

LOS HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS EN EL PARTICULADO ATMOSFÉRICO: EL CASO DE LA CIUDAD DE PUEBLA

Data de submissão: 19/07/2023

Data de aceite: 01/09/2023

Amado Enrique Navarro Frómata

Universidad Tecnológica de Izúcar de Matamoros. Izúcar de Matamoros, Puebla, México.

<https://orcid.org/0000-0002-4827-0670>

RESUMEN: Se discuten los distintos factores que influyen en la presencia de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en el material particulado atmosférico (MP), sus efectos en la salud humana y la exposición a los mismos. Utilizando la cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas se evalúa el caso de la presencia de 19 HAPs en la ciudad de Puebla durante los años 2008 y 2009, determinados en la fracción PM_{10} de muestras de MP procedentes de la red de monitoreo de la ciudad. Se obtuvieron promedios mensuales en las estaciones de Tecnológico, Agua Santa y Hermanos Serdán de 1.26, 0.78 y 2.47 $ng\ m^{-3}$ respectivamente. El estudio de algunas relaciones de HAPs indica que la fuente principal de los HAPs son las emisiones del tráfico vehicular. Aunque estos valores resultan sensiblemente inferiores a los determinados en la Ciudad de México,

Monterrey y Guadalajara, es necesario tomar medidas para atenuar el impacto del tráfico vehicular en la presencia de los HAPs en el MP de la Zona Metropolitana del Valle de Puebla.

PALABRAS-CLAVE: Contaminación atmosférica, hidrocarburos, ciudad de Puebla.

POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS IN ATMOSPHERIC PARTICULATE: THE CASE OF THE CITY OF PUEBLA

ABSTRACT: The different factors that affect the presence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the atmospheric particulate matter (PM), their effects on human health, and exposure to them are discussed. Using gas chromatography coupled with mass spectrometry, the case of the presence of 19 PAHs in the city of Puebla during the years 2008 and 2009, determined in the PM_{10} fraction of PM samples from the city monitoring network, is evaluated. Monthly averages of 1.26, 0.78, and 2.47 $ng\ m^{-3}$ respectively were obtained at the Tecnológico, Agua Santa, and Hermanos Serdán stations. The study of some PAH ratios indicates that the main

source of PAHs is vehicular traffic emissions. Although these values are significantly lower than those obtained in Mexico City, Monterrey, and Guadalajara, actions need to be taken to mitigate the impact of vehicular traffic on the presence of PAHs in the PM of the Valle de Puebla Metropolitan Area.

KEYWORDS: Atmospheric pollution, hydrocarbons, Puebla city

1 | INTRODUCCIÓN

Un aire limpio se considera un derecho humano (UN, 2022). Sin embargo, la contaminación del aire (CA), por causas naturales o derivadas de la actividad humana, representa severos riesgos para los ecosistemas, la salud humana e incluso la economía. En 2019 6-7 millones de muertes se atribuyeron a la CA (Fuller et al., 2022). El impacto económico de la contaminación atmosférica también resulta considerable, por ejemplo en el caso de México, en 2021 los costos atribuibles a la contaminación atmosférica (por degradación), ascendieron a un 2.6% del Producto Interno Bruto (INEGI, 2022).

Los contaminantes en el aire se presentan en la fase gaseosa (FG) o asociados a la mezcla de partículas sólidas y gotas líquidas suspendida en el aire, denominada el material particulado – MP. Estas últimas se clasifican de acuerdo con sus diámetros aerodinámicos expresados en micrones. La vía fundamental de exposición al MP es la inhalación. Ya en el tracto respiratorio la deposición de las partículas es gobernada fundamentalmente por su tamaño, aunque también influyen sus propiedades fisicoquímicas como la higroscopicidad, dada la alta humedad relativa en los pulmones (~ 99.5%), así como factores fisiológicos y anatómicos de los individuos. La fracción de MP con diámetros inferiores a 10 μm (denominada PM₁₀), es la fracción respirable y penetran con efectividad en el sistema respiratorio. Las partículas con diámetros inferiores a 2.5 μm (fracción PM_{2.5}), resultan las más peligrosas pues penetran y se depositan en los bronquiolos y alvéolos pulmonares. Las partículas ultrafinas, hasta de varios nanómetros de diámetro, pueden llegar al torrente sanguíneo. No es descartable la migración de las partículas a otros órganos por diferentes vías (Manigrasso et al., 2020; Phalen et al., 2021).

En este trabajo se exponen algunas consideraciones sobre la presencia de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), sus efectos en la salud, la exposición a los mismos en distintos ambientes y los resultados más generales de su determinación en el MP de la ciudad de Puebla colectado en los años 2008 y 2009.

2 | ORIGEN DE LOS HAPS EN EL MP

Los compuestos orgánicos (CO) presentes en el MP y la FG se distribuyen entre ambas fases de acuerdo con su volatilidad: en la FG predominan los CO volátiles y de volatilidad intermedia – COV y COVI, predominando en el MP los semivolátiles, de baja volatilidad y los no volátiles – COSV, COBV y CONV. La clasificación de los compuestos orgánicos de acuerdo con su volatilidad considera la concentración efectiva de saturación

de un compuesto orgánico determinado, C^* , propiedad semiempírica. Cuando la C^* es igual a la concentración del compuesto orgánico en la atmósfera, se distribuye por igual en ambas fases. La escala, en órdenes de magnitud resulta como se expone más abajo, considerando los intervalos que se muestran de C^* , expresados en mg m^{-3} (Donahue et al., 2009).

CONV – 10^2 – COBV – 10^1 – COSV – 10^2 – 10^3 – COVI – 10^6 – COV

Las condiciones meteorológicas: temperatura, precipitaciones, humedad, nubosidad, etc., la estacionalidad e incluso las características del entorno (rural o urbano) también influyen en la distribución de los compuestos orgánicos entre las dos fases (Matos et al., 2021; Zhu et al., 2022; Wang et al., 2023).

