



Revista EIA
ISSN 1794-1237
e-ISSN 2463-0950
Año XIX/ Volumen 21/ Edición N.42
Julio - diciembre de 2024
Reia4222 pp. 1-23

Publicación científica semestral
Universidad EIA, Envigado, Colombia

**PARA CITAR ESTE ARTÍCULO /
TO REFERENCE THIS ARTICLE /**

Narváez-Valderrama, J. F.; Pérez
Rambauth, Y.; Campillo Machado, F.;
Bedoya-Soto, M.; Argoti, Y.; Sarmiento,
M. F.; Molina Perez, F. J.;
Ramos-Contreras, C. D.
Análisis de hidrocarburos aromáticos
policíclicos (HAPs), en el túnel
Medellín-Bogotá: Evaluación de
riesgo por exposición
Revista EIA, 21(42), Reia4222.
pp. 1-23.
<https://doi.org/10.24050/reia.v21i42.1755>

✉ *Autor de correspondencia:*

Jhon Fredy Narváez-Valderrama
Corporación Universitaria Remington,
Colombia
jhon.narvaez@uniremington.edu.co

Recibido: 05-12-2023
Aceptado: 27-05-2024
Disponible online: 01-07-2024

Análisis de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), en el túnel Medellín-Bogotá: Evaluación de riesgo por exposición

✉ JHON FREDY NARVÁEZ-VALDERRAMA¹
YIVILTON PÉREZ RAMBAUTH¹
FRANCISCO CAMPILLO MACHADO¹
MAURICIO BEDOYA-SOTO¹
YILENI ARGOTI¹
MARIA FERNANDA SARMIENTO²
FRANCISCO JOSÉ MOLINA PEREZ²
CARLOS D RAMOS-CONTRERAS²

1. Corporación Universitaria Remington, Colombia
2. Universidad de Antioquia, Colombia

Resumen

Los túneles son construcciones civiles que permiten superar las zonas montañosas. Sin embargo, el tráfico vehicular que transita a través de estas estructuras, emite material particulado, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y otros contaminantes del aire, los cuales, pueden acumularse en el interior y desencadenan efectos pulmonares, cancerígenos y reproductivos, aumentando el riesgo para los trabajadores y quienes transitan periódicamente. Por otra parte, los sistemas de ventilación en los túneles, los tipos de vehículos predominantes, las condiciones térmicas y los elementos de protección, juegan un papel importante en la reducción de riesgos. En este trabajo realizamos un análisis de HAPs totales por método fotoeléctrico en el exterior e interior del túnel Medellín-Bogotá (260 metros de longitud) y su especiación por GC/MS. Los niveles de HAPs totales se aplicaron en un modelo de riesgo por inhalación (Ia) para trabajadores y transeúntes periódicos. Los resultados indican niveles 2,7 veces mayores dentro del túnel en comparación con el exterior. Además, se encontraron 13 HAPs asociados a material particulado adherido a las paredes del túnel, incluida la presencia de Benzo[a]pireno, el cual presenta efectos cancerígenos.

Además, la la mostró un valor de $1,6 \mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{día})^{-1}$ que es 7,7 veces superior a los valores de exposición de la población del Valle de Aburrá durante contingencias atmosféricas. Los análisis indican que el tiempo de exposición (t_{Ea}) es la variable con mayor influencia en el riesgo, por lo que, en túneles largos, el tráfico periódico representará un mayor riesgo. A pesar de los resultados preliminares, estos permiten visualizar efectos futuros por exposición a HAP y biomagnificación del impacto de los HAPs por lavado inadecuado de túneles. Además, es necesaria la ventilación eficiente y los elementos de protección para reducir riesgos por exposición.

Palabras claves: hidrocarburos aromáticos policíclicos (haps), túneles, acumulación, riesgo por exposición, y modelo de inhalación.

Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Medellín-Bogotá tunnel: Assessment of risk exposure

Abstract

Tunnels are civil constructions which allow to overcome the mountainous areas. However, the traffic which pass through these structures emits PM 2.5, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), among other air pollutants, which may accumulate inside tunnels and triggers pulmonary, carcinogenic and reproductive effects, increasing the risk for workers and those who transit periodically. Thereby, ventilation systems in Tunnel, the predominant type of vehicle, thermal conditions and protection elements, play an important role in risk reduction. In this paper, we carried out an analysis of total PAHs by photoelectric method in the exterior and interior of the Medellín-Bogotá tunnel (260 meters long) and their speciation by GC/MS. The levels of total PAHs were applied in an inhalation intake risk model (I_a) for workers and periodical passersby. The results indicate levels 2.7 times higher inside the tunnel compared to outside. Also, 13 PAHs were found associated with particulate matter adhered to the tunnel walls, including the presence of Benzo[a]pyrene, which exhibits carcinogen effects. Furthermore, the I_a showed a value of $1.6 \mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{day})^{-1}$ which is 7.7 times higher than the exposure values for population of the Valle de Aburrá during atmospheric contingencies. The analyzes indicate that the exposure time (t_{Ea}) is the variable with the greatest influence on the risk, and therefore, in long tunnels, the periodic traffic will represent a greater risk. In spite preliminary results, those allow us to visualize future effects due to exposure to PAHs and biomagnification of the impact of PAHs due to inadequate washing for tunnels. Furthermore, the requirement for efficient ventilation systems and protective elements should be done to reduce risk exposure.

Keywords: polycyclic aromatic hydrocarbons (pahs); tunnels; accumulation exposure risk and inhalation intake modelling

1. Introducción

De acuerdo con la organización mundial de la salud (OMS), una de cada diez muertes humanas ocurre por contaminación atmosférica y, por lo tanto, el aire representa uno de los indicadores de calidad de vida de la población de una región (González-Martín et al., 2021). Los contaminantes atmosféricos de origen antrópico, son emitidos principalmente desde fuentes industriales, vehiculares y por la quema de material vegetal. Estas fuentes, son aportantes de material particulado (PM), el cual puede clasificarse dependiendo de su tamaño en micras y puede asociarse a sustancias químicas tales como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), los cuales se producen debido a la combustión incompleta (Kim et al., 2013). Los HAPs, han sido ampliamente estudiados en la evaluación de calidad de aire, dado que se asocian con enfermedades pulmonares, cáncer en vías respiratorias, malformaciones al nacer, abortos y desarrollo cognitivo (Wang et al., 2013; Wu et al., 2010). Por ejemplo, el Benzo[a] pyreno (BaP), es un HAPs con alto potencial carcinogénico encontrado en el aire a concentraciones entre 0.01 – 21.0 ng.m⁻³ y en cigarrillo a concentraciones promedio de 25.83 ng.m⁻³ (Ding et al., 2005). Dado que esta sustancia tiene clasificación 1 de acuerdo con la International Agency for Research on Cancer (IARC), un habitante de una ciudad con altos niveles de contaminación atmosférica, podría ser un fumador pasivo expuesto a contaminantes cancerígenos (Castaño-Vinyals et al., 2004). Adicionalmente, algunos HAPs como Antraceno (ANT), Fluoreno (FLU), Pireno (PYR), Fenantreno (FEN), Fluoranteno (FLT) entre otros, son detectados frecuentemente en el aire de ciudades contaminadas. En un estudio previo, encontramos la presencia de estas sustancias a niveles de 0.6 ng.m⁻³ en la ciudad de Medellín, lo que indica una exposición a estas sustancias para habitantes de la ciudad (Narváez-Valderrama et al., 2023). Adicionalmente, hemos encontrado que algunas sustancias como BaP, PYR, FLU y ANT alteran la concentración de hormonas gestacionales en modelos celulares placentarios (Narváez-Valderrama et al., 2022), lo que podría explicar los problemas en desenlaces perinatales en ciudades con alta contaminación atmosférica. Adicionalmente, un análisis en la relación entre niveles de FLU/PYR+FLU, demostró

que las fuentes vehiculares (Narváez-Valderrama et al., 2023), son los mayores aportantes de estas sustancias, lo que indica que el crecimiento del parque automotor afecta mayoritariamente la exposición a HAPs a largo plazo en ciudades contaminadas.

