratorio                            | <b>J60-J99</b>   | <b>1380</b>         | <b>1.1%</b>     |
| Enfermedades del sistema circulatorio                                  | <b>I00-I99</b>   | <b>33 846</b>       | <b>26.8%</b>    |
| Fiebre reumática aguda y enfermedades cardíacas reumáticas             | <b>I00-I09</b>   | <b>210</b>          | <b>0.2%</b>     |
| Enfermedad hipertensiva  | <b>I10-I15</b>   | <b>4313</b>         | <b>3.4%</b>     |
| Enfermedad isquémica del corazón                                       | <b>I20-I25</b>   | <b>19 916</b>       | <b>15.8%</b>    |
| Enfermedad de la circulación pulmonar y otras enfermedades del corazón | <b>I26-I51</b>   | <b>2492</b>         | <b>2.0%</b>     |
| Enfermedad cerebrovascular   | <b>I60-I69</b>   | <b>6133</b>         | <b>4.8%</b>     |
| Otras enfermedades del sistema circulatorio                            | <b>I70-I99</b>   | <b>802</b>          | <b>0.6%</b>     |

(a) Décima revisión de la Clasificación Estadística Internacional de Enfermedades y Problemas Relacionados con la Salud (CIE-10).

(b) Se contabilizaron las muertes ocurridas y registradas en 2018, de personas cuya residencia habitual reportada era una de las 76 demarcaciones de la ZMVM, independientemente de si el hecho vital ocurrió o fue inscrito en cualquier otro Estado o Municipio.

Fuente: Elaborado a partir de estadísticas de defunciones para el año 2018 (INEGI, 2018).

## 6.2 Efectos de la contaminación del aire en la salud humana

Los contaminantes del aire tienen distinto potencial para generar daños en la salud humana en función de sus propiedades químicas y físicas, la concentración en la cual se manifiesten, la intensidad y frecuencia de la exposición, y también, como se revisó anteriormente, de las condiciones de vulnerabilidad de las personas expuestas.

La Figura 6.4 describe la incidencia y severidad de los impactos a la salud por la mala calidad del aire. Los efectos en la base de la pirámide, como el asma y los efectos cardíacos, son menos severos, pero afectan a una proporción más grande de la pobla-

ción. En la punta se concentran impactos más severos, como los ingresos hospitalarios e infartos no fatales, los cuales afectan a una menor cantidad de personas. En general, la frecuencia de ocurrencia de un efecto a la salud es inversamente proporcional a su severidad; esto sugiere que el impacto total de la mala calidad del aire excede la contribución que tienen los efectos más severos. No obstante, más del 90% de los beneficios económicos por mejorar la calidad del aire se relacionan con evitar muertes prematuras que reducen la expectativa de vida de la población, lo que justifica que las EIS se enfoquen en cuantificar dicha mortalidad evitable.



Figura 6.4 Pirámide de los efectos a la salud asociados a la mala calidad del aire  
Fuente: US EPA (2018).

En esta sección se describen los impactos a la salud de los principales contaminantes atmosféricos a corto (agudos) y largo (crónicos) plazo, así como los mecanismos fisiológicos que provocan las afectaciones. La Figura 6.5 resume evidencia científica

de los efectos a la salud que provocan los diferentes contaminantes criterio, con base en información generada por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA) para la actualización de sus estándares de calidad del aire (US EPA, 2020b).

## Efectos a la salud humana

| Evaluación Integrada de la Ciencia<br>(Integrated Science Assessment US EPA) | Año                      | 2017                     | 2016                                | 2020                                | 2010                      | 2019              |                           |                           |                           |
|--|--------------------------|--------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|---------------------------|-------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
|  |                          | Contaminante             | SO <sub>2</sub>                     | NO <sub>2</sub>                     | O <sub>3</sub>            | CO                | Partículas suspendidas    |                           |                           |
|  |                          |                          |                                     |                                     |                           | PM <sub>2.5</sub> | PM <sub>10-2.5</sub>      | Ultrafinas                |                           |
| Impacto en salud   | Mortalidad               | Exposición a corto plazo |                                     |                                     |                           |                   |                           |                           |                           |
|  |                          | Exposición a largo plazo |                                     |                                     |                           |                   |                           |                           |                           |
|  | Respiratorios            | Exposición a corto plazo |                                     |                                     |                           |                   |                           |                           |                           |
|  |                          | Exposición a largo plazo |                                     |                                     |                           |                   |                           |                           |                           |
|  | Cardiovasculares         | Exposición a corto plazo |                                     |                                     |                           |                   |                           |                           |                           |
|  |                          | Exposición a largo plazo |                                     |                                     |                           |                   |                           |                           |                           |
|  | Reproductivos            | Exposición a largo plazo | Fertilidad, embarazo y reproducción | Fertilidad, embarazo y reproducción | Fertilidad y reproducción |                   | Fertilidad y reproducción | Fertilidad y reproducción | Fertilidad y reproducción |
|  |                          |                          | Efectos en el parto                 | Efectos en el parto                 | Embarazo y parto          |                   | Embarazo y parto          | Embarazo y parto          | Embarazo y parto          |
|  |                          |                          | Efectos de desarrollo               | Efectos de desarrollo               | Efectos de desarrollo     |                   | Efectos de desarrollo     | Efectos de desarrollo     | Efectos de desarrollo     |
|  | Cáncer                   | Exposición a largo plazo |                                     |                                     |                           |                   |                           |                           |                           |
|  | Efectos metabólicos      | Exposición a corto plazo |                                     |                                     |                           |                   |                           |                           |                           |
|  |                          | Exposición a largo plazo |                                     |                                     |                           |                   |                           |                           |                           |
| Efectos en el sistema nervioso central                                       | Exposición a corto plazo |                          |                                     |                                     |                           |                   |                           |                           |                           |
|  | Exposición a largo plazo |                          |                                     |                                     |                           |                   |                           |                           |                           |

RELACIÓN EPIDEMIOLÓGICA: Causal (oscuro), Sugestiva (verde), Poco probable (gris), Probablemente causal (azul oscuro), Inadecuada (azul claro), No evaluada (blanco).

Figura 6.5 Efectos a la salud humana por exposición a contaminantes criterio  
Fuente: Evaluaciones Integradas de la Ciencia (Integrated Science Assessments) de la US EPA (2020b).

A lo largo de los siguientes apartados se hace referencia a las Guías de Calidad del Aire (GCA) de la OMS, las cuales son una serie de recomendaciones internacionales que buscan orientar el establecimiento de límites permisibles de concentración de contaminantes en el aire ambiente, y a los límites permisibles establecidos en las NOM de salud ambiental; para más información sobre ambas directrices se puede consultar la sección 3.3 del Capítulo 3. Se destaca que tanto las GCA como

las NOM de salud ambiental, con excepción de la norma para SO<sub>2</sub> que entró en vigor en 2020, se encuentran en proceso de revisión y actualización. Finalmente, también se evalúa la relación existente entre la mala calidad del aire y enfermedades infecciosas; en específico, se abordan casos de estudio que demuestran cómo concentraciones elevadas de contaminantes pueden exacerbar las complicaciones que conllevan estas enfermedades y/o incrementar el riesgo de contagio.

### 6.2.1 Efectos del dióxido de azufre

La exposición a SO<sub>2</sub> afecta al sistema respiratorio, causando una reducción en el funcionamiento de los pulmones, particularmente en grupos vulnerables como infantes y personas con enfermedades cardiovasculares, pulmonares y asma. Este

contaminante se absorbe cuando se disuelve en el revestimiento líquido que cubre a las vías respiratorias superiores; su inhalación incrementa el riesgo de contraer infecciones respiratorias (OMS, 2020) y puede causar daños a los ojos y membra-

nas mucosas, la piel y el tracto respiratorio. Los broncoespasmos, edemas pulmonares, neumonitis y la obstrucción aguda de las vías respiratorias son algunos de los hallazgos clínicos más comunes asociados con la exposición a SO<sub>2</sub> (Ghorani-Azam *et al.*, 2016).

Un estudio realizado por la US EPA sobre los efectos crónicos del SO<sub>2</sub> puntualizó que la población con una exposición prolongada a este contaminante tiene mayor prevalencia de enfermedades respiratorias y deficiencia pulmonar (National Research Council (US) Committee on Toxicology, 1984). De igual manera, se asocia con la presencia de tos, flemas, hiperreactividad bronquial, conjuntivitis, enteritis, enfermedad de Crohn, isquemias no hemorrágicas, accidentes cerebrovasculares y autismo por exposición prenatal (Schraufnagel *et al.*, 2019b). Algunos trabajos han reportado un aumento en la mortalidad por cáncer de pulmón por SO<sub>2</sub>; Yang *et al.* (2016) encontraron que el riesgo de morbi-mortalidad por este padecimiento incrementa en 14.76% (intervalo de confianza al 95%: 1.04 a 30.34) por cada 10 ppb.

### 6.2.2 Efectos de los óxidos de nitrógeno

Los NO<sub>x</sub>, en específico el NO<sub>2</sub> y el óxido nítrico (NO), son importantes gases a nivel toxicológico. La exposición a NO<sub>2</sub> puede exacerbar los síntomas de la bronquitis y el asma, además de asociarse a una mayor incidencia de infecciones respiratorias y reducciones en el crecimiento y capacidad pulmonar. Evidencia epidemiológica también sugiere que es responsable de una importante carga de enfermedad, ligada a la mortalidad prematura y morbilidad por enfermedades cardiovasculares y respiratorias (OMS, 2020).

La Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades de Estados Unidos (ATSDR, por sus siglas en inglés), señala que niveles bajos de NO<sub>x</sub> pueden causar irritación en los pulmones, los ojos,

Las GCA de la OMS establecen como límite de exposición una concentración de 20 µg/m<sup>3</sup>, promedio de 24 horas, y 500 µg/m<sup>3</sup>, promedio de 10 minutos (OMS, 2006b); mientras que la NOM de salud ambiental establece como valor límite una concentración de 40 ppb (83 µg/m<sup>3</sup> a 17°C y 585 mmHg<sup>5</sup>), promedio de 24 horas, y un límite horario de 75 ppb (155 µg/m<sup>3</sup> a 17°C y 585 mmHg). Sin embargo, la OMS sugiere que los valores de la GCA sean reevaluados; la exposición a corto plazo depende fuertemente de las fuentes locales de emisión y las condiciones meteorológicas, lo que hace difícil establecer un valor guía que ofrezca un grado de protección adecuado. También se sugiere incluir una recomendación para exposición a largo plazo (OMS, 2015). Sin embargo, es necesario considerar la incertidumbre acerca de si el SO<sub>2</sub> es el responsable de los efectos observados o si es algún otro contaminante que guarda correlación con él (como las partículas suspendidas). Anteriormente, la NOM-022-SSA1-2010 incluía límites para el promedio móvil de 8 horas y el promedio anual; no obstante, estos solo estaban definidos en la normatividad mexicana y no tenían referencia o comparación con la normatividad de la US EPA o la Unión Europea (NOM-022-SSA1-2019).

la nariz y la garganta, además de tos, estornudos, cansancio, náuseas y falta de aliento o disnea. Inclusive, las concentraciones bajas pueden ocasionar que se acumule líquido en los pulmones (edema pulmonar). Niveles altos de concentración<sup>6</sup> pueden producir espasmos, quemaduras e inflamación de la garganta, así como de las vías respiratorias superiores, aumentando la acumulación de líquido en los pulmones y llegando a provocar la muerte por reducción en la oxigenación de los tejidos del cuerpo (ATSDR, 2016). Otras complicaciones comunes son el dolor torácico, diaforesis, fiebre y broncoespasmos (Ghorani-Azam *et al.*, 2016).

Para proteger la salud de la población, la OMS establece recomendaciones para la exposición

<sup>5</sup> Condiciones locales en la ZMVM.

<sup>6</sup> En Estados Unidos, la US EPA indica que la concentración promedio de NO<sub>2</sub> en el aire ambiente no debe exceder 53 ppb como promedio anual y establece un límite horario de 100 ppb (US EPA, 2016). En comparación, la Administración de Seguridad y Salud Ocupacional de Estados Unidos establece límites ocupacionales de 25 ppm para NO durante un día de trabajo de 8 horas, y un límite de 5 ppm para la exposición a NO<sub>2</sub> en 15 minutos (ATSDR, 2016).

crónica y aguda al NO<sub>2</sub>. Las GCA definen dos métricas, una concentración de 40 µg/m<sup>3</sup> como promedio anual, y un valor de 200 µg/m<sup>3</sup> para el promedio horario (OMS, 2006b); la NOM de salud ambiental establece un límite del promedio horario de 210 ppb (312 µg/m<sup>3</sup> a 17°C y 585

mmHg). Es importante mencionar que las GCA se están actualizando para incorporar evidencia reciente de distintos estudios epidemiológicos. Asimismo, la OMS sugiere evaluar la posibilidad de desarrollar recomendaciones por separado para los niveles de NO (OMS, 2015).

### 6.2.3 Efectos del monóxido de carbono

La inhalación de CO puede causar daño permanente en el corazón y el cerebro (ATSDR, 2012). La toxicidad de este contaminante se debe a que interfiere con las reacciones químicas internas de las células; algunos mecanismos subyacentes conocidos son la hipoxia, apoptosis e isquemia (Ghorani-Azam *et al.*, 2016). La toxicidad del CO depende, esencialmente, de la capacidad que tiene esta molécula para unirse a la hemoglobina, responsable del transporte de oxígeno a los tejidos del cuerpo humano. El CO tiene una afinidad aproximadamente 250 veces superior a la que tiene el oxígeno, por lo que, dependiendo de la concentración y el tiempo de exposición, pueden suscitarse diferentes grados de intoxicación en detrimento de la oxigenación del cuerpo. Debido a que la intoxicación puede llegar a matar las células del cuerpo, particularmente cuando llega al cerebro, existe el riesgo de que provoque problemas neurológicos a largo plazo en personas que han tenido una intoxicación grave (Harvard Medi-

cal School, 2019). Algunos síntomas sistémicos de la intoxicación por CO son dolores de cabeza, mareo, náuseas, vómito, diarrea, astenia, impotencia muscular, debilidad y rhabdomiólisis; en casos extremos, una persona puede morir de intoxicación por CO. En mujeres embarazadas puede inducir aborto o alteraciones fetales.

A pesar de que las GCA vigentes de la OMS no cuentan con valores de referencia para este contaminante, anteriormente se establecieron los siguientes límites: 100 mg/m<sup>3</sup> para 15 minutos, 60 mg/m<sup>3</sup> para 30 minutos, 30 mg/m<sup>3</sup> para una hora y 10 mg/m<sup>3</sup> para 8 horas. Estos valores garantizan que las concentraciones de carboxihemoglobina estén por debajo del 2.5%, lo cual se ha demostrado protege la salud de personas adultas con problemas cardíacos, así como el desarrollo fetal (OMS, 1999). Por su parte, el valor límite que señala la NOM de salud ambiental para CO es de 11.00 ppm (9.96 mg/m<sup>3</sup> a 17°C y 585 mmHg) para el promedio de 8 horas.

### 6.2.4 Efectos del ozono

El O<sub>3</sub> es una sustancia altamente reactiva, capaz de oxidar a biomoléculas como proteínas, lípidos y ácidos nucleicos. Cuando reacciona con macromoléculas y estructuras celulares, genera radicales libres y otros intermediarios reactivos que pueden inducir más efectos negativos. Este contaminante también es capaz de provocar aberraciones cromosómicas y peroxidación lipídica; esta última es una reacción en cadena que degrada a las membranas celulares (Lerner & Eschenmoser, 2003). En conjunto, estos mecanismos se traducen en alteraciones morfológicas, funcionales, inmunológicas y bioquímicas con efectos diversos sobre tejidos y

órganos del cuerpo humano, particularmente del sistema respiratorio (Ghorani-Azam *et al.*, 2016).

La US EPA ha determinado que los grupos más vulnerables ante la exposición de O<sub>3</sub> troposférico son niñas y niños, personas adultas mayores, personas con asma y quienes realizan actividades deportivas o trabajan al aire libre. El O<sub>3</sub> puede provocar que los músculos de las vías respiratorias se contraigan; esto genera que el aire en los alvéolos quede atrapado y que se experimenten sibilancias o falta de aliento. Además, se asocia con dificultades para respirar, dolor al inhalar profundamente, tos,

dolor o picazón en la garganta, así como inflamación y daños en las vías respiratorias. El O<sub>3</sub> también agudiza enfermedades pulmonares crónicas como el asma, haciendo que los episodios o ataques se presenten con mayor frecuencia e intensidad, así como el enfisema y la bronquitis crónica. Por otro lado, el O<sub>3</sub> ocasiona que los pulmones sean más susceptibles a infecciones y puede causar o exacerbar EPOC, tanto en personas de por sí vulnerables como en población sana. Además, la exposición a largo plazo está vinculada con la posibilidad de desarrollar asma, así como un desarrollo pulmonar anormal en infantes (US EPA, 2019a).

La exposición a O<sub>3</sub> se relaciona con incrementos en la mortalidad. De acuerdo con la revisión de la literatura científica más reciente realizada por la US EPA (2020a), se han encontrado asociaciones positivas entre exposición a corto plazo y mortalidad respiratoria y cardiovascular en estudios epidemiológicos. En el caso de mortalidad respiratoria, dicha asociación es apoyada por fuerte evidencia (estudios de exposición humana controlada y estudios toxicológicos) que sustenta los mecanismos biológicos a través de los cuales dicha exposición puede generar efectos en el sistema respiratorio, que a su vez pueden derivar en la muerte. En cambio, al evaluar la relación entre la exposición a O<sub>3</sub> y mortalidad cardiovascular, aunque existe algo de evidencia que apoya plausibilidad biológica, esta no es consistente entre los diferentes tipos de estudios.

En el caso de exposición a O<sub>3</sub> a largo plazo, aunque existe algo de evidencia de la asociación con mortalidad por todas las causas y mortalidad respiratoria, esta tampoco es consistente entre distintos estudios. En el caso de mortalidad cardiovascular y por diabetes, se han encontrado asociaciones positivas y consistentes en estudios recientes. Sin embargo, al tomar en cuenta la evidencia de morbilidad respiratoria y de enfermedades metabólicas, esta provee mecanismos biológicos a través de los cuales la exposición a O<sub>3</sub> puede resultar en mortalidad, en tanto que para morbilidad cardiovascular, la evidencia es más limitada e inconsistente entre estudios epidemiológicos y experimentales.

Las GCA de la OMS inicialmente establecieron un valor guía de 120 µg/m<sup>3</sup> como promedio de ocho horas. Sin embargo, estudios posteriores en países europeos y en América del Norte identificaron que el O<sub>3</sub> produce efectos en la salud de la población por debajo de este umbral y se procedió a reducir el nivel a 100 µg/m<sup>3</sup> (ver Tabla 6.4); el límite equivalente en la NOM de salud ambiental respectiva es de 70 ppb (109 µg/m<sup>3</sup> a 17°C y 585 mmHg) y también se incluye un límite de 95 ppb (147 µg/m<sup>3</sup> a 17°C y 585 mmHg) para el promedio horario. La OMS también señala que es posible que personas más sensibles puedan manifestar cuadros clínicos de salud por debajo de este indicador (OMS, 2006b).

**Tabla 6.4** Guías de Calidad del Aire de la OMS para el promedio de 8 horas de ozono

|                              | Máximo diario de los promedios de 8 horas (µg/m <sup>3</sup> ) | Observaciones   |
|------------------------------|--|---|
| <b>Niveles altos</b>         | <b>240</b>   | Tiene efectos en la salud para la mayor parte de la población, particularmente grupos vulnerables. Da lugar a un incremento entre el 5-9%* en la mortalidad diaria.   |
| <b>Objetivo intermedio-1</b> | <b>160</b>   | Persisten efectos importantes en la salud: <ul style="list-style-type: none"> <li>Efectos fisiológicos e inflamatorios en los pulmones de personas adultas jóvenes y sanas que hacen ejercicio (periodo de exposición de 6.6 horas).</li> <li>Efectos en la salud de infantes.</li> <li>Incremento de 3-5%* en la mortalidad diaria.</li> </ul> |
| <b>GCA</b>                   | <b>100</b>   | Se considera un nivel óptimo para proteger la salud pública; sin embargo, aún pueden generarse efectos debajo de este umbral; a esta concentración se tiene un aumento estimado de un 1-2%* en la mortalidad diaria.  |

\*De acuerdo con estudios de series tiempo, la mortalidad diaria incrementa en un rango de 0.3-0.5% por cada 10 µg/m<sup>3</sup> de O<sub>3</sub> por encima de una concentración base de 70 µg/m<sup>3</sup>.

