

Química de los contaminantes atmosféricos

Violeta Mugica Álvarez
Editora





SOCIEDAD QUÍMICA
DE MÉXICO, A.C.
"La química nos une"

SOCIEDAD QUÍMICA DE MÉXICO

Presidente Nacional

Dr. Gabriel Eduardo Cuevas González-Bravo

Secretaria

Dra. Annia Galano Jiménez

Tesorero

Dr. Alfonso Ramón García Márquez

Vocal Académica

M. en C. Rosa María Catalá Rodes

Vocal Industrial

I.Q.I. José Antonio Valencia Bravo

Química de los contaminantes atmosféricos

Libro Número 1

Sociedad Química de México, A.C.

Violeta Mugica Álvarez
Editora

Universidad Autónoma
Metropolitana-Azcapotzalco



Temas Contemporáneos de Química

Los derechos exclusivos de la presente edición quedan reservados para todos los países de habla hispana. Queda prohibida su reproducción, parcial o total, por cualquier medio conocido o por conocerse sin el consentimiento por escrito de los legítimos poseedores de derechos.

Sello editorial: Sociedad Química de México, A.C.

(978-607-69750)

Primera edición: diciembre 2023

D. R. © 2023 Violeta Mugica Álvarez

D. R. © 2023 Sociedad Química de México, A.C.

Barranca del Muerto 26, Crédito Constructor, Benito Juárez, 03940 Ciudad de México, CDMX

Imágenes de capítulos:

Un día con aire limpio en la Ciudad de México Fotografía Denis Figueroa Mugica

Hora pico matutina en el la Zona Metropolitana del Valle de México. Fotografía Oscar Hernández Castillo

Fuentes de emisión de dióxido de azufre. Fotografía Alma Angélica Neria Hernández

La eterna primavera del Valle de Cuernavaca. Fotografía Marcos Fernández Cruz

Día de contingencia por ozono en la Ciudad de México. Fotografía Claudia Adriana Martínez Reyes

Emisiones de cenizas del volcán Popocatepetl. Fotografía Brenda Liz Valle Hernández

Quema agrícola. Fuente de hidrocarburos aromáticos policíclicos. Fotografía Violeta Mugica Álvarez

La cerámica vidriada, un factor de riesgo de exposición al plomo. Fotografía Angelica Neria Hernández

Monitoreo de lluvia ácida en el Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático. Fotografía Rodolfo Sosa Echeverría

Convertidor catalítico para vehículos a gasolina. Fotografía Miguel Torres Rodríguez

Lavador húmedo para el control de dióxido de azufre. Fotografía Griselda González Cardoso

Al calor de la fogata y la emisión de NOx. Fotografía Violeta Mugica Álvarez

Cristales de dióxido de carbono. Fotografía Miguel Torres Rodríguez

Emisiones por la quema de combustibles fósiles y de biomasa. Fotografía Naxieli Santiago de la Rosa

Diseño editorial e impresión: TINTA NEGRA EDITORES

Formación: Héctor Astorga

Corrección: Dalia Santa Cruz Navarro

Supervisión de producción: Ernesto Iván Mendoza

Avenida del taller 96-28 Col. Tránsito, Alcaldía Cuauhtémoc, C.P. 06820 Ciudad de México
tneditores@gmail.com

ISBN: 978-607-69750-0-8

Impreso y encuadernado

Hecho en México

ÍNDICE

Capítulo 1. Monóxido de carbono	17
<i>José de Jesús Figueroa Lara</i>	
<i>Karina Landeros Mugica</i>	
Capítulo 2. Dióxido de azufre	45
<i>Angélica Neria Hernández</i>	
<i>Araceli Amaya Chávez</i>	
<i>Rodrigo Castañeda Sandoval</i>	
<i>Carlos Aguirre Campuzano</i>	
Capítulo 3. Óxidos de nitrógeno	73
<i>Mario Alfonso Murillo Tovar</i>	
<i>José de Jesús Díaz Torres</i>	
<i>Hugo Albeiro Saldarriaga Noreña</i>	
Capítulo 4. Ozono	99
<i>Claudia Adriana Martínez Reyes</i>	
Capítulo 5. Partículas atmosféricas	117
<i>Brenda Liz Valle Hernández</i>	
<i>Fernando Millán Vázquez</i>	
<i>Yatziry Montes Gorgua</i>	
Capítulo 6. Hidrocarburos aromáticos policíclicos ..	139
<i>Brenda Liz Valle Hernández</i>	
<i>Yatziry Montes Gorgua</i>	
Capítulo 7. Metales en partículas atmosféricas: el plomo un caso de estudio	161
<i>Juan Carlos Sánchez Meza</i>	
Capítulo 8. Lluvia ácida	187
<i>Rodolfo Sosa Echeverría</i>	
<i>Ana Luisa Alarcón Jiménez</i>	
<i>Pablo Sánchez Álvarez</i>	
<i>Mónica Jaimes Palomera</i>	

Capítulo 9. Control químico de contaminantes de fuentes móviles	203
<i>Miguel Torres Rodríguez</i>	
<i>Mirella Gutiérrez Arsaluz</i>	
Capítulo 10. Control de dióxido de azufre en fuentes fijas	223
<i>Griselda González Cardoso</i>	
<i>Alfonso Espitia Cabrera</i>	
Capítulo 11. Control de óxidos de nitrógeno en fuentes fijas	245
<i>Alfonso Espitia Cabrera</i>	
<i>Griselda González Cardoso</i>	
Capítulo 12. Dióxido de carbono	261
<i>Dalia Santa Cruz Navarro</i>	
<i>Miguel Torres Rodríguez</i>	
Capítulo 13. Contaminantes climáticos distintos al CO ₂	289
<i>Violeta Mugica Álvarez</i>	
<i>Víctor Daniel Domínguez Soria</i>	

CAPÍTULO 6

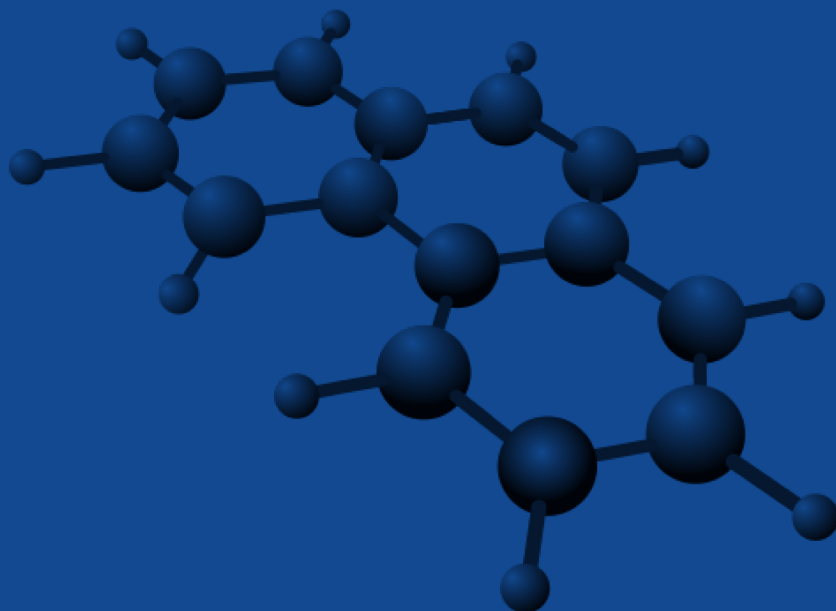
HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS

Brenda Liz Valle Hernández

Departamento de Ciencias Básicas.
Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco

Yatziry Montes Gorgua

Departamento de Ciencias Básicas.
Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco



6.1 Introducción

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) son un grupo de compuestos orgánicos formados por átomos de carbono e hidrógeno fusionados en 2 o más anillos aromáticos en disposiciones lineales, angulares o de racimo (Figura 6.1) (Bortey-Sam *et al.*, 2015).

En el aire se han detectado cerca de 500 HAPs, sin embargo, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA, por sus siglas en inglés) ha reconocido a sólo 17 HAPs como contaminantes prioritarios en el aire debido a su toxicidad para la salud humana (ATSDR, 2016) (Figura 6.1).