Los HAPs, se encuentran asociados principalmente al PM y por lo tanto, condiciones de temperatura, presión y confinamiento pueden definir su concentración ambiental (Cetin et al., 2017). Por ejemplo, de acuerdo con Herrera y colaboradores, los aerosoles (Material en el que se asocia HAPs) alcanzan una capa estable en la mañana en el Valle de Aburrá, cuando las temperaturas son bajas y se producen fenómenos de precipitación del PM. Por el contrario, en la mañana cuando la radiación solar aumenta, la temperatura mayor, favorece la re- suspensión de los aerosoles y por lo tanto alcanzan mayores niveles en el aire (Rendón et al., 2014). Adicionalmente, los cambios de presión pueden limitar la altura de mezcla de aerosoles, cambiar la nubosidad y por lo tanto disminuir el escape de gases en el Valle de Aburrá (Herrera-Mejía & Hoyos, 2019). Adicionalmente, las zonas con poca ventilación y cerradas, disminuyen el intercambio de gases con la atmosfera y por lo tanto predomina la acumulación de sustancias en esos espacios con un aumento en los niveles. Este es el caso, que puede ocurrir en los túneles, donde las fuentes emisoras vehiculares emiten PM con baja posibilidad de depuración del mismo, debido al confinamiento de gases (De Fre et al., 1994). Los túneles, son construcciones civiles importantes en la solución de trazados viales complejos en territorios montañosos. Sin embargo, el diseño de estas construcciones requiere de sistemas de aireación eficientes que eviten la acumulación de gases peligrosos y contaminantes atmosféricos en su mayoría emitidos por las fuentes móviles que cruzan estas estructuras. Un estudio realizado en un túnel de Gothenburg- Suecia, estimo los niveles de HAPs tales como FEN y ANT asociados a PM < 1 µm, los cuales fueron más altos que el aire de las zonas urbanas (Wingfors et al., 2001). Adicionalmente, se encontró que los HAPs eran aportados por combustión de Diesel y vehiculos pesados principalmente. Los niveles de HAPs en túneles, representan un riesgo para los conductores y pasajeros expuestos durante los recorridos a través del túnel y para los operarios de limpieza y mantenimiento de estas estructuras. En este aspecto, transectos largos y bajas aireaciones podrían aumentar

los riesgos por exposición a HAPs cuando se permanece periodos largos de tiempo.

En la actualidad, no se cuentan con estudio de HAPs en túneles en Colombia, máxime cuando las obras viales mas grandes en el país incluyen la construcción en zonas de alta complejidad montañosa y geológica. Esto, podra representar un problema de salud pública por exposición tales como problemas pulmonares para conductores, personal de mantenimiento y pasajeros que transiten constantemente a través de estas estructuras (De Fre et al., 1994). Adicionalmente, el lavado de túneles y mantenimiento, implicara la escorrentía y transporte de contaminantes asociados a PM y adheridos a paredes, lo que implica una magnificación del problema.

En este trabajo, realizamos una evaluación de HAPs en aire y asociados a PM en paredes del túnel Medellín – Bogotá (260 metros de longitud), como una prueba piloto de las implicaciones que tendrá estas sustancias en túneles más largos y el efecto del transporte por vientos y vehículos que transitan. Los HAPs, fueron evaluados por medio de un sensor fotoeléctrico PAS 2000 para la cantidad total en aire y por GC/MS para la especiación de congéneres y su presencia en PM adherido a paredes. Por lo tanto, nuestros datos permiten identificar diferencias en la concentración interior y exterior, así como las sustancias predominantes que podran tener efectos por exposición respiratoria prolongada o que podran transportarse por escorrentía hasta aguas naturales por lavado.

2. Materiales y método

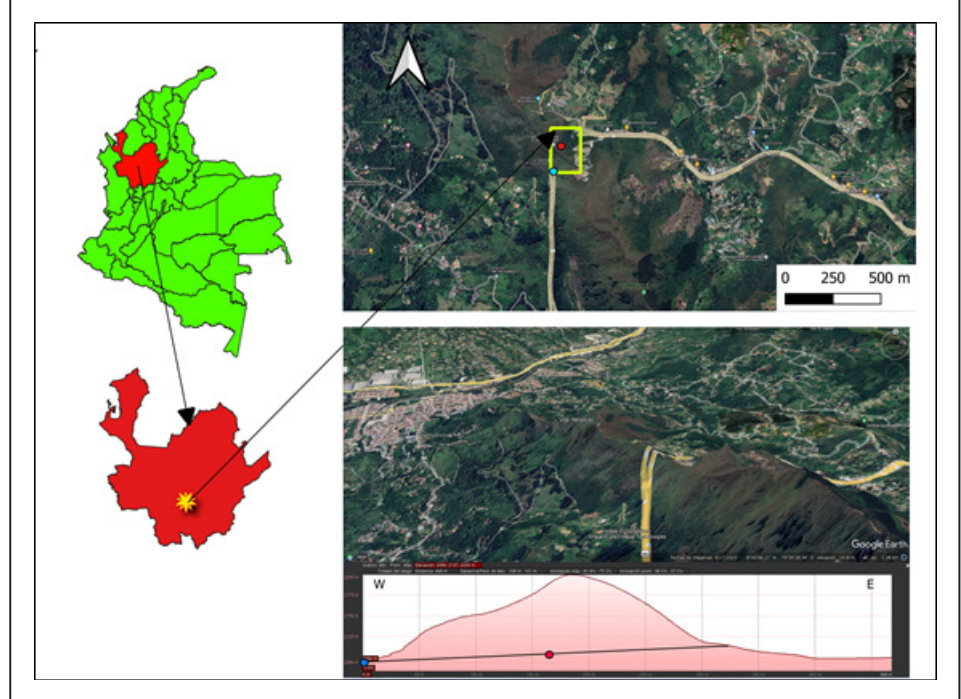
2.1. *Materiales y reactivos*

La solución stock de congéneres de HAPs (16 priority test), siete HAPs deuterados (para fines de cuantificación) y la solución stock de 16 HAPs individuales se compraron en sigma Aldrich (pureza >99,5%). De manera similar, El solvente hexano y el metanol para la extracción y preparación de la solución madre de HAPs, se adquirieron en sigma Aldrich (Grado cromatografía de gases MS SupraSolv®). Finalmente, la columna capilar (30 m, 0,25 mm, 0,15 μm) fue adquirida en Restek pure chromatography.

