

PARTÍCULAS TOTALES SUSPENDIDAS EN EL AIRE EN LAS ZONAS DE ALTO FLUJO VEHICULAR DE LA USB

Figuera Anisabel

Gonsalves Zulaika

Miniproyecto de Ingeniería Química
dirigido por

Prof. Elena Ehrmann

Departamento de Procesos

RESUMEN

Se determinaron las partículas totales suspendidas (PTS) en el aire en una zona de alto flujo vehicular (AFV) de la Universidad Simón Bolívar (USB) durante días de actividad normal (AN) y durante un fin de semana (FS) y en una zona de bajo flujo vehicular (BFV). En todos los casos, las PTS estuvieron por debajo de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, límite superior para aire limpio establecido en el decreto 638 de la Ley Orgánica del Ambiente. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las PTS en la localidad de AFV y en la localidad de BFV, lo cual indicó que hay una elevada dispersión de aire en la zona. La muestra FS sí presentó diferencias significativas con respecto a las muestras de AN, lo que permitió relacionar el flujo vehicular con la concentración de PTS. En todas las muestras de PTS se encontraron trazas de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), cuya concentración fue más elevada en la localidad de AFV durante los días de semana.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire puede definirse según Seinfeld (1978), como “cualquier condición atmosférica en la que ciertas sustancias alcanzan concentraciones lo suficientemente elevadas sobre su nivel ambiental normal como para producir un efecto medible en el hombre, los animales, la vegetación o los materiales”. Existen evidencias de que la contaminación afecta la salud de las personas y los animales, daña la vegetación, ensucia y deteriora los materiales, entre otros. Se podría decir que el más polémico e importante es el efecto sobre la salud humana, ya que los contaminantes penetran a través del sistema respiratorio y se acumulan en el organismo.

Uno de los contaminantes que más se manifiesta en las zonas urbanas es el material particulado (MP), el cual se refiere a la presencia de diminutas partículas contaminantes en el aire que varían en tamaño y composición, y tienen la capacidad de penetrar y depositarse en los pulmones. Éstas provienen de diversas fuentes naturales y antropogénicas, como polvos naturales y la combustión de los hidrocarburos, entre otros. Sumado a esto, existen sustancias químicas que se adhieren a este material particulado y aumentan su toxicidad y riesgo para la salud humana. Los hidrocarburos aromáticos policíclicos forman parte de estas sustancias químicas. Los mismos provienen de la combustión incompleta del carbón, combustibles líquidos, basura y otros compuestos orgánicos, y son responsables de una serie de enfermedades, entre ellas, el cáncer.

La mayoría de los vehículos de transporte pesado y de transporte público funcionan por la combustión de diesel. Cuando esta combustión es incompleta se emiten cantidades importantes de material particulado a la atmósfera.

La Universidad Simón Bolívar presenta a diario un tráfico significativo de autobuses con motores diesel, debido a que estos son prácticamente la única alternativa de transporte público para la población de estudiantes, empleados y profesores que a diario acceden a esta universidad. Por ello, existe la necesidad de estudiar si la presencia de este flujo vehicular afecta la calidad

del aire en términos de material particulado e hidrocarburos aromáticos policíclicos, lo cual representaría un riesgo para la salud de toda la comunidad universitaria.

La presente investigación tiene como objetivo evaluar la calidad de aire en las adyacencias de la zona de mayor circulación de autobuses de la Universidad Simón Bolívar, en términos del material particulado y el contenido de hidrocarburos aromáticos policíclicos presentes en el mismo.

ANTECEDENTES

El tema de la calidad en cuanto a las partículas totales suspendidas ha sido ampliamente estudiado y reportado en la literatura. Sin embargo, hay pocos estudios reportados al respecto en Caracas o en Venezuela a pesar de que el Ministerio del Poder Popular para el Ambiente cuenta con 13 estaciones de monitoreo de la calidad de aire en Venezuela, 4 de las cuales se encuentran en Caracas.

Santana *et al.* (2001) presentan en una publicación de la revista *Visión Tecnológica*, los resultados de un estudio de calidad de aire realizados en el área metropolitana de Caracas, entre los años 1996 y 1999. Para ello realizaron un inventario de emisiones de los vehículos a gasolina, la caracterización climatológica del aire y las mediciones de los principales agentes contaminantes del aire, provenientes de las emisiones de los vehículos, entre los cuales se encontraban las partículas totales suspendidas. Para el estudio de las PTS, se escogieron tres localizaciones: El Silencio, la Av. Francisco de Miranda y El Cementerio. Sus resultados mostraron que las mayores concentraciones de PTS se observaron en los sectores con mayores densidades de tráfico y actividad del área metropolitana (Av. Francisco de Miranda y El Silencio). Además, observaron concentraciones más bajas en el muestreo de fin de semana. Los promedios anuales de las concentraciones de PTS en las tres localizaciones no sobrepasan los límites permitidos por la normativa establecida en el Decreto 638 de la Ley Orgánica del

Ambiente.

Un estudio más reciente realizado por Canelón (2007) tuvo como objetivo determinar la concentración de nitrógeno soluble en agua, presente en las partículas totales suspendidas. La recolección de muestras de PTS fue realizada por el Instituto de Química Atmosférica del IVIC en dos períodos y en distintas localizaciones. En el primer período, de Septiembre a Octubre del año 2005, se tomaron muestras en las localidades de Osuma y Altos de Pipe. En el segundo período, entre Febrero y Abril del año 2006, se llevó a cabo el proceso de muestreo en las localidades de Caracas, Islas de Aves y Altos de Pipe. En ambos períodos los lapsos de recolección de muestras eran de 23 a 27 horas. La menor concentración promedio de PTS se obtuvo en la localidad de Altos de Pipe, la cual fue de $53 \pm 24 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que las concentraciones más altas se obtuvieron en las localidades de Isla de Aves y Caracas siendo estas de 140 ± 23 y $135 \pm 43 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente.