Los HAPs son contaminantes ambientales ubicuos que se originan a partir de procesos naturales y fuentes antropogénicas afectando el aire, el agua, los sedimentos y los alimentos (Gupta *et al.*, 2011). Los HAPs son un componente tóxico de las partículas atmosféricas, principalmente de las $PM_{2.5}$ (Slezakova *et al.*, 2013) y la mayoría que ingresan al ambiente son emitidos a la atmósfera como un subproducto de cualquier tipo de combustión, principalmente por procesos de combustión incompleta de combustibles fósiles, por lo que están ampliamente dispersos en el ambiente.

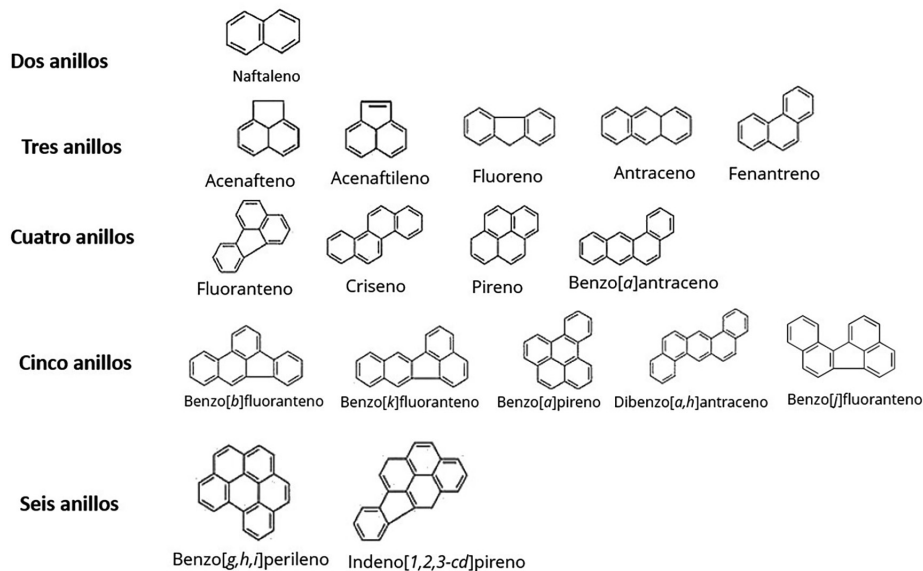


Figura 6.1 HAPs reconocidos como contaminantes prioritarios por la US EPA (ATSDR, 2016).

6.2 Propiedades fisicoquímicas

Los HAPs son moléculas químicamente estables, hidrofóbicas; no polares y altamente solubles en disolventes orgánicos. Sus propiedades fisicoquímicas varían dependiendo de su estructura, número de anillos y peso molecular (Tabla 6.1). A temperatura ambiente, los HAPs se pueden encontrar en fase gas o absorbidos/adsorbidos a las partículas atmosféricas o en mezclas de ambas fases. Los HAPs de dos y tres anillos son considerados HAPs de bajo peso molecular ($< 202 \text{ mol}^{-1}$) y son los que se encuentran asociados principalmente a la fase gaseosa, mientras que los HAPs de cuatro o más anillos son considerados de alto peso molecular ($\geq 202 \text{ mol}^{-1}$) y están asociados a las partículas atmosféricas (Hayakawa, 2018).

Los HAPs presentan puntos de ebullición de 200°C a 570°C , los más ligeros son semivolátiles, sus puntos de fusión van de 80°C a 400°C y sus presiones de vapor de 10-4 atm a 10-11 atm. Por lo que a condiciones ambientales tienen vaporización insignificante, dependiendo de la humedad y de los tipos de partículas en los que se encuentran, por ejemplo: polvo, cenizas, polen, óxidos metálicos, entre otras (Lai *et al.*, 2011).

Tabla 6.1 Propiedades fisicoquímicas de los HAPs (Hayakawa, 2018).

HAP (abreviatura)	Masa molecular (g/mol)	Presión de vapor a 25°C (Pa)	Solubilidad en agua (mg/L)	Constante de la ley de Henry ($\text{Pa} \cdot \text{m}^3 / \text{mol}$)
Naftaleno (Naf)	128.18	10.4	31.7	48.9
Acenaftileno (Actil)	154.2	2.9×10^{-1}	3.93	15.7
Fluoreno (Flu)	166.23	9×10^{-2}	1.68-1.98	7.75
Fenantreno (Fen)	178.2	2×10^{-2}	1.2	3.981
Antraceno (Ant)	178.2	1×10^{-3}	0.076	7.19
Fluoranteno (Flt)	202.3	1.23×10^{-3}	0.2-0.26	0.659
Pireno (Pir)	202.3	6×10^{-4}	0.0013	1.1
Benzo[a]antraceno (BaA)	228.3	2.8×10^{-5}	0.01	0.248
Criseno (Cris)	228.3	5.7×10^{-7}	0.0028	0.1064
Benzo[b] fluoranteno (BbF)	252.3		0.012	1.236
Benzo[k] fluoranteno (BkF)	252.3	5.2×10^{-8}	0.00076	0.111
Benzo[e]pireno (BeP)	252.3	7×10^{-7}	0.023	0.5

HAP (abreviatura)	Masa molecular (g/mol)	Presión de vapor a 25 °C (Pa)	Solubilidad en agua (mg/L)	Constante de la ley de Henry (Pa· m ³ /mol)
Indeno[1,2,3- <i>cd</i>] pireno (I123cdP)	276.3	3.7×10^{-10}	0.0025	7.4×10^{-3}
Benzo[<i>g,h,i</i>] perileno (BghiP)	276.34		0.062	0.0146
Dibenzo[<i>a,h</i>] antraceno (DBahA)	302.3	1.3×10^{-8}	2.6×10^{-7}	0.162
Coroneno (Cor)	300.35	2×10^{-10}	0.0054	
Acenafteno (Ace)	154.21	0.3	0.39	
Perileno (Per)	252.32	2.9×10^{-1}		
Benzo[<i>a</i>]pireno (BaP)	252.31	7.3×10^{-7}	0.038	

6.3 Mecanismos de formación

La formación de los HAPs se basa en dos mecanismos principales: la pirólisis y la pirosíntesis a través de la descomposición térmica de materiales orgánicos que contienen carbono e hidrógeno (Björseth y Ramdahl, 1985). Durante la pirólisis a temperaturas superiores a 500 °C y en condiciones deficientes de oxígeno los compuestos orgánicos son parcialmente craqueados a moléculas más pequeñas e inestables generando radicales que se recombinan durante la pirosíntesis formando HAPs relativamente estables y resistentes a la degradación térmica (Lee *et al.*, 1981; Manahan, 1994). La adición de radicales de hidrocarburos de HAPs de bajo peso molecular conduce, vía alquil-HAP, a la formación de HAPs con mayor número de anillos (Wiersum, 1996). El mecanismo principal de generación de HAPs durante la combustión dentro del motor de combustión interna, es la formación de radicales (Haynes, 1991).

Los HAPs también se forman por procesos de carbonización (por ejemplo, durante la generación de aceite mineral y carbón) a partir de la descomposición de material biológico a temperaturas menores a 200 °C y altas presiones, sobre un periodo de millones de años debido a las bajas temperaturas (Björseth y Ramdahl, 1985). Se ha observado que la mayor cantidad de HAPs se forma a temperaturas entre 500 y 900 °C (Lee *et al.*, 1976; Sharma y Hajaligol, 2003). Asimismo, los mecanismos de formación de los HAPs dependen del tipo de combustible y de las condiciones de reacción a diferentes presiones y temperaturas de combustión. Algunos combustibles que forman HAPs durante el proceso de combustión son el metano, otros hidrocarburos, hidratos de carbono,

ligninas, péptidos, entre otros. Sin embargo, también los compuestos insaturados y las estructuras cíclicas suelen favorecer la formación de los HAPs (Manoli *et al.*, 2004; Sharma y Hajaligol, 2003).