Fuente: Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006b).

### 6.2.5 Efectos de las partículas suspendidas

Los efectos a la salud de las partículas suspendidas incluyen una gama amplia de impactos nocivos en el sistema respiratorio y cardiovascular. Estas consecuencias son de las más severas registradas y hay pocas pruebas que indiquen un umbral seguro por debajo del cual no se registran daños a la salud (OMS, 2006b).

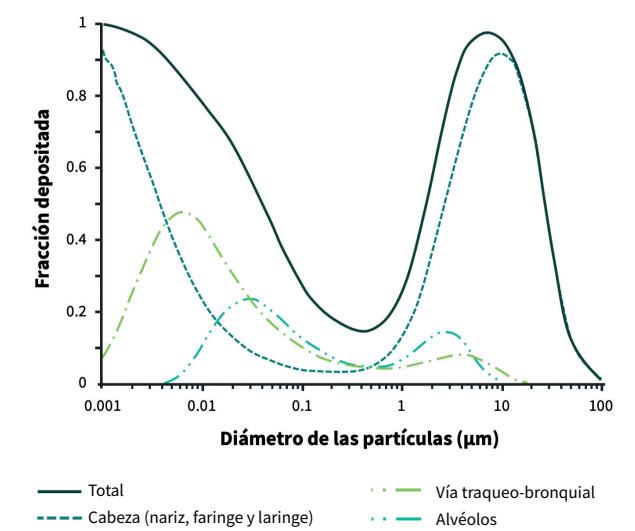
El tamaño de las partículas suspendidas se encuentra directamente vinculado con el potencial para provocar problemas de salud, ya que, de forma general, la capacidad de penetración que estas tienen en las vías respiratorias aumenta conforme disminuye su dimensión (ver Figura 6.6). Como se puede observar en la Tabla 6.5, las partículas gruesas, con diámetro aerodinámico de 2.5 a 10 µm, penetran la nasofaringe y se depositan en las vías respiratorias

superiores, como la tráquea. Las partículas finas (diámetro aerodinámico entre 0.1 y 2.5 µm) logran alcanzar las vías respiratorias inferiores y, dependiendo de su tamaño, pueden llegar a depositarse en los alvéolos (US EPA, 2017), de tal forma que tienen un mayor potencial de provocar enfermedades cardiopulmonares. Las partículas ultrafinas (diámetro aerodinámico menor a 0.1 µm) llegan al torrente sanguíneo y se pueden translocar a otros sistemas y órganos como el corazón o el cerebro (Health Effects Institute, 2013). Para fines de monitoreo y el establecimiento de límites permisibles para proteger la salud de la población, a la fracción de partículas con diámetro aerodinámico menor a 2.5 µm (esto es, la suma de partículas finas y ultrafinas) se le denomina PM<sub>2.5</sub>, en tanto que el conjunto de todas las partículas ultrafinas, finas y gruesas se conoce como PM<sub>10</sub>.

**Tabla 6.5** Penetrabilidad de las partículas en el tracto respiratorio según su tamaño

| Tamaño de las partículas (µm) | Región hasta donde puede ocurrir la penetración |
|-------------------------------|---|
| > 11.0                        | Capturados en orificios nasales                 |
| 7.0 – 11.0                    | Pasaje nasal                                    |
| 4.7 – 7.0                     | Región de la laringe                            |
| 3.3 – 4.7                     | Tráquea y región primaria bronquial             |
| 2.2 – 3.3                     | Región bronquial secundaria                     |
| 1.1 – 2.1                     | Región bronquial terminal                       |
| 0.65 – 1.1                    | Bronquiolos                                     |
| 0.43 – 0.65                   | Alvéolos  |

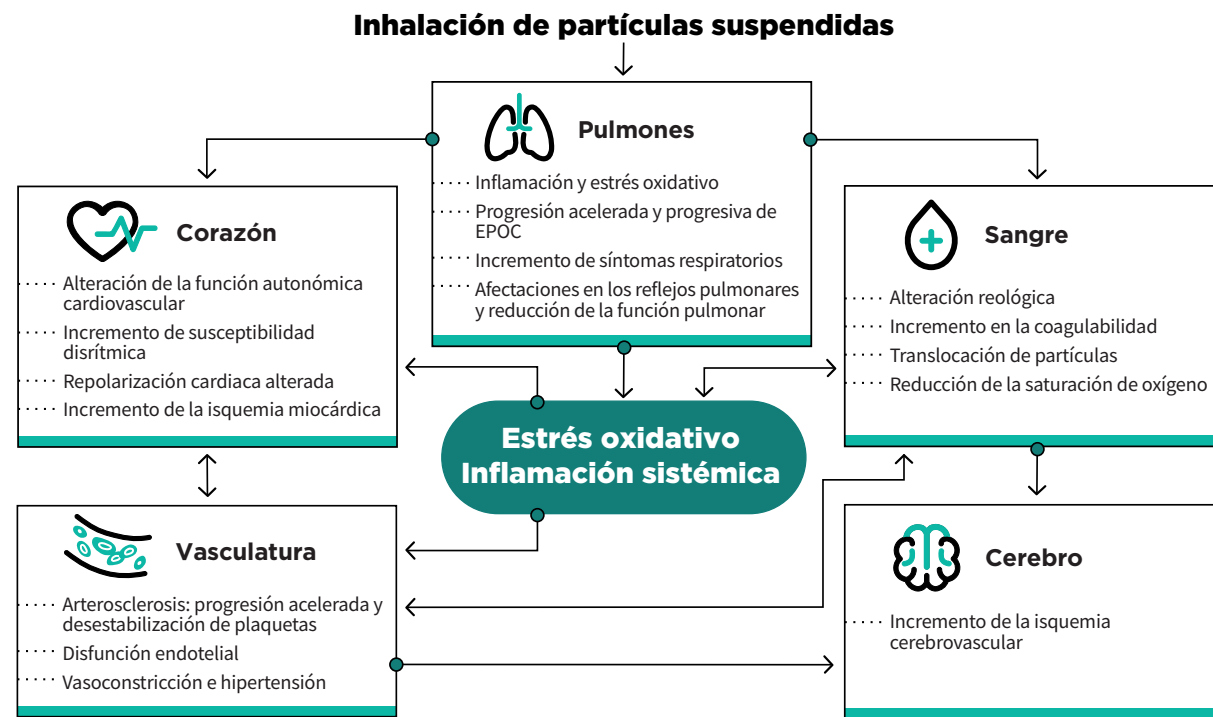
Fuente: Borja-Aburto et al. (2000).



**Figura 6.6** Modelo de la deposición de partículas suspendidas en el sistema respiratorio en función de su tamaño  
Fuente: US EPA (2017).

Las afectaciones por la exposición a partículas suspendidas son el resultado de una serie de mecanismos fisiológicos que actúan en conjunto. Uno de los principales mecanismos propuestos para comprender el efecto de las partículas en la salud, por su potencial de deterioro en el organismo, es el estrés oxidativo. Este último

produce una inflamación sistémica que afecta a órganos críticos como el corazón, el cerebro, los pulmones y el sistema vascular (Pope & Dockery, 2006). La Figura 6.7 esquematiza algunos de los mecanismos fisiológicos que ligan a las partículas suspendidas con la incidencia de enfermedades cardiopulmonares.



**Figura 6.7 Mecanismos fisiológicos involucrados en la morbilidad y mortalidad cardiopulmonar por exposición a partículas suspendidas**

Fuente: Elaborado a partir de Pope & Dockery (2006).

Además del impacto en enfermedades de los sistemas circulatorio y respiratorio, la exposición a partículas puede provocar o exacerbar enfermedades metabólicas como la diabetes tipo 2, así como impactos neurológicos. La inflamación sistémica en respuesta a la exposición a partículas suspendidas puede causar una disfunción vascular y llegar a generar trastornos vasculares cerebrales (Tamagawa *et al.*, 2008). Las partículas suspendidas también pueden propiciar la acumulación de tejido adiposo visceral y agravar la resistencia a la insulina (Schraufnagel *et al.*, 2019b).

El Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer de la OMS clasifica a la contaminación del aire, y en específico a las partículas suspendidas, como un carcinógeno del grupo 1, esto es, una sustancia cuyo efecto cancerígeno en el ser humano es conocido y está ampliamente documentado (Loomis *et al.*, 2013). La composición de las partículas, la presencia de hidrocarburos aromáticos policíclicos (Raaschou-Nielsen, Andersen, *et al.*, 2013) y otros genotóxicos como compuestos N-nitroso y metales de transición (Hoek & Raaschou-Nielsen, 2014) pue-

den incrementar el riesgo de cáncer de pulmón al provocar aberraciones cromosómicas en las células del sistema respiratorio.

Además, no solo el tamaño y la concentración de partículas están vinculados con el grado de impacto en la salud de la población, sino que también la composición de estas provoca que sean más o menos tóxicas. La evidencia reciente apunta a que el contenido de carbono elemental y orgánico generado por las emisiones de vehículos y quema de biomasa tienen un mayor aporte en el riesgo de mortalidad prematura e incidencias en la morbilidad cardiovascular y respiratoria (Robinson, 2017). Las emisiones del escape de vehículos a diésel se clasifican como un carcinógeno del grupo 1, en tanto que las emisiones de vehículos a gasolina entran dentro del grupo 2B (posible carcinógeno al ser humano) (Benbrahim-Tallaa *et al.*, 2012). Por ejemplo, en California se ha determinado que alrededor de 70% del riesgo total conocido de cáncer por contaminación del aire es atribuible a partículas generadas por la quema del diésel (California Air Resources Board, 2020).

### Partículas PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>

La exposición aguda y crónica a PM<sub>10</sub> puede agudizar el asma y otros síntomas respiratorios, así como causar mortalidad prematura por enfermedades cardiopulmonares y cáncer de pulmón (OMS, 2013), además de que se relacionan con síndromes metabólicos y la prevalencia de conjuntivitis (Schraufnagel *et al.*, 2019b). Por otro lado, las partículas PM<sub>2.5</sub> provocan enfermedades cardiovasculares como insuficiencia cardíaca, enfermedad coronaria y, en casos graves, muertes prematuras; también se asocian con morbilidad y mortalidad prematura por enfermedades respiratorias agudas y crónicas, como la neumonía y la bronquitis crónica (Pope *et al.*, 2002). A nivel mundial, cada año alrededor de 220 000 muertes por cáncer de pulmón y 3.5 millones de muertes por enfermedades cardiopulmonares son atribuidas a la exposición a PM<sub>2.5</sub> (Anenberg *et al.*, 2010). Estas partículas presentan un mayor riesgo a la salud que las PM<sub>10</sub> debido a que tienen la capacidad de penetrar a regiones más profundas de los pulmones y del sistema circulatorio (INE-SEMARNAT, 2011).

Además, se ha asociado a las partículas PM<sub>2.5</sub> con cáncer de riñón y vejiga, embolia pulmonar, infartos de miocardio, accidente cerebrovascular, insuficiencia cardíaca, hipertensión y diabetes tipo 2; afectan la formación de hemoglobina, pueden causar un desarrollo psicomotor retardado y derivar en problemas cognitivos tanto en niñas y niños como en personas adultas; también se relacionan con una mayor incidencia de fracturas óseas, osteoporosis y enfermedades reumáticas autoinmunes sistémicas (Schraufnagel *et al.*, 2019b). Otras investigaciones señalan que la exposición a partículas PM<sub>2.5</sub> tiene efectos en la piel, causando daño y envejecimiento prematuro (Verdin *et al.*, 2019).

Las partículas procedentes de fuentes móviles están asociadas con incrementos en la morbi-mortalidad de la población expuesta y al aumento en la incidencia del asma y alergias entre la población infantil. En la Ciudad de México se llevó a cabo un estudio en niñas y niños sanos expuestos a altos niveles de PM<sub>2.5</sub>. El estudio se fundamenta en que la exposición a altas concentraciones de PM<sub>2.5</sub>

coincide con los tiempos de recreo y de educación física en las escuelas; los resultados muestran que la contaminación por PM<sub>2.5</sub> se asocia a hiperleptinemia, alteración de los niveles de péptidos reguladores del apetito, incrementos en los niveles de endotelina-1 y deficiencia de vitamina D. Estos cambios pueden contribuir al desarrollo a futuro de resistencia a la insulina, obesidad, diabetes tipo 2, enfermedad cardiovascular prematura, deterioro cognitivo y Alzheimer (Calderón-Garcidueñas *et al.*, 2008).

Si bien evidencia epidemiológica sugiere que la exposición a PM<sub>10</sub> tiene efectos importantes sobre la salud respiratoria, en términos de mortalidad, y en especial como consecuencia de la exposición a largo plazo, las PM<sub>2.5</sub> son un factor de riesgo más grande. Por ejemplo, una revisión solicitada por la OMS para evaluar los valores de las GCA para partículas encontró que el riesgo relativo de mortalidad a largo plazo incrementa en 4% (IC 95%: 1.03 a 1.06) por cada 10 µg/m<sup>3</sup> de PM<sub>10</sub>, en tanto que para PM<sub>2.5</sub> es igual a 8% (IC 95%: 1.06 a 1.09) por cada 10 µg/m<sup>3</sup> (J. Chen & Hoek, 2020). Los grupos más vulnerables ante los efectos de las partículas PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub> son las personas adultas mayores, la niñez y quienes presentan enfermedades preexistentes del sistema respiratorio o del corazón, debido a que tienen una mayor sensibilidad biológica a los efectos de las partículas (B. Chen & Kan, 2008).

Las GCA de la OMS y sus objetivos intermedios orientan a los países para establecer límites permisibles de concentración de partículas suspendidas en la atmósfera, con el fin de mejorar la salud de la población. Los valores de las GCA para el promedio anual y el promedio diario de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> se presentan en la Tabla 6.6 y la Tabla 6.7, respectivamente. Por su parte, las NOM de salud ambiental establecen los siguientes límites de concentración: promedio anual de 40 µg/m<sup>3</sup> para PM<sub>10</sub>, y 12 µg/m<sup>3</sup> para PM<sub>2.5</sub>; promedios de 24 horas de 75 µg/m<sup>3</sup> y 45 µg/m<sup>3</sup> para PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>, respectivamente. Se ha determinado la necesidad de reevaluar estas guías para incorporar eviden-

cia reciente sobre los impactos a la salud de las partículas suspendidas. Aunque la OMS menciona que la exposición a PM<sub>2.5</sub> conlleva efectos a la salud en escalas de tiempos menores que las antes consideradas (p. ej. 1 hora) (OMS, 2015), la última revisión de la evidencia científica para partículas suspendidas, realizada por la US EPA (2019b), indica que promedios menores a 24 horas para PM<sub>2.5</sub> no se correlacionan de forma más cercana con los efectos a la salud, en comparación con la métrica de exposición del promedio de 24 horas.

Estudios recientes que evalúan la exposición a largo plazo a niveles de PM<sub>2.5</sub> por debajo de la GCA de la OMS para el promedio anual (10 µg/m<sup>3</sup>) muestran que incluso concentraciones por debajo de 8 µg/m<sup>3</sup> se asocian con afectaciones en la salud. Se destacan impactos como estrés oxidativo pulmonar y sistémico, disfunción vascular inflamatoria, aumento de la activación de plaquetas y la viscosidad de la sangre, aterosclerosis, enfermedad isquémica del corazón y alteración de la función autonómica cardiaca (Vodanos *et al.*, 2018).

**Tabla 6.6** Guías de Calidad del Aire de la OMS para el promedio anual de partículas PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>

|                              | PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) | PM <sub>2.5</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) | Observaciones  |
|------------------------------|---------------------------------------|--|--|
| <b>Objetivo intermedio-1</b> | <b>70</b>                             | <b>35</b>                              | Estos niveles se han asociado con un riesgo de mortalidad aproximado del 15% a largo plazo, en relación con la GCA.  |
| <b>Objetivo intermedio-2</b> | <b>50</b>                             | <b>25</b>                              | Reduce el riesgo de mortalidad en 6% comparado con el nivel del objetivo intermedio 1, además de generar otros beneficios en la salud.   |
| <b>Objetivo intermedio-3</b> | <b>30</b>                             | <b>15</b>                              | Reduce el riesgo de mortalidad en 6% comparado con el nivel del objetivo intermedio 2, además de generar otros beneficios en salud.  |
| <b>GCA</b>                   | <b>20</b>                             | <b>10</b>                              | Se han encontrado efectos incluso a concentraciones más bajas. Sin embargo, son los niveles más bajos a los que se ha demostrado el aumento de muertes por causas generales, cardiopulmonares y por cáncer de pulmón en respuesta a una exposición prolongada. |

Fuente: Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006b).

**Tabla 6.7** Guías de Calidad del Aire de la OMS para el promedio diario de partículas PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>

|                              | PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) | PM <sub>2.5</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) | Observaciones   |
|------------------------------|---------------------------------------|--|---|
| <b>Objetivo intermedio-1</b> | <b>150</b>                            | <b>75</b>                              | Se considera un incremento del 5% de la mortalidad a corto plazo por encima del valor de la GCA.  |
| <b>Objetivo intermedio-2</b> | <b>100</b>                            | <b>50</b>                              | Se considera un incremento de 2.5% de la mortalidad a corto plazo por encima del valor de la GCA. |
| <b>Objetivo intermedio-3</b> | <b>75</b>                             | <b>37.5</b>                            | Se considera un incremento de 1.2% de la mortalidad a corto plazo por encima del valor de la GCA. |
| <b>GCA</b>                   | <b>50</b>                             | <b>25</b>                              | Se basa en la relación entre niveles de 24 horas y los promedios anuales de partículas.           |

Fuente: Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006b).

## Partículas ultrafinas

La Academia Americana de Alergia, Asma e Inmunología señala que las partículas ultrafinas pueden ser más tóxicas que las PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub>, debido a su composición química, tamaño y su mayor capacidad de generar especies de oxígeno reactivas, estrés oxidativo e inflamación en los órganos, además de que se retienen por mayor tiempo en el cuerpo humano (Li *et al.*, 2016; Schraufnagel *et al.*, 2019a). Si bien forman parte de las PM<sub>2.5</sub>, se ha cuestionado si es necesario abordar a las partículas ultrafinas por separado para fines regulatorios (Health Effects Institute, 2013). En este sentido, la OMS indica que existen barreras metodológicas para establecer un límite permisible y que es necesario considerar los componentes específicos de las partículas, como los metales y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), así como su relación con los impactos a la salud (OMS, 2015).

Esta fracción de partículas puede penetrar la membrana alveolo-capilar, adherirse a las células

y transportarse con facilidad por el torrente sanguíneo, de tal forma que prácticamente todas las células y órganos del cuerpo se ven expuestos a sus efectos perjudiciales. Estudios con animales han demostrado cómo estas partículas pueden viajar directamente de la nariz, a través del nervio olfatorio y hacia el cerebro, donde provocan inflamación y estrés oxidativo (Elder *et al.*, 2006).

La exposición de corto plazo a partículas ultrafinas causa tos y agudiza enfermedades como el asma. Estas partículas provocan inflamación sistémica, disfunción endotelial, daños en el sistema nervioso central, cambios en la coagulación que predisponen a las personas a la enfermedad isquémica del corazón, hipertensión, diabetes y cáncer. De igual forma, las mujeres embarazadas e infantes son dos de los grupos de población más vulnerables a los efectos perjudiciales por la exposición a este tipo de partículas (Schraufnagel, 2020).

## 6.2.6 Efectos de los compuestos orgánicos volátiles

Los compuestos orgánicos volátiles (COV<sup>7</sup>) son un grupo amplio de contaminantes que son emitidos por una variedad de fuentes tanto naturales como antropogénicas. Estos se liberan a la atmósfera durante el transporte, almacenamiento, manejo y quema de combustibles fósiles, así como por el uso de solventes, pinturas y otros productos en hogares, comercios, servicios e industrias. La toxicidad de estos compuestos varía en función de sus propiedades químicas; algunos COV son altamente tóxicos y/o carcinogénicos, mientras que para otros no se conocen o no se tienen registrados impactos a la salud (Cerón Bretón *et al.*, 2020).