2.2. Área de estudio: Túnel Medellín - Bogotá

El túnel Medellín-Bogotá, está ubicado en la salida oriente del Valle de Aburrá en el kilómetro 13, con las coordenadas 6°19'36.73"N y 75°29'09.40" O. Ver figura 1.

Figura 1. Mapa del área de estudio. El punto en azul, indica el sitio de muestreo a la entrada del túnel Medellín – Bogotá. El punto rojo, indica el punto de muestreo en el interior del túnel.



El túnel, cuenta con una longitud aproximada de 260 metros y no posee un sistema de aireación. Las mediciones de HAPs totales, se realizaron a 50 metros de la entrada hacia el túnel y en el interior del túnel a 100 metros desde la entrada. Adicionalmente, se recolecto una muestra del material particulado adherido a la pared del túnel con espátula, la cual fue almacenada en frasco de vidrio ámbar. Hasta su análisis cualitativo por cromatografía de gases/masas (GC/MS)

2.3. Aforo vehicular: fuentes de emisión y velocidad del viento

Durante el tiempo de análisis de HAPs totales (15 minutos), se realizo conteo manual de vehículos clasificándolos en tres subgrupos tales como: vehículos pesados, vehículos particulares livianos y

motocicletas. El conteo, se realizo en el exterior e interior del túnel. Adicionalmente, se realizó medición de velocidad del viento durante 15 minutos por periodos de 2 minutos.

2.4. Medición de los niveles de Σ HAPs totales

El nivel de Σ HAPs totales, se evaluó por medio de un sensor fotoeléctrico PAS 2000 (EcoChem Analytics, League City, TX, EE. UU.) con detector de radiación UV. Este equipo, posee un rango de cuantificación entre 0 a 4000 ng.m⁻³ Con un flujo de 5 litros por minuto (Similar al volumen respiratorio). El equipo, se operó durante 15 minutos en los puntos seleccionados (Interior y exterior del túnel). Durante el análisis de Σ HAPs totales, se estimó la velocidad del viento y se realizó aforo vehicular.

2.5. Análisis cualitativo de congéneres de HAPs por GC/MS

El material particulado recolectado de las paredes del túnel, fue extraído por técnica de extracción líquida usando hexano como solvente. El extracto hexánico, fue filtrado por papel de 0.2 μ m y recolectada en un balón de rota-evaporador. La muestra fue reducida hasta 1 mL en rota-evaporador marca Heidolph a una presión de 350 mbar, Temperatura de 40 $^{\circ}$ C y 65 rpm. Finalmente, la muestra fue analizada en un cromatógrafo marca Thermo Scientific Trace® Ultra acoplado a un detector de espectrometría de masas (ISQ) en modo selection ion monitoring (SIM) bajo impacto electrónico (70eV). Los congéneres de HAPs se separaron en una columna capilar de Select PAHs Capillary Column (30 m, 0.25 mm (about 0.01 in), 0.15 μ m) con una temperatura inicial y final de 70 $^{\circ}$ C y 320 $^{\circ}$ C respectivamente, utilizando helio como gas de arrastre a un flujo de 2 mL.min⁻¹.

2.6. Análisis estadístico: Correlación entre niveles de HAPs y viento-fuentes de emisión

En los datos, se aplicaron pruebas de normalidad como orientación inicial de las pruebas estadísticas aplicadas. La comparación entre grupos, se realizó por medio de prueba *t de Student*. Los datos se graficaron usando el programa estadístico GraphPAD Prism 7.0. Las diferencias entre grupos, también fueron

evaluadas mediante un análisis ANOVA unidireccional y correlaciones de Pearson (intervalo de confianza >95%). Finalmente, los datos de Σ HAPs totales recolectados en tiempo real fueron procesados en formato Microsoft Excel (2016 - v16.0).

Las fuentes de emisión, se analizaron mediante las relaciones entre la concentración de FLU y PYR graficada en el eje “y” vs las relaciones entre la concentración de Benzo[a]antraceno (BaA) y la suma de BaA y criseno (CHR) en el eje “x”. Este análisis se basó en una metodología previamente establecida para estimar fuentes de HAPs petrogénicas, combustión de carbón y emisiones vehiculares (gasolina o Diésel) (Ramírez et al., 2023; Tobiszewski & Namieśnik, 2012).

2.7. Aspectos éticos:

La investigación, no involucró experimentación humana o en animales que representara un riesgo. Toda la experimentación fue de corte analítico

2.8. Evaluación de riesgo por inhalación de Σ HAPs: Efecto sobre humanos

El riesgo por exposición a Σ HAPs, se evaluó aplicando el modelo de inhalación (I_a) (Mustafa M. Aral, 2010). Ver ecuación 1

$$I_a = \frac{C_a \cdot IR_a \cdot t_{Ea} \cdot f_E \cdot ED}{BW \cdot T_{ave}} \quad (1)$$

Donde C_a es la concentración del contaminante en el aire ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), IR_a es la tasa de inhalación ($\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$), t_{Ea} es el tiempo que depende de la duración de la exposición ($\text{h}\cdot\text{día}^{-1}$), f_E es la frecuencia de exposición ($\text{día}\cdot\text{año}^{-1}$), ED es la duración de la exposición (años), BW es el peso corporal (kg) y T_{ave} es el período promedio de exposición (día). Se estimó el I_a para la exposición en el exterior e interior del túnel para evaluar las diferencias de riesgo para personas expuestas en el interior. El peso corporal se definió como un peso promedio de 70 kg de peso.

Adicionalmente, los resultados fueron comparados con datos reportados en la literatura actual (bases de datos con EBSCO, Science direct, SCOPUS, Springerlink, Pubmed entre otros), para analizar el efecto de los mismos sobre personas expuestas en este lugar.

3. Resultados

3.1. Aforo vehicular: Fuentes de emisión y velocidad del viento

El aforo vehicular, permitió la identificación de vehículos de carga pesada, camiones, motocicletas, buses de transporte público, automóviles y camperos. Ver tabla 1.