Los HAPs, hidrocarburos con 2 o más anillos aromáticos condensados, se presentan generalmente en mezclas complejas de varios cientos de congéneres que abarcan los compuestos que tienen sólo anillos aromáticos, los que presentan sustituyentes alquílicos con cadenas carbonadas cortas (A-HAPs), condensados con anillos alifáticos, así como sus nitro- y oxi-derivados (N-HAPs y O-HAPs), entre los de mayor relevancia. Estos compuestos están ampliamente distribuidos en el ambiente y se forman en la combustión incompleta de la materia orgánica, con un origen fundamentalmente antropogénico: emisiones vehiculares, industriales, quema de biomasa intencional (doméstica y agrícola, entre otras, aunque pueden provenir de fuentes naturales como las emisiones volcánicas y los incendios forestales (Samae et al., 2021; Li y. et al., 2021; Nargis et al., 2022). El amplio intervalo de masas moleculares y la diversidad de estructuras que tienen las mezclas de HAPs, condiciona un amplio espectro de volatilidades y otras propiedades físico-químicas, lo que a su vez determina la distribución entre las fases sólida y gaseosa de cada compuesto individual, su redistribución mediante la sorción-desorción, encapsulamiento y protección de procesos oxidativos, interacción con los microplásticos, así como su transporte por el aire (Akhbarzadeh et al., 2020; Zhu F.J. et al., 2021; Ortiz et al., 2023).

3 I EFECTOS DE LOS HAPS EN LA SALUD HUMANA

La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) ha clasificado a 16 HAPs como prioritarios (entre paréntesis se indican sus abreviaturas): Acenafteno (Ace); Acenaftileno (Acy); Antraceno (Ant); Benzo[a]antraceno (BaA); Benzo[a]pireno (BaP); Benzo[b]fluoranteno (BbF); Benzo[k]fluoranteno (BkF); Benzo[g,h,i] perileno (BghiP); Criseno (Cry); Dibenzo [a,h] antraceno (DahA); Fenantreno (Fen); Fluoranteno (Flu); Fluoreno (Fl); Indeno[1,2,3-cd]pireno (IcdP); Naftaleno (Naf); Pireno (Pyr).

La toxicidad de los HAPs varía desde compuestos que no son tóxicos hasta compuestos extremadamente tóxicos, lo que guarda relación con su estructura y propiedades fisicoquímicas. Muchos presentan acción mutagénica, carcinogénica y teratogénica, lo que explica la atención que se presta a su presencia en el MP. Por supuesto, la mayor

preocupación está relacionada con su incidencia en el cáncer, aunque presentan otros efectos, además de las enfermedades respiratorias, en las cardiovasculares, afectan a los más vulnerables como los niños y, aspecto muy preocupante, también afectan, a través de la exposición de las mujeres embarazadas, a los niños en su nacimiento (IARC, 2010; McGuinn et al., 2020; Alhmdow et al., 2021; Li K. et al., 2021; Dehghani et al., 2022; Najurudeen et al., 2023). Para evaluar la toxicidad de las mezclas de HAPs se utilizan los Factores de Equivalencia de Toxicidad de los distintos HAPs (TEF, del inglés Toxicity Equivalency Factors). Los mismos expresan la concentración equivalente de benzo[a]pireno que tiene el mismo efecto cancerígeno que un HAP dado (Ishtiaq et al., 2021; Gbeddy et al., 2021). Los valores de los TEFs evolucionan según se acumula nueva evidencia científica y desarrollan métodos de cálculo. Según la evaluación de la USEPA para algunos PAHs, hecha en 1993 (USEPA, 2010), sus TEFs son: BaA 10⁻¹; BaP 1; BbF 10⁻¹; BkF 10⁻²; BghiP 10⁻²; Cry 10⁻³; DahA 1; IcdP 10⁻¹. La concentración de toxicidad equivalente (TEQ) se obtiene sumando los productos de la concentración de cada HAP (C_i), por su TEF:

$$TEQ = \sum C_i \times TEF_i.$$

En la actualidad se considera necesario un enfoque multidisciplinario para evaluar el efecto de los HAPs, más allá de los TEF (Haber, 2022).

4 | LA EXPOSICIÓN A LOS HAPS

La metodología para la evaluación de los riesgos a la salud humana por la exposición a sustancias químicas comprende los siguientes pasos en secuencia (OMS, 2017): **Análisis de los datos** → **evaluación de la exposición** → **evaluación de la toxicidad** → **caracterización de los riesgos**.

Definiendo la exposición como el evento en que una persona entra en contacto con un contaminante que se encuentra a una cierta concentración durante un cierto período de tiempo y tomando en cuenta la “ruta ambiental” para que esto ocurra (OMS, 2021), es evidente que muchos factores, lugar en que se habita y/o trabaja; condiciones de desarrollo del país, región o comunidad; grupo poblacional al que se pertenece; tiempo que se dedica a una actividad en un microambiente determinado, entre otros factores, determinarán la exposición a los HAPs y consecuentemente las dosis de los mismos y sus efectos en la salud.

Fuente→**Emisiones**→**Concentraciones**→**Exposición**→**Dosis**→**Efectos**

Al final, la determinación de la presencia de sustancias nocivas en las personas expuestas a los HAPs constituye la evidencia concluyente de la exposición y sustenta la evaluación de los riesgos o efectos asociados. Por ello se utilizan biomarcadores como el 1-hydroxipireno, un metabolito del pireno que se detecta en la orina, como un indicador de

la exposición ocupacional y ambiental a los HAPs en humanos, así como bioensayos para evaluarlas y hallar su relación con otros factores que intervienen en la ruta de exposición (Famiyeh et al., 2021; Zhu H. et al., 2021).

La mayor exposición a los HAPs presentes en el MP tiene lugar, lógicamente, en los microambientes donde más tiempo las personas desarrollan sus actividades. Los mismos pueden clasificarse de acuerdo con su inclusión en uno o más de los siguientes criterios (OMS, 2021):

- Ambientes exteriores o interiores;
- Entorno urbano o rural;
- Desarrollo – países desarrollados y en desarrollo.