Aunque no están completamente establecidos los mecanismos de formación de los HAPs, algunos autores han propuesto que la formación de los HAPs ocurre a través de la descomposición inicial de los combustibles, produciendo compuestos aromáticos iniciales a partir de pequeñas moléculas alifáticas, que posteriormente mediante la nucleación forman HAPs de mayor tamaño que pueden coagular en partículas de hollín más grandes (Richter y Howard, 2000).

Durante la pirólisis a temperaturas mayores de 500 °C se producen intermediarios y radicales reactivos, que son los componentes básicos para la formación de los anillos aromáticos iniciales (Ravindra *et al.*, 2008). Asimismo, se ha propuesto que la formación de HAPs de mayor número de anillos se da por la vía abstracción hidrógeno-adición acetileno (Figura 6.2) (Appel *et al.*, 2000; Comandini *et al.*, 2012; Frenklech, 2002).

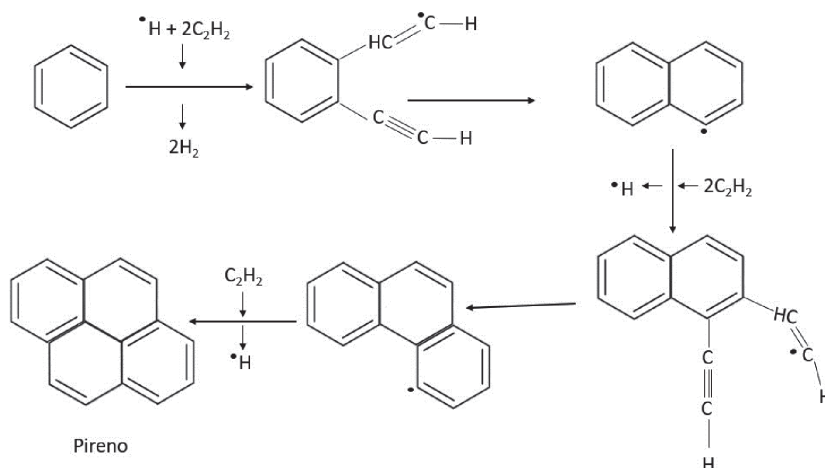


Figura 6.2 Mecanismo de formación de la reacción de abstracción de hidrógeno y adición de acetileno para la formación de pireno (adaptado de Reizer *et al.*, 2022).

6.4 Fuentes de emisión

Los HAPs se forman durante los procesos de combustión incompleta de cualquier tipo de combustible y son emitidos a la atmósfera a partir de fuentes naturales y en mayor medida por procesos antropogénicos (Gupta *et al.*, 2011). Entre sus fuentes naturales de emisión se encuentran los incendios forestales y las erupciones volcánicas (Duan *et al.*, 2007). Las fuentes de emisión antropogénicas están relacionadas con los procesos de combustión incompleta; procesos industriales, procesos de cocción de alimentos, el humo de cigarro, las emisiones vehiculares de combustión de gasolina y diésel, calen-

tadores de queroseno, incineradores y otras fuentes (Baek *et al.*, 1991). La contribución de las fuentes naturales en la emisión de HAPs es mínima comparada con las emisiones originadas por las actividades antropogénicas en las grandes zonas urbanas (Gupta *et al.*, 2011).

Los HAPs también se han detectado en otras fuentes de emisión relacionadas con el petróleo crudo; por ejemplo, en derrames de petroleros y en pozos de petróleo (Gade y Alpers, 1999). Asimismo, se han observado concentraciones de HAPs en alimentos, aguas residuales y sedimentos (Bisht *et al.*, 2015).

En la literatura se han propuesto algunos HAPs como marcadores de distintas fuentes de emisión. Se ha observado que los HAPs de menor peso molecular están mayormente asociados a las emisiones provenientes de la combustión a diésel, siendo el pireno uno de los marcadores de vehículos a diésel (Valle-Hernández *et al.*, 2013; Perro-ne *et al.*, 2014). En la Tabla 6.2 se muestran algunos HAPs marcadores de distintas fuentes de emisión a la atmósfera.

Tabla 6.2 HAPs marcadores de fuentes de emisión.

HAPs	Fuente	Referencias
Flu, Fen, Ant, Flt, Naf, Actil	Coquización, acería y uso de gas	(Wang <i>et al.</i> , 2020)
Flt, BaA, Pir, Cris, BkF, BghiP, Fen, Cor	Emisión de vehículos	
Flt, Fen, Ant, Pir, Cris, Ace	Combustión de carbón	(Kong <i>et al.</i> , 2018)
BaP, Per	Quema de biomasa	(Wang <i>et al.</i> , 2017)
I123cdP, BghiP	Emisiones de tráfico	(Yang <i>et al.</i> , 2013)
Naf, Actil, Fen, Flt, Pir	Combustión de gas natural	(Yunker <i>et al.</i> , 2002)
Cris, BkF, Ant, Flt	Combustión de carbón	(Duval y Friedlander, 1981)
Actil, Naf, Ant, Fen, BeP, BaP	Combustión de madera	(Freeman Cattel, 1990)
Flu, Flt, Pir, BbF, I123cdP	Combustión de aceite	(Li y Kamens, 1993)
Fen, Pir, Flt	Emisiones de incineradores	(Smith y Harrison, 1998)
Flu, Pir, Flt	Combustión de petróleo	(Miguel <i>et al.</i> , 1998)
BaA, BaP, BeP, DBaH, Actil, Pir, Cris, Ace, Cor	Emisiones de gasolina	(Khalili <i>et al.</i> , 1995)
Pir, Flt, Fen, Naf, Actil, Ant, BaA, Cris, I123cdP	Emisiones de diésel	

6.5 Comportamiento químico en la atmósfera

Los HAPs en la atmósfera, están distribuidos entre la fase gaseosa y adsorbidos a las partículas dependiendo de las condiciones atmosféricas como temperatura y humedad, así como de sus fuentes de emisión y propiedades (Zhang y Tao, 2009). Los HAPs asociados a la fase gaseosa pueden llegar a condensarse en la fase particulada, distribuyéndose principalmente en partículas pequeñas (Bae *et al.*, 2002; Chetwittachan *et al.*, 2002). Se ha observado que la distribución de los HAPs entre las dos fases depende de su peso molecular, por lo que se encuentran mayormente asociados a las partículas.

La atmósfera es una vía importante para la distribución y destino de los HAPs asociados a las partículas atmosféricas. Uno de los mecanismos que controla el destino de los contaminantes atmosféricos es la deposición. Los HAPs de mayor peso molecular están asociados principalmente a las partículas atmosféricas, por lo que pueden eliminarse por deposición seca. Sin embargo, el tamaño de las partículas afecta la eliminación de los HAPs durante su transporte en la atmósfera. Por otra parte, los HAPs de menor peso molecular, asociados principalmente a la fase gaseosa, pueden transformarse o eliminarse por degradación fotoquímica (Odabasi *et al.*, 1999). La tasa de eliminación de los compuestos orgánicos semivolátiles por deposición húmeda y seca está controlada en parte por su distribución entre la fase gaseosa y la de partículas (Bidleman, 1988).

Otra vía de eliminación importante para la mayoría de los HAPs en la atmósfera es la foto-oxidación. La reacción de foto-oxidación más frecuente que sufren los HAPs es la formación de endoperoxidos, que posteriormente pueden convertirse a quinonas. Los HAPs se foto-oxidan en el aire en presencia de radicales $\text{OH}\cdot$, NO_3 y O_3 . En la Figura 6.3 se representa el esquema de reacción propuesto para la fotodegradación del naftaleno, produciendo compuestos de vida corta. En condiciones de laboratorio, la vida media de la reacción de los HAPs con los radicales $\text{OH}\cdot$ en el aire es aproximadamente de un día, mientras que las constantes de velocidad de reacción con los radicales NO_3 y O_3 generalmente son mucho más bajas. Asimismo, basados en parámetros físicoquímicos y degradación, se ha observado que los HAPs de cuatro o más anillos aromáticos, asociados principalmente a las partículas, persisten más tiempo en el ambiente (Mastandrea *et al.*, 2005). Así, el peso molecular de los HAPs influye en las reacciones atmosféricas de la siguiente forma (Bae *et al.*, 2002):

- La adsorción de HAPs de alto peso molecular sobre partículas carbonosas, puede estabilizar la reacción con los radicales $\text{OH}\cdot$.
- Las reacciones que se producen principalmente en la fase de vapor entre los HAPs de dos a cuatro anillos con el radical NO_3 conducen a la formación de nitro-HAPs.