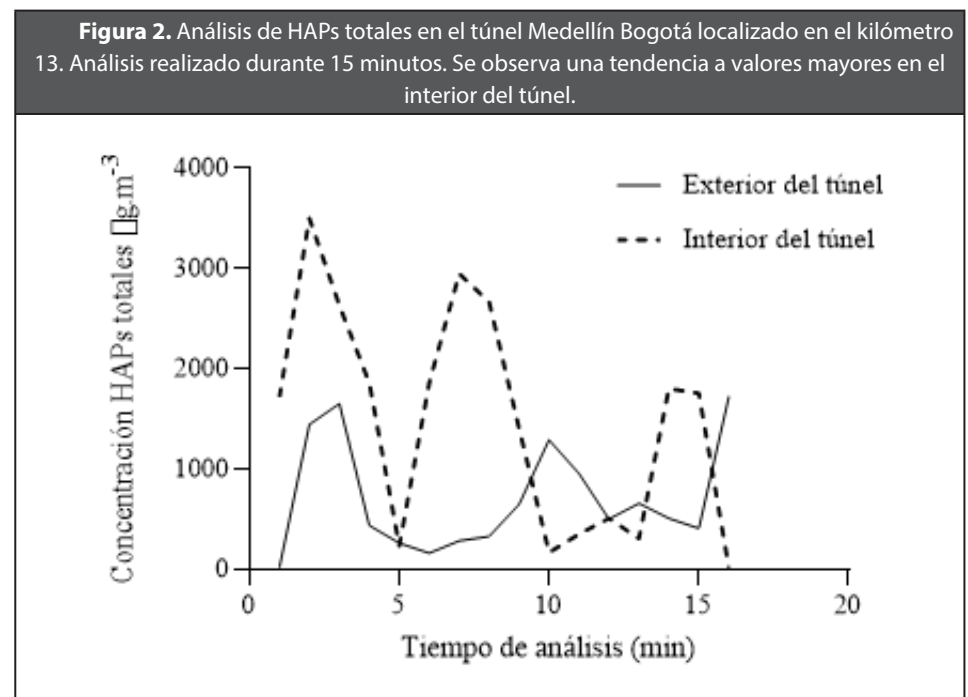
Tipo de vehículos	Exterior del túnel	Interior del túnel
Vehículos Pesados	74	79
Motocicletas	88	110
Vehículos livianos/Automóviles	95	116

La prueba de *t student* realizada para comparar el aforo vehicular en el exterior con el interior del túnel, indica que no hay diferencias significativas en el tráfico vehicular durante el tiempo de muestreo ($p= 0,6848$). Por lo tanto, el trafico vehicular, no explica las diferencias en las concentraciones de HAPs reportadas y posiblemente la condensación, acumulación y/o morfología del túnel puedan estar asociados con las diferencias encontradas. Adicionalmente, la temperatura en el interior y exterior del túnel mostraron temperaturas de 19.8 y 19.3 C respectivamente que, aunque no son muy diferentes, podría explicar procesos de evaporación en el interior del túnel cuando las temperaturas muestran diferencias mayores durante la tarde. Finalmente, la velocidad del viento, no mostró diferencias significativas entre el exterior y el exterior del

túnel ($p = 0,3239$), estimándose un valor promedio de $0.79 \text{ m. s}^{-1} \pm 0.16$ (CV=19.03%).

3.2. Análisis de Σ HAPs totales

El análisis de Σ HAPs totales, demostró la presencia de estas sustancias en el exterior e interior del túnel. Así, el promedio de Σ HAPs totales en el exterior del túnel, fue de $572,4 \mu\text{g.m}^{-3}$, mientras que en el interior fue de $1533,6 \mu\text{g.m}^{-3}$ ($N=20$). Ver figura 2



La figura 2, muestra la serie de concentración de Σ HAPs totales en el tiempo, la cual permite identificar picos máximos y mínimos en el interior y exterior del túnel, cuyo máximo se relaciona con la cantidad de vehículos que transitan durante el mismo tiempo de medición. Por lo tanto, se demuestra que los vehículos son fuentes emisoras de HAPs y así, una disminución en las concentraciones de HAPs totales en el tiempo 5 y 10, están relacionadas con la disminución del flujo vehicular. Sin embargo, el nivel promedio de Σ HAPs totales en el interior túnel, fue 2.7 veces mayor que los niveles en el exterior. Debido a la adhesión

de HAPs asociados al material particulado en las paredes del túnel, es importante considerar una liberación constante de estas sustancias debido a cambios térmicos, lo que permite particiones material particulado / aire a concentraciones bajas constantes incluso cuando no hay circulación vehicular. Por el contrario, una ausencia vehicular en el exterior del túnel, permite una depuración atmosférica debido a las corrientes de aire.

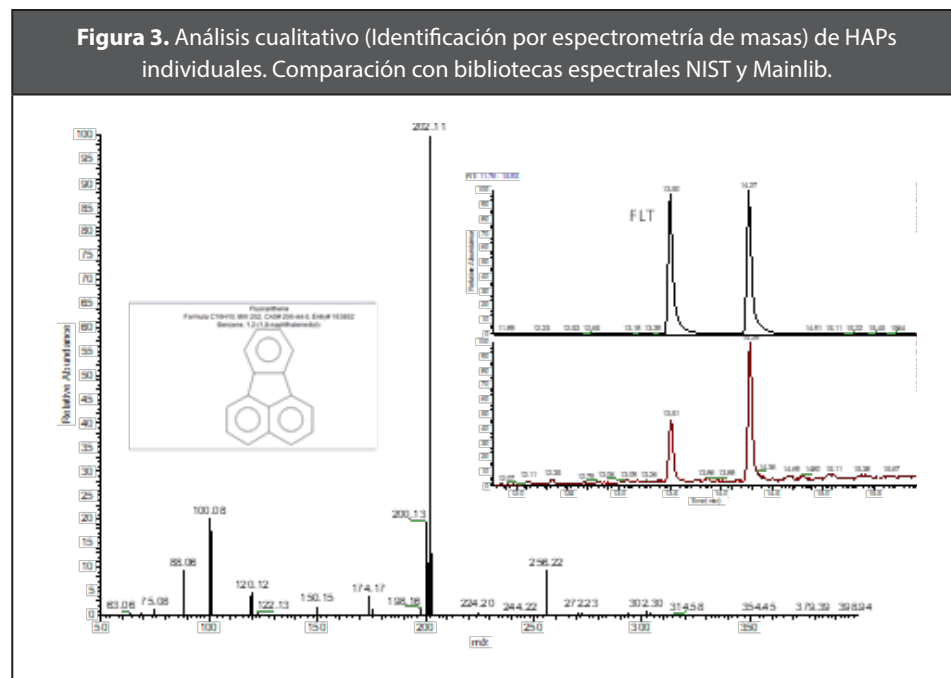
3.3. Análisis cualitativo y cuantitativo de HAPs por GC/MS: Identificación de congéneres

Los tiempos de retención (t_r) y los rangos lineales (RL) para los principales HAPs definidos por la EPA, fueron identificados por GC/MS. Ver tabla 2. Adicionalmente, los criterios de validación cumplieron con los valores requeridos (linealidad, precisión exactitud).