En el resto del país también se han realizado estudios referentes a la calidad del aire. En la ciudad de Valencia, Edo. Carabobo, Martínez (1998) determinó la cantidad de PTS en el aire de dos zonas de Valencia, una urbana y otra sub urbana. Los resultados obtenidos presentan una concentración promedio de PTS de $80 \pm 33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para la zona sub urbana y $87 \pm 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para la otra localización. Con esto, Martínez concluye que el aire en ambas zonas de acuerdo a las normas sobre calidad de aire pueden considerarse como moderadamente contaminado y que las actividades que se realizan en la zona urbana generan mayor cantidad de partículas por lo que se recomienda un estudio de las partículas en función de su tamaño de dicha zona.

Por último, en el exterior del país existen una gran variedad de investigaciones que incluyen tanto discriminación por tamaño, como el análisis de metales y compuestos orgánicos asociados al PTS. En una serie de estudios se caracterizan los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) presentes en las PTS. Por ejemplo, Amador *et al.* (2001) realizaron una investigación en México DF, donde encontraron una concentración promedio de PTS de $109 \pm 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Además de esto, identificaron la presencia de 10 hidrocarburos aromáticos policíclicos asociadas a las partículas suspendidas totales (PTS), utilizando un cromatógrafo de gases acoplado a un espectrómetro de masas. Este estudio sugirió la mutagenicidad (la capacidad de una sustancia química para causar cambios en el material genético) de la materia orgánica asociada al PTS.

Ning *et al.* (2007) realizaron una caracterización química de las partículas ultrafinas presentes en zonas urbanas de Los Ángeles, USA. Estos autores reportaron la presencia de 18 hidrocarburos aromáticos policíclicos en las muestras de partículas ultrafinas, especialmente en el período matutino, y la fuerte influencia de las emisiones provenientes del tráfico junto con la concentración de partículas, en la abundancia de hidrocarburos aromáticos policíclicos. Una de las conclusiones del estudio establece la relación directa que existe entre la congestión vehicular de la autopista cercana al muestreo y la concentración de hidrocarburos obtenidos.

En la USB no existen antecedentes en el estudio de la calidad de aire en términos de material particulado e hidrocarburos aromáticos policíclicos asociados.

FUNDAMENTOS TEÓRICOS

El material particulado (MP) o partículas

Partícula es un término que se emplea para describir las materias sólidas y líquidas, dispersas y arrastradas por el aire,

mayores que las moléculas individuales (las moléculas miden aproximadamente $0,0002 \mu\text{m}$ de diámetro) pero menores de $500 \mu\text{m}$ ($1 \mu\text{m} = 1 \text{ micrón} = 10^{-4} \text{ cm}$). Las partículas en este intervalo de tamaño tienen una vida media en suspensión que varía desde unos cuantos segundos hasta varios meses. Las partículas entre $0,1$ y $1 \mu\text{m}$ tienen velocidades de asentamiento en el aire estático que, aunque finitas, son pequeñas comparadas con las velocidades del viento. Las partículas por encima de aproximadamente $20 \mu\text{m}$ tienen grandes velocidades de asentamiento y se eliminan del aire por gravedad y otros procesos de inercia, por lo que el aire las arrastra durante períodos relativamente cortos (Wark and Warner, 1998).

El MP representa un riesgo para la salud, aumentan las reacciones químicas en la atmósfera, reducen la visibilidad como resultado de la absorción y dispersión de la luz por las partículas, aumentan la posibilidad de precipitación, la niebla y las nubes, reducen la radiación solar lo que produce cambios en la temperatura ambiental y en las tasas biológicas de crecimiento de las plantas, y ensucian materiales y el suelo.

El MP puede tener origen natural (polvo, polen, etc.) o antropogénico. Entre las fuentes primarias de origen antropogénico se encuentran gases de chimenea, emisiones emanadas por procesos químicos industriales, combustión de hidrocarburos, entre otros (Seinfeld, 1998).

Efectos de las partículas en el aire sobre la salud humana

Los efectos del MP sobre los seres humanos dependen de su tamaño y concentración. El tamaño del MP establece la zona del tracto respiratorio donde éstas se depositarán: MP entre $2,5$ - $10 \mu\text{m}$ de diámetro aerodinámico se depositarán en el tracto superior; MP con el diámetro aerodinámico inferior a $2,5 \mu\text{m}$ penetrarán hasta la región alveolar del pulmón.

En general, las partículas de mayor tamaño (superiores a $5 \mu\text{m}$) son eficazmente eliminadas por el sistema respiratorio superior; éstas son filtradas por la vellosidad de los conductos nasales o retenidas por la mucosa que cubre la cavidad nasal y la traquea. Las más pequeñas logran atravesar el sistema respiratorio superior; las mayores de este grupo ($\cong 1 \mu\text{m}$) se depositan en las paredes de los bronquios inmediatamente después de la bifurcación del árbol bronquial, posiblemente por el impacto inercial ocasionado por los remolinos de aire causados por la bifurcación. Las más pequeñas (menores a $0,1 \mu\text{m}$) están gobernadas por el movimiento browniano (movimiento rápido e irregular causado por colisiones de la partícula con moléculas de aire), por lo cual, tienen gran probabilidad de colisionar con las paredes de los bronquios en algún lugar del árbol bronquial. Pero, las partículas entre $0,1$ - $1 \mu\text{m}$ son muy pequeñas para ser retenidas y muy grandes para trasladarse bajo el efecto browniano, por lo cual este tamaño de partícula penetra profundamente en los pulmones (Seinfeld, 1998).

Entre el 1 % y el 4 % de la mortalidad de la población se atribuye al MP suspendido en el aire, según la OMS. En las ciudades de América Latina, alrededor de 200000 personas mueren tempranamente cada año por la exposición a altos niveles de MP en el aire.