En los ambientes interiores donde las personas, pasan cerca de un 90% de su tiempo, los HAPs provienen tanto de distintos materiales presentes en las edificaciones, incluyendo el polvo, como del intercambio entre el aire en espacios cerrados con el exterior y viceversa, especialmente en zonas densamente pobladas. Además, miles de millones de personas tienen que recurrir a los combustibles sólidos para atender sus necesidades de calentamiento, preparación de alimentos e iluminación. Esto no concierne sólo a los países con menor desarrollo, pues en los países desarrollados las familias y comunidades con menores posibilidades económicas también se ven afectadas y, en general, en todo el mundo la población rural se ve afectada por la presencia de los HAPs derivados de la quema de biomasa en interiores, especialmente en el invierno. Debe considerarse la vulnerabilidad de los niños a estos contaminantes ya que sus sistemas aún no están plenamente desarrollados y presentan una inhalación y ritmo metabólico mayor por unidad de masa corporal (Stanišić et al., 2021; Wang et al., 2021; Yang et al., 2021; Hisamuddin et al., 2022).

Considerando que el tráfico vehicular es la mayor fuente de emisión de HAPs y sus derivados a la atmósfera, las emisiones de industrias en las ciudades y que el paisaje urbano con su topografía peculiar y microclimas contribuye a una pobre dispersión de los HAPs (Slezakova et al., 2013; Di Gilio et al., 2020), en el entorno urbano se tienen niveles de fondo que contribuyen a los riesgos a la salud inherentes a estos hidrocarburos. La microlocalización de la vivienda también resulta un factor importante como lo demuestran estudios realizados en las cercanías de plantas industriales e incluso restaurantes que preparan determinados alimentos, donde se observa un incremento del ILCR (Incremental Lifetime Cancer Risk), o sea el incremento de probabilidad de padecer cáncer a lo largo de una vida de 70 años (Zhu J. et al., 2019; Yang et al., 2021). El ILCR se calcula multiplicando la TEQ por el factor 8.7×10^{-5} que es la unidad de riesgo de cáncer por inhalación de 1 ng m⁻³ de TEQ de BaP (Ishtiaq et al., 2021).

Los factores ocupacionales también resultan de importancia en la exposición a los HAPs. La permanencia en ambientes de alta exposición constituye un factor de riesgo

como por ejemplo son los casos de los oficiales de tráfico para el caso de las emisiones vehiculares y los que trabajan cocinando, especialmente si preparan alimentos fritos (Ledda et al., 2018; Petit et al., 2019; Wu et al., 2019).

Aunque la inhalación es una ruta de entrada importante de los HAPs al organismo humano, el consumo de alimentos con estos compuestos es una ruta significativa de exposición a los mismos. Esto está relacionado también con el MP pues en los niveles de HAPs en los alimentos no sólo influye el contacto con materiales que los contengan (empaques contaminados, aceites no comestibles, etc.), sino también la deposición e incorporación, a partir de la FG de los mismos, en las plantas con lo que se incorporan a la cadena trófica humana, además de procesos tecnológicos como el ahumado y el freído en la preparación de los alimentos, lo que incide en mayores riesgos a contraer cáncer en órganos del tracto digestivo (Amir et al., 2021; Sampaio et al., 2021).

5 | HAPS EN EL PARTICULADO DE LA CIUDAD DE PUEBLA DURANTE 2008-2009

5.1 Materiales y Métodos

Muestras. El PM₁₀ en la zona norte, centro poniente, noreste y sur de la Ciudad se colectó en cuatro sitios diferentes utilizando equipos automáticos de bajo volumen ubicados en las estaciones de la Red Estatal de Monitoreo Ambiental (REMA) de la Ciudad de Puebla: Tecnológico (T, Latitud: 19° 04' 18''; Longitud: 98° 05' 32''; Altitud: 2216.5 msnm), Hermanos Serdán (HS, Latitud: 19° 03' 46''; Longitud: 98° 13' 18''; Altitud: 2180.8 msnm), Ninfas (N, Latitud: 19° 02' 29''; Longitud: 98° 12' 51''; Altitud: 2136.4 msnm) y Agua Santa (AS, Latitud: 18° 59' 15''; Longitud: 98° 15' 01''; Altitud: 2182 msnm). El volumen que pasa por la sección de impacto en la cinta, de forma circular, corresponde a 24 m³, colectando 1 m³ h⁻¹. El muestreo se realizó de enero a diciembre de 2008 y 2009. En el año 2009 no se recibieron muestras de la estación Ninfas. En total se analizaron 126 muestras, 54 del 2008 y 72 del 2009. Además se procesaron 35 muestras aleatorias tomando las partes más limpias de las cintas, en el exterior de los círculos, que se etiquetaron como blancos.

Las áreas de impacto fueron cuidadosamente recortadas con tijeras de acero inoxidable, previamente lavadas con diclorometano grado HPLC (DCM). Los círculos se agruparon por semana y se almacenaron a -4°C hasta el momento de su manipulación en laboratorio.

Extracción de las muestras. El procedimiento de extracción y limpieza de las muestras está descrito en la literatura (van Drooge et al., 2010), adoptándose con pequeñas modificaciones. Brevemente, las muestras se salpicaron con d-acenafteno, d-fenantreno, d-criseno, y d-perileno (100 ng de cada uno), para evaluar recobrados. A continuación se extrajeron con ultrasonido (3x20 min) con 20 mL de DCM-metanol (2:1 v/v), combinando los extractos, que fueron filtrados con filtros de teflón con un tamaño de poro de 0.45 µm y concentrados por rotoevaporación hasta aproximadamente 0.5 mL. El extracto fue

limpiado en una columna de 2g de alúmina activada a 150°C durante 12hr y 1cm de sulfato de sodio anhidro activado a 150°C durante 1hr, eluyendo sucesivamente con 10 ml de hexano:DCM (9:1 v/v) y 15 mL de hexano:DCM (1:2 v/v), colectando juntos ambos eluatos que nuevamente se concentraron hasta 0.5 ml y se trasvasaron a un vial, donde con flujo suave de N₂ se evaporó el exceso de solvente hasta casi sequedad, las muestras se reconstituyeron con 50 µl de isooctano y se guardaron a -4°C hasta ser analizadas.