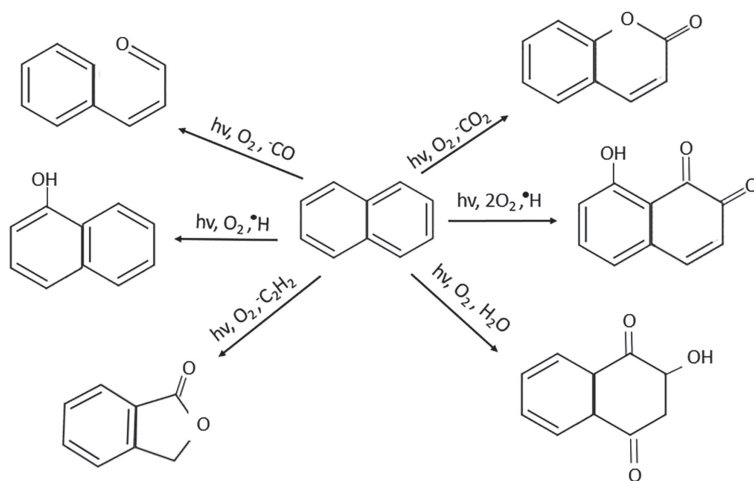


Figura 6.3 Mecanismo de fotodegradación del naftaleno (adaptado de Reizer et al., 2022).

6.6 Daños a la salud

Algunos de los HAPs tienen propiedades mutagénicas, carcinogénicas y genotóxicas, por lo que generalmente se consideran los principales contribuyentes cancerígenos de las $PM_{2.5}$ (Kim *et al.*, 2013). Se ha observado que los HAPs de menor peso molecular (de dos y tres anillos) están mayormente asociados a la fase gaseosa del aerosol atmosférico, siendo menos tóxicos que los HAPs asociados a las partículas atmosféricas, los cuales son de mayor peso molecular y con propiedades carcinógenas. Sin embargo, los HAPs en fase gaseosa pueden reaccionar con otras especies químicas presentes en el aire (oxígeno, ozono, radicales hidroxilo, óxidos de nitrógeno, ácido nítrico, óxidos de azufre y ácido sulfúrico) y formar compuestos que pueden ser más tóxicos y potentes carcinógenos, como los nitro-HAPs (IARC, 1984; Tsai *et al.*, 2002).

Los HAPs que se encuentran absorbidos a las partículas finas atmosféricas ingresan al organismo por inhalación al igual que las partículas. Los HAPs pasan a través de las vías respiratorias hasta los alvéolos y posteriormente se transportan a todo el cuerpo. La exposición a largo plazo a los HAPs está relacionada con la aparición de cáncer en pulmones, riñones, piel, vejiga y estómago (Abbas *et al.*, 2018), también, puede inducir la exacerbación de asma y de enfermedad pulmonar obstructiva crónica (Låg *et al.*, 2020). La exposición a corto plazo está asociada con síntomas como irritación ocular, náuseas o cambios en las células sanguíneas en poblaciones ocupacionales (Abbas *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2021), deterioro de la función pulmonar en niños (Padula *et al.*, 2015), entre otras enfermedades. En la Figura 6.4 se muestra el diagrama de algunas de las posibles enfermedades que pueden desencadenar los HAPs al ingresar al organismo humano (Slama *et al.*, 2013).

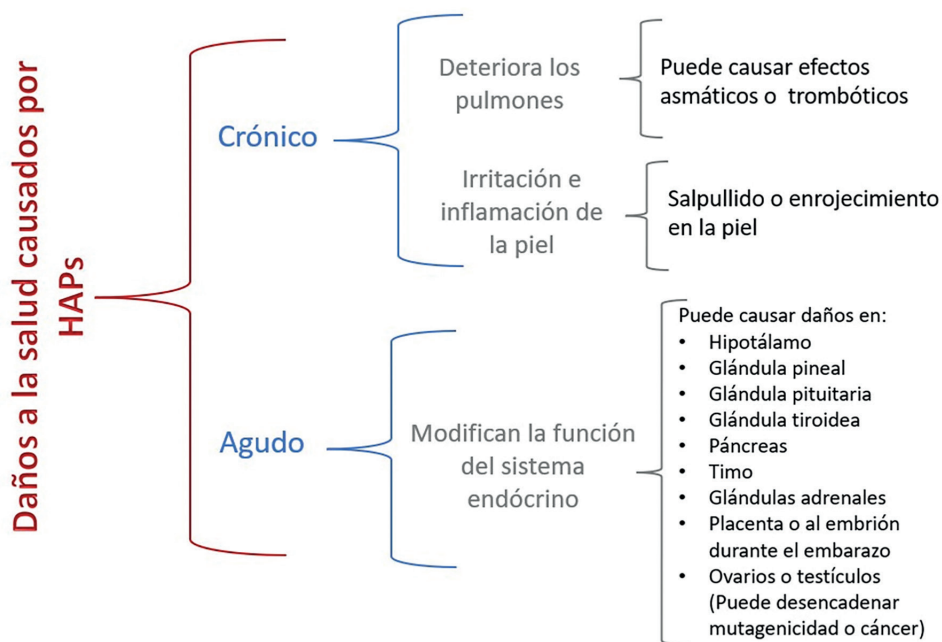


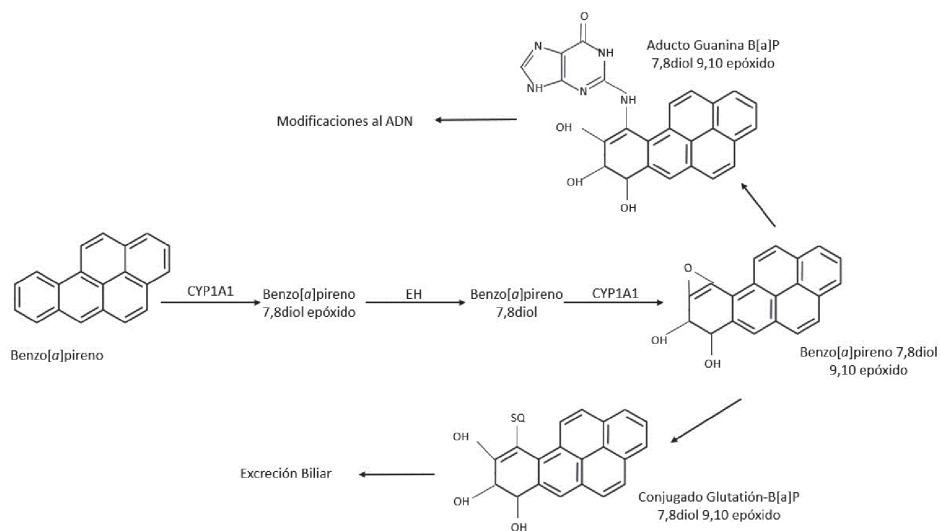
Figura 6.4 Diagrama de los posibles daños a la salud causados por HAPs (Slama et al., 2013; Unwin et al., 2006; Mastandrea et al., 2005).

Así, los HAPs junto con las partículas ultra finas penetran profundamente en los pulmones y aumentan la disponibilidad de los HAPs para la actividad biológica. Los HAPs se activan en el organismo antes de ejercer sus efectos como disruptores endocrinos. La manifestación del cáncer es un proceso con distintas etapas que puede ser incitado por distintos factores, como; edad, género, nutrición, genética o por la susceptibilidad del individuo. Sin embargo, se ha demostrado que la capacidad de los metabolitos reactivos (epóxidos y dihidrodioles) de algunos HAPs, de formar aductos HAPs-ADN dan lugar a mutaciones, malformaciones, tumores y cáncer (Mastandrea et al., 2005).