Análisis estadísticos han demostrado una relación entre los aumentos de las concentraciones de partículas y el aumento del número de visitas a clínicas y hospitales debido a infecciones respiratorias, afecciones cardíacas, bronquitis, asma, pulmonía, enfisema y otras semejantes. Las defunciones de personas ancianas aquejadas de enfermedades respiratorias y afecciones cardíacas muestran un aumento en los períodos en que la

concentración de partículas es mucho más alta durante varios días. Un gran volumen de evidencia indica que gran parte de las partículas en la atmósfera es de naturaleza carcinógena (Wark y Warner, 1998.)

Distribución y concentraciones típicas del MP

La concentración de las partículas usualmente se expresa como la masa total de las partículas en un volumen dado de aire. Las unidades estándar son microgramos (μg) por metro cúbico.

Un estudio realizado en 401 países entre 1957 y 1967 demostró una estrecha relación entre el número de habitantes y la cantidad de MP. Además el 75% tenía una concentración promedio de partículas mayor a $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$, y para la fecha la norma primaria federal para la calidad del aire para partículas es suspensión era de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, basándose en la medida geométrica anual (Wark y Warner, 1998)

Métodos de muestreo para PTS

El método de muestreo depende de los componentes a determinar y de la técnica analítica a utilizar. La estrategia de muestreo debe contemplar los lugares de muestreo, la duración y el número de muestras a tomar, a fin de lograr la representatividad de las muestras.

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (US EPA) ha establecido un método de referencia para la medición de cada contaminante importante del aire. Este constituye el método de referencia considerado como el estándar contra el cual se pueden probar otros métodos. El método de referencia para el MP es con un muestreador de alto volumen (*high vol*), el cual puede tener una boquilla diseñada para excluir las partículas con un diámetro mayor de 10 micras para discriminar o simplemente no tenerlo en cuyo caso se obtendrán las partículas suspendidas totales. Se hace pasar un volumen grande de aire a través de un filtro pesado previamente, el cual se vuelve a pesar al completar el muestreo. En todos los aspectos prácticos, este aparato es similar a una aspiradora doméstica que incluye la capacidad de medir polvo acumulado que pasa por él. (Nerves, 1998)

Hidrocarburos aromáticos policíclicos

Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) son un grupo de más de cien sustancias diferentes cuya estructura básica consta de anillos bencénicos condensados.

La contribución de las fuentes naturales a la producción de HAP, como los incendios forestales y los volcanes, es mínima comparada con las emisiones causadas por el ser humano. La combustión de combustibles fósiles es la principal fuente de emisión de HAPs. Estos compuestos también están presentes en el humo del tabaco y en los alimentos a la parrilla, ahumados y fritos (Mastrandea *et al.*, 2005).

Según la ATSDR (Agencia para el registro de sustancias tóxicas y enfermedades), los HAPs pueden encontrarse disueltos en el aire o adheridos a partículas de polvo. Se puede estar expuesto a los HAP al respirar aire con humo de cigarrillos, humo de madera, emisiones del tubo de escape de automóviles, caminos de asfalto o humo de la combustión de productos agrícolas.

Toxicidad

Históricamente los HAPs fueron los primeros agentes químicos en ser reconocidos como causantes de tumores malignos en humanos. Existen centenares de compuestos del tipo HAP, y aproximadamente en una veintena de ellos se ha

demostrado una actividad carcinogénica, mutagénica o inmunosupresora (Vives *et al.*, 2001).

La IARC (Agencia Internacional de Investigación del Cáncer) presenta una clasificación de los agentes ambientales y su exposición en cinco grupos de acuerdo a las evidencias científicas de incidencia de cáncer. Estos grupos son los siguientes:

- > Grupo 1: Carcinógeno humano.
- > Grupo 2A: Probable carcinógeno humano
- > Grupo 2B: Posible carcinógeno humano
- > Grupo 3: No clasificables como carcinógeno humano
- > Grupo 4: Probable no carcinógeno humano.

En los reportes de la IARC se listan ciertos HAPs, considerados como un riesgo carcinógeno para los humanos, de acuerdo con la siguiente lista.

- > Benzo(a)antraceno – Grupo 2A
- > Benzo(b)fluoranteno – Grupo 2B
- > Benzo(j)fluoranteno – Grupo 2B
- > Benzo(k)fluoranteno – Grupo 2B
- > Benzo(a)pireno – Grupo 1
- > Dibenzo(a,h)antraceno – Grupo 2A
- > Dibenzo(a,e)pireno – Grupo 2B
- > Dibenzo(a,h)pireno – Grupo 2B
- > Dibenzo(a,l)pireno – Grupo 2°
- > Dibenzo(a,i)pireno – Grupo 2B
- > Indeno(1,2,3-cd)pireno – Grupo 2B

Además, la IARC, le da una clasificación aparte a las emisiones de diesel y gasolina, las cuales pertenecen al grupo 2A y 2B respectivamente. Las partículas presentes en las emisiones de los motores diesel y de gasolina están formadas principalmente por carbón, material orgánico y compuestos metálicos. Las fracciones orgánicas de las partículas presentes en ambas emisiones contienen HAPs, compuestos heterocíclicos, fenoles, entre otros.

Legislación en Venezuela

En Venezuela la calidad de aire y las emisiones permitidas están reguladas por el decreto 638 “Normas Sobre Calidad Del Aire y Control de la Contaminación Atmosférica” Este decreto establece los límites máximos de PTS permitidos en las emisiones atmosféricas (Tabla 1), y la clasificación de zonas según su concentración de PTS (Tabla 2)

Tabla 1. Límites máximos de calidad de aire para las partículas totales suspendidas

Límite ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Porcentaje de excedencia en lapso de muestreo	Período de medición (horas)
75	50%	24
150	5%	24
200	2%	24
260	0,5%	24

Fuente: Artículo 3° del decreto 638

Tabla 2. Clasificación de zonas de acuerdo con los rangos de concentraciones de partículas totales suspendidas en base a promedios anuales

Partículas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Zona
< 75	Aire limpio
75 – 200	Aire moderadamente contaminado
201 – 300	Aire altamente contaminado
> 300	Aire muy contaminado

Fuente: Artículo 5° del decreto 638

En cuanto a los HAP, la legislación venezolana no establece límites de emisión permitidos.