Análisis cromatográfico. Justo antes del análisis se añadieron a las muestras 25 µl del estándar interno d-pireno a 4 ng µl⁻¹ para la corrección de inestabilidades del equipo y se completaron con 25 µl de isooctano hasta un volumen de 100 µl de los cuales se inyectaron 2 µl. Para el análisis de los HAPs se utilizó un Cromatógrafo de Gases AutoSystem XL acoplado a un Espectrómetro de Masas Turbomass (Perkin Elmer). Se utilizó una columna capilar DB-5MS (J&W) de 30 m de longitud x 0.25 mm de diámetro interno x 0.25 µm de espesor de fase. La inyección se realizó en el modo split/splitless con la válvula cerrada durante 1 minuto (relación de Split 20:1). Como gas portador se utilizó helio (1ml min⁻¹). El horno del cromatógrafo de gases se programó a una temperatura inicial de 100°C permaneciendo ahí 1 min; presentando una rampa de 20°C min⁻¹ hasta 290°C, seguida de una segunda rampa que incrementa 4°C min⁻¹ hasta 310°C; y una tercera rampa que incrementa 8°C min⁻¹ hasta 330°C, permaneciendo ahí 7min en modo isotérmico, completando 24 minutos de corrida. El espectrómetro de masas fue operado en modo de impacto electrónico, con una temperatura de la interfase con el cromatógrafo de 280°C y una temperatura similar de la fuente. El análisis de los HAPs bajo estudio se realizó mediante registro selectivo de iones, utilizando 5 ventanas de tiempo de retención y utilizando iones de cuantificación y confirmación para cada HAP: Naf (128,102); Acy (152,150); Ace(154,152); Fl (166,165); Fen (178,176); Ant (178,176); Flu y Pyr (202,200); BaA y Cry (228,226); BbF, BkF, BaP (252,250); IcdP y BghiP (276,274) y DahA (278,276). También se incluyeron iones de cuantificación e identificación para los A-HAPs, el dibenzotiofeno y sus derivados alquilados y el ión con m/z 85 en todas las ventanas para la cuantificación de los alcanos. La cuantificación de los HAPs se realizó utilizando curvas de calibración de 8 puntos con una mezcla de estos, con un R²>0.99 en todos los casos.

El análisis estadístico se realizó con el paquete Statistica v10 (Statsoftware).

5.2 Resultados

Los recobrados de los compuestos deuterados estuvieron entre 80 y 105 % por lo que se consideraron aceptables.

En las condiciones cromatográficas utilizadas, no se alcanzó una resolución de los picos correspondientes al benzo[b]- y benzo[k]fluoranteno que permitiera su cuantificación independiente, por lo que sus concentraciones se reportan de manera conjunta.

En la tabla 1 se muestran los estadísticos más importantes de los HAPs analizados durante los años 2008 y 2009. Se incluyen el benzo[e]pireno, el perileno y el coroneno, que también fueron cuantificados. Se resaltan en negritas los valores que presentaron mayor

cambio entre los dos años en la columna correspondiente al año en que se obtuvo el mayor valor.

Como se puede apreciar, excepto para el DahA, las concentraciones de los HAPs de la combustión, que a su vez son los más peligrosos para la salud humana, duplicaron su concentración en el año 2009 con respecto a las del año 2008. Considerando los TEFs, los resultados promedio dan un incremento de la concentración equivalente de BaP de 66 $\mu\text{g m}^{-3}$ en 2008 a 114 $\mu\text{g m}^{-3}$ en 2009. Ambas concentraciones exceden el valor de 12 $\mu\text{g m}^{-3}$ correspondiente a un exceso de riesgo de contraer cáncer de 1 en 1 millón.

Los valores promedio mensuales de la suma de las concentraciones de los HAPs en el año 2009 fueron (Estación, media \pm desviación estándar): T, 1262 \pm 667; AS, 775 \pm 711; HS, 2469 \pm 1416. Se observaron los mayores valores para las dos primeras estaciones en la estación de invierno (diciembre-enero) y para la estación HS en la época de lluvias (mayo-septiembre), aunque con un ligero incremento en los meses de diciembre y enero. Esto puede estar relacionado con la intensificación del tráfico vehicular en los períodos mencionados.

HAP	2008				2009			
	Media \pm EEM	Min	Max	DesvE	Media \pm EEM	Min	Max	DesvE
Naf	369\pm48	0	1056	331	203 \pm 34	0	1472	285
Acy	30 \pm 3	0	79	24	32 \pm 4	5	234	33
Ace	39 \pm 6	0	247	42	37 \pm 6	5	315	48
Fl	105\pm10	5	294	74	54 \pm 13	2	941	111
Phe (135)	91 \pm 5	31	252	40	114 \pm 9	18	366	73
Ant (21)	19 \pm 2	0	85	14	17 \pm 2	2	100	13
Flu (253)	64 \pm 5	12	189	38	102\pm11	15	505	96
Pyr (322)	55 \pm 5	8	193	39	98\pm11	13	446	95
BaA (175)	9 \pm 2	0	73	12	13\pm3	0	145	23
Chr (234)	55 \pm 6	13	175	41	97\pm11	19	480	94
BbkF (945)	234 \pm 30	18	976	221	462\pm58	36	2482	496
BeP (601)	71 \pm 10	6	339	77	167\pm24	14	1019	205
BaP (357)	35 \pm 6	2	202	46	77\pm12	4	479	106
Per (74)	26 \pm 4	0	112	27	40\pm3	4	109	23
Antantreno	15 \pm 2	0	77	15	22 \pm 2	0	88	18
IcdP (896)	32 \pm 5	0	178	35	55\pm7	0	282	56
DahA (46)	15\pm5	0	193	34	7 \pm 1	0	33	7
BghiP (1856)	58 \pm 9	0	354	68	113\pm14	0	579	118
Cor (1077)	21 \pm 5	0	195	35	23 \pm 3	0	155	30

Notas: Entre paréntesis se indican las medianas de las concentraciones obtenidas en la Ciudad de México en el año 2002 (Amador-Muñoz et al., 2013). Las abreviaturas están referidas en el texto excepto: BeP – Benzo[e]Pireno; Per – Perileno y Cor – Coroneno; EEM – error estándar de la media.

Tabla 1. Estadística descriptiva de los HAPs estudiados (elaboración propia).