Un grupo en específico de COV de interés toxicológico son el benceno y sus derivados alquílicos, particularmente el tolueno, el etilbenceno y los xilenos; a estos compuestos se les denomina en conjunto BTEX. La exposición a cualquiera de estos

compuestos puede producir efectos neurológicos y deterioro cognitivo; el benceno también puede producir anemia, además de ser un carcinógeno; asimismo, existe evidencia sobre la carcinogenicidad del etilbenceno en otros tejidos (ATSDR, 2004).

La exposición a corto plazo e inhalación de compuestos BTEX puede provocar mareo, dolor de cabeza, irritación de los ojos, nariz y garganta, vómito, confusión e incluso dificultades para respirar (CONACYT, s/f). De igual forma, se considera que la exposición a largo plazo puede estar relacionada con la pérdida de memoria y el debilitamiento de los músculos. Otros impactos relevantes incluyen la alteración endocrina como resultado de la exposición individual y combinada a estos contaminantes; por ejemplo, la exposición a benceno se ha relacionado con la producción anormal de esperma, ciclos menstruales alterados, disminu-

<sup>7</sup> Incluyen cualquier compuesto de carbono, excluido el monóxido de carbono, dióxido de carbono, ácido carbónico, carburos metálicos o carbonatos y carbonato de amonio, que tiene una alta volatilidad, por lo que se puede encontrar en fase gaseosa a temperatura ambiente. En el Capítulo 3 se detallan características físicas y químicas de los COV.

ción de células inmunes y anticuerpos, aborto espontáneo, así como la activación de vías de estrés oxidativo e incluso cáncer. Asimismo, estudios de exposición a BTEX han demostrado su relación con enfermedades cardiovasculares y respiratorias (Bolden *et al.*, 2015).

Otro grupo de COV con efectos perjudiciales sobre la salud humana son los HAP, los cuales se forman durante la combustión incompleta de combustibles fósiles. Al emitirse hacia la atmósfera, pueden encontrarse en fase gaseosa o como parte de las partículas suspendidas. Gran parte de estos compuestos tienen propiedades tóxicas, mutagénicas y/o carcinogénicas. Al ser altamente solubles en

lípidos, se absorben en el tracto gastrointestinal de los mamíferos y se distribuyen rápidamente en una variedad de tejidos, con una marcada tendencia a acumularse en la grasa corporal (Abdel-Shafy & Mansour, 2016). En la Ciudad de México y su zona metropolitana, los HAP son un componente importante de las partículas suspendidas, y su distribución está ligada principalmente a las emisiones vehiculares; si bien la concentración de estos compuestos en la atmósfera ha disminuido en los últimos años por la aplicación de medidas para el control de emisiones en fuentes móviles, los niveles rebasan estándares utilizados en otros países, particularmente durante la temporada seca, de noviembre a abril (Amador-Muñoz *et al.*, 2010, 2013).

**Tabla 6.8** Límites permisibles internacionales para compuestos orgánicos volátiles

| COV                | Criterios de calidad del aire ambiente (Gobierno de Ontario, 2016)                                 | Guías de calidad del aire para Europa (OMS, 2000) | Estándares de calidad del aire de la Unión Europea (European Commission, 2019)      | Objetivos nacionales de calidad del aire del Reino Unido (Department for Environment Food and Rural Affairs, 2015) |
|--------------------|--|---|---|--|
| <b>Benceno</b>     | 0.45 µg/m <sup>3</sup> (promedio anual)<br>2.3 µg/m <sup>3</sup> (24 h)                            | -   | 5 µg/m <sup>3</sup> (promedio anual)  | 16.25 µg/m <sup>3</sup> (promedio anual)   |
| <b>Tolueno</b>     | 2000 µg/m <sup>3</sup> (24 h)  | 260 µg/m <sup>3</sup> (promedio semanal)          | -   | -  |
| <b>Etilbenceno</b> | 1000 (24 h)<br>1900 (10 min)   | -   | -   | -  |
| <b>Xilenos</b>     | 730 (24 h)<br>3000 (10 min)  | -   | -   | -  |
| <b>HAP</b>         | 0.01 ng/m <sup>3</sup> (promedio anual de benzo[a]pireno como sustituto de la concentración total) | -   | 1 ng/m <sup>3</sup> (promedio anual expresado como concentración de benzo[a]pireno) | 0.25 ng/m <sup>3</sup> (promedio anual expresado como concentración de benzo[a]pireno)                             |

Fuente: *Elaboración propia.*

### 6.2.7 Relación entre la mala calidad del aire y enfermedades infecciosas

Diferentes estudios sugieren que la exposición continua a la contaminación atmosférica se asocia con enfermedades infecciosas como la neumonía y la influenza (Chau & Wang, 2020). Las enfermedades infecciosas emergentes (EIE) representan una amenaza a la salud pública por la velocidad en la que se pueden propagar, e investigaciones recientes evidencian que la mala calidad del aire está estrechamente relacionada con el incremento de ingresos hospitalarios por EIE

en varias regiones del mundo (Hodges & Tomcej, 2016). Asimismo, las partículas suspendidas son consideradas reservorios de virus y bacterias, por lo que concentraciones elevadas podrían incrementar el riesgo de contagio.

Un caso de estudio es la enfermedad causada por el coronavirus SARS-CoV-2, la COVID-19, catalogada como pandemia por la OMS en 2020 debido a su rápida propagación hacia la gran mayoría de

los países del mundo. Una investigación llevada a cabo por la Universidad de Harvard destacó la relación que tiene la exposición a partículas PM<sub>2.5</sub> con la tasa de mortalidad por COVID-19 en 3080 condados de Estados Unidos; el estudio indica que un incremento de 1 µg/m<sup>3</sup> en la concentración de PM<sub>2.5</sub> se asocia con un aumento del 8% en la tasa de mortalidad por COVID-19 (intervalo de confianza al 95%: 2% a 15%) (Wu, Nethery, *et al.*, 2020). Además, en Italia se demostró que el virus SARS-CoV-2 se ha concentrado en las partículas PM<sub>10</sub>, lo cual sugiere que podrían actuar como agentes de contagio del virus (Setti *et al.*, 2020), mientras que en el Reino Unido se asoció la exposición a altos niveles de O<sub>3</sub> y NO<sub>x</sub> con las muertes por COVID-19 (Travaglio *et al.*, 2020). De igual forma, una investigación elaborada por el Instituto Nacional de Salud Pública (INSP) evidenció que existen más incidencias y un mayor riesgo de mortalidad y morbilidad por COVID-19 en

ambientes contaminados, en particular por NO<sub>2</sub> y partículas PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub> (Félix-Arellano *et al.*, 2020).

El Centro de Control y Prevención de Enfermedades de Estados Unidos demostró la asociación entre la exposición a contaminantes atmosféricos y enfermedades como la influenza (Somayaji *et al.*, 2020). Esto se debe a que los efectos de la mala calidad del aire pueden exacerbar las complicaciones derivadas de una infección respiratoria, además de que, como se expuso anteriormente, las partículas son reservorio de agentes infecciosos. La relación entre las EIE y la exposición a los contaminantes en el aire continúa siendo objeto de estudio, sin embargo, cada vez se encuentra más evidencia que sostiene la correlación que existe entre ambos fenómenos. Esto manifiesta la necesidad de mejorar la calidad del aire para reducir la vulnerabilidad a infecciones como la influenza o la COVID-19.

### 6.2.8 Impactos del cambio climático en la calidad del aire y la salud humana

Los impactos del cambio climático sobre la salud pública incluyen efectos directos por el aumento en la frecuencia e intensidad de olas de calor más severas y repercusiones sobre la seguridad alimentaria, así como efectos sobre la prevalencia de enfermedades infecciosas (por ejemplo, aquellas transmitidas por vectores o enfermedades gastrointestinales) y la calidad del aire (Hong *et al.*, 2019). En el Capítulo 4 se expuso la relación entre el cambio climático y la calidad del aire, y cómo las proyecciones a futuro indican que una mayor temperatura y modificaciones en los patrones de precipitación y humedad, entre otros cambios del clima, pueden tener una penalización sobre la calidad del aire e impactar negativamente en la concentración de O<sub>3</sub> y PM<sub>2.5</sub>. Asimismo, este aumento en la concentración de contaminantes conlleva un impacto en la mortalidad prematura. Por ejemplo, se ha estimado que un aumento de 1°C en la temperatura promedio durante el verano en el sureste de Estados Unidos conlleva un incremento del 2.46% (intervalo de confianza de 95%: 2.33 a 2.59%) en la tasa de mortalidad (Shi *et al.*, 2016), en tanto que otro estudio del mismo autor reporta que un aumento de 1°C en la temperatura media durante el verano incrementa

la mortalidad por O<sub>3</sub> en 3.23%, y la mortalidad por PM<sub>2.5</sub> en 1.02% (Shi *et al.*, 2019).

Sin embargo, se destaca que la mitigación de emisiones de compuestos y gases de efecto invernadero (CyGEI) conlleva co-beneficios en la calidad del aire y la salud pública a través de dos mecanismos:

- 1 Las acciones de reducción de emisión de CyGEI implican también reducciones en emisiones de contaminantes locales.
- 2 Aminorar el ritmo del cambio climático reduce la penalización climática sobre la calidad del aire (West *et al.*, 2013).

Uno de los CyGEI de atención prioritaria es el metano (CH<sub>4</sub>), puesto que además de contribuir al incremento del forzamiento radiativo y el calentamiento global, también es un precursor de O<sub>3</sub>; en ese sentido, reducir las emisiones globales de CH<sub>4</sub> en 20% entre 2010 a 2030 implicaría una reducción mundial de 1 ppb en el máximo diario de los promedios móviles de 8 horas, así como 370 mil muer-

tes prematuras evitadas en ese mismo periodo de tiempo (West *et al.*, 2006).

La política climática puede reducir sustancialmente los impactos a la salud por la mala calidad del aire; asimismo, al monetizar estos beneficios se puede observar que compensan una fracción de los costos de mitigación de CyGEI. Se destaca también que los beneficios en la calidad del aire inducidos por la mitigación del cambio climático aumentan con el tiempo y serán más significativos entre 2050 y 2100, por lo que deberían incorporarse de forma rutinaria en los análisis costo-beneficio de las políticas climáticas y de re-

ducción de la contaminación atmosférica. El estudio de García-Menéndez *et al.* (2015) monetiza los beneficios en la reducción de la mortalidad inducida por el cambio climático en Estados Unidos, con valores de \$8-25 USD por tCO<sub>2</sub>e mitigada en 2050, y \$13-125 USD/tCO<sub>2</sub>e en 2100 (a precios de 2005). Otros estudios reportan valores entre \$50-380 USD/tCO<sub>2</sub>e (West *et al.*, 2013) y \$2-196 USD/tCO<sub>2</sub>e (Nemet *et al.*, 2010), con mayores co-beneficios en países en desarrollo. El amplio rango de los valores reportados está asociado a la incertidumbre del valor de una vida estadística (VSL) y las funciones concentración-respuesta utilizadas en su determinación.



## 6.3 Evidencia epidemiológica

La epidemiología es una disciplina científica que estudia la frecuencia y distribución de fenómenos relacionados a la salud y sus determinantes en poblaciones específicas (Bordonada & Moreno, 2009). En materia de calidad del aire, la estimación de los beneficios a la salud requiere de evidencia epidemiológica que refleje cuantitativamente los efectos de la exposición a la contaminación atmosférica sobre la mortalidad. Dos clases de diseños experimentales han sido utilizados con este fin, los estudios de series de tiempo y los estudios de cohorte.

Los estudios de series de tiempo investigan asociaciones a corto plazo a partir de datos disponibles en intervalos de tiempo regulares, como los niveles de contaminación diarios y recuentos de muertes en el día a día (mortalidad inmediata). Este enfoque permite evaluar el vínculo entre los efectos a la salud y la exposición aguda a contaminantes atmosféricos (Bhaskaran *et al.*, 2013). Por ejemplo, las muertes en un día dado se relacionan con las concentraciones de contaminantes en el mismo día o en un número específico de días previos (ventana o rezago).

Por otro lado, los estudios de cohorte se caracterizan por la identificación y seguimiento de uno o más grupos de personas con un determinado nivel de

exposición, para detectar y cuantificar la aparición del evento o enfermedad de interés a largo plazo. Esto sirve para cuantificar tanto la frecuencia de enfermedad en distintas cohortes (incidencia acumulada), como el ritmo o dinámica de la enfermedad en cada una de ellas (tasa de incidencia). Dado que esta clase de estudios abordan la relación entre la exposición crónica y la mortalidad, son los más recomendados para evaluar impactos a la salud en análisis costo-beneficio. Estos estudios se utilizan para determinar funciones concentración-respuesta (FCR), las cuales representan la probabilidad de ocurrencia de un impacto a la salud en función de un cambio en la concentración de un contaminante en particular, para un grupo de edad de población y una causa de muerte específica.

Un último tipo de estudios disponibles en la literatura epidemiológica son los meta-análisis, los cuales sintetizan otras evaluaciones epidemiológicas para encontrar una medida resumida del impacto de los contaminantes en la salud. A través de revisiones sistemáticas y cuantitativas de las evidencias de múltiples estudios epidemiológicos se incrementa la objetividad del resultado tanto de diferentes estudios de series de tiempo como de cohorte (Marín Martínez *et al.*, 2009). Los meta-análisis son las eva-

luaciones más útiles para realizar EIS en México, al no contar con estudios de cohorte locales.

A continuación se describe evidencia epidemiológica que ha sido utilizada tanto en EIS anteriores para la zona de estudio y que se exponen más adelante en este capítulo, así como en la EIS específicamente desarrollada para el presente ProAire. Esto incluye estudios de cohorte y de meta-análisis que evalúan el promedio anual de exposición a contaminación del aire y el impacto en la mortali-

dad específica para diferentes causas de enfermedad y grupos de edad. Se resalta que al momento no se cuenta con estudios de cohorte específicos para México, por lo que la descripción se limita a investigaciones realizadas en otras ciudades y países. También se abordan estudios de series de tiempo que incluyen evidencia específica para la Ciudad de México y su zona metropolitana, dentro de los cuales se han encontrado asociaciones entre variaciones en el número de muertes diarias y los niveles de contaminación del aire en días anteriores.

### 6.3.1 Evidencia epidemiológica a largo plazo (estudios de cohorte y meta-análisis)

#### Evidencia epidemiológica para ozono

El estudio de Woodruff *et al.* (2008) evaluó la relación entre la exposición a O<sub>3</sub> y otros contaminantes atmosféricos con la mortalidad infantil en Estados Unidos. Se partió de una cohorte de alrededor de 3.5 millones de infantes nacidos entre 1999 y 2002 en 96 condados estadounidenses. Para cada infante se estimó

la exposición a partir del promedio de concentración de O<sub>3</sub> durante sus primeros 2 meses de vida. Se determinó que un aumento de 10 ppb en la concentración de O<sub>3</sub> incrementa en 20% la probabilidad de muerte súbita del lactante (*odds ratio* o razón de momios<sup>8</sup> OR igual a 1.20; IC 95%: 1.09 a 1.32).

<sup>8</sup> El *odds ratio* (OR) o razón de momios representa la probabilidad de que ocurra una incidencia dada una exposición a una variable explicativa. Un momio corresponde a la razón entre la probabilidad de que un evento ocurra y la probabilidad de que no ocurra. Un OR es la razón entre dos momios para distintos grupos (por ejemplo, uno que estuvo expuesto a una variable explicativa y otro que no).



A su vez, Jerrett *et al.* (2009) utilizaron los datos del Estudio de Prevención de Cáncer II y los correlacionan con datos de contaminación del aire de 96 áreas metropolitanas en Estados Unidos. En total se dio seguimiento a 448 850 personas, con un total de 118 777 muertes en un período de 18 años; la exposición se analizó a partir de datos de la concentración máxima diaria de O<sub>3</sub> entre 1977 y 2000. Los resultados estimaron un aumento del 4% en el riesgo de muerte por causas respiratorias (*relative risk*<sup>9</sup> RR de 1.040; IC 95%: 1.010 a 1.067) para un incremento de 10 ppb en el promedio de los máximos diarios de 1 hora de O<sub>3</sub> durante la temporada caliente; este valor se obtuvo al controlar por PM<sub>2.5</sub> en un modelo de dos contaminantes.

Un estudio reciente elaborado por Turner *et al.* (2016) determinó que el O<sub>3</sub> puede contribuir significativamente al riesgo de mortalidad respiratoria y cardiovascular. El estudio analizó a 6 669 046 participantes del Estudio de Prevención de Cáncer II (*Cancer Prevention Study II*) desde 1982 y hasta el 2004, año al cual 237 201 de las personas estudiadas habían fallecido. Los resultados revelan una asociación significativa entre la expo-

sición a O<sub>3</sub> y la mortalidad por causas generales. Los resultados muestran que un incremento de 10 ppb en el promedio anual de la concentración máxima de 8 horas diaria de O<sub>3</sub> se traduce en un incremento del 2% en el riesgo de mortalidad por causas generales (*hazard ratio*<sup>10</sup> HR igual a 1.02; IC 95%: 1.01 a 1.04), 3% para causas cardiovasculares (HR 1.03; IC 95%: 1.01 a 1.05) y 12% para causas respiratorias (HR 1.12; IC 95%: 1.08 a 1.16). Además, el estudio determinó que el mismo aumento en la concentración de O<sub>3</sub> incrementa el riesgo de muerte por neumonía e influenza en 10% (HR 1.10; IC 95%: 1.03 a 1.18) y para EPOC en 14% (HR 1.14; IC 95%: 1.08 a 1.21).

Estos estudios muestran que la exposición crónica a O<sub>3</sub> incide en un mayor riesgo de muerte prematura por diversas causas. Los padecimientos analizados incluyen tanto causas generales como específicas, destacando el impacto en mortalidad por causas respiratorias, EPOC, neumonía e influenza y enfermedades cardiovasculares. Asimismo, se registran efectos en la mortalidad posneonatal por el síndrome de muerte súbita del lactante, conocida también como muerte de cuna. Esta información se resume en la Figura 6.7.

### Evidencia epidemiológica para partículas PM<sub>10</sub>

Künzli *et al.* (2000) estimaron el impacto a la salud por un incremento en la concentración ambiental de PM<sub>10</sub> en Austria, Francia y Suiza. El resultado del estudio muestra que un aumento de 10 µg/m<sup>3</sup> en la concentración de PM<sub>10</sub> incrementa el riesgo de muerte en personas adultas mayores a 30 años por causas generales en 4.3% (RR 1.043; IC 95%: 1.026 a 1.061).

En cuanto a la exposición crónica a niveles altos de partículas PM<sub>10</sub> en el aire ambiente, el estudio de Woodruff *et al.* (2008) también evalúa la relación entre la exposición a este contaminante y la

mortalidad infantil en Estados Unidos. Los resultados muestran una asociación significativa entre la exposición a PM<sub>10</sub> y la mortalidad en población posneonatal; un incremento de 11 µg/m<sup>3</sup> en la concentración se traduce en un 18% más de probabilidad de muerte por causas respiratorias (OR 1.18; IC 95%: 1.06 a 1.31) y 4% por causas generales (OR 1.04; IC 95%: 0.99 a 1.10).

Un estudio elaborado por Heinrich *et al.* (2013) evaluó la relación entre la exposición crónica a partículas PM<sub>10</sub> y sus implicaciones en la mortalidad por enfermedades cardiopulmonares y cáncer

de pulmón, específicamente para una cohorte de mujeres. Se dio seguimiento a aproximadamente 4800 mujeres alemanas de 55 años a lo largo de 18 años. Los resultados indican que un aumento de 7 µg/m<sup>3</sup> de PM<sub>10</sub> se asocia con un incremento en el riesgo de mortalidad por causas generales de 15% (HR 1.15; IC 95%: 1.04 a 1.27), por enfermedades cardiopulmonares de 39% (HR 1.39; IC 95%: 1.17 a

1.64), y por cáncer de pulmón en 84% (HR 1.84; IC 95%: 1.23 a 2.74).