METODOLOGÍA

Selección de los puntos de toma de muestra

Se escogieron dos lugares, uno de alto flujo vehicular (localización 1) y uno de bajo flujo vehicular (localización 2). El primero se encuentra ubicado cerca de la parada de autobuses, en frente del edificio Física y Electrónica II, sobre el techo de un pequeño galpón de aproximados 4 m de alto (FEII). El segundo se ubica detrás del Restaurante Escuela Camurí Alto (RECA).

En FEII se tomaron seis réplicas durante días de semana cuando (períodos de alto flujo vehicular, muestras FEII-AFV) y una muestra durante el fin de semana (período de bajo flujo vehicular, muestras FEII-BFV) En RECA se tomaron tres réplicas durante días de semana (muestras RECA.)

Pretratamiento de los filtros

Los filtros utilizados fueron filtros de fibra de vidrio de 0,2032 x 0,254m (*Tisch Environmental*, Ohio-EEUU.) Estos filtros se pretrataron en una mufla a 400 °C durante 4 horas para eliminar los posibles contaminantes orgánicos y la humedad que pudiesen influir en la medición. Para asegurar que el flujo de calor se distribuya de igual manera en todos los filtros, éstos se colocaron en la mufla en forma vertical separados por crisoles de porcelana. Los filtros tratados se manipularon con guantes, y se procuró evitar que se doblaran.

Inmediatamente al ser retirados los de la mufla, se pesaron en una balanza analítica con una precisión de $\pm 0,0001$ g, se envolvieron en papel aluminio y se numeraron. Para preservarlos, se guardaron, envueltos en papel de aluminio, en bolsas plásticas herméticas hasta el día en que se utilizaron.

Calibración del muestreador, método de muestreo y medición de las PTS

Para la toma de muestras se utilizó un muestreador a alto volumen (GMW-TSP, *Termo Fisher Scientific*) modelo GMWL-2000H. En vista de que el equipo no contaba con ningún instrumento para estimar la velocidad de succión del aire (v), se le adaptó un rotámetro al extremo de la manguera que provenía del motor de succión. Este rotámetro fue calibrado con un anemómetro digital (*Hot wire anemometer*, *Fisher Scientific*) con 4 puntos de prueba. Estos 4 puntos correspondieron a 2 variaciones de la succión sin filtro, una con filtro limpio y otra con filtro sucio.

El tiempo de recolección de cada muestra fue de 24; $\pm 0,2$ h, comenzando en las mañanas.

Al iniciar la toma de muestra se colocaba el filtro en la base; usando guantes de látex y evitando el contacto de éste con cualquier superficie, se ajustaban los tornillos del marco que sujeta al filtro y se enchufaba el motor a una fuente de 110 V. Se registraba el la hora de inicio del muestreo y la lectura del rotámetro. Al cabo de 24 $\pm 0,2$ horas se registraba nuevamente la lectura del rotámetro y la hora de finalización del muestreo. Se apagaba el motor del *high vol*, con cuidado se retiraba el filtro del equipo y se envolvía nuevamente en papel aluminio y posteriormente la bolsa hermética. En el laboratorio, se pesaba nuevamente el filtro que contenía las PTS con una balanza analítica ($\pm 0,0001$ g) Con los valores de masa de PTS, tiempo de exposición y flujo promedio se calcularon las concentraciones de PTS en el aire.

Extracción de HAPs

Se analizó el contenido de HAP en tres muestras representativas de FEII-AFV, la muestra de fin de semana (FEII-BFV), una muestra representativa de la localización 2 (RECA), así como un filtro pretratado limpio como blanco referencia.

Para reanalizar los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) 3 pasos básicos:

1. Extracción Soxhlet:

Se realizó una extracción sólido líquido por el método *soxhlet* (US EPA 3540C) Para ello, se utilizó aproximadamente la mitad de cada filtro de muestra. Luego de pesar el filtro completo, y la porción a ser extraída, ésta se cortaba en tiritas y se colocaba en el dedal del equipo *soxhlet*. Al dedal se le agregaron 100 μ l de una solución de 5 HAP perdeuterados, (4,0 mg/L c/u; total 400 ng de cada HAPD) como patrón interno de recuperación (*surrogate*). La extracción se realizó con 200 ml de Diclorometano como solvente durante 7; $\pm 0,3$ h.

2. Concentración:

Luego se filtró el producto de la extracción por gravedad, colocando una pequeña porción de sulfato de sodio anhidro (Riedel de Haen) en el fondo del cono del papel de filtro. El filtrado se recogió en el balón de un evaporador Kuderna-Danish. Se concentró la mezcla por evaporación en la misma Kuderna-Danish hasta alcanzar un volumen final de 1ml.

Se trasvasó el concentrado a un vial de vidrio de 2mL y se agregaron 100 μ l de solución de 2,6 mg/l de 4,4'-difluorobifenilo como estándar interno (260 ng). Se selló el vial para su análisis.

3. Cromatografía de gases acoplada con espectrometría de masas

La cantidad de HAP y HAPD presentes en los extractos concentrados se analizó por cromatografía de gases acoplada con espectrometría de masas, aplicando la norma US EPA 8270. Se utilizó un cromatógrafo Hewlett-Packard 6890, acoplado a un espectrómetro de masas Hewlett Packard MSD 5973.