El benzo[a]pireno (BaP) es el HAP usado como indicador para evaluar la actividad carcinógena relacionada con los HAPs debido a que posee la capacidad de desarrollar efectos carcinogénicos, genotóxicos y/o mutagénicos, por lo que la Agencia Internacional de Investigación sobre Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés) lo ha clasificado en el Grupo 1 conocido como carcinógeno en humanos (IARC, 2022), por lo que el riesgo potencial de los HAPs puede ser determinado en términos del BaP. Otros HAPs con alto potencial cancerígeno son: el benzo[a]antraceno, el benzo[b]fluoranteno, el benzo[k]fluoranteno, el criseno, el indeno[1,2,3-cd]pireno y el dibenzo[a,h]antraceno (US EPA, 1993).

Dentro del organismo, los HAPs realizan un proceso de biotransformación por enzimas del citocromo P450-CYP y enzimas que catalizan reacciones de conjugación (sul-

fototransferasa, epóxido hidrolasa, glutatión S-transferasa y UDP-glucotransferasa), estos sistemas enzimáticos se encuentran distribuidos en los tejidos del organismo y son responsables de la activación metabólica de los HAPs, catalizando una serie de reacciones de reducción, oxidación e hidrólisis derivadas por el CYP1A1, CYP1B1 y con menos eficiencia la CYP1A2. En la Figura 6.5 se muestra la ruta metabólica para el benzo[a]pireno (Mastandrea *et al.*, 2005).



EH: epóxido hidrolasa, CYP1A1: enzima que pertenece al citocromo P450

Figura 6.5 Posible mecanismo de biotransformación del benzo[a]pireno dentro del organismo humano (adaptado de Shimada, 2006).

En la Tabla 6.3 se muestran los valores del riesgo unitario propuesto por la OMS, que se define como el riesgo adicional de padecer cáncer de una población que se encuentra constantemente expuesta a cierto compuesto, desde que nace hasta que fallece (OMS, 2005). Se muestra el factor de equivalencia tóxica cancerígena (TEF, por sus siglas en inglés) y el factor de equivalencia mutagénica (MEF, por sus siglas en inglés) para algunos HAPs. También se muestra la clasificación de los HAPs establecidos por la IARC.

Tabla 6.3 HAPs seleccionados por sus efectos en la salud.

HAPs	Riesgo unitario (EPA, 2005) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	TEF (Dat y Chang, 2017)	MEF (Sun <i>et al.</i> , 2020)	IARC (ATSDR, 2023)
Naftaleno	0.000035	0.001		2B
Acenaftileno		0.001		
Fenantreno		0.001		
Antraceno		0.01		
Fluoranteno		0.001		
Pireno		0.001		
Benzo[a]antraceno	0.00011	0.1		2A
Criseno	0.000011	0.01		2B
Benzo[b]fluoranteno	0.00011	0.1	0.082	2B
Benzo[k]fluoranteno	0.00011	0.1	0.017	2B
Benzo[a]pireno	0.0011	1	0.11	1A
Indeno[1,2,3-cd]pireno	0.00011	0.1	0.31	2B
Dibenzo[a]antraceno		1	0.29	
Dibenzo[a,h]antraceno	0.0012	0	1	2A
Benzo[ghi]perileno		0.01	0.31	

6.7 Normatividad

El benzo[a]pireno es el HAP utilizado como referencia debido a sus propiedades cancerígenas, por lo que el límite máximo permitido para los HAPs en aire ambiente está dado por la concentración del BaP equivalente, calculado como la sumatoria de los HAPs individuales multiplicados por sus respectivos Factor de Equivalencia Tóxica (TEF, por sus siglas en inglés). El valor del TEF para cada HAP individual está referido al del BaP.

Pocos son los países que han establecido estándares de calidad del aire para algunos de los HAPs. En México no existen normas que regulen las concentraciones de HAPs en la atmósfera. En la Tabla 6.4 se muestran los límites máximos permitidos para el benzo[a]pireno equivalente (BaP eq) en algunas regiones del mundo.

Tabla 6.4 Normatividad ambiental de HAPs.

Región	LMP (ng/m ³)	HAPs	Referencia
US EPA	1	BaP equivalente	(US EPA, 2017)
Directiva del Parlamento de la Unión Europea	1	BaP equivalente	(Directiva UE, 2015)
Gobierno de China	2.5	BaP equivalente	(China Air Quality Standard, 2012)
Francia	0.9	BaP equivalente	(Atmospheric Quality Standards and Criteria in France, n.d.)
Colombia	1	BaP	(Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible, 2017)

6.8 Monitoreo y detección de HAPs

Como se mencionó anteriormente, los HAPs se encuentran distribuidos entre la fase gaseosa y las partículas atmosféricas, por lo que su colecta depende de la fase en la que se encuentren distribuidos. Sin embargo, la mayoría de las investigaciones se centran en la determinación de HAPs asociados a las partículas (Cecinato *et al.*, 2012).

Para la colecta de HAPs en fase gaseosa se pueden emplear muestreadores difusos de larga exposición (Klánová *et al.*, 2006; Tuduri *et al.*, 2012). Los adsorbentes empleados pueden ser espuma de poliuretano (PUF), carbón vegetal, resinas de polivinilbenzeno (XAD), membranas de superficie modificada de fase inversa y goma de silicona que se colocan en cartuchos o se recubren sobre denuders de alta eficiencia (Cecinato *et al.*, 2012). Estos adsorbentes son colocados después del filtro encargado de colectar las partículas.

Los muestreadores empleados para la colecta de HAPs en fase particulada son los mismos que se usan para la colecta de partículas atmosféricas (ver Capítulo 5 Partículas atmosféricas). Los muestreadores de partículas pueden diferir dependiendo del tamaño de partícula que se desea colectar, así como en el flujo de aire. Para la colecta de HAPs se recomiendan condiciones de volumen alto (aproximadamente 70 m³/h) o medio (de 1 a 2.3 m³/h), debido a los niveles de concentración de los HAPs en el aire. Sin embargo, también se pueden emplear muestreadores de bajos volúmenes (< 20 L/min). Las partículas atmosféricas se colectan en filtros inertes, los sustratos empleados pueden ser de teflón, cuarzo, celulosa, fibra de vidrio, nylon, entre otros, dependiendo de los compuestos a analizar. Para el análisis de HAPs se emplean mayormente filtros de cuarzo o teflón. Se ha observado que el agrupamiento de filtro/cartucho recoge formalmente todos los HAPs del aire (Tsapakis y Stephanou, 2003).

La extracción de los HAPs se puede realizar mediante diversas técnicas; soxhlet, microondas, baño de ultrasonido, extracción acelerada con solventes usando mezclas

o solventes polares (Cecinato *et al.*, 2012) y por desorción térmica (técnicas libres de disolventes) empleada principalmente para los cartuchos SPME expuestos a la atmósfera (Bates *et al.*, 2008).

La cromatografía de gases (GC) con detector por ionización de flama (FID) fue la primera técnica propuesta para detectar HAPs (IME, 1994), reemplazada posteriormente por la detección por espectrometría de masas (MS) debido a la escasa selectividad y la imposibilidad de utilizar homólogos deuterados como estándares de referencia. En la actualidad, las técnicas mayormente empleadas para la identificación y cuantificación de los HAPs son la cromatografía de gases (CG) acoplada a diversas técnicas de espectrometría de masas (EM): de cuadrupolo y trampa de iones, en tándem (EM-EM), de tiempo de vuelo, de alta resolución y de triple cuadrupolo. La cromatografía líquida de alto rendimiento con detección de fluorescencia (HPLC-FD) también se emplea para realizar análisis instrumentales (Cecinato *et al.*, 2012). En la Tabla 6.5 se muestran las técnicas usadas para la cuantificación de HAPs.

Tabla 6.5 Técnicas para determinación de HAPs.