La comparación de los resultados de la ciudad de Puebla con otras urbes de México muestra que los valores medios obtenidos resultan inferiores a las medianas obtenidas en la Ciudad de México en el año 2002, la primavera de 2016 y 2016-2017 (Amador-Muñoz et al., 2013; Ladino et al., 2018; Amador-Muñoz et al., 2019), siendo muy inferiores para los PAHs de mayor peso molecular. Asimismo, son menos de un 50% de los valores reportados para la ciudad de Guadalajara, determinados en 2009-2010 (Murillo-Tovar et al., 2018). De manera similar, son inferiores prácticamente en un orden de magnitud a las reportadas para la ciudad de Monterrey, determinadas mediante el análisis de las partículas totales durante 2017-2018 (López-Ayala et al., 2019). Las concentraciones de BaP, también resultan inferiores a las detectadas en una estación localizada en un sitio de tráfico fuerte de Florencia, Italia, medidas entre marzo del 2009 y marzo del 2010 – época fría 1000, época caliente 210 (Martellini et al., 2012) y similares a las encontradas en una estación localizada en una zona suburbana de Madrid entre enero del 2008 y febrero del 2009, 67.5 (Barrado et al., 2013).

La distribución espacial de los niveles de algunos HAPs más importantes desde el punto de vista del riesgo (Figura 1), así como de las concentraciones totales de los diferentes tipos de compuestos estudiados, muestran que las concentraciones encontradas se sitúan en el orden HS>T>AS. Esto indica que la proximidad a las zonas de intenso tráfico vehicular es el factor de mayor incidencia en los niveles de HAPs encontrados.

Para valorar las posibles fuentes emisoras de los HAPs, se determinaron algunas relaciones de concentraciones que comúnmente se utilizan para ello (relación y entre paréntesis valores típicos para determinadas fuentes) (Alves, 2008): **I. IcdP/(BghiP+IcdP)** (gasolina – 0.18; diésel – 0.37); **II. BeP/(BeP+BaP)** (gasolina – 0.6-0.8; diésel 0.7); **III. Flt/(Flt+Pyr)** (gasolina – 0.4; diésel – 0.6-0.7); polvo de carretera – 0.54); Los valores obtenidos fueron los siguientes: (relación: estación valor 2008/valor 2009):

I: T(0.35/0.34), A(0.37/0.35), HS(0.31/0.30), N (0.38); **II:** T(0.62/0.76), A(0.74/0.74), HS (0.64/0.65), N(0.73); **III:** T(0.57/0.55), A(-/0.52); HS(0.49/0.49). Estos resultados señalan al tráfico vehicular como la fuente más probable de emisión de estos compuestos, lo que permite explicar el orden señalado anteriormente para los niveles de HAPs por estación de monitoreo. El hecho de que la estación de Hermanos Serdán (cercana a la autopista México-Puebla), presente mayores valores que la del Tecnológico (cercana a la Autopista Puebla-Veracruz), puede estar relacionado con la mayor afluencia de vehículos desde y hacia la ciudad de México, comparada con la de vehículos que circulan desde y hacia Veracruz.

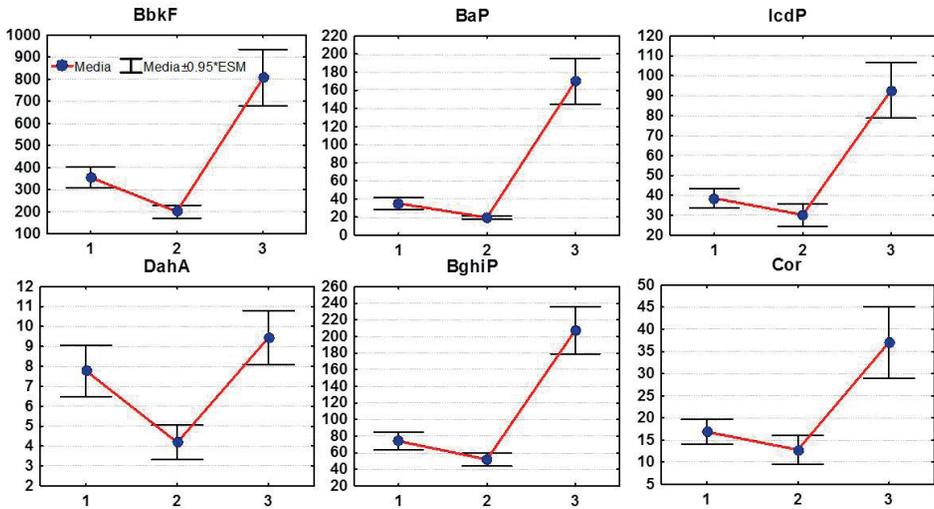


Figura 1. Concentraciones de algunos HAPs en las estaciones estudiadas en 2009 (1 – T; 2 – AS; 3 – HS).

Otro aspecto interesante es la elevada concentración de A-HAPs. En un proceso netamente pirolítico sus concentraciones deben ser mínimas comparadas con la del compuesto no sustituido. Sin embargo en todas las muestras fueron detectadas las familias de los alquil-naftalenos y alquil-fenantrenos, con un máximo de concentración para los C1-naftalenos y C2-fenantrenos en sus series respectivas. Este hecho, nos indica que en las emisiones hay una cantidad considerable de combustible sin quemar, fundamentalmente de sus fracciones ligeras, por lo que se concluye que la eficiencia de la combustión no es adecuada. Relacionado con esto, se detectaron perfiles de n-alcános, en las muestras de los dos años, similares a los de un derivado del petróleo de amplio rango (ver la figura 2), con una curva de compuestos no resueltos característica de emisiones de fuentes petrogénicas. En estos perfiles se observó también la preponderancia de n-alcános con número impar de átomos de carbono (todas las muestras presentaron un índice de preferencia de carbono >1). Esto indica que no se pueden descartar aportes biogénicos (que pueden estar relacionados con la quema de biomasa), a las emisiones de hidrocarburos en la ciudad de Puebla.

La presencia del dibenzotiofeno y sus alquil-derivados en las muestras, indica el impacto de emisiones de fuentes que utilizan combustible con algún contenido de azufre, posiblemente diesel, lo que indica de nuevo al tráfico vehicular como principal emisor de HAPs.