El proceso de cromatografía se llevó a cabo en una columna de 60 m de longitud, 0,25 mm de diámetro interno y un espesor de película de 0,25 μ m con 5 % fenilmetil silicona como fase estacionaria (RTX 5MS, Resteck Corporation, Bellefonte, PA.) El gas portador fue helio con un flujo constante de 1,5ml/min. La temperatura del inyector fue de 300 °C, la de la interfase de 345 °C, la de la fuente 150 °C, y la del analizador 150 °C. La temperatura inicial de la columna fue de 50 °C a la cuál se mantuvo durante 2 minutos. Luego, la temperatura se programó a 10 °C/min hasta alcanzar 300 °C, donde se mantuvo durante 10 minutos.

La muestra se inyectó en el modo *pulsed splitless* (pulsado y sin división de flujo inicial). Durante la inyección, la presión a la cabeza de la columna se mantuvo a 40 psig durante 2 minutos, luego se redujo a 30 psig. La válvula de purga se mantuvo cerrada durante 1,0 minutos (*purge off time*). El volumen de inyección fue de 4,0 μ l.

El espectrómetro de masas se operó en el modo SIM (*Single Ion Monitorin* o seguimiento de iones específicos). Se seleccionaron los iones moleculares tanto de los HAP como de los HAPD y del estándar interno para la detección y cuantificación de los compuestos. El tiempo de residencia (*dwel time*) de cada ión fue de 100 ms.

La cuantificación se realizó por el método de estandarización interna utilizando el 4,4'-difluorobifenilo como estándar interno. Se utilizaron cinco niveles de calibración correspondientes al intervalo de 80 hasta 1000 ng. Los patrones de calibración se

prepararon por dilución a partir de estándares certificados (AccuStandard, EEUU.)

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Calibración del rotámetro

La calibración con el anemómetro digital se realizó en unidades de ft/min para tener una mayor precisión puesto que presentaba 3 cifras significativas, mientras que en unidades de m/s sólo presentaban 2. En la Fig. 1 se presenta la curva de calibración del rotámetro. Como se observa, la correlación entre la velocidad medida con el anemómetro y la lectura del rotámetro es lineal, con un R^2 de 0,9998, por lo cual se puede estimar, con una buena precisión, la velocidad de succión a partir de las lecturas del rotámetro.

La Ec. 1 corresponde a la línea de tendencia obtenida para la calibración del rotámetro.

$$v = 0,2357x - 1,0491 \quad (1)$$

Donde v es la velocidad de succión en m/s y x la lectura del rotámetro. Con esta ecuación se calcularon las v , utilizando el promedio de las medias del rotámetro al iniciar y finalizar del tiempo de la toma de cada muestra.

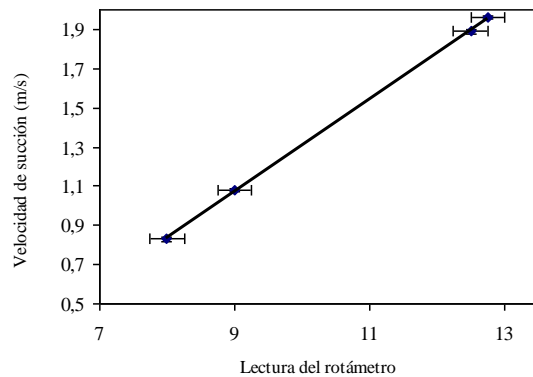


Figura 1 Línea de tendencia de la curva de calibración del rotámetro

Cálculo de la concentración de PTS

Para la determinación de la masa total de PTS atrapada en los filtros durante el período de muestreo se restaron las masas iniciales de las masas finales de los filtros. En la Tabla 3 se presentan los resultados de la masa total de PTS para cada filtro, junto con los valores de velocidad de succión promedio de los períodos de muestreo correspondientes.

Las partículas totales suspendidas en el aire por lo general son presentadas en unidades de concentración ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Para obtener el volumen total de aire muestreado se calculó el caudal Q del aire con el área transversal de la manguera ($7,85 \times 10^{-5} \text{ m}^2$) y la v . Con el caudal, el tiempo durante el cual se hizo el muestreo y la masa de PTS recolectadas se obtuvieron las concentraciones de acuerdo con la Ec. 2.

Tabla 3. Partículas totales en el filtro y velocidad de succión

Muestra	Δm (g) $\pm 2e-4$	promedio lr ± 1	v (m/s) $\pm 0,1$
FEII-AFV-1	0,0710	7	0,7
FEII-BFV	0,0479	7	0,6
FEII-AFV-2	0,0822	8	0,8
FEII-AFV-3	0,0901	8	0,9
FEII-AFV-4	0,0704	8	0,9
FEII-AFV-5	0,0838	8	0,9
RECA-1	0,0784	8	0,8
RECA-2	0,0616	7	0,7

Δm = masa de PTS; lr^o= lectura inicial del rotámetro; lr^f= lectura final del rotámetro

$$\rho \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} \right] = \frac{m \left[\frac{\text{g}}{\text{m}^2} \right] 000000 \left[\frac{\text{g}}{\text{m}^2} \right] \left[\frac{\text{min}}{\text{min}} \right]}{A \left[\text{m}^2 \right] v \left[\frac{\text{m}}{\text{s}} \right] \left[\frac{\text{min}}{\text{min}} \right] 60 \left[\frac{\text{s}}{\text{min}} \right]} \quad (2)$$

Los resultados de concentración de PTS calculados con los datos de la Tabla 3 se presentan en la Tabla 4. Como puede observarse, las concentraciones obtenidas son extremadamente altas, muy por encima de valores reportados en la literatura para zonas altamente contaminadas. Las cifras de PTS no deberían de superar las centenas, lo cual implica que hubo un error de cálculo. Al revisar la metodología, se concluyó que el error debía estar en el cálculo del volumen total de aire muestreado. Se infiere que la velocidad que se obtuvo a través de la lectura del rotámetro no corresponde a la velocidad total de succión, por posibles fugas de aire en el equipo antes de llegar al rotámetro.