Muestreo	Extracción	Limpieza/separación	Análisis instrumental
Compuestos semivolátiles (fracción gaseosa)			
Cartuchos (PUF, XAD, carbón vegetal, Tenax y sílica)	Solventes orgánicos (sonicación, soxhlet), TD/CF	CC (sobre alúmina, sílice gel, florisil), SPE	CG-EM/FID/CE; HPLC-UV/FD/EM
SPME (fases de sílica)	TD/CF	CC (+ derivatización, si es necesario)	GC-EM/FID/CE; HPLC-UV/FD/EM
Denuder (XAD, carbón y sílica)	Solventes orgánicos (EAS, sonicación, soxhlet)	CC (+ derivatización, si es necesario)	CG-EM/FID/ECD; HPLC-UV/FD/EM
Compuestos de alto punto de ebullición (fracción particulada)			
Filtros de cuarzo o teflón	Solventes orgánicos (EAS, sonicación, soxhlet, MWD). TD/CF	CC (sobre alúmina, gel de sílice, florisil); SPE (derivatización)	CG-EM/FID/CE, HPLC-UV/FD/EM

EAS: Extracción acelerada con disolvente; CC: Cromatografía en columna; MWD: Digestión con microondas; PUF: Espuma de poliuretano; XAD: Resina de adsorción de intercambio iónico; TD/CF: Termodesorción/Crioenfoco; FD: Detección de fluorescencia; CE: Captura de electrones; SPE: Extracción en fase sólida; UV: Detector ultravioleta; SPME: Micro extracción en fase sólida.

6.9 Niveles de HAPs en México y el mundo

En México son pocos los estudios que han determinado las concentraciones de HAPs en $PM_{2.5}$ y PM_{10} . En la Tabla 6.6 se muestran algunos estudios realizados en ciudades de la República Mexicana en diferentes periodos de muestreo, se observa que se presentaron concentraciones para la suma de los 7 HAPs cancerígenos de $3.825 \pm 0.75 \text{ ng/m}^3$ en $PM_{2.5}$ y $3.643 \pm 1.674 \text{ ng/m}^3$ en PM_{10} en la ZMVM entre 2005 y 2006, observándose una disminución de aproximadamente 30% de la concentración de HAPs en $PM_{2.5}$ diez años después (2016 a 2017). Asimismo, se observan concentraciones similares entre la ciudad de Monterrey y la ZMVM para 2016. En cuanto a la comparación con otras ciudades del mundo, se observa que las ciudades mexicanas presentan niveles mayores de HAPs, aunque hay que tomar en cuenta las actividades que se realizan en cada sitio, sus fuentes de emisión y características de cada ciudad, así como, el número de HAPs que se cuantificaron.

Tabla 6.6 Niveles de concentración de la sumatoria de los siete HAPs cancerígenos en diversas ciudades del mundo.

PM	Sitio	Campaña	Media	DE	Cita
PM_{10}	ZMVM	Febrero 2005 a enero 2006	3.643	1.674	(Mugica <i>et al.</i> , 2010)
$PM_{2.5}$	ZMVM	Junio a julio 2006	3.828	0.752	(Muñoz <i>et al.</i> , 2011)
$PM_{2.5}$	ZMVM	Noviembre 2016 a marzo 2017	2.4	0.834	(Muñoz <i>et al.</i> , 2022)
$PM_{2.5}$	Monterrey, México	Enero a marzo 2016	2.5		(Longoria-Rodríguez <i>et al.</i> , 2020)
$PM_{2.5}$	Taiwán, China	Junio 2021 y mayo 2022	0.3366	0.04	(Chen <i>et al.</i> , 2023)
$PM_{2.5}$	Shanghái, China *	Junio 2017 julio 2018	1.6	0.1	(Yang <i>et al.</i> , 2021)
$PM_{2.5}$	Oporto, Portugal*	Enero 2013 a febrero 2014	2.33	0.43	(Alves, 2017)
$PM_{2.5}$	Florenia, Italia*	Enero 2013 a febrero 2014	1.29	0.25	
$PM_{2.5}$	Atenas, Grecia*	Enero 2013 a febrero 2014	0.54	0.11	

* Pertenece a la suma de 6 HAPs cancerígenos.

DE: Desviación estándar.

6.10 Reflexiones y conclusiones

La composición orgánica de las partículas atmosféricas está constituida por miles de compuestos tanto de origen primario como secundario y sólo una fracción ha sido estudiada, por lo tanto, es fundamental adentrarse en el estudio de las familias de

compuestos orgánicos. El estudio sobre la determinación de los HAPs en la fase orgánica de las partículas atmosféricas debería ser de mayor relevancia, ya que varios de estos compuestos asociados principalmente a la fase particulada se conocen por tener propiedades mutagénicas y carcinogénicas.

Es necesario realizar mayor número de investigaciones sobre las fuentes de emisión, mecanismos de formación, comportamiento, transporte y distribución espacial y temporal de los HAPs, con la finalidad de tener una mayor comprensión de su impacto en el clima y en la salud humana y poder proponer y establecer medidas de mitigación de estas emisiones. Asimismo, es importante considerar a los HAPs dentro de la normatividad ambiental a nivel mundial para garantizar la salud de la población, ya que como se mencionó anteriormente sólo en pocas regiones del mundo se ha establecido un límite máximo permitido para el benzo[a]pireno equivalente.

Referencias

1. Abbas, I., Badran, G., Verdin, A., Ledoux, F., Roumié, M., Courcot, D., y Garçon, G. (2018). Polycyclic aromatic hydrocarbon derivatives in airborne particulate matter: sources, analysis and toxicity. *Environmental Chemistry Letters*, 16, 439-475. <https://doi.org/10.1007/s10311-017-0697-0>
2. Alves, C. A., Vicente, A. M., Custódio, D., Cerqueira, M., Nunes, T., Pio, C., y Bandowe, B. A. M. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons and their derivatives (nitro-PAHs, oxygenated PAHs, and azaarenes) in PM_{2.5} from Southern European cities. *Science of the total environment*, 494-504. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.256>
3. Appel, J., Bockhorn, H., y Frenklach, M. (2000). Kinetic modeling of soot formation with detailed chemistry and physics: laminar premixed flames of C2 hydrocarbons. *Combustion and flame*, 121(1-2), 122-136. [https://doi.org/10.1016/S0010-2180\(99\)00135-2](https://doi.org/10.1016/S0010-2180(99)00135-2)
4. Atmospheric Quality Standards and Criteria in France <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/17196/France.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
5. ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2016). Division of Toxicology and Human Health Sciences-Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PHA) -How can PAHs affect my health: https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs69.html.
6. Bae, S. Y., Yi, S. M., y Kim, Y. P. (2002). Temporal and spatial variations of the particle size distribution of PAHs and their dry deposition fluxes in Korea. *Atmospheric Environment*, 36(35), 5491-5500. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00666-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00666-0)
7. Baek, S. O., Field, R. A., Goldstone, M. E., Kirk, P. W., y Lester J. N. (1991). A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources, fate and behavior. *Water, Air, and Soil Pollution*. 60, 279-300.
8. Bidleman, T. F. (1988). Wet and dry deposition of organic compounds are controlled by their vapor-particle partitioning. *Environmental Science and Technology*, 22, 361-367. <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es00169a002>