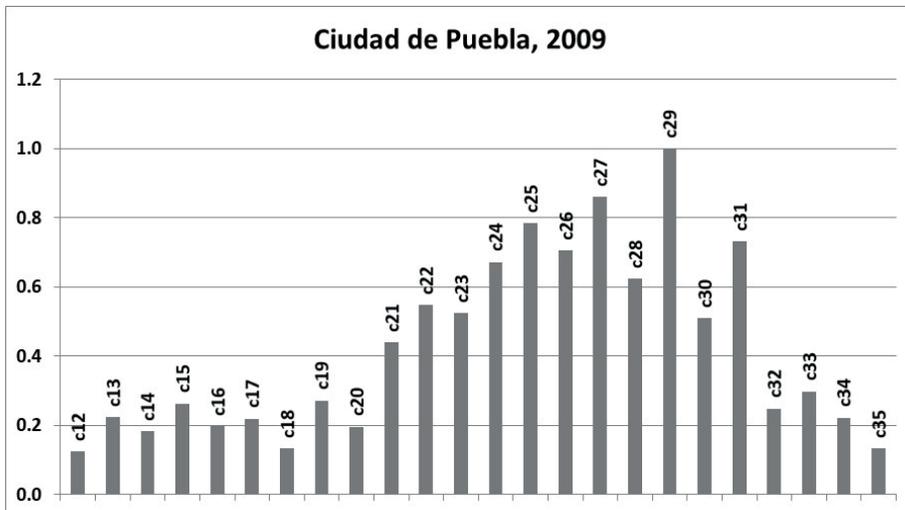


Figura 2. Perfil de los n-alcenos.

Los resultados obtenidos indican que, si bien no hay en la Ciudad de Puebla valores de los HAPs tan elevados como en otras ciudades con mayores niveles de contaminación, es necesario seguir prestando atención a este importante aspecto que incide en la calidad de vida de sus habitantes, mantener informada a la población y elaborar políticas públicas que junto a medidas de las autoridades pueden disminuir la emisión, exposición y riesgos a la salud, como ha sido demostrado en ciudades con graves problemas de esta índole (Jia et al., 2011).

CONCLUSIONES

La presencia de los HAPs en las fracciones respirables del particulado atmosférico está asociada a diversos efectos negativos en la salud humana, relacionadas principalmente con afecciones cancerígenas.

Los niveles detectados en este estudio en la ciudad de Puebla se relacionan principalmente con las emisiones del tráfico vehicular. Aunque resultan inferiores a los de otras grandes urbes de México, su incremento en el año 2009 con respecto al 2008 y el hecho de exceder un ILCR de 1 en un millón, alertan sobre la necesidad de elaborar políticas públicas y medidas para atenuar el impacto de las emisiones de HAPs.

REFERENCIAS

Aamir, M., Yin, S., Liu, Y., Ullah, H., Khan, S., & Liu, W. (2021). *Dietary exposure and cancer risk assessment of the Pakistani population exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons. Science of The Total Environment, 143828.* doi:10.1016/j.scitotenv.2020.1438

- Akhbarizadeh, R., Dobaradaran, S., Torkmahalleh, M. A., Saeedi, R., Aibaghi, R., & Ghasemi, F. F. (2020). Suspended fine particulate matter (PM_{2.5}), microplastics (MPs), and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in air: Their possible relationships and health implications. *Environmental Research*, 110339. DOI: 10.1016/j.envres.2020.110339
- Alhamdow, A., Zettergren, A., Kull, I., Hallberg, J., Andersson, N., Ekström, S., ... Bergström, A. (2021). *Low-level exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons is associated with reduced lung function among Swedish young adults. Environmental Research*, 197, 111169. DOI: 10.1016/j.envres.2021.111169
- Alves, C. A. (2008). *Characterisation of solvent extractable organic constituents in atmospheric particulate matter: an overview. Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 80(1), 21–82. doi:10.1590/s0001-37652008000100003
- Amador-Muñoz, O., Bazán-Torija, S., Villa-Ferreira, S. A., Villalobos-Pietrini, R., Bravo-Cabrera, J. L., Munive-Colin, Z., ... Murillo-Tovar, M. A. (2013). *Opposing seasonal trends for polycyclic aromatic hydrocarbons and PM₁₀: Health risk and sources in southwest Mexico City. Atmospheric Research*, 122, 199–212. doi:10.1016/j.atmosres.2012.10.00
- Amador-Muñoz, O., Martínez-Domínguez, Y. M., Gómez-Arroyo, S., & Peralta, O. (2019). *Current Situation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in PM_{2.5} in a Receptor Site in Mexico City and Estimation of Carcinogenic PAH by Combining Non-Real-Time and Real-Time Measurement Techniques. Science of The Total Environment*, 134526. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.1345
- Barrado, A. I., García, S., Castrillejo, Y., & Barrado, E. (2013). *Exploratory data analysis of PAH, nitro-PAH and hydroxy-PAH concentrations in atmospheric PM₁₀-bound aerosol particles. Correlations with physical and chemical factors. Atmospheric Environment*, 67, 385–393. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.10.03
- Dehghani, S., Fararouei, M., Rafiee, A., Hoepner, L., Oskoei, V., & Hoseini, M. (2022). *Prenatal exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and effects on neonatal anthropometric indices and thyroid-stimulating hormone in a Middle Eastern population. Chemosphere*, 286, 131605. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131605
- Di Gilio, A., Palmisani, J., Trizio, L., Saracino, G., Giua, R., & de Gennaro, G. (2020). Total p-PAH Levels Nearby a Complex Industrial Area: A Tailored Monitoring Experiment to Assess the Impact of Emission Sources. *Atmosphere*, 11(5), 469. doi:10.3390/atmos11050469
- Donahue, N.M., Robinson, A.L., Pandis S.N., (2009). Atmospheric organic particulate matter: From smoke to secondary organic aerosol. *Atmospheric Environment*, 43, 94 –106. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.09.055.
- Famiyeh, Lord, Chen, K., Xu, J., Sun, Y., Guo, Q., Wang, C., ... He, J. (2021). *A review on analysis methods, source identification, and cancer risk evaluation of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons. Science of The Total Environment*, 789, 147741. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.1477
- Fuller, R., Landrigan, P. J., Balakrishnan, K., Bathan, G., Bose-O'Reilly, S., Brauer, M., Caravanos, J., Chiles, T., Cohen, A., Corra, L., Cropper, M., Ferraro, G., Hanna, J., Hanrahan, D., Hu, H., Hunter, D., Janata, G., Kupka, R., Lanphear, B., ... Yan, C. (2022). Pollution and health: A progress update. *The Lancet Planetary Health*, 6(6). [https://doi.org/10.1016/s2542-5196\(22\)00090-0](https://doi.org/10.1016/s2542-5196(22)00090-0)