Tabla 4. Cálculo de la concentración de partículas totales suspendidas en el aire de la USB para distintas ubicaciones y fechas.

Muestra	Q (m ³ /s) $\pm 5 \times 10^{-06}$	t (min) ± 5	C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) $\pm 8 \times 10^3$
FEII-AFV-1	$2,5 \times 10^{-05}$	1440	32000
FEII-BFV	$2,4E \times 10^{-05}$	1440	23000
FEII-AFV-2	$3,0 \times 10^{-05}$	1445	33000
FEII-AFV-3	$3,3 \times 10^{-05}$	1440	31000
FEII-AFV-4	$3,5 \times 10^{-05}$	1430	24000
FEII-AFV-5	$3,3 \times 10^{-05}$	1450	29000
RECA-1	$3,0 \times 10^{-05}$	1440	30000
RECA-2	$2,7 \times 10^{-05}$	1440	27000

Se realizó un procedimiento alterno, similar al utilizado en una investigación referente al análisis de PTS realizada en el instituto de química atmosférica del IVIC. Canelón (2007) calculó sus resultados con base en la premisa de que el flujo máximo que succiona el high vol, sin ninguna resistencia es de 60 ft³/min. En vista de que el instrumento utilizado por Canelón es similar al usado en el presente trabajo, y el hecho de que el flujo estándar para los equipos High Vol es de 60 ft³/min, se calculó un factor proporcionalidad entre la velocidad medida a la salida del rotámetro sin filtro y el valor preestablecido de 60

ft³/min. Con este factor se corrigieron los caudales de todos los muestreos y se calcularon nuevamente las concentraciones de PTS. Los resultados correspondientes se presentan en la Tabla 5.

Se observa que ninguna de las muestras sobrepasa los límites establecidos en la legislación venezolana, según la cual el aire se considera limpio cuando tiene una concentración de PTS menor de 75 µg/m³.

Por otro lado, el *National Research Council* (1997) establece que para concentraciones mayores a 50 µg/m³ de MP₁₀ las probabilidades de mortandad diaria aumentan en un 5 %, las de hospitalización en un 10 % y para concentraciones mayores a 40µg/m³ aumentan en un 20 % el número de personas que presentan síntomas asmáticos. Esto implica que si el tamaño de las partículas suspendidas en el campus de la USB es mayoritariamente menor de 10 µm, la contaminación por material particulado suspendido representa un riesgo para la salud. Esto indica que es recomendable realizar un análisis discriminado por tamaño de partículas para establecer el riesgo real debido a las PTS en la USB.

En general, se puede observar (Tabla 5) que las muestras que presentaron mayor concentración de PTS fueron las tomadas en la zona de alto flujo vehicular en días de actividad, exceptuando la muestra FEII-AFV-4. Es importante mencionar que esta muestra fue tomada un día en el que se presentó una manifestación en las adyacencias de la universidad lo que disminuyó considerablemente el tráfico de vehículos, especialmente del transporte público. Esto podría explicar la diferencia aparente entre esta muestra y las otras del tipo FEII-AFV. También puede observarse que, a primera vista, la concentración de la muestra RECA-1 es similar a la concentración de las muestras FEII-AFV, mientras que la muestra RECA-2 parece indicar un nivel de PTS menor.

Tabla 5. Cálculo de la concentración de partículas totales suspendidas en el aire de la USB para distintas ubicaciones y fechas, usando como base un caudal máximo de 60 ft³/min (2,83E-02 m³/s).

Muestra	Q (m ³ /s) ±9x10 ⁻⁴	t (min) ±5	C (µg/m ³) ±5
FEII-AFV-1	1,64 x10 ⁻²	1440	50
FEII-BFV	1,61 x10 ⁻²	1440	34
FEII-AFV-2	1,76 x10 ⁻²	1445	54
FEII-AFV-3	1,84 x10 ⁻²	1440	57
FEII-AFV-4	1,87 x10 ⁻²	1430	44
FEII-AFV-5	1,84 x10 ⁻²	1450	52
RECA-1	1,76 x10 ⁻²	1440	52
RECA-2	1,67 x10 ⁻²	1440	43

Sin embargo, a fin de evaluar si las diferencias observadas a primera vista son realmente significativas, es necesario realizar un análisis estadístico de los datos.

Para el análisis de estos resultados se utilizó el método *Test de student* para la inferencia entre dos promedios. Este *test* permite determinar si dos medias son estadísticamente iguales o diferentes, tomando en cuenta la dispersión de los datos, el grado de confianza que se desea, y el número de medidas tomadas para hallar las medias.

Para aplicar el *test de student* de comparación entre medias es necesario calcular el promedio y la desviación estándar de las medidas para cada caso (FEII-AFV, FEII-BFV y RECA). En vista de que en el segundo y tercer caso sólo se contaba con una y dos muestras respectivamente, no se pudo determinar la desviación estándar real de este tipo de muestras. Por ello asumió que los tres tipos de muestra presentan la misma desviación estándar (5 µg/m³) determinada experimentalmente para las muestras del tipo FEII-AFV. Aunque esta suposición no es estrictamente correcta, el hecho de que el único parámetro variado en el caso de FEII-BFV fue precisamente el flujo vehicular permite hacer la extrapolación sin incurrir en errores importantes. En el caso de RECA, el parámetro variado fue la localización de las muestras. Aunque esto pudiera afectar la desviación estándar ya que factores aleatorios como diferencias en el viento, en la actividad, etc., modifican la dispersión de los datos, se realizó la suposición de desviaciones estándares similares en una primera aproximación para determinar el impacto de la localidad sobre las PTS.