9. Bisht, D. S., Dumka, U., Kaskaoutis, D., Pipal, A. S., Srivastava, A. K., Soni, V. K., Attri, S. D., Sateesh, M., y Tiwari, S. (2015). Carbonaceous aerosols and pollutants over Delhi urban environment: temporal evolution, source apportionment and radiative forcing. *Science of the Total Environment*, 521-522: 431-445. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.083>
10. Björseth A. y Ramdahl, T., Eds. (1985). Handbook of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Vol. 2, Emission Sources and Recent Progress in Analytical Chemistry, Nueva York, Marcel Dekker. <https://www.osti.gov/biblio/5884700>
11. Bortey-Sam, N., Ikenaka, Y., Akoto, O., Nakayama, S. M., Yohannes, Y. B., Baidoo, E., y Ishizuka, M. (2015). Levels, potential sources and human health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in particulate matter (PM₁₀) in Kumasi, Ghana. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 9658-9667. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-4022-1>
12. Cecinato, A., Balducci, C., Mastroianni, D., y Perilli, M. (2012). Sampling and analytical methods for assessing the levels of organic pollutants in the atmosphere: PAH, phthalates and psychotropic substances: a short review. *Environmental Science and Pollution Research*, 19, 1915-1926. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-0959-0>
13. Chen, Y. w., Cheng, Y. H., y Hsu, C. Y. (2023). Characterization of the sources and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM_{2.5} and their relationship with black carbon: A case study in northern Taiwan. *Environmental Pollution*, 336, 122427.
14. China Air Quality Standard. (2012). Regulatory Documents of G.B.3095-2012. <https://www.transportpolicy.net/standard/china-air-quality-standards/>
15. Comandini, A., Malewicki, T., y Brezinsky, K. (2012). Chemistry of polycyclic aromatic hydrocarbons formation from phenyl radical pyrolysis and reaction of phenyl and acetylene. *The Journal of Physical Chemistry A*, 116(10), 2409-2434. <https://doi.org/10.1021/jp207461a>
16. Dalton, T., y Jin, D. (2010). Extent and frequency of vessel oil spills in US marine protected areas. *Marine pollution bulletin*, 60(11), 1939-1945. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.036>
17. Dat, N., y Chang, M. B. (2017). Review on characteristics of PAHs in atmosphere, anthropogenic sources and control technologies. *Science of the Total Environment*, 609, 682-693. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.204>
18. Directiva UE, Directiva de la Unión Europea 2015/1480 de la comisión. (2015). *Relativa al arsénico, el cadmio, el mercurio, el níquel y los hidrocarburos aromáticos policíclicos en el aire ambiente*. En Reglamento (CE) (3). Directiva 2004/107/ce del Parlamento Europeo y del Consejo: parlamento europeo y del consejo. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:02004L0107-20150918&from=CS>
19. Duan, J., Bi, X., Tan, J., Sheng, G., y Fu, J. (2007). Seasonal variation on size distribution and concentration of PAHs in Guangzhou city, China. *Chemosphere*, 67, (3), 614-622. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.08.030>

20. Duval, M. M., y Friedlander, S. K. (1981). *Source resolution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Los Angeles atmosphere: application of a chemical species balance method with first order chemical decay. Final report Jan-Dec 80* (No. PB-82-121336). California Univ., Los Angeles (USA). Dept. of Chemical, Nuclear, and Thermal Engineering. EPA, Environmental Protection Agency. (2017). *IRIS Toxicological Review of Benzo[a]pyrene* (Final Report). US Environmental Protection Agency, Washington, DC. https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0136tr.pdf
21. EPA, California Environmental Protection Agency. (2005). *Technical Support Document for Describing Available Cancer Potency Factors. Secretary for Environmental Protection*. <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&-type=pdf&doi=6c6d2aae60ed1595a168720f6aa68cc694d9c5c9>
22. Freeman, D. J., y Cattell, F. C. (1990). Woodburning as a source of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Science & Technology*, 24(10), 1581-1585. https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es00080a019?casa_token=gQo8rLzxPSIAAAAA:L9NcLjwhMINHC7Ccz5s-cM-56n5ccgoT-k3jCQLT2rYxB1-M4520gFvCZ660UBGlchHF6Pipshwtrjmw
23. Frenklach, M., Schuetz, C. A., y Ping, J. (2005). Migration mechanism of aromatic-edge growth. *Proceedings of the Combustion Institute*, 30(1), 1389-1396. <https://doi.org/10.1016/j.proci.2004.07.048>
24. Gade, M., y Alpers, W. (1999). Using ERS-2 SAR images for routine observation of marine pollution in European coastal waters. *Science of the total environment*, 237, 441-448. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00156-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00156-4)
25. Gupta, V. K., Gupta, B., Rastogi, A., Agarwal, S., y Nayak, A. (2011). Pesticides removal from waste water by activated carbon prepared from waste rubber tire. *Water research*, 45(13), 4047-4055. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.016>
26. Hayakawa, K. (2018). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Southeastern Japan Sea. *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Springer, Singapore*, 203-211. https://doi.org/10.1007/978-981-10-6775-4_15
27. Haynes, B. S. (1991). Fossil fuel combustion: a source book. (Bartock W., Sarofim A.F. (Eds.). Wiley, Nueva York, pp. 261-326. <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00282628>
28. IARC (International Agency for Research on Cancer) (1984). Polynuclear aromatic compounds, Part 2: Carbon blacks, mineral oils and some nitroarenes. Lyon, International Agency for Research on Cancer, Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, Vol. 33. 245 pp. <https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/06/mono32.pdf>
29. IARC International Agency for Research on Cancer (2022) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons [https://www.iarc.who.int/search/benzo\[a\]pireno](https://www.iarc.who.int/search/benzo[a]pireno) <https://www.iarc.who.int/>
30. Khalili, N. R., Scheff, P. A., y Holsen, T. M. (1995). PAH source fingerprints for coke ovens, diesel and, gasoline engines, highway tunnels, and wood combustion emissions. *Atmospheric environment*, 29(4), 533-542. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)00275-P](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)00275-P)

31. Kim, K. H., Jahan, S. A., Kabir, E., y Brown, R. J. (2013). A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. *Environment international*, 60, 71-80. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.07.019>
32. Klánová, J., Kohoutek, J., Hamplová, L., Urbanová, P., y Holoubek, I. (2006). Passive air sampler as a tool for long-term air pollution monitoring: Part 1. Performance assessment for seasonal and spatial variations. *Environmental Pollution*, 144(2), 393-405. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.12.048>
33. Kong, S., Yan, Q., Zheng, H., Liu, H., Wang, W., Zheng, S., y Huang, M. (2018). Substantial reductions in ambient PAHs pollution and lives saved as a co-benefit of effective long-term PM_{2.5} pollution controls. *Environment international*, 114, 266-279. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.002>
34. Låg, M., Øvreivik, J., Refsnes, M., y Holme, J. A. (2020). Potential role of polycyclic aromatic hydrocarbons in air pollution-induced non-malignant respiratory diseases. *Respiratory research*, 21(1), 1-22. <https://doi.org/10.1186/s12931-020-01563-1>
35. Lee, A. G. (1981). Particle physics (Vol. 1). CRC Press. <https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=sZxBBAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Lee+et+al.,+1981&ots=O5zvbGLiEu&sig=cM8e68aYKn3dnp8syJWeACnuRQs#v=onepage&q=Lee%20et%20al.%2C%201981&f=false>
36. Lee, M. L., Novotny, M., y Bartle, K. D. (1976). Gas chromatography/mass spectrometric and nuclear magnetic resonance spectrometric studies of carcinogenic polynuclear aromatic hydrocarbons in tobacco and marijuana smoke condensates. *Analytical Chemistry*, 48(2), 405-416. <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/ac60366a048>
37. Li, C. K., y Kamens, R. M. (1993). The use of polycyclic aromatic hydrocarbons as source signatures in receptor modeling. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 27(4), 523-532. [https://doi.org/10.1016/0960-1686\(93\)90209-H](https://doi.org/10.1016/0960-1686(93)90209-H)
38. Liu, C., Wu, M., Fu, M., Wang, H., y Nie, J. (2021). Dose-response relationships between polycyclic aromatic hydrocarbon exposure and blood cell counts among coke oven workers: a sex-stratified analysis. *BMJ open*, 11(12), e046843. <http://dx.doi.org/10.1136/bmjopen-2020-046843>
39. Longoria-Rodríguez, F. E., González, L. T., Mendoza, A., Leyva-Porras, C., Arizpe-Zapata, A., Esneider-Alcalá, M., Acuña-Askar, K., Gaspar-Ramírez, O., López-Ayala, O., Alfaro-Barbosa, J. M., y Kharissova, O. V. (2020) Environmental levels, sources, and cancer risk assessment of PAHs associated with PM_{2.5} and TSP in Monterrey metropolitan area. *Archives Environmental Contamination and Toxicology*, 78:377-391. <https://doi-org.pbidi.unam.mx:2443/10.1007/s00244-019-00701-1>
40. Manahan S.E. (1994). Environmental chemistry, 6a. Ed. Lewis Publisher, Nueva York. <https://doi.org/10.1201/9781003096238>
41. Manoli, E., Kouras, A., y Samara, C. (2004). Profile analysis of ambient and source emitted particle bound polycyclic aromatic hydrocarbons from three sites in northern Greece. *Chemosphere.*, 56, 867-878. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.03.013>