Estas investigaciones evidencian la relación significativa entre la exposición crónica a PM<sub>10</sub> y un mayor riesgo de muerte prematura por causas tanto generales como específicas, incluyendo padecimientos cardiopulmonares y cáncer de pulmón (Figura 6.7).

### Evidencia epidemiológica para partículas PM<sub>2.5</sub>

La evidencia para PM<sub>2.5</sub> y sus efectos en la mortalidad por exposición crónica ha sido ampliamente documentada a nivel mundial, especialmente en Estados Unidos y en Europa, y recientemente en Asia, aunque en México todavía no existen estudios de cohorte locales. Se han llevado a cabo diversos meta-análisis con el objetivo de integrar, en un único estimador de efecto, los resultados de los diversos estudios que consideran funciones de riesgo a distintas concentraciones de PM<sub>2.5</sub>.

En el estudio de Hoek *et al.* (2013) se realiza un meta-análisis de los estudios epidemiológicos publicados hasta el 2013 sobre efectos en la mortalidad general, cardiovascular y respiratoria por exposición a largo plazo de partículas PM<sub>2.5</sub>, incluyendo el análisis de la cohorte de la Sociedad Americana contra el Cáncer (ACS, por sus siglas en inglés). Aunque se identificaron estudios realizados en Asia (China y Japón), estos no cumplieron con los criterios para ser incluidos en el meta-análisis. Los resultados indican un incremento del 6.2% en el riesgo de muerte por causas generales (IC 95%: 4.1 a 8.4%) y de 10.6% por causas cardiovasculares (IC 95%: 5.4 a 16%), para incrementos de 10 µg/m<sup>3</sup>; en la estimación se incluyeron 11 y 10 estudios, respectivamente, y ninguno presentó un promedio anual de PM<sub>2.5</sub> mayor a 30 µg/m<sup>3</sup>.

Burnett *et al.* (2014) buscaron obtener una FCR que cubriera el rango de concentración de PM<sub>2.5</sub> existente en todos los países del mundo y caracterizar la forma de la curva concentración-respuesta para poder estimar la carga de la enfermedad en el mundo debido a la exposición crónica a PM<sub>2.5</sub>. Sin embargo, hasta el 2014 no existían estudios de

cohorte de calidad que mostraran la asociación entre exposición a PM<sub>2.5</sub> y mortalidad en países con altas concentraciones de este contaminante. Para evitar estimaciones basadas en la extrapolación de resultados de estudios en zonas de baja concentración, que al aplicarlas de forma lineal arrojarían resultados que no serían biológicamente plausibles, se construyó una función integrada, conocida como IER, por sus siglas en inglés (*Integrated Exposure Response Function*). Este modelo integrado de exposición-respuesta incluyó riesgos relativos de estudios de exposición a PM<sub>2.5</sub> en aire ambiente, fumadores pasivos, fumadores activos y usuarios de biomasa como combustible para cocinar. Con esto se construyó una curva de FCR más apegada a la realidad al no superar los riesgos observados en estudios de exposición a contaminación de interiores; asimismo, en la curva se observa que el impacto en la mortalidad por el incremento en una unidad de PM<sub>2.5</sub> disminuye conforme aumenta la concentración. Esta función abarca todo el rango de exposición a PM<sub>2.5</sub> global para cuatro causas específicas de mortalidad en personas adultas: enfermedad isquémica del corazón, enfermedad cerebrovascular, EPOC y cáncer de pulmón; y para mortalidad por infecciones agudas de vías respiratorias inferiores en niñas y niños menores de 5 años. Una de las desventajas más importantes es que con esta FCR se asume que la toxicidad de las partículas provenientes de las distintas fuentes es similar. La función IER se actualiza regularmente para incluir nuevos estudios y métodos estadísticos que precisen la estimación de los parámetros de la función, y así mejorar la estimación de la carga global de la enfermedad (OMS, 2018a). La última actualización (Cohen *et al.*, 2017) incluye todos

<sup>9</sup> El riesgo relativo, *relative risk* o RR representa el número de veces más probable (RR > 1) o menos probable (RR < 1) que ocurra un evento en un grupo, en comparación con otro. Se calcula como la razón entre los riesgos absolutos para ambos grupos. En la literatura epidemiológica se considera equivalente al *hazard ratio*; la diferencia principal es que el RR representa un valor de riesgo acumulativo para un período de estudio entero, y no un riesgo instantáneo.

<sup>10</sup> El *hazard ratio* (HR) representa una razón entre dos funciones de riesgo, o tasas de incidencia de un evento respecto de dos niveles de una variable explicativa. Se utiliza en el contexto de supervivencia a lo largo del tiempo y se puede interpretar como un riesgo instantáneo.

los estudios publicados hasta mediados de 2016, 24 en total. La OMS recomienda utilizar la función IER en ciudades o países donde la concentración media anual de  $PM_{2.5}$  es igual o mayor a  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Se destaca que para estimar la carga global de la enfermedad la función IER sigue siendo la más recomendada (Burnett & Cohen, 2020).

Por otro lado, y con el objetivo de contar con un meta-análisis actualizado de la mortalidad tanto por causas generales como específicas asociada a exposición crónica a  $PM_{2.5}$ , y para obtener un mejor estimador de riesgo de muerte utilizando solo estudios de exposición a exteriores, Vodonos *et al.* (2018) evaluaron 53 estudios y 135 coeficientes de riesgo para las regiones de Norte América, Europa y Asia. Estos estudios se identificaron en la literatura hasta abril de 2017 y cubren áreas geográficas y un rango de exposición promedio a  $PM_{2.5}$  más amplio que el considerado por Hoek *et al.* (2013); 14 estudios se realizaron en lugares con promedios anuales de  $PM_{2.5}$  menores a  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y 8 estudios con promedios mayores a  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Este estudio muestra que la respuesta en la mortalidad por la exposición a  $PM_{2.5}$  no es lineal, con mayores impactos en rangos bajos de concentración. La investigación concluye que un aumento de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en la concentración de  $PM_{2.5}$  provoca un incremento de 1.29% en la mortalidad por causas generales y para todas las edades (IC 95%: 1.09 a 1.50%), de 1.92% para causas cardiopulmonares (IC 95%: 1.25 a 2.25%) y de 1.46% para causas cardiovasculares (IC 95%: 1.25 a 1.67%), considerando una exposición media anual de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Sin embargo, en los resultados de la investigación se puede observar que, conforme aumenta la concentración media de  $PM_{2.5}$  a la que está expuesta la población, disminuye la respuesta en la mortalidad; por ejemplo, para una exposición media de  $15.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , el porcentaje de incremento en la mortalidad general disminuye a 1.03% por cada  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $PM_{2.5}$  (IC 95%: 0.97 a 1.11%), en tanto que para una exposición media de  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , el incremento en la mortalidad general disminuye a 0.82% (IC 95%: 0.52 a 1.12%).

En 2018, y debido a la mayor evidencia científica en países con bajas y altas concentraciones de  $PM_{2.5}$ , Burnett *et al.* (2018) construyeron el modelo de

mortalidad de exposición global, conocido como GEMM por sus siglas en inglés (*Global Exposure Mortality Model*), en el cual se emplean únicamente estudios de exposición a  $PM_{2.5}$  en aire ambiente, incluyendo un estudio de cohorte de hombres chinos expuestos a concentraciones de hasta  $84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Se desarrolló un modelo para cada causa específica considerada en la función IER, además de una función para mortalidad por causas no accidentales que abarca enfermedades crónicas degenerativas e infecciones de vías respiratorias inferiores. Este modelo caracteriza la forma no lineal de la asociación entre la exposición al aire de exteriores y la mortalidad; por debajo de  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , la función GEMM es supra-lineal con un mayor incremento en el riesgo relativo a niveles más bajos de concentración, en comparación con el modelo log-lineal (Burnett & Cohen, 2020). Al estimar la carga global de la enfermedad con este método, se encontró que las funciones de riesgo predicen un exceso de muertes a nivel global que es 220% más grande que el estimado con la función IER. Estos resultados sugieren que existen causas de muerte adicionales a las cinco causas consideradas en el IER para exposición a  $PM_{2.5}$ . Aunque esta función tiene ventajas con respecto a la función IER, en específico por incluir solamente estudios de exposición a exteriores, es importante mencionar que la función GEMM fue altamente sensible a la inclusión del estudio de cohorte de hombres chinos con exposiciones de hasta  $84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . En este sentido, Burnett & Cohen (2020) recomendaron seguir empleando la función IER para estimar la carga global de la enfermedad hasta ajustar mejor el modelo de GEMM. Sin embargo, para realizar EIS en ciudades y países con concentraciones de  $PM_{2.5}$  por debajo de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  se sugiere considerar el contexto de la zona de estudio y, en su caso, emplear la versión de la función GEMM que no incluye la cohorte de hombres chinos pero sí estudios cuya concentración fue de hasta  $49.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

A su vez, un meta-análisis más reciente de Pope *et al.* (2020) incluyó 33 estudios de 75 identificados, para evitar considerar estimadores provenientes de estudios de la misma cohorte; en total se seleccionaron 16 estudios de Norteamérica, 10 de Europa y 7 de Asia. El estudio determinó que un incremen-

to en  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $PM_{2.5}$  implica 8% más riesgo de mortalidad por causas generales (HR 1.08; IC 95%: 1.06 a 1.11), 11% por causas cardiopulmonares (HR 1.11; IC 95%: 1.08 a 1.14) y 13% por cáncer de pulmón (HR 1.13; IC 95%: 1.07 a 1.20).

La OMS recientemente solicitó a Chen & Hoek (2020) un meta-análisis para evaluar e integrar la evidencia más reciente (hasta octubre de 2018) con el objetivo de sustentar la actualización de las GCA de la OMS en cuanto a partículas suspendidas. Se incluyeron más de 70 estudios, la mayoría de los cuales se llevaron a cabo en Norte América y Europa.

Los resultados obtenidos para la razón de riesgo entre la exposición a  $PM_{2.5}$  y mortalidad fueron:

**Por causas naturales:**

1.08 (IC 95%: 1.06 a 1.09) por cada  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

**Para causas cardiovasculares:**

1.11 (IC 95%: 1.09 a 1.14) por cada  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

**Para enfermedad isquémica del corazón:**

1.16 (IC 95%: 1.10 a 1.21) por cada  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

**Para enfermedad cerebrovascular:**

1.16 (IC 95%: 1.04 a 1.18) por cada  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

**Para causas respiratorias:**

1.10 (IC 95%: 1.03 a 1.18) por cada  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

**Para EPOC:**

1.11 (IC 95%: 1.05 a 1.17) por cada  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

**Para infecciones de vías respiratorias bajas:**

1.16 (IC 95%: 1.01 a 1.34) por cada  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

**Para cáncer de pulmón:**

1.12 (IC 95%: 1.07 a 1.16) por cada  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La certeza de la evidencia fue considerada como alta para todas las causas, excepto para causas respiratorias que fue considerada como moderada. Aunque pocos estudios se llevaron a cabo en países de bajo y medianos ingresos, el gran número de estudios y la diversidad de poblaciones estudiadas disminuye la posibilidad de que factores de confusión no considerados en el meta-análisis expliquen la asociación observada entre  $PM_{2.5}$  y la mortalidad. Al evaluar la forma



de la curva concentración-respuesta, cuando se realizó un meta-análisis solo tomando en cuenta los estudios en países con bajas concentraciones (promedio anual) de PM<sub>2.5</sub>, se observó que las estimaciones eran similares o más altas comparadas con el riesgo relativo obtenido del meta-análisis considerando todos los estudios. Sin embargo, debido a los pocos estudios para países de bajos y medianos ingresos donde las concentraciones altas de partículas son frecuentes, no fue posible evaluar adecuadamente la forma de la curva concentración respuesta, especialmente en el rango más alto de concentraciones, y por ello se asumió una relación lineal para aplicar a los estimadores globales. En este sentido se recomienda precaución al implementar EIS con estos estimadores en regiones con muy altas concentraciones de partículas suspendidas. Finalmente, el estudio sugiere que existe un incremento del riesgo de mortalidad incluso por debajo de las GCA de la OMS, y concluyó que en caso de existir un umbral seguro de exposición a PM<sub>2.5</sub>, este seguramente es a muy bajos niveles de concentración.

Finalmente, como ya se mencionó anteriormente, existen múltiples estudios de cohorte que evalúan la asociación entre exposición a PM<sub>2.5</sub> y mortalidad. Tres de los más relevantes, dos por ser de los más recientes y contundentes para el análisis de la relación entre exposición a PM<sub>2.5</sub> y mortalidad, y otro por ser el primer estudio de cohorte que incluye participantes de Latinoamérica, se describen a continuación. El estudio de cohorte de Pope *et al.* (2019) incluyó a casi 1.6 millones personas adultas de 18 a 84 años en Estados Unidos y determinó que un incremento en 10 µg/m<sup>3</sup> de PM<sub>2.5</sub> implica 12% más riesgo de mortalidad por causas generales (HR 1.12; IC 95%: 1.08 a 1.15), 23% por causas cardiopulmonares (HR 1.23; IC 95%: 1.17 a 1.29) y 12% por cáncer de pulmón (HR 1.12; IC 95%: 1.00 a 1.26). El estudio de Wu *et al.* (2020) es uno de los más robustos y concluye que existe una relación causal entre exposición crónica a PM<sub>2.5</sub> y mortalidad. Dicho estudio evaluó una cohorte de más de 68.5 millones de personas adultas mayores de 65 años en Estados Unidos, la más grande utilizada para evaluar impactos por contaminación del aire, con cinco métodos estadísticos distintos; la evaluación determinó que

una disminución de 10 µg/m<sup>3</sup> en la concentración de PM<sub>2.5</sub> representa 6 a 7% menos riesgo de muerte por causas generales en personas mayores de 65 años, con valores de HR en un rango de 1.06 (IC 95%: 1.05 a 1.08) a 1.08 (IC 95%: 1.07 a 1.09). Es importante mencionar que la concentración promedio a la que estuvo expuesta la población de ambas cohortes fue de 10 µg/m<sup>3</sup>, mucho menor a la que se expone la población en la ZMVM, por lo que no sería adecuado utilizar dichos valores de RR como FCR en EIS para la ZMVM.

Por otro lado, el estudio de cohorte de Hystad *et al.* (2020) es el primero que incluye participantes de América Latina (Argentina, Brasil y Chile). De 2003 a 2008 se siguieron a 157 426 personas de 21 países de alto, mediano y bajo ingreso por un promedio de 9.3 años. En este periodo ocurrieron 9996 muertes no accidentales, de las cuales la tercera parte se debieron a enfermedades cardiovasculares. El promedio de concentración de tres años de PM<sub>2.5</sub> al inicio del estudio fue de 47.5 µg/m<sup>3</sup> (rango de 6 a 140 µg/m<sup>3</sup>). Con modelos ajustados por factores individuales, de vivienda y geográficos, se determinó que un incremento en 10 µg/m<sup>3</sup> de PM<sub>2.5</sub> se asocia con un aumento en el riesgo de eventos cardiovasculares de 5% (HR 1.05; IC 95%: 1.03 a 1.07), 7% para eventos cerebrovasculares (HR 1.0; IC 95%: 1.04 a 1.10) y 3% por mortalidad cardiovascular (HR 1.03; IC 95%: 1.00 a 1.05). El estudio contribuye a la evidencia del incremento del riesgo de enfermedad cerebrovascular por exposición a altas concentraciones de PM<sub>2.5</sub>, pero se requiere contar con más estudios en América Latina para tener mayor claridad de la magnitud del impacto a la salud por la exposición a PM<sub>2.5</sub> en la región.

Los estudios anteriores muestran que hay una relación clara entre la exposición crónica a PM<sub>2.5</sub> y la mortalidad prematura por diversas causas, incluyendo cáncer de pulmón, enfermedades cardiovasculares y pulmonares (ver Figura 6.7). Los niveles de concentración inciden en cambios significativos en el riesgo de muerte por enfermedad isquémica del corazón, enfermedades cardiopulmonares, enfermedades cerebrovasculares, cáncer de pulmón y causas generales.

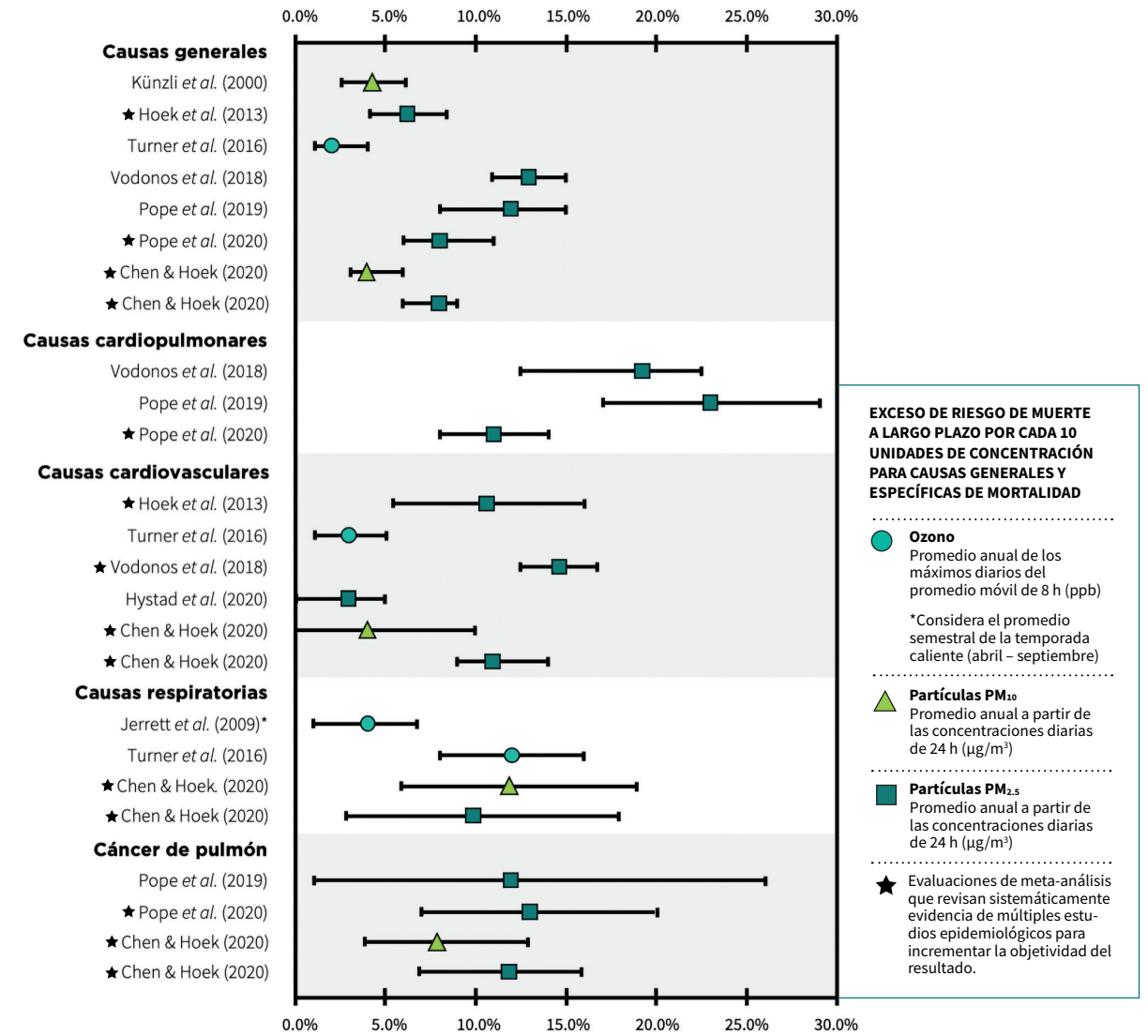


Figura 6.8 Efectos en la mortalidad a largo plazo por exposición a contaminantes atmosféricos

Fuente: Elaboración propia.

### 6.3.2 Evidencia epidemiológica a corto plazo (estudios de series de tiempo)

#### Evidencia epidemiológica para ozono

Estudios epidemiológicos que investigan la exposición a corto plazo (desde horas hasta unos días) al O<sub>3</sub> ambiental han mostrado que los niveles de este contaminante se asocian con incrementos en la mortalidad diaria, la exacerbación de enfermedades respiratorias y el aumento de ingresos hospitalarios. Además, existe evidencia

sugestiva de que la exposición a O<sub>3</sub> en el corto plazo se vincula con efectos cardiovasculares adversos (Turner *et al.*, 2016).