Para hallar si existían o no diferencias significativas entre los tres casos se usaron la ecuación 3 para el cálculo de los grados de libertad, la ecuación 4 para la estimación de la varianza ponderada, colocando s₁=s₂ y la ecuación 5 para estimar el valor de t de student (t) (Freund y Wilson, 1997.) Si el valor obtenido para t es menor que el valor de la t crítica obtenida de las tablas de t de student, según los grados de libertad (FD) y el nivel de confianza que se desea tener, los resultados no presentan una diferencia estadísticamente significativa.

$$FD = n_{tot} - 2 \quad (3)$$

$$Sp^2 = \frac{(S_1^2 + S_2^2)}{FD} \quad (4)$$

$$t = \frac{|y_1 - y_2|}{\sqrt{Sp^2 * \left(\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2}\right)}} \quad (5)$$

Donde n_{tot} es el número de datos experimentales totales, S_i es la desviación estándar para las muestras i, y_i es el valor de cada dato y n_i es el numero de muestres para la experiencia i. Los resultados pueden observarse en la Tabla 6, donde se compararon las dos localidades durante períodos de alto flujo vehicular (FEII-AFV vs RECA) así como la misma localidad durante períodos de alto y bajo flujo vehicular (FEII-AFV vs FEII-BFV).

Se observa que las concentraciones de PTS en las localizaciones FEII y RECA no son significativamente distintas con un 99% de confianza, debido a que la t de student es menor a la t crítica. Estos resultados son reportados gráficamente en la Fig. 2.

Esto indica que en la USB parece haber una elevada dispersión, por lo cual la concentración promedio de PTS no depende de la localización dentro del campus lo que implica que para hallar una diferencia significativa a las concentraciones de PTS en las zonas de alto flujo vehicular, las muestras deben ser tomadas a una distancia mayor. Según el *National Research Council* (1997) las partículas finas permanecen suspendidas en el aire durante días o semanas y pueden viajar entre cientos y miles de kilómetros, mientras que las partículas más gruesas permanecen sólo por horas o inclusive minutos y pueden viajar entre 1 y 10km. El RECA está ubicado a unos 500 metros del

tráfico regular de vehículos en la universidad y a menos de dos kilómetros de distancia de FEII.

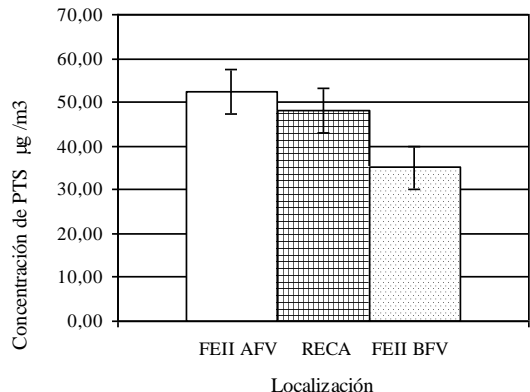


Figura 2. Concentración de PTS por localización comparando con el fin de semana

Tabla 6. Test de significancia estadística

Comparación	FD	t crítica	t de student
FEII-AFV vs RECA	5	2.02	1,59
FEII-AFV vs FEII-BFV	4	2.13	4,46

Sin embargo, este estudio preliminar no permite determinar que el material particulado en ambas localidades tiene el mismo origen y la misma naturaleza, o si las semejanzas encontradas obedecen a elementos casuales. Sería necesario un mayor número de réplicas, así como un análisis de ciertos indicadores ambientales para determinar que realmente no hay diferencias significativas y que el material particulado tiene un origen común.

Al comparar la muestra tomada durante el fin de semana (FEII-BFV) con el promedio de la de los días de actividad normal (FEII-AFV) en la universidad, la “t” de *student* resultó mayor a la “t” crítica, por lo que se infiere que las concentraciones de PTS durante el fin de semana sí son significativamente diferentes a las concentraciones durante los días de semana. Esto implica que existe una relación clara entre la cantidad de flujo vehicular y la concentración de PTS en el aire. Las partículas gruesas, que por lo general son las pesadas y las más influyentes al medir la masa de MP, tienen el tiempo suficiente para asentarse durante la noche puesto que sólo permanecen suspendidas en el aire pocas horas, y sí el flujo vehicular disminuye de manera significativa las concentraciones de PTS también lo harán. Este resultado también permite inferir que probablemente, gran parte de las PTS en la zona FEII corresponde a partículas de más de 2,5 µm de diámetro.

En la Tabla 7 se reporta la data para las distintas investigaciones revisadas, comparándolas con las realizadas en la presente investigación.

La USB en comparación con las ciudades de Caracas, Valencia y México, presenta bajas concentraciones de PTS. Con respecto a Altos de Pipe, la USB presentó concentraciones similares a las de esta zona, cabe destacar que ambos lugares son

parecidos tanto geográficamente como por su actividad vehicular.

Tabla 7. Concentración de PTS reportada para diferentes lugares

Lugar	Concentración PTS (µg/m³)	Referencia
Altos de Pipe	53 ± 24	Canelón (2007)
Caracas	135 ± 43	Canelón (2007)
Valencia	87 ± 25	Martínez (1998)
México	109 ± 10	Amador <i>et al.</i> (2001)
USB FEII-AFV	52 ± 5	Este trabajo
USB FEII-BFV	35 ± 5	Este trabajo
USB RECA	48 ± 5	Este trabajo

Resultados de la cromatografía de gases para hallar HAPs

De los cromatogramas obtenidos por cromatografía de gases acoplada con espectrometría de masas se identificaron y cuantificaron en total 14 hidrocarburos aromáticos policíclicos presentes en cada uno de los filtros analizados. En la Tabla 8 se presenta la masa obtenida para estos compuestos, más adelante se presentan los porcentajes de recuperación alcanzados para los compuestos deuterados (HAPD) utilizados como indicadores de recuperación o surrogate.