Gbeddy, G., Egodawatta, P., Goonetilleke, A., Ayoko, G., & Chen, L. (2019). *Application of quantitative structure-activity relationship (QSAR) model in comprehensive human health risk assessment of PAHs, and alkyl-, nitro-, carbonyl-, and hydroxyl-PAHs laden in urban road dust*. *Journal of Hazardous Materials*, 121154. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121154

Haber, L. T., Pecquet, A. M., Vincent, M. J., & White, L. M. (2022). The Long Goodbye: Finally Moving on from the Relative Potency Approach to a Mixtures Approach for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). *International journal of environmental research and public health*, 19(15), 9490. <https://doi.org/10.3390/ijerph19159490>

Hisamuddin, N. H., & Jalaludin, J. (2022). Children's exposure to polycyclic aromatic hydrocarbon (pahs): A review on urinary 1-hydroxypyrene and associated health effects. *Reviews on Environmental Health*, 38(1), 151–168. <https://doi.org/10.1515/reveh-2021-0013>

IARC, (2010). *IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans*. Volume 92. Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures. Lyon: International Agency for Research on Cancer; 2010. Disponible en: <https://publications.iarc.fr/110>

INEGI, 2022. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Cuentas Económicas y Ecológicas de México 2021. Comunicado de Prensa 717/22, 01/12/2022. Disponible en <https://www.inegi.org.mx/contenidos/saladeprensa/boletines/2022/CEEM/CEEM2021.pdf>.

Ishtiaq, J., Syed, J. H., Jadoon, W. A., Hamid, N., Iqbal Chaudhry, M. J., Shah Nawaz, M., ... Zhang, G. (2021). *Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at urban settings in Pakistan: Spatial variations, sources and health risks*. *Chemosphere*, 274, 129811. doi:10.1016/j.chemosphere.2021.12

Jia, Y., Stone, D., Wang, W., Schrlau, J., Tao, S., & Simonich, S. L. M. (2011). *Estimated Reduction in Cancer Risk due to PAH Exposures If Source Control Measures during the 2008 Beijing Olympics Were Sustained*. *Environmental Health Perspectives*, 119(6), 815–820. doi:10.1289/ehp.1003100

Ladino, L. A., Raga, G. B., & Baumgardner, D. (2018). *On particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PPAH) and links to gaseous emissions in Mexico city*. *Atmospheric Environment*, 194, 31–40. doi: 10.1016/j.atmosenv.2018.09.02

Ledda, C., Loreto, C., Bracci, M., Lombardo, C., Romano, G., Cinà, D., ... Rapisarda, V. (2018). *Mutagenic and DNA repair activity in traffic policemen: a case-crossover study*. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology*, 13(1). doi:10.1186/s12995-018-0206-9

Li, K., Yin, R., Wang, Y., & Zhao, D. (2021). *Associations between exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and metabolic syndrome in U.S. adolescents: Cross-sectional results from the National Health and Nutrition Examination Survey (2003–2016) data*. *Environmental Research*, 202, 111747. DOI: 10.1016/j.envres.2021.111747

Li, Y., Wu, Y., Xu, J., Wu, A., Zhao, Z., Tong, M., & Luan, S. (2021). *Chemical characterization of particulate organic matter from commercial restaurants: Alkyl PAHs as new tracers for cooking*. *Science of The Total Environment*, 770, 145308. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145308

López-Ayala, O., González-Hernández, L.-T., Alcantar-Rosales, V.-M., Elizarragaz-de la Rosa, D., Heras-Ramírez, M.-E., Silva-Vidaurre, L.-G., ... Gaspar-Ramírez, O. (2019). *Levels of polycyclic aromatic hydrocarbons associated with particulate matter in a highly urbanized and industrialized region in northeastern Mexico*. *Atmospheric Pollution Research*. doi:10.1016/j.apr.2019.06.006

- Manigrasso, M., Costabile, F., Liberto, L. D., Gobbi, G. P., Gualtieri, M., Zanini, G., & Avino, P. (2020). *Size resolved aerosol respiratory doses in a Mediterranean urban area: From PM10 to ultrafine particles*. *Environment International*, *141*, 105714. DOI: 10.1016/j.envint.2020.105714
- Martellini, T., Giannoni, M., Lepri, L., Katsoyiannis, A., & Cincinelli, A. (2012). *One year intensive PM2.5 bound polycyclic aromatic hydrocarbons monitoring in the area of Tuscany, Italy. Concentrations, source understanding and implications*. *Environmental Pollution*, *164*, 252–258. doi:10.1016/j.envpol.2011.12.040
- Matos, J., Silveira, C., & Cerqueira, M. (2021). *Particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in a rural background atmosphere of southwestern Europe*. *Science of The Total Environment*, *787*, 147666. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.14766
- McGuinn, L. A., Bellinger, D. C., Colicino, E., Coull, B. A., Just, A. C., Kloog, I., ... Horton, M. K. (2020). *Prenatal PM2.5 exposure and behavioral development in children from Mexico City*. *NeuroToxicology*, *81*, 109–115. doi:10.1016/j.neuro.2020.09.036
- Murillo-Tovar, M., Barradas-Gimate, A., Arias-Montoya, M., & Saldarriaga-Noreña, H. (2018). *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Associated with PM2.5 in Guadalajara, Mexico: Environmental Levels, Health Risks and Possible Sources*. *Environments*, *5*(5), 62. doi:10.3390/environments5050062
- Najurudeen, N. A., Khan, M. F., Suradi, H., Mim, U. A., Raim, I. N., Rashid, S. B., Latif, M. T., & Huda, M. N. (2023). *The presence of polycyclic aromatic hydrocarbons (pahs) in air particles and estimation of the respiratory deposition flux*. *Science of The Total Environment*, *878*, 163129. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163129>
- Nargis, A., Habib, A., Zhao, S., Nigar, R., Liu, X., Zhang, G., & Cai, M. (2022). *Monitoring of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons by polyurethane foam-passive air samplers in Bangladesh: Source apportionment and Health Risk Assessment*. *Atmospheric Environment*, *289*, 119346. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119346>
- OMS, (2017). *Herramienta de evaluación de riesgos para la salud humana de la OMS: peligros químicos*. Ginebra: Organización Mundial de la Salud; 2017 (Documento n°. 8 del Proyecto de armonización del IPCS). Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. Disponible en: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/255613>
- OMS, (2021). *WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. Geneva: World Health Organization; 2021. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- Ortiz, J. E., Sánchez-Palencia, Y., Gallego, J. L. R., Borrego, Á. G., Baragaño, D., & Torres, T. (2023). *Deposition of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in rural areas: Current data and historical record from an ombrotrophic peatland*. *International Journal of Coal Geology*, *268*, 104199. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2023.104199>
- Petit, P., Maître, A., Persoons, R., & Bicout, D. J. (2019). *Lung cancer risk assessment for workers exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons in various industries*. *Environment International*, *124*, 109–120. doi:10.1016/j.envint.2018.12.058
- Phalen, R. F., Hoover, M. D., Oldham, M. J., Schmid, O., & Golshahi, L. (2021). *Anatomical considerations for inhaled aerosol deposition modeling: Methods, applications, challenges and opportunities*. *Journal of Aerosol Science*, *156*, 105786. DOI: 10.1016/j.jaerosci.2021.105786