Tabla 2. Características cromatográficas de congéneres de HAPs evaluados por medio de GC/MS

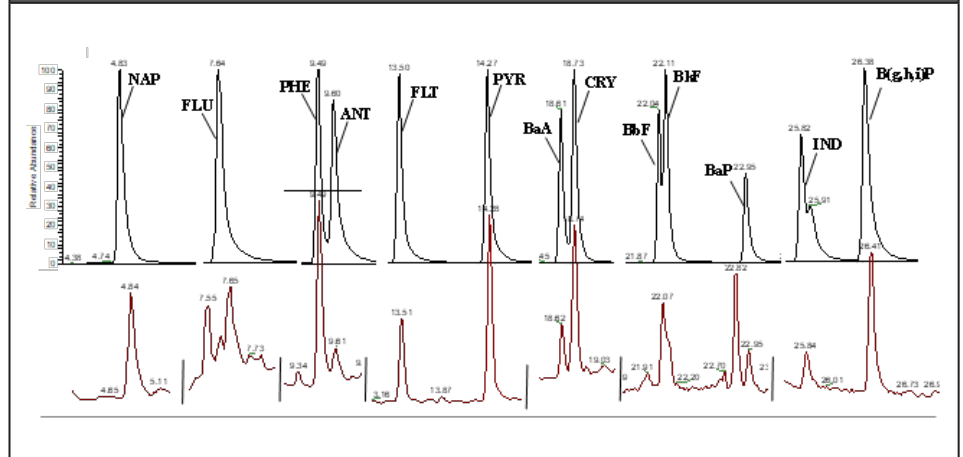
Congenero HAPs	Clasificación de toxicidad IARC	t_r	Q1	Q2	RL en $\mu\text{g. L}^{-1}(r^2)$
Naftaleno (NAP)	2B	4,84	128	129	10 – 1000 (0.994)
Fluoreno (FLU)	3	7,66	165	166	10 – 400 (0.987)
Fenantreno (PHE)	3	9,52	176	178	10 – 400 (0.973)
Antraceno (ANT)	2B	9,63	178	179	25 – 500 (0.971)
Fluoranteno (FLT)	3	13,54	202	203	25 – 500 (0.957)
Pireno (PYR)	3	14,32	203	203	50 – 1000 (0.977)
Benzo[a] Antraceno (BaA)	2B	18,65	226	228	25 – 500 (0.856)
Criseno (CRY)	2B	18,77	226	228	50 – 1000 (0.970)
Benzo[b] Fluoranteno BbF	2B	22,08	252	253	200 – 2000 (0.953)
Benzo[k] Fluoranteno (BkF)	2B	22,15	252	253	200 – 2000 (0.971)
Benzo[a] pireno (BaP)	1	22,96	252	253	50 – 500 (0.856)
Indeno (IND)	2B	25,84	274	276	50 – 500 (0.897)
Benzo[ghi] Pireno (BghiP)	3	26,41	276	278	50 – 1000 (0.946)

El método de identificación, consistió en la comparación de los espectros de masas con las principales librerías: mainlib y NIST aceptado un % de coincidencia mayor al 80% en el t_R coincidente con el estándar. Ver figura 3 como ejemplo de búsqueda de compuestos target



La figura 3, muestra la coincidencia en espectro de masas y t_R del FLT en la muestra de material particulado (Rojo) con el estándar (negro). Inicialmente, el modo Scan, permitió la identificación de 13 congéneres de HAPs asociados a las paredes del túnel Medellín - Bogotá. Ver Figura 4.

Figura 4. Corrido cromatográfico de HAPs por GC/MS y comparación con los tiempos de retención (t_R). Se encuentra la presencia de 13 congéneres de HAPs en la muestra de material particulado adherido a las paredes del túnel Medellín - Bogotá



Las sustancias detectadas, fueron cuantificadas en el rango lineal para cada una (Ver figura 5). Por lo tanto, las concentraciones son reportadas en valores de ng.cm^{-2} en el interior del túnel. Ver tabla 3

Figura 5. Linealidad para cuantificación de congéneres de HAPs. Los r^2 , mostraron valores mayores a 0.85

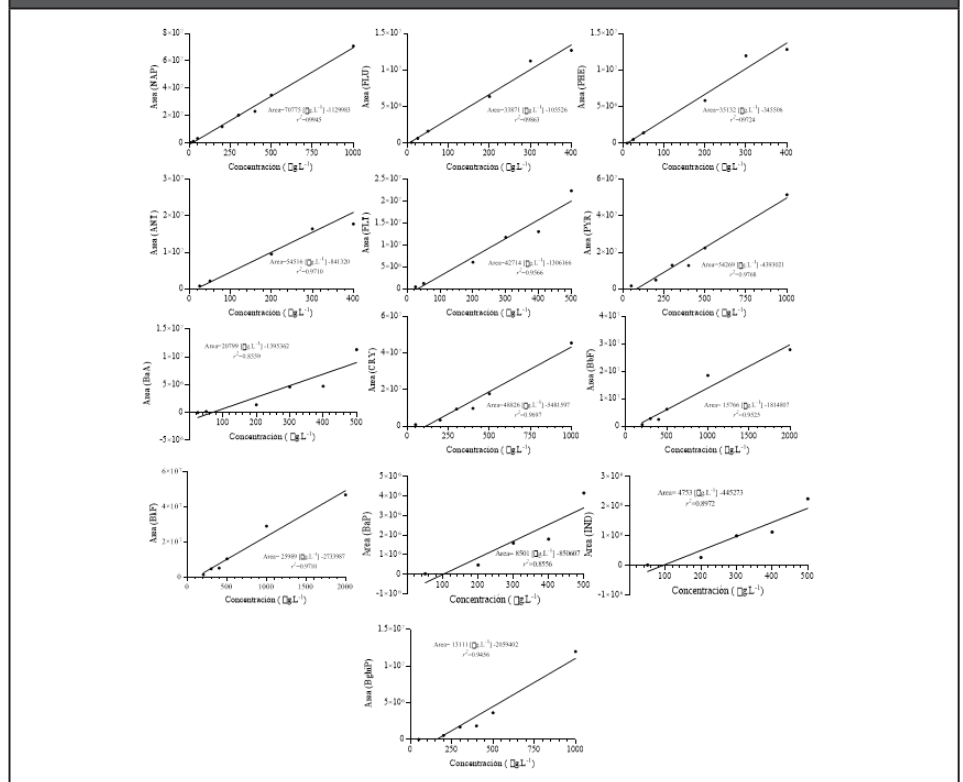
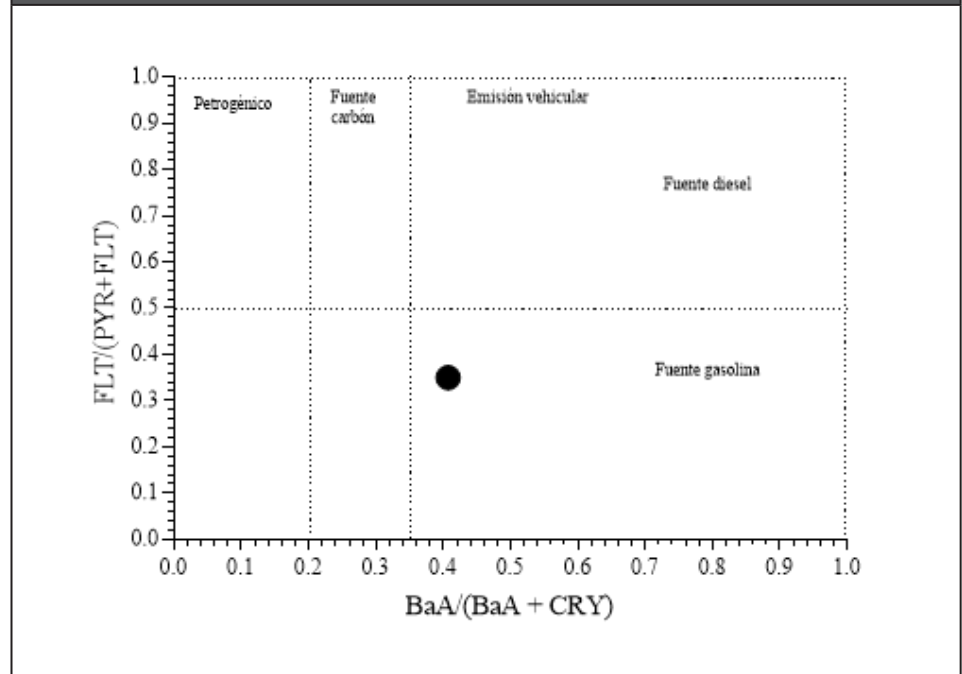