El estudio ESCALA (Romieu *et al.*, 2012) estimó el efecto de la exposición diaria a O<sub>3</sub> en la mortalidad por diversas causas (generales, cardiopul-

monares, respiratorias, cardiovasculares, infarto cerebrovascular y EPOC) y varios grupos de edad, en seis ciudades latinoamericanas, incluyendo a la Ciudad de México. Los resultados muestran un incremento en el riesgo de muerte por causas cardiopulmonares del 0.23% (IC 95%: 0.11 a 0.36%) para un cambio de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en la concentración máxima del promedio de 8 horas de  $\text{O}_3$  para todas las edades y del 0.33% (IC 95%: 0.20 a 0.46%) para personas mayores de 65 años; por causas respiratorias del 0.21% (IC 95%: 0.10 a 0.31%) para todas las edades; y por causas cardiovasculares del 0.23% (IC 95%: 0.09 a 0.37%) para todas las edades y del 0.30% (IC 95%: 0.14 a 0.46%) para mayores de 65 años. Los impactos en personas de más de 65 años fueron más severos para la mayoría de las causas de muerte, en particular enfermedades cardiopulmonares y cardiovasculares.

Otro estudio que evalúa las implicaciones que hay entre la exposición aguda a niveles altos de  $\text{O}_3$  es el de Zu *et al.* (2017). Esta investigación evalúa la respuesta en el número de hospitalizaciones por asma en relación con la exposición a corto plazo en el estado de Texas, Estados Unidos. Se llevó a cabo un análisis de series de tiempo de las admisiones hospitalarias por asma y la concentración de  $\text{O}_3$  ambiental en seis áreas metropolitanas durante los años 2001 a 2013. Se estimó el efecto de la concentración máxima del promedio de 8 horas en ingresos hospitalarios para todas las edades combinadas, y para los grupos de 5 a 14, 15 a 64, y mayores de 65 años. El riesgo de hospitalización estimado por un aumento de 10 ppb en la concentración diaria fue mayor para niñas y niños (RR 1.047; IC 95%: 1.025 a 1.069), menor para personas adultas de 15 a 64 (RR 1.018; IC 95%: 1.005 a 1.032) y no significativo para la población adulta mayor a 65 años (RR 1.002, IC 95%: 0.981 a 1.023).

Vicedo-Cabrera *et al.* (2020) evaluaron cambios en la mortalidad diaria en relación con la exposición a  $\text{O}_3$  en 406 ciudades alrededor del mundo, analizando aproximadamente 45 millones de muertes. Los resultados muestran que un aumento de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (equivalente a 6 ppb) en la

concentración máxima del promedio de 8 horas de  $\text{O}_3$ , durante el día en el que fallece la persona y el anterior a la muerte, incrementa el riesgo de mortalidad general en 0.18% (RR 1.0018; IC 95%: 1.0012 a 1.0024). Se encontró cierta heterogeneidad en todos los países, con estimaciones que van desde más de 0.20% en el Reino Unido, Sudáfrica, Estonia y Canadá, a menos de 0.08% en México (RR 1.0008; IC 95%: 1.000 a 1.0015) y España. Las estimaciones más pequeñas e imprecisas identificadas en algunos países como México podrían deberse a que, aunque el análisis se controló por varios factores a nivel comunitario que potencialmente modifican la asociación entre exposición y mortalidad, quizá estas no caracterizan por completo las diferencias entre países. En este sentido, se requieren más estudios para determinar los factores que hacen a unas poblaciones más vulnerables a la contaminación que a otras. Por otro lado, el exceso de mortalidad a corto plazo por exposición a una concentración de  $\text{O}_3$  superior a los niveles máximos de fondo (70  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) es de 0.26% (IC 95%: 0.24 a 0.28%) si se consideran todas las ciudades. El exceso de mortalidad permanece en 0.20% (IC 95%: 0.18 a 0.22%) cuando el análisis se restringe a días con concentraciones por encima de la GCA de la OMS (100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para el promedio móvil de 8 horas).

Finalmente, Orellano *et al.* (2020) llevaron a cabo un meta-análisis para evaluar la evidencia de los efectos en la mortalidad por todas las causas para exposición a corto plazo a ozono (máximo de 8 horas), con el objetivo de sustentar la actualización de las GCA de la OMS. Se incluyeron estudios publicados de 1992 a 2019, de los cuales la mayoría se llevaron a cabo en Asia (73), Europa (69) y América (45; de estos, ocho se llevaron a cabo en México y dos incluyeron a varias ciudades de Latinoamérica); asimismo, tres de ellos abarcaron más de un continente. Se encontraron asociaciones positivas y significativas entre mortalidad por todas las causas y exposición a corto plazo a  $\text{O}_3$  (RR: 1.0043; IC 95%: 1.0034 a 1.0052) y la certeza de la evidencia se juzgó como alta para todos los casos referidos.

### Evidencia epidemiológica para $\text{PM}_{10}$

Numerosos estudios de series de tiempo han examinado la relación existente entre la mortalidad diaria y la exposición a partículas suspendidas. Un estudio de Téllez-Rojo *et al.* (2000) evaluó la relación entre la concentración de  $\text{PM}_{10}$  y el número de muertes por enfermedades respiratorias en personas adultas de la tercera edad (> 65 años) dentro de la Ciudad de México. Los resultados del estudio indican que el número total de muertes por causas respiratorias y EPOC se relacionan significativamente con concentraciones altas de  $\text{PM}_{10}$ . En específico, un aumento de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  implica un aumento de 4.1% (IC 95%: 1.3 a 6.9%) en la mortalidad diaria por EPOC, con un rezago o ventana de 3 días, mientras que cuando se considera la exposición acumulada durante 5 días a este contaminante, el aumento en la mortalidad alcanza un valor del 6.1% (IC 95%: 2.4 a 9.9%).

El estudio de series de tiempo más comprensivo para Latinoamérica, el estudio ESCALA (Romieu *et al.*, 2012), muestra que el incremento en la concentración de  $\text{PM}_{10}$  se relaciona con una mayor mortalidad tanto por causas generales como específicas, considerando datos de nueve ciudades Latinoamericanas. En general, un aumento de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  implica un mayor riesgo de muer-

te por causas generales igual al 0.77% (IC 95%: 0.60 a 1.00%) en personas de cualquier edad. También se determinó que la concentración de  $\text{PM}_{10}$  tiene mayores impactos en la mortalidad por ciertas causas específicas; el riesgo de muerte por EPOC aumenta en 2.44% (IC 95%: 1.36 a 3.59%) cuando la concentración aumenta en 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , mientras que para causas respiratorias generales el riesgo se eleva en 1.39% (IC 95%: 0.98 a 1.81%) y en 0.72% para causas cardiovasculares (IC 95%: 0.54 a 0.89%).

Una evaluación más reciente de Liu *et al.* (2019) evaluó cómo la exposición a partículas  $\text{PM}_{10}$  influye en los decesos por causas generales, cardiovasculares y respiratorias en 652 ciudades. En promedio, un aumento de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en el promedio móvil de dos días para  $\text{PM}_{10}$  (el día actual y el anterior) se asocia con un incremento del 0.44% en la mortalidad por causas generales (IC 95%: 0.39 a 0.50%), 0.36% para mortalidad cardiovascular (IC 95%: 0.30 a 0.43), y 0.47% para mortalidad respiratoria (IC 95%: 0.35 a 0.58). Para México, tomando en cuenta 8 ciudades, un aumento de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en el promedio móvil de dos días para  $\text{PM}_{10}$  se asocia con un incremento del 0.67% en la mortalidad por causas generales (IC 95%: 0.48 a 0.86%).

### Evidencia epidemiológica para $\text{PM}_{2.5}$

La exposición aguda a partículas  $\text{PM}_{2.5}$  incide en la mortalidad cardiovascular y cerebrovascular. Gutiérrez-Ávila *et al.* (2018) realizaron un estudio de tipo ecológico con el objetivo de evaluar la relación entre la mortalidad diaria y la concentración de  $\text{PM}_{2.5}$  en la Ciudad de México. Se obtuvieron registros diarios de defunciones por causas cardiovasculares y cerebrovasculares, entre los años 2004 y 2013, para personas de 25 a 65 años. Los resultados del estudio arrojaron que un aumento de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  se asocia con un incremento del 1.22% en la mortalidad cardiovascular (IC 95%: 0.17 a 2.28%) y 3.43% para

mortalidad por enfermedad cerebrovascular (IC 95%: 0.10 a 6.28%).

Según el estudio de Liu *et al.* (2019), un aumento en la concentración de  $\text{PM}_{2.5}$  igual a 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para el promedio móvil de dos días implica que la mortalidad diaria por causas generales incrementa en 0.68% (IC 95%: 0.59 a 0.77%), 0.55% por causas cardiovasculares (IC 95%: 0.45 a 0.66%) y 0.74% por causas respiratorias (IC 95%: 0.53 a 0.95%). Para México, tomando en cuenta ocho ciudades, un aumento de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en el promedio móvil de dos días para  $\text{PM}_{2.5}$  se asocia

con un incremento del 1.29% en la mortalidad por causas generales (IC 95%: 0.21 a 2.39%). En este estudio se observó que ocurre un potencial efecto de saturación, en el que el porcentaje de incremento de mortalidad por unidad de cambio tiende a ser menor en los rangos más altos de concentración.

El meta-análisis realizado por Orellano *et al.* (2020) evaluó los efectos en la mortalidad por exposición a corto plazo a PM<sub>2.5</sub> (promedio de 24 h) con el objetivo de sustentar la actualización de las GCA de la OMS. Se encontraron asociaciones po-

sitivas y significativas entre la exposición a corto plazo a PM<sub>2.5</sub> y la mortalidad por todas las causas (RR: 1.0065; IC 95% 1.0044 a 1.0086) y mortalidad cardiovascular (RR: 1.0092; IC 95% 1.0061 a 1.0123). La certeza de la evidencia se juzgó como alta para todos los casos referidos.

En la Figura 6.8 se resume la evidencia epidemiológica proveniente de estudios de series de tiempo y meta-análisis que analizan evidencia epidemiológica para la exposición aguda a contaminantes atmosféricos y su relación con la mortalidad diaria.

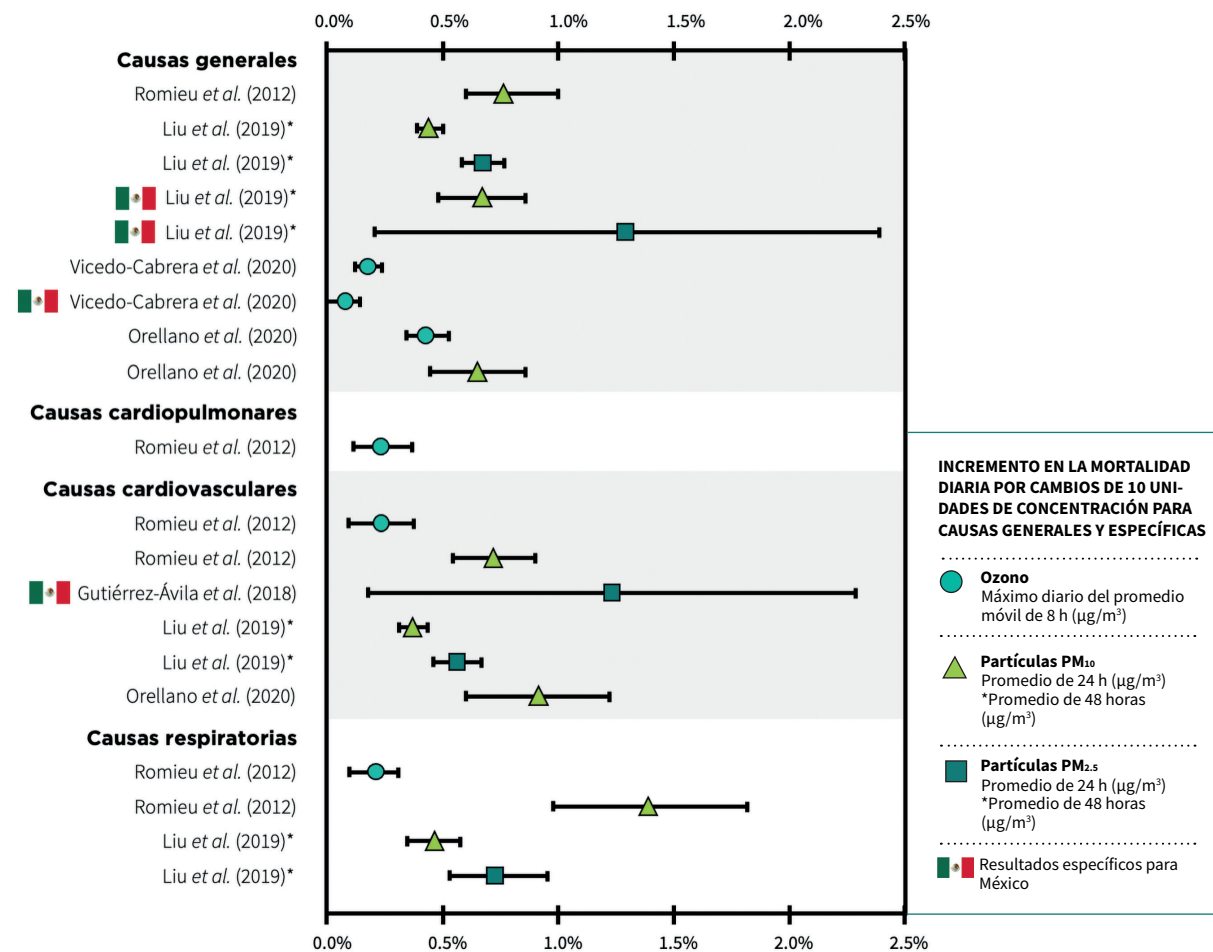


Figura 6.9 Efectos en la mortalidad por exposición a corto plazo (aguda) a contaminantes atmosféricos

Fuente: Elaboración propia.

## 6.4 Evaluaciones de Impactos a la Salud

Una Evaluación de Impactos a la Salud (EIS)<sup>11</sup> es un procedimiento estandarizado utilizado para evaluar riesgos y estimar beneficios a la salud en términos del número de incidencias asociadas a un estado determinado de la calidad del aire (INSP & INECC, 2017). En específico, el impacto en la mortalidad puede medirse como “muertes prematuras” cuando se calculan los impactos adversos de la contaminación del aire, o como “muertes prematuras evitadas” cuando se estiman beneficios a la salud

por mejoras en la calidad del aire (Harvard T.H. Chan School of Public Health & SEDEMA, 2018). Los resultados comúnmente se complementan con una estimación de costos que monetiza las muertes según los lineamientos de la OCDE (2011) y que permite determinar beneficios económicos por mejorar la calidad del aire. De esta forma, es posible utilizar los resultados de una EIS en un análisis costo-beneficio y la toma de decisiones en torno a políticas públicas para reducir la contaminación atmosférica.

### 6.4.1 Metodología para estimar impactos a la salud derivados de mejoras en la calidad del aire

Actualmente en México, este tipo de evaluaciones parten de evidencia epidemiológica generada en estudios de cohorte y meta-análisis realizados en otras partes del mundo (revisar sección 6.3.1), así como de datos de calidad del aire y mortalidad específicos para la zona de estudio. Pese a la falta de estudios

de cohorte locales, este método se considera apropiado dada la consistencia entre la evidencia local y aquella generada a nivel internacional en estudios de series de tiempo (Romieu *et al.*, 2012).

Una EIS sigue cuatro pasos sistematizados:

|   |   |
|---|---|
| <p><b>A. Identificación de impactos</b></p> | <p>Se determinan los contaminantes a evaluar y los impactos a la salud asociados. Se sustenta en evidencia epidemiológica para elegir una función concentración-respuesta (FCR<sup>12</sup>) para un contaminante y una causa de muerte específica. Las FCR indican la probabilidad de ocurrencia de un impacto a la salud en función de un cambio en la concentración de contaminantes (exposición).</p>   |
| <p><b>B. Evaluación de exposición</b></p>   | <p>Se caracteriza en términos cuantitativos el contacto de un agente con los seres humanos. Se parte de los niveles de contaminación a los que está expuesta una población (escenario base) y un cambio en la calidad del aire para un escenario control, el cual refleja la reducción hipotética en la concentración de contaminantes que se lograría mediante la aplicación de políticas de gestión de la calidad del aire. Por ejemplo, el escenario control puede consistir en alcanzar los límites permisibles definidos en las NOM de salud ambiental o las GCA de la OMS, aunque también se pueden modelar mejoras en la calidad del aire por la implementación de políticas y medidas específicas tendientes a reducir emisiones. Este paso implica evaluar la distribución espacial de la concentración de contaminantes y la población bajo los distintos escenarios, tomando en cuenta características demográficas como edad y sexo, entre otras.</p> |

<sup>11</sup> El término Evaluación de Impactos a la Salud es comúnmente utilizado en México. En otros países y a nivel internacional, este tipo de estudios también se denominan como evaluaciones de riesgo o *health risk assessments* (OMS, 2016b).

<sup>12</sup> Comúnmente se expresan como riesgo relativo / *relative risk* (RR), *hazard ratio* (HR), razones de momios / *odds ratio* (OR), o porcentaje de cambio en la variable de resultado (RPC), y son específicas para una o más causas de enfermedad y un grupo de edad en particular. En la sección 6.3.1 se resume evidencia epidemiológica de estudios de cohorte y meta-análisis utilizados para determinar FCR.

|  |   |
|--|---|
| <p><b>C. Caracterización de impactos</b></p> | <p>Se estima el riesgo a la salud y la incertidumbre asociada. Comúnmente se utiliza software especializado para vincular la información epidemiológica y las concentraciones de contaminantes para cuantificar los impactos correspondientes. El programa BenMAP-CE, desarrollado por la US EPA, emplea un modelo que calcula la distribución de la probabilidad de que ocurra el impacto en la salud a partir de la siguiente ecuación:</p> $\Delta Y = (1 - e^{-\beta \cdot \Delta C_i}) \cdot P \cdot Y_0$ <p>En donde:</p> <p><b><math>\Delta Y</math></b> Es el número de muertes evitables correspondientes al escenario de cambio o de gestión de la calidad del aire, para la población expuesta y la causa de muerte analizada.</p> <p><b><math>\beta</math></b> Es un coeficiente de riesgo unitario que proviene directamente de las FCR de la revisión de literatura epidemiológica.</p> <p><b><math>\Delta C_i</math></b> Es el cambio de concentración para un contaminante bajo el escenario de cambio o de gestión de la calidad del aire analizado.</p> <p><b><math>P</math></b> Es la población expuesta analizada del grupo de edad correspondiente.</p> <p><b><math>Y_0</math></b> Es la tasa de mortalidad basal para el grupo de edad y la causa de enfermedad analizada.</p> <p>Los resultados obtenidos indican el incremento o reducción de incidencias que ocurrirían como consecuencia del cambio en la calidad del aire.</p> |
| <p><b>D. Valoración económica</b></p>        | <p>Se asigna un valor monetario a las muertes evitadas para expresar la magnitud de los impactos como un beneficio económico asociado a reducir la concentración de contaminantes, el cual se puede comparar con los costos de implementar políticas públicas de gestión de la calidad del aire. Esta valoración utiliza el Valor de una Vida Estadística (VSL, por sus siglas en inglés), el cual representa la disposición a pagar de la población para asegurar una disminución marginal en el riesgo de una muerte prematura (OMS &amp; OCDE, 2015). El VSL no es un valor asignado a la vida de una persona en específico, sino que representa la suma del valor que cada miembro de la población otorga a pequeños cambios en el riesgo de muerte (OCDE, 2011), lo cual también puede interpretarse como el valor que le asigna una sociedad a evitar la muerte de una persona no identificada dentro de la misma.</p>  |

A continuación se resumen los resultados de EIS recientes que cuantifican los impactos a la salud en la ZMVM, ya sea total o parcialmente, por la mala calidad del aire. En específico, se analizan los siguientes documentos:

- Análisis histórico de los beneficios en la salud de la población, asociados a la calidad del aire en la Ciudad de México entre 1990 y 2015 (2018). Elaborado por la Escuela de Salud Pública T.H. Chan de la Universidad de Harvard en colaboración con la SEDEMA.
- Estimación de impactos en la salud por contaminación atmosférica en la región centro del país y alternativas de gestión (2017). Elaborado por el INSP para la Coordinación General de Contaminación y Salud Ambiental del INECC.
- Valoración económica de los beneficios a la salud de la población que se alcanzarían por la reducción de las PM<sub>2.5</sub> en tres zonas metropolitanas mexicanas (2014). Elaborado por el INECC.
- Cuantificación de los impactos en salud y los costos económicos de la exposición a PM<sub>2.5</sub> en ciudades mexicanas pertenecientes al Sistema Urbano Nacional Estudio conducido por investigadores del INSP (Trejo-González *et al.*, 2019).