42. Mastandrea, C., Chichizola, C., Ludueña, B., Sánchez, H., Álvarez, H., y Gutiérrez, A. (2005). Hidrocarburos aromáticos policíclicos. Riesgos para la salud y marcadores biológicos. *Acta bioquímica clínica latinoamericana*, 39(1), 27–36. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0325-29572005000100006&lng=es.
43. Miguel A.H., Kirchstetter T.W., Harley R.B., y Hering R.A. (1998). On-road emissions of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons and black carbon from gasoline and diesel vehicles. *Environmental Science and Technology*. 32, 450-455 <https://doi.org/10.1021/es970566w>
44. Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible (2017). Resolución 2254 norma de calidad del aire- Colombia. <http://sisaire.ideam.gov.co/ideam-sisaire-web/informacion.xhtml?de=normatividad#:~:text=Resoluci%C3%B3n%202254%20de%202017,2006%20y%20610%20de%202010>.
45. Odabasi, M., Vardar, N., Sofuoglu, A., Tasdemir, Y., y Holsen, T. M. (1999). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Chicago air. *Science of the Total Environment*, 227(1), 57-67. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00004-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00004-2)
46. OMS, Organización Mundial de la Salud. (2005) Evaluación de Riesgo. <https://www.paho.org/es/deteccion-verificacion-evaluacion-riesgos-dve/evaluacion-riesgo>.
47. Padula, A. M., Balmes, J. R., Eisen, E. A., Mann, J., Noth, E. M., Lurmann, F. W., y Hammond, S. K. (2015). Ambient polycyclic aromatic hydrocarbons and pulmonary function in children. *Journal of exposure science and environmental epidemiology*, 25(3), 295-302. <https://doi.org/10.1038/jes.2014.42>
48. Perrone, M. G., Carbone, C., Faedo, D., Ferrero, L., Maggioni, A., Sangiorgi, G., y Bolzacchini, E. (2014). Exhaust emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons, n-alkanes and phenols from vehicles coming within different European classes. *Atmospheric Environment*, 82, 391-400. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.10.040>
49. Ravindra, K., Wauters, E., y Van Grieken, R. (2008). Variation in particulate PAHs levels and their relation with the trans-boundary movement of the air masses. *Science of the Total Environment*. 396, 100-110. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.018>
50. Reizer, E., Viskolcz, B., y Fiser, B. (2022). Formation and growth mechanisms of polycyclic aromatic hydrocarbons: A mini-review. *Chemosphere*, 291, 132793. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132793>
51. Richter, H., y Howard, J. B. (2000). Formation of polycyclic aromatic hydrocarbons and their growth to soot (a review of chemical reaction pathways). *Progress in Energy and Combustion Science*. 26, 565-608 [https://doi.org/10.1016/S0360-1285\(00\)00009-5](https://doi.org/10.1016/S0360-1285(00)00009-5)
52. Sharma, R. K., y Hajaligol, M. R. (2003). Effect of pyrolysis conditions on the formation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from polyphenolic compounds. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 66(1-2), 123-144. [https://doi.org/10.1016/S0165-2370\(02\)00109-2](https://doi.org/10.1016/S0165-2370(02)00109-2)

53. Shimada, T. (2006). Xenobiotic-metabolizing enzymes involved in activation and detoxification of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons. *Drug metabolism and pharmacokinetics*, 21(4), 257-276.
54. Slama, R., Bottagisi, S., Solansky, I., Lepeule, J., Giorgis-Allemand, L., and Sram, R. (2013). Short-term impact of atmospheric pollution on fecundability. *Epidemiology*, 871-879. <https://www.jstor.org/stable/24758934>
55. Slezakova, K., Castro, D., Delerue-Matos, C., da Conceição Alvim-Ferraz, M., Morais, S., y do Carmo Pereira, M. (2013). Impact of vehicular traffic emissions on particulate-bound PAHs: Levels and associated health risks. *Atmospheric Research*, 127, 141-147. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.06.009>
56. Smith D. y Harrison R. (1998). Atmospheric particles (R.M. Harrison y R. Van Grieken (Eds.), Wiley & Sons. 253.
57. Sun, C., Qu, L., Wu, L., Wu, X., Sun, R., y Li, Y. (2020). Advances in analysis of nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons in various matrices. *Trends in Analytical Chemistry*, 127, 115878.
58. Tsai, P. J., Shieh, H. Y., Lee, W. J., y Lai, S. O. (2002). Characterization of PAHs in the atmosphere of carbon black manufacturing workplaces. *Journal of hazardous materials*, 91(1-3), 25-42.
59. Tsapakis, M., & Stephanou, E. G. (2003). Collection of gas and particle semi-volatile organic compounds: use of an oxidant denuder to minimize polycyclic aromatic hydrocarbons degradation during high-volume air sampling. *Atmospheric Environment*, 37(35), 4935-4944. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.08.026>
60. Tuduri, L., Millet, M., Briand, O., y Montury, M. (2012). Passive air sampling of semi-volatile organic compounds. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 31, 38-49. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2011.08.007>
61. US EPA, United States. Environmental Protection Agency. (1993). Environmental Criteria, y Assessment Office (Cincinnati). *Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)*. (Vol. 600). Office of Research and Development, Office of Health and Environmental Assessment, Washington, DC, EPA/600/R-93/089 (NTIS PB94116571). <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=49732>
62. Valle-Hernández, B.L., Amador-Muñoz, O., Jazcilevich-Diamant, A., Hernández-López, A.E., Villalobos-Pietrini, R., y González-Oropeza, R. (2013). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Particulate Matter Emitted by the Combustion of Diesel and Biodiesel. *Combustion Science and Technology*. 185, 420-434. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.115878>
63. Wang, Q., Jiang, N., Yin, S., Li, X., Yu, F., Guo, Y., y Zhang, R. (2017). Carbonaceous species in PM_{2.5} and PM₁₀ in urban area of Zhengzhou in China: Seasonal variations and source apportionment. *Atmospheric Research*, 191, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.02.003>
64. Wang, S., Ji, Y., Zhao, J., Lin, Y., y Lin, Z. (2020). Source apportionment and toxicity assessment of PM_{2.5}-bound PAHs in a typical iron-steel industry city in northeast China by PMF-ILCR. *Science of the Total Environment*, 713, 136428. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.115878>

65. Wiersum, U. E. (1996). The formation of polycyclic aromatics, fullerenes and soot in combustion. The mechanism and the environmental connection. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 11, 291-300 <https://doi.org/10.1080/10406639608544678>
66. Yang, D., Qi, S., Zhang, Y., Xing, X., Liu, H., Qu, C., y Li, F. (2013). Levels, sources and potential risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in multimedia environment along the Jinjiang River mainstream to Quanzhou Bay, China. *Marine pollution bulletin*, 76 (1-2), 298-306. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.016>
67. Yang, L., Zhang, X., Xing, W., Zhou, Q., Zhang, L., Wu, Q., y Tang, N. (2021). Variation annual review of the characteristics and health risk of aromatic hydrocarbons polycyclic and nitro-PAHs in urban areas of Shanghai between 2010 and 2018. *Journal of Environmental Sciences*, 99, 72-79. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.06.017>
68. Yunker, M. B., Macdonald, R. W., Vingarzan, R., Mitchell, R. H., Goyette, D., y Sylvestre, S. (2002). PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic geochemistry*, 33(4), 489-515. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00002-5](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00002-5)
69. Zhang, X., Zhang, H., Wang, Y., Bai, P., Zhang, L., Wei, Y., y Tang, N. (2023). Personal PM_{2.5}-bound PAH exposure and lung function in healthy office workers: A pilot study in Beijing and Baoding, China. *Journal of Environmental Sciences*, 133, 48-59. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.07.024>
70. Zhang, Y., y Tao, S. (2009). Global atmospheric emission inventory of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for 2004. *Atmospheric environment*, 43(4), 812-819. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.10.050>