Tabla 3. Niveles de HAPs individuales en material particulado adherido a las paredes del túnel Medellín – Bogotá

HAPs	Nivel ($\mu\text{g. L}^{-1}$ - ppb) en curva de calibración	Nivel ng.cm^{-2} (Superficie 20 cm^{-2})
NAP	51	2,6
FLU	15	0,8
PHE	117	5,8
ANT	21	1,1
FLT	204	10,2
PYR	377	18,9
BaA	119	6,0
CRY	173	8,7
BbF	176	8,8
BkF	NC	NC
BaP	140	7,0
IND	146	7,3
Bghi	217	10,8

Finalmente, el análisis de relación entre FLT / (FLT+PYR) en el eje “y” vs la relación BaA/(BaA+CRY) en el eje “x”, permitió establecer que la principal fuente de hidrocarburos dentro del túnel y adheridos a las paredes, es de fuente vehicular específicamente combustión de gasolina. Ver figura 6

Figura 6. Evaluación de fuente de emisión de HAPs en el túnel Medellín Bogotá. Relación FLT / (FLT+PYR) en el eje "y" vs la relación BaA/(BaA+CRY) en el eje "x".



3.4. Evaluación de riesgo por inhalación de Σ HAPs: Efecto sobre humanos

La evaluación del riesgo por inhalación (I_a). Mostro un valor 8.8 veces mas alto para conductores y trabajadores dentro de túnel que el de los viajeros frecuentes que cruzan el túnel. Ver tabla 4. Esto indica, que el periodo de exposición, juega un papel importante en el I_a .

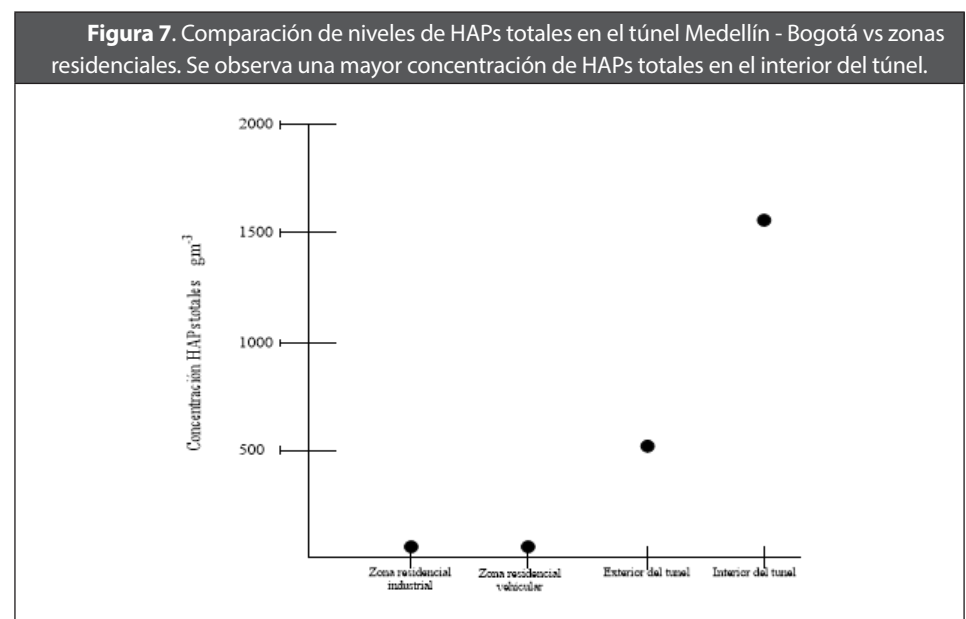
Tabla 4. Valores de I_a por exposición a HAPs en el túnel Medellín – Bogotá

Ciudadano expuesto	I_a ($\mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{day})^{-1}$)
Conductores de transporte público	1.60
Trabajadores dentro del túnel	1.60
Viajeros que Cruzan el túnel	0.18
Habitante expuesto aire del Valle de Aburrá (Narváez-Valderrama et al., 2023)	0.24

Teniendo en cuenta un riesgo sumatorio, los conductores de transporte público, tendrán como riesgo de inhalación (I_a) el valor de exposición en túnel + riesgo por exposición habitual para el Valle de Aburrá ($\bar{X}=0.24$). Adicionalmente, los viajeros que cruzan por el túnel, tendrán un valor de I_a que incluye riesgo de exposición habitual + el riesgo por exposición en túnel. De esta forma, los conductores y trabajadores dentro del túnel presentan un I_a 7.7 veces mayor al de un habitante del Valle de Aburra mientras que un viajero que cruza el túnel, tendrá un I_a 1.75 veces mayor. De acuerdo con la ecuación de estimación de I_a , el riesgo depende mayoritariamente, de la concentración de HAPs en aire (C_a) y del t_{Ea} .

4. Discusión

Las condiciones de aireación y morfología de los túneles implican la depuración o permanencia de contaminantes atmosféricos que representan un riesgo para las personas expuestas (El-Fadel & Hashisho, n.d.) . En este aspecto, en este trabajo, se estimó un nivel de HAPs totales superior a $1500 \mu\text{g.L}^{-1}$, lo que implica una concentración 1000 veces mayor a la reportada para zonas residenciales (Ver figura 7).



La comparación de Σ HAPs totales en el túnel Medellín-Bogotá con zonas residenciales (Trabajo de análisis de Σ HAPs realizado previamente (Narváez-Valderrama et al., 2023), permite ver que la exposición en zonas de alto tráfico vehicular y en túneles es 500 y 1000 veces mayor respectivamente. Las zonas residenciales comparadas, están ubicadas a una distancia mayor a 50 metros desde la fuente de emisión (Industrial o vehicular), mientras que el interior y el exterior del túnel, son evaluados en la fuente directa de emisión.

Aunque el túnel Medellín -Bogotá, actúa como un reservorio para HAPs, es posible que su corta longitud, (cerca a 260 m) favorezca procesos de depuraciones en cuanto las fuentes de emisión se reduzcan. En túneles urbanos de corta longitud como Salim Slam túnel (Beirut: longitud de 526 m), se ha encontrado la presencia de contaminantes tales como CO, NO_x, NO₂, SO₂, VOC, y PM2.5, lo que indica baja depuración debido a un tráfico vehicular constante (El-Fadel & Hashisho, n.d.). Similarmente, el túnel Medellín - Bogotá, se ubica en una zona semiurbana cuyo tráfico constante impediría una depuración rápida de contaminantes. Para túneles de mayor longitud, el panorama es aún más complejo para las tasas de depuración, dado la mayor distancia que deben recorrer los contaminantes atmosféricos para salir del túnel. En este aspecto, cruzar túneles como occidente y túnel de oriente (Antioquia), implicará la mejora de los sistemas de ventilación y el uso de materiales de protección o el aislamiento con el exterior. Adicionalmente, el trabajo al interior de estas estructuras, implicará adicionalmente, la reducción del flujo vehicular para reducir emisiones. De acuerdo con los análisis estimados en el total de BaP, estar en el interior de estas estructuras podría ser equivalente al consumo de cigarrillos (Castaño-Vinyals et al., 2004).