- Rengarajan, T., Rajendran, P., Nandakumar, N., Lokeshkumar, B., Rajendran, P., & Nishigaki, I. (2015). *Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons with special focus on cancer. Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine*, 5(3), 182–189. DOI: 10.1016/s2221-1691(15)30003-4
- Samae, H., Tekasakul, S., Tekasakul, P., & Furuuchi, M. (2021). Emission factors of ultrafine particulate matter (PM<0.1 µm) and particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons from biomass combustion for source apportionment. *Chemosphere*, 127846. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.127846
- Sampaio, G. R., Guizellini, G. M., da Silva, S. A., de Almeida, A. P., Pinaffi-Langley, A. C. C., Rogero, M. M., ... Torres, E. A. F. S. (2021). *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Foods: Biological Effects, Legislation, Occurrence, Analytical Methods, and Strategies to Reduce Their Formation. International Journal of Molecular Sciences*, 22(11), 6010. doi:10.3390/ijms22116010
- Slezakova, K., Castro, D., Delerue–Matos, C., Alvim–Ferraz, M. da C., Morais, S., & Pereira, M. do C. (2013). *Impact of vehicular traffic emissions on particulate-bound PAHs: Levels and associated health risks. Atmospheric Research*, 127, 141–147. doi:10.1016/j.atmosres.2012.06.009
- Stanišić, S., Perišić, M., Jovanović, G., Miličević, T., Romanić, S. H., Jovanović, A., ... Stojić, A. (2021). *The PM2.5-bound polycyclic aromatic hydrocarbon behavior in indoor and outdoor environments, part I: Emission sources. Environmental Research*, 193, 110520. DOI: 10.1016/j.envres.2020.110520
- UN, 2022. The human right to a clean, healthy and sustainable environment: resolution 76_300. UN, New York, 2022-08-01. https://digitallibrary.un.org/record/3983329/files/A_RES_76_300-ES.pdf
- USEPA, (2010). Development of a Relative Potency Factor (Rpf) Approach for Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Mixtures (External Review Draft, Suspended). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/635/R-08/012A. Disponible en: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NCEA&dirEntryId=194584
- Van Drooge, B. L., Fernández, P., Grimalt, J. O., Stuchlík, E., Torres García, C. J., & Cuevas, E. (2010). *Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in remote European and Atlantic sites located above the boundary mixing layer. Environmental Science and Pollution Research*, 17(6), 1207–1216. doi:10.1007/s11356-010-0296-0
- Wang, M., Jia, S., Lee, S. H., Chow, A., & Fang, M. (2021). *Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor environments are still imposing carcinogenic risk. Journal of Hazardous Materials*, 124531. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.124531
- Wang, S.-Q., Hu, Y.-J., Yuan, Y.-F., Hu, Z.-C., Wu, C.-C., Bao, L.-J., & Zeng, E. Y. (2023). Size-resolved gas-particle partitioning characteristics of typical semi-volatile organic compounds in urban atmosphere. *Environmental Pollution*, 320, 121101. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121101>
- Wu, M.-T., Lin, P.-C., Pan, C.-H., & Peng, C.-Y. (2019). *Risk assessment of personal exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and aldehydes in three commercial cooking workplaces. Scientific Reports*, 9(1). doi:10.1038/s41598-018-38082-5
- Yang, L., Zhang, H., Zhang, X., Xing, W., Wang, Y., Bai, P., ... Tang, N. (2021). *Exposure to Atmospheric Particulate Matter-Bound Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Their Health Effects: A Review. International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(4), 2177. doi:10.3390/ijerph18042177

Zhu, J., Hsu, C.-Y., Chou, W.-C., Chen, M.-J., Chen, J.-L., Yang, T.-T., ... Chen, Y.-C. (2019). *PM2.5- and PM10-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the residential area near coal-fired power and steelmaking plants of Taichung City, Taiwan: In vitro-based health risk and source identification*. *Science of The Total Environment*, 670, 439–447. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.03.1

Zhu, F.-J., Ma, W.-L., Liu, L.-Y., Zhang, Z.-F., Song, W.-W., Hu, P.-T., ... Fan, H.-Z. (2021). *Temporal trends of atmospheric PAHs: Implications for the gas-particle partition*. *Atmospheric Environment*, 261, 118595. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2021.11859

Zhu, H., Martinez-Moral, M.-P., & Kannan, K. (2021). *Variability in urinary biomarkers of human exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and its association with oxidative stress*. *Environment International*, 156, 106720. DOI: 10.1016/j.envint.2021.106720

Zhu, F.-J., Ma, W.-L., Zhang, Z.-F., Yang, P.-F., Hu, P.-T., Liu, L.-Y., & Song, W.-W. (2022). *Prediction of the gas/particle partitioning quotient of pahs based on ambient temperature*. *Science of The Total Environment*, 811, 151411. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151411>