Si bien cada EIS parte de supuestos distintos, con el fin de comparar los resultados reportados se utiliza el mismo VSL para monetizar las muertes prematuras estimadas por cada estudio. En el Anexo 6.1 se describe a detalle la metodología utilizada para estimar el VSL; se eligieron dos valores debido a que existe cierto grado de incertidumbre en su determinación, así como escasa información a nivel local o nacional. El valor primario (VSL1) corresponde a 2.166 millones de dólares (USD) a precios del 2018, que se obtiene a partir del VSL estimado para países de la OCDE en el año 2005, a través de una transferencia de beneficios (OCDE, 2012); este valor es consistente con el VSL usado en evaluaciones recientes para monetizar los beneficios de diversas intervenciones, por lo que se considera el valor primario. El valor secundario (VSL2) resulta del estudio de valoración contingente más reciente que se ha realizado en México y que fue llevado a cabo por el INECC en colaboración con la *London School of Economics and Political Science* (de Lima, 2020; INECC & LSE, 2015); el valor transferido para México es de 0.416 millones de dólares (USD) a precios del 2018; dado que este valor es muy inferior a los usados en estudios recientes para México y la zona de estudio, se considera como secundario.

Posteriormente se incluye una estimación de la mortalidad evitable por PM<sub>2.5</sub> y O<sub>3</sub> en la ZMVM de 2016 a 2018, elaborada por la SEDEMA en colaboración con el INSP; varios de los insumos utilizados en dicha EIS se emplearon también para evaluar los beneficios de implementar el presente ProAire.

**6.4.2 Resultados de Evaluaciones de Impactos a la Salud en la ZMVM**

**Análisis histórico de los beneficios en la salud de la población, asociados a la calidad del aire en la Ciudad de México entre 1990 y 2015 (Harvard T.H. Chan School of Public Health & SEDEMA, 2018)**

El estudio examina los beneficios de las reducciones anuales en la concentración de PM<sub>2.5</sub> y O<sub>3</sub> en las 16 alcaldías de la Ciudad de México, para el periodo 1990-2015. La exposición de la población se evaluó con base en datos oficiales generados por el SIMAT, en tanto que los datos de mortalidad fueron proporcionados por la Secretaría de Salud de la Ciudad de

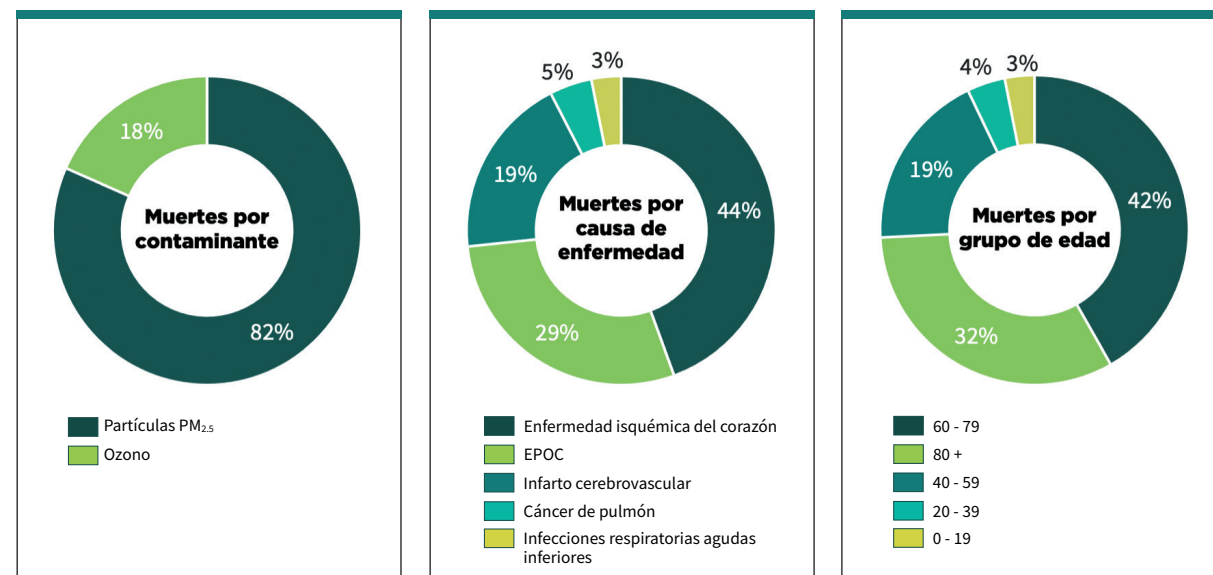
México (SEDESA). En total se evaluaron cinco causas de muerte: para personas adultas de 30 años o más, enfermedad isquémica del corazón, infarto cerebrovascular (hemorrágico e isquémico), EPOC y cáncer de tráquea, bronquios y pulmón; para niñas y niños menores de cinco años solo se analizó mortalidad por infecciones respiratorias inferiores agudas.

Para estimar las muertes atribuibles a la contaminación del aire se utilizaron las FCR desarrolladas y utilizadas dentro del estudio de la carga global de enfermedad (GBD, por sus siglas en inglés) de 2010 y 2013. En específico, para  $PM_{2.5}$  se aplicó la FCR estimada por Burnett *et al.* (2014) para las cinco causas de enfermedad analizadas. Para  $O_3$  se partió de la FCR determinada por Jerrett *et al.* (2009) en un estudio de la Sociedad Americana contra el Cáncer para EPOC en adultos. En el análisis, las FCR se emplean de tal modo que se restringen las estimaciones de riesgo en las regiones de mayor exposición.

Los esfuerzos de gestión de la calidad del aire en la Ciudad de México y su zona metropolitana han permitido reducir la concentración promedio anual de  $PM_{2.5}$  de  $45 \mu g/m^3$  en 1990 a  $20 \mu g/m^3$  en 2014. De forma simultánea, las concentraciones de  $O_3$  (promedio estacional<sup>13</sup> de las concentraciones diarias horarias máximas) se han reducido de valores por encima de 160 ppb a 80 ppb. Estas mejoras en la calidad del aire se traducen en 22.5 mil muertes prematuras evitadas en 25 años (IC 95%, 17.9 a 28.0

mil), con 82% de los beneficios atribuibles a la reducción de partículas  $PM_{2.5}$ . La estimación de beneficios por contaminante fue de 18.2 mil muertes prematuras evitadas para  $PM_{2.5}$  (IC 95%, 14.0 a 23.5 mil) y 4.1 mil para  $O_3$  (IC 95%, 2.7 a 5.6 mil).

La mayoría de los beneficios corresponden a una reducción en la mortalidad de personas adultas mayores, pues 74% de las muertes prematuras evitadas fueron para población de 60 años o más. La disminución de incidencias por enfermedad isquémica del corazón, EPOC e infarto cerebrovascular representan el 44%, 29% y 19% de los beneficios, respectivamente. Las muertes prematuras evitadas por cáncer de pulmón en personas adultas, y por infecciones respiratorias inferiores agudas entre niñas y niños menores de 5 años, representan menos del 10% de las incidencias. Sin embargo, la mortalidad infantil cobra relevancia cuando se analiza desde una perspectiva de longevidad. La Figura 6.9 muestra gráficamente los resultados de muertes evitadas por contaminante, causa de enfermedad y grupo de edad.



**Figura 6.10** Distribución de muertes prematuras evitadas por contaminante, causa y grupo de edad de 1990 a 2014 en la Ciudad de México

Fuente: Harvard T.H. Chan School of Public Health & SEDEMA (2018).

<sup>13</sup> El estudio original a partir del cual se tomó la FCR empleada (Jerrett *et al.* 2009) consideró el semestre abril – septiembre por ser el más caluroso en Estados Unidos, periodo en el que se presentan usualmente las concentraciones más altas de  $O_3$ . De forma análoga, la evaluación de la escuela de salud pública Harvard T.H. Chan y la SEDEMA, definió como “estacional” al periodo del 1.º de febrero al 31 de julio, por incluir los meses con las concentraciones más elevadas de  $O_3$ .

Por otro lado, el estudio empleó métodos epidemiológicos directos, en específico modelos de regresión mixtos, y determinó que la disminución en la concentración de  $PM_{2.5}$  desde 1990 y hasta 2015 ha generado un aumento de 1.3 años en la esperanza de vida de los habitantes de la Ciudad de

México. Las mejoras en la concentración de  $O_3$ , en específico una disminución de aproximadamente 80 ppb en el promedio de las concentraciones máximas horarias, se traduce en 1.9 años adicionales en la esperanza de vida, lo que genera un beneficio neto para ambos contaminantes de 3.2 años.

### Estimación de impactos en la salud por contaminación atmosférica en la región centro del país y alternativas de gestión (INSP & INECC, 2017)

El objetivo del estudio fue estimar la mortalidad atribuible a las concentraciones de  $O_3$  y partículas  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  en la región centro del país, en términos de las muertes prematuras evitables bajo diferentes escenarios de gestión de la calidad del aire. La evaluación se realizó para el año 2014 con base en información generada por sistemas de monitoreo de la calidad del aire, incluyendo al SIMAT de la Ciudad de México, y estadísticas de defunciones generales proporcionadas por el INEGI.

Los impactos a la salud seleccionados fueron aquellos relacionados con la mortalidad a largo plazo por la exposición crónica a los contaminantes analizados, e incluyen:

- Para  $PM_{10}$  muertes por causas generales (A00-R99;  $\geq 30$  años y  $< 1$  año) y respiratorias (J00-J98;  $< 1$  año).
- Para  $PM_{2.5}$  muertes por causas generales (A00-R99;  $\geq 15$  años), cardiopulmonares (I10-I70, J00-J98;  $\geq 30$  años), cardiovasculares (I00-I99;  $\geq 15$  años), enfermedad isquémica del corazón (I20-I25;  $\geq 30$  años) y cáncer de pulmón (C33-C34; 25 a 74 años).
- Para  $O_3$  muertes por causas generales (A00-R99;  $\geq 30$  años), cardiovasculares (I20-I25, I30-I51, I60-I69, I70;  $\geq 30$  años), respiratorias (J00-J98;  $\geq 30$  años), neumonía e influenza (J00-J18;  $\geq 30$  años) y EPOC (J19-J46;  $\geq 30$  años).

Se utilizaron FCR derivadas de estudios de cohorte, revisiones sistemáticas y meta-análisis disponibles en la literatura internacional, en específico las cohortes de la Sociedad Americana contra el Cáncer y del estudio de seis ciudades de Harvard (*Six Cities Study*). La EIS cubrió al total de la población de la Ciudad de México y parcialmente a los municipios conurbados del Estado de México que forman parte de la ZMVM. Esto se debe a que se excluyen municipios sin información válida de calidad del aire, ya sea por la falta de una estación de monitoreo cercana al municipio con suficiencia de información ( $\geq 75\%$ ), o a que en un radio de 10 km no existía ninguna estación de monitoreo disponible para el municipio, por lo que no es posible generar los indicadores de promedio anual de partículas  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  ni el promedio anual de los máximos diarios del promedio móvil de 8 horas para  $O_3$ .

Para evitar doble conteo, a continuación se resumen los resultados para impactos cuyas causas y grupos de edad no se traslapan. En específico, se muestran resultados de muertes por causas generales para  $PM_{2.5}$  ( $\geq 15$  años) y  $O_3$  ( $\geq 30$  años). En total, de cumplir con los límites de las NOM de salud ambiental en 2014 ( $12 \mu g/m^3$  de  $PM_{2.5}$  como promedio anual y 70 ppb de  $O_3$  como promedio móvil de 8 horas), en la ZMVM se hubieran evitado 6485 muertes (IC 95%, 4328 a 8612), de las cuales 96% son a causa de  $PM_{2.5}$ . Si se alcanzaran los valores guía de la OMS ( $10 \mu g/m^3$  de  $PM_{2.5}$  como promedio anual y 50 ppb de  $O_3$  como promedio móvil de 8 horas), el total de muertes prematuras evitables asciende a 8303 (IC 95%, 5243 a 11 301),

con un ligero aumento en el aporte de las muertes evitadas por la mejora en la concentración de  $O_3$  en comparación con el escenario NOM. La Figura 6.10 resume gráficamente estos resultados.

Cuando se analizan causas específicas, se observa que la enfermedad isquémica del corazón es una de las causas principales de mortalidad por  $PM_{2.5}$ . A este padecimiento se atribuyen 1758 muertes evitables ( $\geq 30$  años) en la Ciudad de México<sup>14</sup>, lo que equivale a 44% de la estimación total por causas

generales ( $\geq 15$  años) en caso de reducir los niveles de contaminación a los límites permisibles de la NOM-025-SSA1-2014. Por otro lado, en el caso de  $O_3$  la causa de muerte específica que más aporta a la mortalidad en personas de 30 años o más en la Ciudad de México es la EPOC con 86 muertes prematuras atribuibles, seguida de la neumonía e influenza con 79 (escenario de cumplimiento de la NOM-020-SSA1-2014); en comparación, el estudio arroja un total de 191 muertes por causas generales para el mismo grupo de edad en la Ciudad de México.

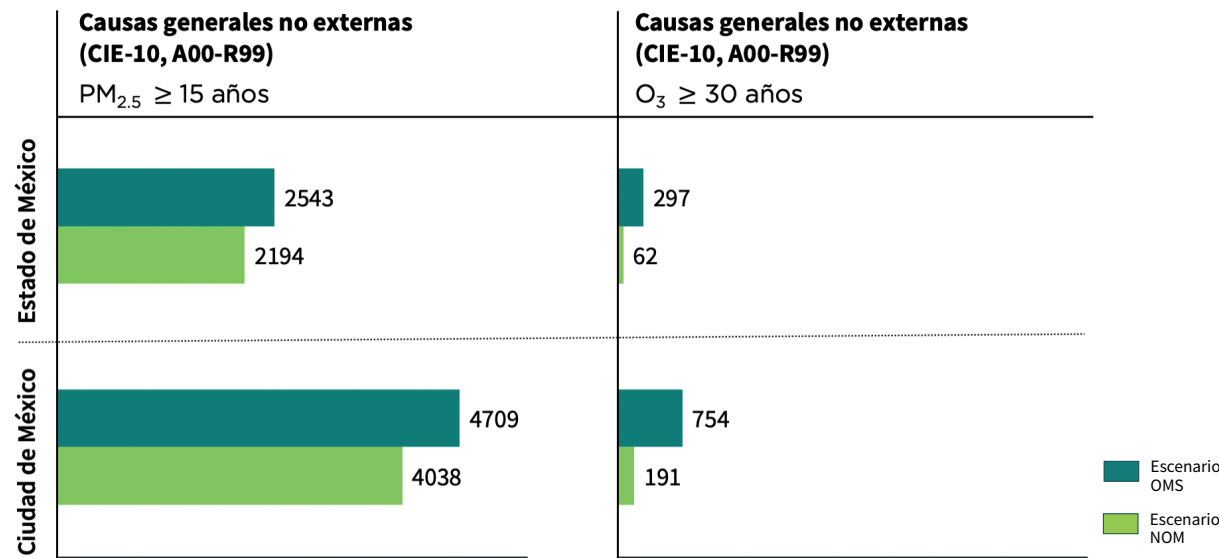


Figura 6.11 Muertes prematuras evitables en la ZMVM (año 2014) a consecuencia de la reducción de  $PM_{2.5}$  y  $O_3$  bajo dos escenarios de gestión de la calidad del aire

Fuente: INSP & INECC (2017).

Si bien en la EIS también se analiza la mortalidad general por  $PM_{10}$  en personas de 30 años o más, estos resultados no se pueden sumar a las muertes totales por  $PM_{2.5}$ , dado que esta última fracción de partículas forma parte de la primera, lo que podría resultar en un doble conteo de muertes. Sin embargo, para  $PM_{10}$  se destaca la cuantificación de la mortalidad en infantes  $<1$  año por causas generales y respiratorias, arrojando como resultado un total de 19 muertes prematuras evitables por causas no externas (A00-R99) en 2014 para la Ciudad de México, si se hubiera cumplido con el límite de la NOM de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para el promedio

anual; este valor asciende a 85 muertes evitables bajo un escenario de gestión donde se alcanza el valor guía de la OMS ( $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Para el Estado de México, en 2014 se hubieran evitado 21 muertes prematuras bajo el escenario de gestión de la NOM, y 90 para el escenario OMS; esta estimación no es exclusiva de los municipios del Estado de México que forman parte de la ZMVM, sino que incluye también a municipios de la porción occidental de la entidad, fuera de la zona de estudio (como aquellos pertenecientes a la Zona Metropolitana del Valle de Toluca, que también presentan altos niveles de partículas  $PM_{10}$ ).

<sup>14</sup> El estudio también reporta muertes prematuras evitables por causa de enfermedad para el Estado de México. Sin embargo, estos resultados no se presentan dado que no se encuentran desagregados por municipio o zona metropolitana, por lo que, además de los impactos en los municipios conurbados de la ZMVM, incluyen incidencias en municipios como Toluca o Metepec, entre otros. En este sentido, se considera que los resultados para la Ciudad de México son más representativos del aporte que tienen las diferentes causas de enfermedad en la mortalidad dentro de la zona de estudio (ZMVM).

### Valoración económica de los beneficios a la salud de la población que se alcanzarían por la reducción de las $PM_{2.5}$ en tres zonas metropolitanas mexicanas (INECC, 2014)

En esta evaluación se determinaron las muertes prematuras evitables si se cumplieran los límites marcados en la NOM de salud ambiental y en las GCA de la OMS para  $PM_{2.5}$  en tres zonas metropolitanas: la ZMVM, Guadalajara y Monterrey. Los impactos en la salud evaluados son los asociados con muertes prematuras por enfermedades cardiovasculares (I10-I99), cáncer de pulmón (C33-C34) y EPOC (J40-J44, J47), en personas adultas de 30 años o más. Las concentraciones de  $PM_{2.5}$  para cada zona metropolitana se obtuvieron de los datos generados por sus respectivos sistemas de monitoreo atmosférico, utilizando una combinación de los registros de  $PM_{2.5}$  y de  $PM_{10}$ . Las estimaciones de los impactos a la salud se realizaron para el 2010, por ser el año con información de población más desagregada (a nivel AGEB), proveniente del Censo de Población y Vivienda respectivo.

El estudio considera tres escenarios: el primero contempla las condiciones reales (escenario base) de la concentración de  $PM_{2.5}$ , los otros dos son escenarios hipotéticos de reducción de los niveles de contaminación. El primer caso hipotético toma como referencia el límite de la NOM-025-SSA1-1993 de  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para el promedio anual

(escenario NOM) y el segundo considera la GCA de la OMS de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (escenario OMS). Similar a las valoraciones anteriores, las FCR utilizadas provinieron de los estudios de cohorte de la Sociedad Americana contra el Cáncer y del estudio de seis ciudades de Harvard (*Six Cities Study*).

Los resultados de la valoración indican que, para la ZMVM, las estimaciones de casos de mortalidad prematura evitable en personas adultas mayores de 30 años son de 753 en el escenario NOM y de 1421 en el escenario OMS. En términos de la distribución espacial de las muertes prematuras evitables, las demarcaciones en las que se podrían evitar más de 100 incidencias son las alcaldías de Tlalpan, Azcapotzalco, Benito Juárez, Cuauhtémoc, Álvaro Obregón, Gustavo A. Madero, Miguel Hidalgo, Coyoacán e Iztapalapa; y los municipios mexiquenses de Tlalnepantla de Baz, Nezahualcóyotl y Ecatepec de Morelos. La ZMVM obtuvo el mayor número de muertes evitables para los dos escenarios, seguida de Guadalajara y después por Monterrey (ver Figura 6.11). Por último, el estudio indica que el mayor número de muertes prematuras evitables se asocia con enfermedades cardiovasculares, seguidas de EPOC y cáncer de pulmón.