Por lo tanto, los sistemas de ventilación toman un papel importante en los procesos de depuración. En este aspecto, trabajos de investigación futuros en los túneles de Occidente, Toyo, túnel de oriente entre otros, significan una evaluación importante en el riesgo para personas de tránsito permanente o de trabajo dentro de los mismos para definir materiales de protección y diseños futuros que minimicen riesgos. De acuerdo con el “Manual para el diseño, construcción, operación y mantenimiento de túneles de carretera

para Colombia”, los túneles deben incluir sistemas de ventilación que proporcionen un suministro suficiente de aire fresco para contrarrestar el equilibrio de los gases de escape en el túnel y evitar la acumulación de gases producto del tráfico vehicular (INVIAS, 2021). De acuerdo con este manual, el túnel Medellín Bogotá, posee solo un sistema de ventilación natural, dado que la longitud de este túnel es inferior a 1000 m. Sin embargo, parece que este sistema no es eficiente para la depuración de contaminantes orgánicos. Para túneles de mayor longitud, se requiere ventilación mecánica o forzada y un mal funcionamiento de los mismos, implicara la acumulación de contaminantes peligrosos.

De acuerdo con los resultados presentados para el análisis de HAPs en material particulado, los HAPs pueden adherirse a las paredes de los túneles, lo que implica una resuspensión de estas sustancias por condiciones térmicas o de partición. Se ha encontrado que HAPs procedentes del caucho de las ruedas y material asociado a material particulado se resuspende nuevamente en túneles de Portugal, lo que lleva a un suministro constante de estas sustancias (Oliveira et al., 2011).

En este aspecto, la limpieza de las paredes por procesos de lavado, son necesarias para evitar incrementos de los niveles atmosféricos en el interior de los túneles. Por ejemplo, en Noruega, los túneles pasan por procesos de lavado de 2 a 12 veces anuales para reducir la cantidad de material adherido a paredes y que pueden ser fuente de suministro constante de contaminantes (Meland et al., 2010). Sin embargo, el agua de lavado debe colectarse en estanques de sedimentación en donde pueden retenerse algunos contaminantes para impedir su paso a ecosistemas acuáticos (Meland et al., 2010). Dado la capacidad recalcitrante de contaminantes y su persistencia, muchas de estas sustancias alcanzan fuentes de agua natural. Por lo tanto, el lavado implica, entre otras, la escorrentía de estas sustancias hasta alcanzar cuerpos de agua don de ecosistemas acuáticos podrían verse afectado. En un trabajo anterior, encontramos la presencia de HAPs en un río importante para la captación de agua en el Valle de Aburrá. Estas sustancias, fueron arrastradas desde las carreteras hasta sistemas colectores de agua que posteriormente alcanzaron aguas residuales o directamente la cuenca (Ramírez et al., 2023).

Adicionalmente, estas sustancias no son removidas por procesos de tratamiento convencional, lo que significa un impacto sobre organismos acuáticos.

El análisis de HAPs individuales en material particulado adherido al túnel Medellín Bogotá, indica mayores concentraciones para FLT y PYR, lo que permite identificar la gasolina, como el combustible fósil con mayores aportes a este tipo de contaminación (Ver tabla 3 y figura 5). En contraste, en un trabajo realizado en el túnel Marquês de Pombal (Lisboa-Portugal) se encontraron FLT y PYR, pero con una dominancia en masa de HAPs de bajo peso molecular (2 a 3 anillos), lo que indica que estas sustancias proceden principalmente del Diesel como combustible (Oliveira et al., 2011). Adicionalmente, El material particulado adherido a la pared de este túnel, presentó perfiles de HAPs similares, lo que indica la re- suspensión de estas sustancias desde el polvo del suelo y productos de desgaste de cauchos de las ruedas de los vehículos. En este aspecto, posiblemente los HAPs detectados en este trabajo, también se asocien a fuentes similares. La transición de combustibles, los autos híbridos y eléctricos, podrían representar una solución para la reducción de estos contaminantes en los túneles y por lo tanto menor riesgo para personas con transito permanente por estas estructuras.

La presencia de HAPs pesados como BaP, BaA, Bghi y el IND indica el riesgo cancerígeno y reproductivo por exposición a estas sustancias. En este aspecto, el BaP, ha sido clasificado por la IARC como una sustancia cancerígena para los humanos tipo 1 (Moldoveanu, 2010). Este HAP, está presente en el cigarrillo y está implicado directamente en el cáncer de pulmón para fumadores (Ding et al., 2005). Por lo tanto, un inadecuado manejo y diseño de túneles, podría convertir en fumadores pasivos a quienes transitan permanentemente.

Por otro lado, el análisis I_a , demuestra que trabajadores que laboren dentro de los túneles y conductores con exposición periódica, presentan un riesgo 7 veces mayor a quienes habitan en ciudades contaminadas. Adicionalmente, los resultados indican que la variable con mayor influencia en el riesgo, es el t_{Ea} , y, por lo tanto, el riesgo aumenta en la medida en la que la distancia de los túneles aumenta.

En la tabla 5, se presenta una proyección de riesgo para otros túneles en Antioquia

Tabla 4. Evaluación de riesgo I_a para algunos túneles de mayor longitud en Antioquia

Túnel	Longitud (metros)	I_a ($\mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{day})^{-1}$)
Túnel del Toyo	9840	47,64
Túnel de oriente	8229	43,6
Túnel de occidente	4600	22,4
Túnel de la quiebra	4200	20,4
Túnel de Amagá	3600	17,4
Túnel Mulatos	2500	12,2

De acuerdo con la tabla 4, el valor de riesgo (I_a), es directamente proporcional a la longitud del túnel, dado que el tiempo de exposición aumentará igualmente. Sin embargo, los sistemas de aireación y las temperaturas externas pueden disminuir I_a , dado que podría reducir el termino C_a de la ecuación 1.

Aunque los resultados de este trabajo, son preliminares, permite visualizar los efectos por la exposición a HAPs dentro de los túneles y la necesidad de sistemas de ventilación eficientes, uso de materiales de protección y biomagnificación del impacto de HAPs por lavados inadecuados que llevan a la escorrentía de estas sustancias. Trabajos futuros, deberían enfocarse en el modelado de HAPs dentro de estas estructuras incluyendo parámetros de temperatura y dirección de viento, mediciones seriadas en el interior y evaluación del impacto por exposición crónica a HAPs dentro de los túneles.