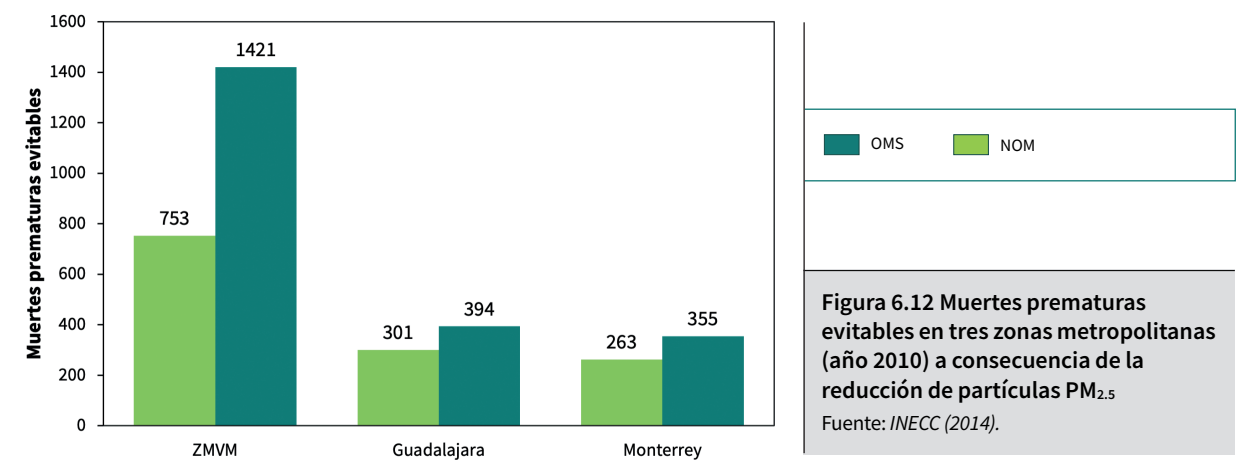


Figura 6.12 Muertes prematuras evitables en tres zonas metropolitanas (año 2010) a consecuencia de la reducción de partículas  $PM_{2.5}$

Fuente: INECC (2014).



**Cuantificación de los impactos en salud y los costos económicos de la exposición a PM<sub>2.5</sub> en ciudades mexicanas pertenecientes al Sistema Urbano Nacional (Trejo-González et al., 2019)**

En un estudio de Trejo-González et al. (2019) se estimó la mortalidad evitable, los años potenciales de vida perdidos y los costos económicos asociados con la exposición a partículas PM<sub>2.5</sub> durante 2 años (2013 y 2015) en México, utilizando dos escenarios de reducción de concentraciones: 1) promedio anual <12 µg/m<sup>3</sup> (límite NOM-025-SSA1-2014) y 2) promedio anual <10 µg/m<sup>3</sup> (GCA de la OMS). En particular, en este estudio se evaluaron cinco áreas metropolitanas, incluida la ZMVM. Se destaca que la cobertura del SIMAT limita la cuantificación de impactos; solo se contemplaron 61 y 50 demarcaciones del total de 76 para los años 2013 y 2015, respectivamente. Las causas de mortalidad evaluadas fueron causas generales no externas, enfermedades cardiovasculares, enfermedad isquémica del corazón, cáncer de pulmón y enfermedades cardiopulmonares en personas mayores a 15 años. Para la estimación se siguió el método general descrito anteriormente para una EIS y se utilizaron FCR para impactos por exposición crónica de Hoek et al. (2013), Lepeule et al. (2012) y Pope et al. (2002, 2004).

Los resultados muestran que si los niveles de PM<sub>2.5</sub> alcanzaran los límites de la NOM de salud ambiental, se evitarían 6864 y 6687 muertes para los años 2013 y 2015, respectivamente; esto representa el 7.3% y el 6.9% de las muertes totales para el respectivo grupo de edad analizado. Con los estándares más estrictos de la OMS, los beneficios aumentarían, evitando 7869 (+14.6%) y 7729 (+15.6%) muertes prematuras para los mismos años. La Tabla 6.9 muestra los resultados de las muertes prematuras evitables estimadas para la ZMVM, desagregados por causa de enfermedad y grupo de edad. En cuanto a los años potenciales de vida perdidos como consecuencia de los niveles de PM<sub>2.5</sub>, los resultados por causas generales corresponden a 80 809 y 77 998 años perdidos en 2013 y 2015, respectivamente. Asimismo, se estimó la mortalidad evitable si se alcanzara un escenario contrafactual más estricto (<7.5 µg/m<sup>3</sup>), ya que existe evidencia de impactos a la salud por debajo de las GCA de la OMS. En este caso, las muertes evitables ascenderían a 9964 y 10 141 para los años 2013 y 2015, respectivamente.

**Tabla 6.9** Muertes prematuras evitadas por la reducción de partículas PM<sub>2.5</sub> en la ZMVM en 2013 y 2015

| Causa de mortalidad (CIE-10)                     | Grupo de edad analizado | 2013  |   | 2015  |   |
|--|-------------------------|---|---|---|---|
|  |                         | NOM<br>PM <sub>2.5</sub> < 12 µg/m <sup>3</sup> | OMS<br>PM <sub>2.5</sub> < 10 µg/m <sup>3</sup> | NOM<br>PM <sub>2.5</sub> < 12 µg/m <sup>3</sup> | OMS<br>PM <sub>2.5</sub> < 10 µg/m <sup>3</sup> |
| Todas las causas generales no externas (A00-R99) | ≥ 15 años               | 6864  | 7869  | 6687  | 7729  |
| Enfermedades cardiopulmonares (I10-I70; J00-J98) | ≥ 30 años               | 3689  | 4222  | 3668  | 4240  |
| Enfermedades cardiovasculares (I00-I99)          | ≥ 15 años               | 4499  | 5118  | 4560  | 5234  |
| Enfermedad isquémica del corazón (I20-I25)       | ≥ 30 años               | 2912  | 3311  | 2969  | 3408  |
| Cáncer de pulmón (C33-C34)                       | 25 – 74 años            | 224   | 252   | 231   | 259   |

**Nota:** No es válido sumar las muertes por causas que se traslapan entre ellas, ya que esto implica un doble conteo de incidencias. Asimismo, la incertidumbre de las FCR y los grupos de edad evaluados deben considerarse al comparar muertes por causas específicas con aquellas por causas más generales.

Fuente: Trejo-González et al. (2019).



**Estimación de impactos en la salud por contaminación atmosférica en la Zona Metropolitana del Valle de México y estimación de beneficios por mejoras en la calidad del aire (INSP & SEDEMA, 2020)**

Este análisis fue realizado por la SEDEMA en colaboración con el INSP, quienes contaron con el apoyo de la US EPA y Ciudades C40. Su objetivo

fue estimar la mortalidad atribuible a las concentraciones de O<sub>3</sub> y PM<sub>2.5</sub> en la ZMVM considerando cuatro escenarios:

|   |  |  |
|---|--|--|
| 1 |  | Cumplir con los límites permisibles establecidos en las NOM de salud ambiental <sup>15</sup> .   |
| 2 |  | Alcanzar concentraciones equivalentes a los niveles marcados por las GCA de la OMS <sup>16</sup> .   |
| 3 |  | Reducir en un 10% los niveles actuales de contaminación.   |
| 4 |  | Un escenario con mejor calidad del aire <sup>17</sup> y límites más estrictos. Este escenario representa un estado mucho más limpio del aire y los umbrales utilizados corresponden a concentraciones reportadas en otras EIS y que son muy bajas en comparación con los niveles promedio de contaminación en la ZMVM. Su uso es meramente comparativo y tiene el fin de mostrar los impactos que ocurren por la mala calidad del aire aun en concentraciones por debajo de los estándares actuales. Su inclusión no implica que estas concentraciones puedan alcanzarse en la ZMVM. |

<sup>15</sup> La NOM-020-SSA1-2014 no define una métrica de exposición a largo plazo. Se utilizó el valor para exposición a corto plazo (valor horario) para establecer el escenario de la NOM.

<sup>16</sup> En las GCA de la OMS tampoco se define una métrica para exposición crónica ni un valor para concentración horaria de O<sub>3</sub>. Por lo tanto, se definió un valor aplicando una proporción similar entre NOM y OMS considerando los valores de la métrica de 8 horas.

<sup>17</sup> El valor utilizado para evaluar el escenario de mejor calidad del aire para PM<sub>2.5</sub> fue de 2.4 µg/m<sup>3</sup>, que fue la concentración más baja observada en uno de los 41 estudios de cohorte empleados para modelar la función GEMM. Para ozono, el umbral fue de 38 ppb, valor medio del rango utilizado por el estudio de la carga global de la enfermedad (Institute for Health Metrics and Evaluation, 2018a) y por el estudio de Harvard-SEDEMA (Harvard T.H. Chan School of Public Health & SEDEMA, 2018).

La evaluación se realizó para el promedio de los años 2016-2018<sup>18</sup> con base en información generada por el SIMAT de la Ciudad de México, datos de población a nivel de AGEB estimados a partir del Censo de Población y Vivienda 2010 de INEGI y las proyecciones de población de CONAPO 2015-2030, así como estadísticas de defunciones generales proporcionadas por el INEGI. El software utilizado para realizar la EIS fue BenMAP-CE.

Los impactos a la salud seleccionados fueron aquellos relacionados con mortalidad por la exposición crónica a los contaminantes analizados<sup>19</sup>.

— Para PM<sub>2.5</sub> muertes por causas no accidentales (que considera enfermedades cró-

nico-degenerativas e infecciones de vías respiratorias bajas), enfermedad isquémica del corazón, enfermedad cerebrovascular, EPOC y cáncer de pulmón, todas para el grupo de edad de 25 años o más.

— Para O<sub>3</sub> muertes por EPOC para el grupo de edad de 30 años o más.

Se utilizaron FCR derivadas de meta-análisis y de estudios de cohorte en la literatura internacional. En específico, para PM<sub>2.5</sub> se utilizó la función GEMM descrita anteriormente y construida por Burnett *et al.* (2018) y para O<sub>3</sub> se empleó el estudio de Jerrett *et al.* (2009) de la cohorte de la Sociedad Americana contra el Cáncer.

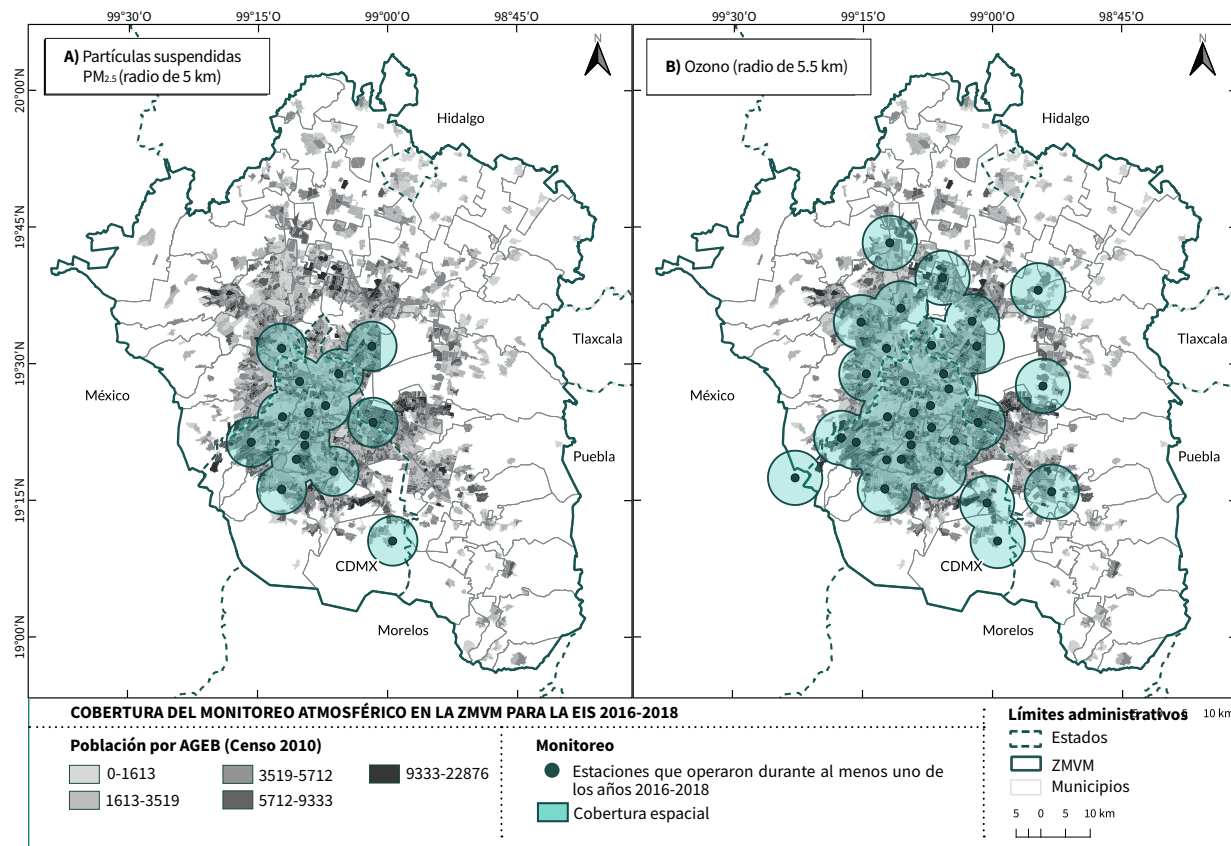


Figura 6.13 Cobertura de las estaciones de monitoreo que operaron durante al menos uno de los años de 2016 a 2018. Fuente: INSP & SEDEMA (2020).

<sup>18</sup> Se calculó el promedio de los tres años para cada insumo de datos (calidad del aire, población, mortalidad) y a partir del promedio se realizó la EIS. Esto, de acuerdo con la comunicación personal vía correo electrónico con el Dr. Pierpaolo Mudu, Oficial técnico del Centro Europeo para el Medio Ambiente y la Salud de la Oficina Regional para Europa de la OMS (09/12/2019) y el documento sobre mortalidad (AirQ+: Mortality data) que viene adjunto a la descarga del software AirQ+ de la OMS (OMS, 2018b).

<sup>19</sup> Los códigos de enfermedad utilizados fueron los que emplea el estudio de la Carga Global de la Enfermedad (Institute for Health Metrics and Evaluation, 2018b).

Para PM<sub>2.5</sub>, la EIS cubrió al 43% del total de la población de la ZMVM (73% de la Ciudad de México y 22% de los municipios conurbados del Estado de México) y para O<sub>3</sub>, al 72% (90% de la Ciudad de México y 61% los municipios conurbados del Estado de México). Esto se debe a que solo se consideraron las AGEB con información válida de calidad del aire; esto es, una estación de monitoreo a menos de 5 km para PM<sub>2.5</sub> y a menos de 5.5 km para O<sub>3</sub><sup>20</sup>, y con suficiencia de información (≥75%) para generar los indicadores del promedio anual de PM<sub>2.5</sub> y el promedio estacional (febrero a julio) de los máximos diarios de 1 hora para O<sub>3</sub> (ver Figura 6.13).

A continuación se resumen los resultados de mortalidad prematura para causas generales por exposición a PM<sub>2.5</sub>, y para EPOC en el caso de exposición a O<sub>3</sub>. Las muertes prematuras anuales atribuibles a la contaminación del aire al evaluar el escenario de mejor calidad del aire fueron 8983 (IC 95%: 6267 a 11424), de las cuales 93% se debieron a exposición a PM<sub>2.5</sub>. Asimismo, 74% de las muertes prematuras estimadas se registraron para la Ciudad de México, debido a la mayor cobertura del SIMAT en comparación con el Estado de México. Se registraron tasas de 142 y 128 muertes prematuras por

cada 100 000 habitantes, para la Ciudad de México y el Estado de México, respectivamente, valores de magnitud similar y que se estimaron con base en la población del grupo de edad correspondiente para la evaluación de impactos por O<sub>3</sub> y PM<sub>2.5</sub>.

Como se mencionó anteriormente, también se evaluaron otros escenarios de mejora de la calidad del aire. De alcanzarse las GCA de la OMS (10 µg/m<sup>3</sup> de PM<sub>2.5</sub> como promedio anual y 75 ppb como promedio de los máximos de 1 hora durante la temporada de O<sub>3</sub>), se evitarían 4357 muertes prematuras (IC 95%: 3064 a 5567). De cumplir con los límites de las NOM de salud ambiental (12 µg/m<sup>3</sup> de PM<sub>2.5</sub> como promedio anual y 95 ppb de O<sub>3</sub> como promedio horario), en la ZMVM se hubieran evitado 3539 muertes prematuras (IC 95%: 2530 a 4487). Por último, si se lograra un 10% de reducción en los niveles de PM<sub>2.5</sub> y O<sub>3</sub>, se podrían evitar 814 muertes prematuras (IC 95%, 525 a 1091). Es importante hacer énfasis en que, en el caso de PM<sub>2.5</sub>, esta evaluación únicamente considera al 43% de la población total de la ZMVM, y al 72% para la evaluación de impactos por O<sub>3</sub>, por lo que los resultados están subestimados. La Figura 6.14 resume gráficamente estos resultados.

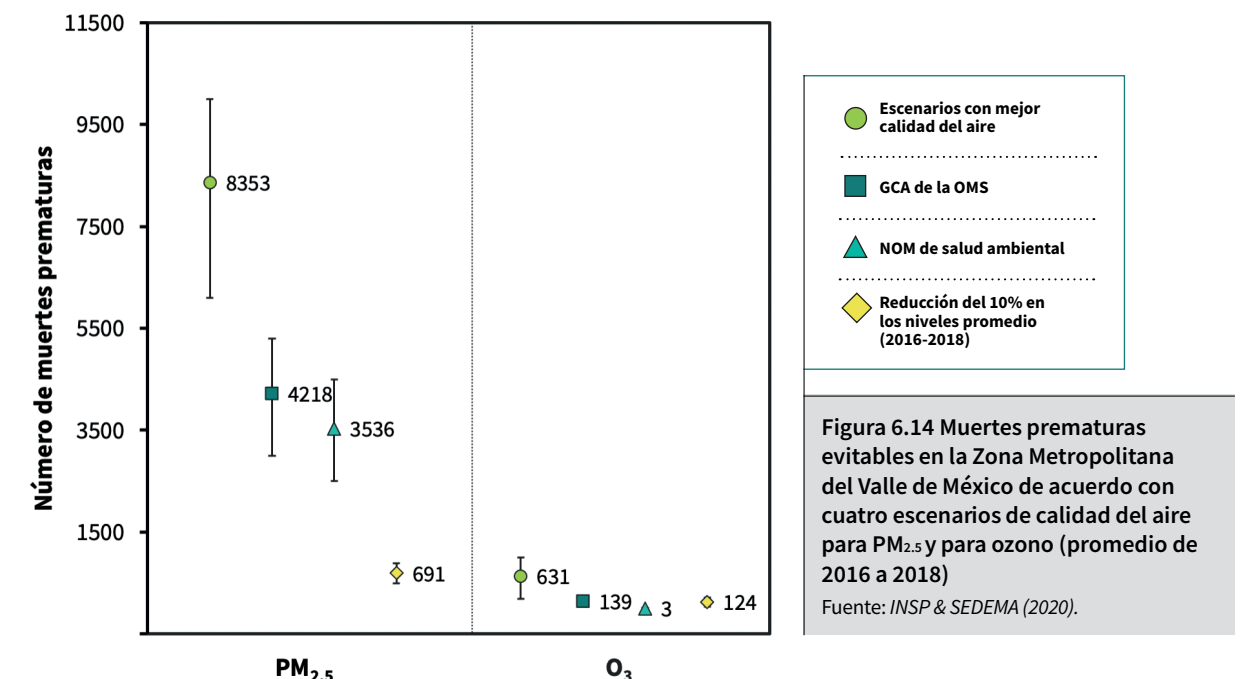
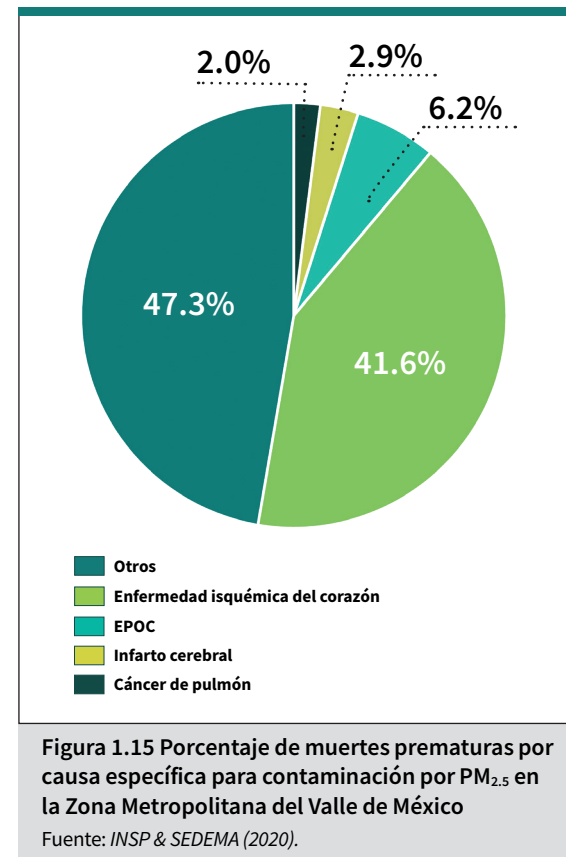


Figura 6.14 Muertes prematuras evitables en la Zona Metropolitana del Valle de México de acuerdo con cuatro escenarios de calidad del aire para PM<sub>2.5</sub> y para ozono (promedio de 2016 a 2018). Fuente: INSP & SEDEMA (2020).