5. Conclusiones

El túnel Medellín Bogotá, presenta niveles de HAPs promedio de $1533,6 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, los cuales se acumulan por la ausencia de sistemas de aireación y bajas tasas de depuración. Adicionalmente, el análisis de HAPs adheridos a pared, muestra un rango de concentración entre 0.2 a $18.9 \text{ ng} \cdot \text{cm}^{-2}$ con presencia de FLT, PYR y BaA, lo que demuestra

que los vehículos a gasolina serían los mayores aportantes de estas sustancias. Adicionalmente, la presencia de BaP indica la exposición a contaminantes cancerígenos en el interior del túnel. Finalmente, el modelo de riesgo I_a , Indica que el riesgo para conductores y trabajadores dentro del túnel es 7.7 veces mayor al de un habitante del Valle de Aburra y de 8.9 veces mayor al de un viajero que cruza el túnel. Este riesgo, incrementa directamente con la longitud del túnel dado que incrementa el tiempo de exposición, el cual se relaciona con la variable t_{Ea} , la cual mostró mayor impacto sobre la evaluación del riesgo. En futuros estudios, debe considerarse la modelación de HAPs dentro de túneles y su relación con parámetros de temperatura y dirección de viento. Este trabajo y otros aportan en la prevención de problemas de salud pública por exposición prolongada a HAPs en túneles.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen al grupo GAIA, por los análisis realizados y la contribución en equipos de campo para realizar análisis de HAPs atmosféricos. Adicionalmente, los autores agradecen el laboratorio de ciencias de la vida de la Corporación Universitaria Remington por los espacios para los análisis químicos realizados.

7. Referencias bibliográficas

- Castaño-Vinyals, G., D'Errico, A., Malats, N. and Kogevinas, M., 2004. Biomarkers of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons from environmental air pollution. *Occupational and Environmental Medicine*, 61(4). <https://doi.org/10.1136/oem.2003.008375>.
- Cetin, B., Yurdakul, S., Keles, M., Celik, I., Ozturk, F. and Dogan, C., 2017. Atmospheric concentrations, distributions and air-soil exchange tendencies of PAHs and PCBs in a heavily industrialized area in Kocaeli, Turkey. *Chemosphere*, 183, pp.69-79. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.103>.
- De Fre, R., Bruynseraede, P. and Kretzschmar, J.G., 1994. Air Pollution Measurements in Traffic Tunnels. <https://doi.org/10.1289/ehp.102-1566941>.
- Ding, Y.S., Trommel, J.S., Yan, X.J., Ashley, D. and Watson, C.H., 2005. Determination of 14 polycyclic aromatic hydrocarbons in mainstream smoke from domestic cigarettes. *Environmental Science and Technology*, 39(2), pp.471-478. <https://doi.org/10.1021/es048690k>.

- El-Fadel, M. and Hashisho, Z., n.d. Vehicular emissions and air quality assessment in roadway tunnels: the Salim Slam tunnel. www.elsevier.com/locate/trd.
- González-Martín, J., Kraakman, N.J.R., Pérez, C., Lebrero, R. and Muñoz, R., 2021. A state-of-the-art review on indoor air pollution and strategies for indoor air pollution control. *Chemosphere*, 262. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128376>.
- Herrera-Mejía, L. and Hoyos, C.D., 2019. Characterization of the atmospheric boundary layer in a narrow tropical valley using remote-sensing and radiosonde observations and the WRF model: the Aburrá Valley case-study. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 145(723), pp.2641-2665. <https://doi.org/10.1002/qj.3583>.
- INVIAS, 2021. Manual para el diseño, construcción, operación y mantenimiento de túneles de carretera para Colombia. <https://anraci.org/wp-content/uploads/2021/12/Manual-de-Tuneles-Publ.pdf>.
- Kim, K.H., Jahan, S.A., Kabir, E. and Brown, R.J.C., 2013. A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. *Environment International*, 60, pp.71-80. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.07.019>.
- Meland, S., Borgstrøm, R., Heier, L.S., Rosseland, B.O., Lindholm, O. and Salbu, B., 2010. Chemical and ecological effects of contaminated tunnel wash water runoff to a small Norwegian stream. *Science of the Total Environment*, 408(19), pp.4107-4117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.034>.
- Moldoveanu, S.C., 2010. Toxicological and Environmental Aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Related Compounds. *Techniques and Instrumentation in Analytical Chemistry*, 28, pp.693-699. [https://doi.org/10.1016/S0167-9244\(09\)02823-6](https://doi.org/10.1016/S0167-9244(09)02823-6).
- Mustafa, M.A., 2010. Environmental Modeling and Health Risk Analysis (ACTS/RISK). <https://doi.org/10.1007/978-90-481-8608-2>.
- Narváez-Valderrama, J.F., Alzate-B, S.V., Correa-Gil, V., García-L, J.J., Bedoya-Soto, J.M., Molina-P, F.J., Pauta-Calle, G.G., Vázquez-Guillén, G.B. and Ramos-Contreras, C.D., 2023. Traffic and Industrial Contributions of Particle-Bound PAHs during an Air Pollution Event in Metropolitan Area of Medellín-Colombia: Inhalation Intake Risk during Pregnancy. <https://doi.org/10.20944/preprints202309.0628.v1>.
- Narváez-Valderrama, J.F., Correa Gil, V., Alzate B, V., Tavera, E.A., Noreña, E., Porras, J., Quintana-Castillo, J.C., García L, J.J., Molina P, F.J., Ramos-Contreras, C. and Sanchez, J.B., 2022. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on gestational hormone production in a placental cell line: Application of passive dosing to in vitro tests. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 245. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114090>.
- Oliveira, C., Martins, N., Tavares, J., Pio, C., Cerqueira, M., Matos, M., Silva, H., Oliveira, C. and Camões, F., 2011. Size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in a roadway tunnel in Lisbon, Portugal. *Chemosphere*, 83(11), pp.1588-1596. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.01.011>.
- Ramírez, D.G., Narváez Valderrama, J.F., Palacio Tobón, C.A., García, J.J., Echeverri, J.D., Sobotka, J. and Vrana, B., 2023. Occurrence, sources, and spatial variation of POPs in a mountainous tropical drinking water supply basin by passive sampling. *Environmental Pollution*, 318. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120904>.
- Rendón, A.M., Salazar, J.F., Palacio, C.A., Wirth, V. and Brötz, B., 2014. Effects of urbanization on the temperature inversion breakup in a mountain valley with implications for air quality. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 53(4), pp.840-858. <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-13-0165.1>.
- Tobiszewski, M. and Namieśnik, J., 2012. PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental Pollution*, 162, pp.110-119. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.10.025>.

- Wang, X.T., Miao, Y., Zhang, Y., Li, Y.C., Wu, M.H. and Yu, G., 2013. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils of the megacity Shanghai: Occurrence, source apportionment and potential human health risk. *Science of the Total Environment*, 447, pp.80-89. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.086>.
- Wingfors, H., Sjödin, A., Haglund, P. and Brorström-Lundén, E., 2001. Characterization and determination of profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons in a traffic tunnel in Gothenburg, Sweden. *Atmospheric Environment*, 35. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00389-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00389-2).
- Wu, J., Hou, H., Ritz, B. and Chen, Y., 2010. Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and missed abortion in early pregnancy in a Chinese population. *Science of the Total Environment*, 408(11), pp.2312-2318. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.02.028>.