<sup>20</sup> Estos valores corresponden a la mediana de la cobertura espacial de las estaciones para cada contaminante.

Cuando se analizan causas específicas de muerte por exposición a  $PM_{2.5}$ , se observa que la enfermedad isquémica del corazón es una de las causas principales de mortalidad. A este padecimiento se atribuyen 3476 muertes prematuras en la ZMVM, lo que equivale a 41.6% de la estimación total por causas generales al evaluar el escenario con mejor calidad del aire (ver Figura 6.15).

Los resultados del presente análisis son consistentes con estudios previos y para su estimación se utilizó la evidencia epidemiológica más reciente. Los resultados refuerzan la necesidad de ampliar la cobertura del monitoreo en la ZMVM, especialmente en los municipios conurbados del Estado de México, para así evitar la subestimación de los impactos en salud. Se destaca también que se incluye una evaluación para un escenario de mejor calidad del aire, estimando los impactos a la salud de la población que ocurren a concentraciones mucho más bajas que los niveles recomendados por la OMS.



## Resumen de resultados

Comparar los resultados de mortalidad evitable estimados por las diferentes EIS permite determinar los beneficios generales que se observarían en caso de alcanzar niveles específicos de calidad del aire y compararlos con la mortalidad relacionada con otras intervenciones o sectores (por ejemplo, muertes evitadas por desnutrición). Cuando se asigna un valor monetario a los impactos a través del VSL, es posible hacer una relación entre los costos y beneficios de diversas políticas que no cuentan con un dato comparativo común y que se desarrollan en distintos sectores pero que tienen como finalidad el bienestar social.

La variabilidad de los valores disponibles en la literatura para el VSL es uno de los principales factores detrás de la incertidumbre de los beneficios estimados por cualquier EIS y el subsecuente análisis costo-beneficio; esto se deriva del método de valuación elegido (preferencias reveladas o decla-

radas), la ubicación del estudio y la metodología utilizada para transferir el VSL al contexto local, y el año de evaluación (Kochi *et al.*, 2006). Con la finalidad de reducir la incertidumbre, se realizó una revisión de evaluaciones recientes que estiman VSL, y así determinar el valor más apropiado para la ZMVM; para considerar la incertidumbre existente en la determinación del VSL, se decidió utilizar dos valores: uno primario (VSL1) igual a 2.166 millones de dólares, y uno secundario (VSL2) igual a 0.416 millones de dólares (USD a precios de 2018). El VSL1 permite generar un rango alto de beneficios económicos, en tanto que el VSL2 proporciona una estimación para un escenario con beneficios más bajos.

De manera general, alcanzar los límites permisibles de las NOM de salud ambiental permite evitar más de 6500 muertes anuales en la ZMVM, de las cuales la mayoría se asocia a la contaminación

por  $PM_{2.5}$ . Es así que, desde el punto de vista de salud pública, resulta más importante reducir la concentración de partículas  $PM_{2.5}$  que la de  $O_3$ , al ser el primero un contaminante con impactos más nocivos sobre la salud. Las cifras de mortalidad evitable son equiparables con el número de defunciones por homicidio ocurridas durante 2018 en toda la ZMVM, que suman poco más de 3800. Si se compara con la mortalidad natural de toda la zona de estudio en 2018, que fue de 116 447 defunciones, se estima que la mortalidad por contaminación del aire contribuye con al menos el 5.6% de las muertes totales. Bajo un escenario de cumplimiento de las GCA de la OMS, los beneficios podrían ascender a casi 8000 muertes prematuras evitables (más del 6.9% de la mortalidad total en la zona de estudio). Si se acotaran los datos de mortalidad a la cobertura geográfica de las EIS y los grupos de edad analizados, la contribución porcentual sería aún mayor.

La Tabla 6.10 resume los beneficios económicos de reducir la concentración de contaminantes en el aire ambiente en la ZMVM. Si bien estos resultados corresponden a evaluaciones para años particulares, considerando que la calidad del aire por  $PM_{2.5}$  y  $O_3$  no ha mostrado una tendencia a la baja en los últimos años, y que la población de la ZMVM aumenta año con año, se puede asumir que los beneficios de mejorar la calidad del aire a futuro tendrían una magnitud equiparable.

Bajo un escenario de cumplimiento de las NOM de salud ambiental, el beneficio económico total puede ascender a más de 14 mil millones de dólares (USD de 2018), considerando el VSL primario. Si se utiliza el VSL secundario, los beneficios monetizados oscilan alrededor de los 2700 millones de dólares. Considerando una paridad de poder de compra del tipo de cambio del Banco Mundial de 9.13 MXN/USD en 2018<sup>21</sup>, los beneficios económicos serían equivalentes a más de 130 mil millones de pesos (M.N. a precios de 2018) con el VSL1, lo que representa 2.55% del PIB de la ZMVM en 2018 (para más información consultar la sección 1.4 del Capítulo 1).

Bajo un escenario de gestión en donde se alcanzan las GCA de la OMS, los beneficios económicos son mayores, entre 3.2 mil y 18 mil millones de dólares (entre 30 y 160 mil millones pesos, M.N. a precios de 2018), dependiendo del VSL seleccionado. Estas cifras representan un beneficio general y se interpretan como la cantidad monetaria que la sociedad estaría dispuesta a pagar para reducir la probabilidad de morir. El resultado no es transferible directamente a un costo financiero, pero sí incluye las principales externalidades asociadas a la contaminación del aire.

No obstante, es importante señalar algunas de las limitaciones de las EIS:

- La cuantificación de impactos en la mortalidad está restringida solo a algunas causas y grupos de edad con información epidemiológica confiable.
- La EIS requiere de información de calidad de aire, por lo que, dependiendo del contaminante analizado, la cobertura de los datos del SIMAT es limitada y algunos municipios y/o habitantes quedan excluidos de la evaluación. Es así que la cobertura para toda la ZMVM es parcial, en especial para municipios en las periferias que, como se expuso anteriormente, presentan varios factores que incrementan la vulnerabilidad de su población.
- Las FCR y el método de asignación de exposición a contaminantes son dos factores de incertidumbre dentro de la EIS. Contar con FCR confiables y estadísticamente significativas, así como datos actualizados en bases de información epidemiológica, es esencial para cuantificar de manera precisa los impactos a la salud. Al momento solo se utilizan FCR determinadas en otros países; contar con datos a nivel local podría aumentar la precisión de las estimaciones.

<sup>21</sup> Factor de conversión de Paridad del Poder Adquisitivo del Banco Mundial. Disponible en: <https://datos.bancomundial.org/indicador/PA.NUS.PPP?locations=MX>

**Tabla 6.10** Resumen de impactos totales y beneficios económicos por escenario de gestión de la calidad del aire

| Estudio                      | Año                  | Supuestos de evaluación |                                      | Supuestos de evaluación  |   | Beneficios          |   |        |
|------------------------------|----------------------|-------------------------|--------------------------------------|--|---|---------------------|---|--------|
|                              |                      | Contaminante            | Cobertura geográfica                 | Causas de muerte   | Escenario de gestión                                  | Mortalidad evitable | Impacto económico (millones de USD de 2018) |        |
|                              |                      |                         |                                      |  |   | VSL1                | VSL2  |        |
| INSP & SEDEMA (2020)         | Promedio 2016 - 2018 | O <sub>3</sub>          | 72% de la población de la ZMVM       | Causas generales (A00-R99), ≥ 30 años  | Promedio feb-jul (máx. diarios 1 h) <95 ppb           | 3                   | \$6   | \$1    |
|                              |                      |                         |                                      |  | Promedio feb-jul (máx. diarios 1 h) <75 ppb           | 139                 | \$301                                       | \$58   |
|                              |                      |                         |                                      |  | Promedio feb-jul (máx. diarios 1 h) <38 ppb           | 631                 | \$1367                                      | \$263  |
|                              |                      |                         |                                      |  | Promedio feb-jul (máx. diarios 1 h), 10% de reducción | 124                 | \$269                                       | \$52   |
| Trejo-González et al. (2019) | Promedio 2016 - 2018 | PM <sub>2.5</sub>       | 43% de la población de la ZMVM       | Causas generales (A00-R99), ≥ 25 años  | Promedio anual <12 µg/m <sup>3</sup>                  | 3536                | \$7660                                      | \$1471 |
|                              |                      |                         |                                      |  | Promedio anual <10 µg/m <sup>3</sup>                  | 4218                | \$9137                                      | \$1755 |
|                              |                      |                         |                                      |  | Promedio anual <2.4 µg/m <sup>3</sup>                 | 8353                | \$18 095                                    | \$3476 |
|                              |                      |                         |                                      |  | Promedio anual, 10% de reducción                      | 691                 | \$1497                                      | \$288  |
| INECC-INSP (2017)            | 2013                 | PM <sub>2.5</sub>       | 61 demarcaciones de la ZMVM          | Causas generales (A00-R99), ≥ 15 años  | Promedio anual <12 µg/m <sup>3</sup>                  | 6864                | \$14 869                                    | \$2856 |
|                              |                      |                         |                                      |  | Promedio anual <10 µg/m <sup>3</sup>                  | 7869                | \$17 046                                    | \$3274 |
|                              | 2015                 | PM <sub>2.5</sub>       | 50 demarcaciones de la ZMVM          | Causas generales (A00-R99), ≥ 15 años  | Promedio anual <12 µg/m <sup>3</sup>                  | 6687                | \$14 486                                    | \$2782 |
|                              |                      |                         |                                      |  | Promedio anual <10 µg/m <sup>3</sup>                  | 7729                | \$16 743                                    | \$3216 |
| INECC-INSP (2017)            | 2015                 | O <sub>3</sub>          | 54 demarcaciones de la ZMVM          | Causas generales (A00-R99), ≥ 30 años  | Promedio anual (máx. diarios 8 h) <70 ppb             | 253                 | \$548                                       | \$105  |
|                              |                      |                         |                                      |  | Promedio anual (máx. diarios 8 h) <50 ppb             | 1051                | \$2277                                      | \$437  |
| INECC (2014)                 | 2015                 | PM <sub>2.5</sub>       | 34 demarcaciones de la ZMVM          | Causas generales (A00-R99), ≥ 15 años  | Promedio anual <12 µg/m <sup>3</sup>                  | 6232                | \$13 500                                    | \$2593 |
|                              |                      |                         |                                      |  | Promedio anual <10 µg/m <sup>3</sup>                  | 7252                | \$15 710                                    | \$3018 |
| INECC (2014)                 | 2010                 | PM <sub>2.5</sub>       | AGEB urbanas de las 76 demarcaciones | Causas cardiovasculares (I10-I99), cáncer de pulmón (C33-C34) y EPOC (J40-J44, J47), ≥ 30 años | Promedio anual <15 µg/m <sup>3</sup>                  | 753                 | \$1631                                      | \$313  |
|                              |                      |                         |                                      |  | Promedio anual <10 µg/m <sup>3</sup>                  | 1421                | \$3078                                      | \$591  |

Fuente: Elaboración propia.



Bajo estos supuestos, la cuantificación de impactos en la mortalidad se debe considerar como un mínimo. Ampliar la evaluación a otras causas de enfermedad y grupos de edad, extender la cobertura geográfica del análisis, así como considerar de forma rutinaria escenarios más estrictos en los que

se incluyan los impactos debido a la exposición a valores por debajo de las GCA de la OMS, probablemente daría como resultado un mayor número de muertes prematuras evitables. No obstante, también es importante reconocer que a mayores niveles de concentración, la relación de las FCR deja

de aumentar proporcionalmente, por lo que los resultados podrían estar moderadamente sobrees-timados (INSP & INECC, 2017). De los estudios abordados, solo la evaluación de la Escuela de Salud Pública T.H. Chan de la Universidad de Harvard y la evaluación de SEDEMA (2020) restringen las FCR.

### 6.4.3 Beneficios sociales derivados de mejoras en la calidad del aire

Como se analiza en el capítulo, es común asignarle un valor económico al impacto de la contaminación del aire en la salud de las personas y, aunque estas cifras son una guía para la estimación de beneficios y la toma de decisiones, no reflejan el costo total que el problema implica. Los costos sociales derivados de la mala calidad del aire se deben considerar tanto en el diagnóstico del problema como en el diseño de políticas públicas. Desde esta perspectiva, el beneficio económico que se debe cuantificar es la monetización del cambio en el bienestar social, debido a la reasignación de recursos para actividades de reducción de emisiones contaminantes. Si se asume que el bienestar social se puede medir utilizando una función aditiva de los servicios públicos individuales, entonces el costo social es igual a la suma de las variaciones compensatorias individuales (Hazzilla & Kopp, 1990).

Un acercamiento hacia la forma de medir este costo social es a través de la voluntad que tendría la población para pagar por una buena calidad del aire. Una investigación de Chakraborti *et al.* (2019) evaluó si las personas que viven en la Ciudad de México valoran la calidad del aire. El estudio se realizó estableciendo precios hedónicos<sup>22</sup> a la vivienda, buscando un acercamiento que evidencie si estos reflejan la disposición de una persona pro-

medio a pagar por la calidad del aire. Los precios hedónicos de la vivienda se midieron en función de sus características estructurales, el vecindario en el cual se encuentran (código postal) y sus características ambientales. Los resultados indican que el aumento de 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  y  $\text{O}_3$  reduce el valor de la vivienda en un 0.6%, 2.6% y 0.6%, respectivamente. Finalmente, se estimó una disposición marginal a pagar por disminuir la contaminación por  $\text{PM}_{10}$  entre \$2.61-4.96 USD/ $\text{m}^2$ , por  $\text{PM}_{2.5}$  entre \$9.14-13.92 USD/ $\text{m}^2$  y por  $\text{O}_3$  entre \$0.87-7.04 USD/ $\text{m}^2$  (precios de 2010).

Los resultados sugieren que, a pesar de la falta de conciencia en torno a la calidad del aire y sus impactos negativos en la salud, la población de la Ciudad de México monetiza e incorpora una comodidad como la calidad del aire dentro del valor del suelo. En comparación con las partículas suspendidas, la menor disposición a pagar por mejorar la calidad del aire por  $\text{O}_3$  puede deberse a que tal vez la población de la Ciudad de México y su zona metropolitana percibe a este contaminante como un problema metropolitano que afecta de manera más frecuente a la totalidad de la zona de estudio, debido a las restricciones en el transporte, actividades recreativas y producción de bienes durante las contingencias atmosféricas (Chakraborti *et al.*, 2019).

## 6.5 Estrategias y acciones institucionales en materia de calidad del aire y salud pública

La salud pública es una parte funcional y operativa perteneciente al sistema de salud, cuyas funciones incluyen acciones que deben de realizarse con fines concretos y necesarios para mejorar la salud de la población. En este sentido, el Estado es el actor central que tiene la capacidad para poner en marcha acciones específicas de movili-

zación, promoción, orientación y articulación de agentes sociales para garantizar la salud pública.

Dentro de la ZMVM se cruza el actuar de diferentes dependencias del sector salud y medio ambiente en los tres órdenes de gobierno. A continuación se enlistan las acciones más relevantes que realizan

diferentes dependencias dentro de la ZMVM y que permiten reducir la emisión de contaminantes y precursores, prevenir la exposición a niveles de contaminación que impliquen un riesgo a la salud, y evaluar los impactos perjudiciales a la salud que la mala calidad del aire tiene en la población.

- Servicios de salud y asistencia social de la Secretaría de Salud Federal.
- Servicios de salud y asistencia social de las respectivas Secretarías de Salud del Estado de México, Hidalgo y de la Ciudad de México.
- Operación del Sistema de Monitoreo Atmosférico (SIMAT) de la Ciudad de México, cuya cobertura se extiende a la zona conurbada del Estado de México. Los resultados de las evaluaciones de la calidad del aire y el cumplimiento de la normatividad en materia de salud ambiental, así como la operación del SIMAT, se describen a detalle en el Capítulo 3.
- El Programa para Prevenir y Responder a Contingencias Ambientales Atmosféricas (PRRECAA). Este programa es instrumentado por la SEDEMA en la Ciudad de México y la SMAGEM en el Estado de México, en colaboración con el Gobierno Federal y la CAME. La descripción del PRRECAA se aborda en el Capítulo 3.
- Programas para la gestión y manejo del fuego en la ZMVM. Se destaca el Protocolo de Atención de Incendios Forestales de la Ciudad de México, desarrollado por la SEDEMA; el Programa Especial para Incendios Forestales y la Estrategia de Manejo del Fuego 2015-2025 del Gobierno del Estado de México; y el Sistema de Alerta Temprana de Incendios de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- Las actividades del Comité Científico Técnico de Vigilancia sobre Contaminación Atmosférica y sus diferentes grupos de tra-

bajo, cuyo objetivo principal es evaluar el impacto de la contaminación atmosférica en la salud de la población de la Ciudad de México, para instrumentar estrategias y acciones en salud pública.

- Sistemas de vigilancia epidemiológica que operan en la zona de estudio. Se destaca el Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica (SINAVE) y el Sistema de Vigilancia Epidemiológica de Efectos a la Salud por Contaminación Atmosférica (SIVEESCA); este último es un sistema específico para la Ciudad de México.
- Herramientas de comunicación sobre el estado de la calidad del aire y los riesgos a la salud por parte de la SEDEMA y la Dirección de Promoción de la Salud de la SEDESA. Se destaca la difusión y comunicación del Índice Aire y Salud, cuyos aspectos técnicos se describen en el Capítulo 3, y el Índice de Riesgo para Personas Susceptibles (IRPS), por parte de la SEDEMA. Las acciones encaminadas a la difusión de información, la comunicación social y la participación ciudadana se abordan en el Capítulo 8 del ProAire.
- El Plan Estratégico de Movilidad de la Ciudad de México, instrumentado por la SEMOVI, y programas de movilidad gubernamental, empresarial y escolar.
- Programas educativos de los Servicios de Salud Pública de la Ciudad de México, en específico el Programa de Salud Escolar, para la promoción de buenas prácticas de salud en escuelas de la ciudad.

Muchas de estas acciones se abordan en otras secciones del presente ProAire; el Anexo 6.2 detalla cómo cada una de ellas se relaciona con la protección a la salud de la población.

<sup>22</sup> Los modelos de precios hedónicos son evaluaciones indirectas que permiten asignar un valor a bienes que no están presentes explícitamente en el mercado, como lo es la calidad del aire.