Tabla 8. Hidrocarburos aromáticos policíclicos identificados en la espectrometría de masas

HAPs	FEII-BFV (±2 ng)	FEII-AFV-2 (±2 ng)	FEII-AFV-3 (±2 ng)	FEII-AFV-5 (±2 ng)	RECA -1 (±2 ng)	Blanco (±2 ng)
Difluoro						
Bifenilo	260	260	260	260	260	260
Naftaleno	18	33	24	19	15	ND*
Acenaftileno	8	7	ND*	ND*	8	ND*
Fluoreno	23	22	21	21	20	20
Fenantreno	24	18	8	7	4	ND*
Antraceno	19	19	44	19	19	18
Fluoranteno	14	7	1	4	3	ND*
Pireno	11	5	ND*	ND*	ND*	ND*
Criseno	ND*	2	ND*	5	ND*	ND*
Benzo(a)-pireno	ND*	9	ND*	ND*	ND*	ND*
Benzo(b)-fluoranteno	ND*	14	10	43	ND*	ND*
Benzo(k)-fluoranteno	5	19	14	48	5	ND*
Indeno(1,2,3-d)pireno	31	57	47	76	35	17
Benzo(g,h,i)-perileno	31	107	73	128	42	ND*
Dibenzo(a,h)-antraceno	38	40	38	40	36	ND*

*ND: Compuestos no detectados

Se observa que en el blanco no se detectan la mayoría de los HAP, a excepción del fluoreno, antraceno e Indeno (1,2,3-cd) pireno, para los cuales se obtienen señales correspondientes a aproximadamente 20 ng. Esto indica por un lado que las señales para los demás HAP en las muestras de filtros con PTS efectivamente corresponden a estos compuestos. En el caso de los HAPD detectados en el blanco, es posible que los mismos correspondan a impurezas del solvente o provenientes de la manipulación del filtro. Estas interferencias restan confiabilidad a los valores obtenidos para estos compuestos en las muestras analizadas, y no deben considerarse como significativos los valores iguales o menores a la masa correspondiente detectada en el blanco.

Los compuestos deuterados se utilizan para indicar cuanto fue el porcentaje de recuperación del proceso. La masa detectada mediante la cromatografía de gases, equivale a la cantidad recuperada luego del proceso de extracción y concentración, cuando inicialmente se agregaron 400 ng de cada uno al proceso. En la siguiente tabla, se muestra el porcentaje de recuperación de estos compuestos.

Tabla 9. Porcentaje de recuperación de los HAPD (con respecto a 400 ng utilizados)

Deuterados (HAPD)	FEII-BFV (±0,7 %)	FEII-AFV-2 (±0,7 %)	FEII-AFV-3 (±0,7 %)	FEII-AFV-5 (±0,6 %)	RECA-1 (±0,7 %)	Blanco (±0,7 %)
Naftaleno-d8	76,7	62,2	65,5	47,6	80,9	48,4
Acenafteno-d10	68,8	54,6	53,8	43,3	67,2	47,7
Antraceno-d10	73,4	58,5	61,5	46,0	74,0	47,9
Criseno-d12	56,8	48,2	50,1	36,9	60,8	40,9
Perileno-d12	16,6	3,9	ND*	ND*	6,8	ND*
Promedio ^A	58,5	45,5	46,2	34,8	57,9	37,0
Promedio ^B	68,9	55,9	57,7	43,5	70,7	46,2

*ND: Compuestos no detectados

^APromedio incluyendo los valores obtenidos de Perileno-d12

^BPromedio sin incluir los valores obtenidos de Perileno-d12

Se observa que en promedio, los porcentajes de recuperación de los compuestos deuterados en cada filtro son similares y cercanos al 50 %, a excepción del perileno d-12, el cual ni siquiera se detecta en algunos casos.

Como los HAPs presentes en los filtros se comportan de manera similar a los HAPD, estos resultados indican que los HAPs no fueron extraídos en su totalidad por medio de la extracción *soxhlet*. La baja recuperación debe ser el resultado de una extracción ineficiente, que se agudiza para el compuesto de mayor masa molar (perileno-d12) y es independiente de la presencia de material particulado en el filtro. A partir de los valores de % de recuperación se estima que los valores reales exceden a los valores reportados en, aproximadamente, un 100% para todos los HAP que eluyen de la columna antes del perileno-d12. Para el caso de los HAP que eluyen después del perileno d-12 no es posible estimar los valores reales, solamente se sabe que exceden significativamente a los valores encontrados. En trabajos futuros es necesario mejorar la técnica de extracción para obtener resultados más confiables.

En una primera aproximación, la detección de HAP en todos los filtros expuestos a material particulado es una evidencia inequívoca de que las partículas sólidas suspendidas en el aire de la USB contienen este tipo de contaminantes. Los HAPs que se

detectaron en mayor cantidad fueron los tres últimos, Indeno (1,2,3-cd) pireno, Benzo (g,h,i) perileno y Dibenzo (a,h) antraceno (aun cuando estos presentan un % de recuperación pobre), y los de menor cantidad, el Benzo(a)pireno, Pireno y Acenaftileno. Lo primero se explica debido a la menor volatilidad de los HAP de mayor masa molar, por lo cual permanecen asociados al MP. La baja cantidad de Benzo(a)pireno y Pireno puede deberse al hecho de que estos compuestos se oxidan fácilmente en presencia de aire y luz solar.

Las extracciones de HAPs se realizaron para una muestra aproximadamente equivalente a la mitad de cada uno de los filtros: Mediante la relación de masa entre el filtro completo y la porción extraída, y asumiendo que los HAPs se distribuyeron uniformemente en el filtro, se calcularon las masas de los 14 HAPs correspondientes a los filtros completos.

Para los cálculos de las concentraciones de HAPs se utilizó el volumen de aire correspondiente a cada filtro y la masa obtenida de los HAPs. Los resultados se muestran en la Tabla 10.

Tabla 10. Concentración de HAPs por filtro, por unidad de volumen de aire analizado.

HAPs	FEII-BFV (± 6x10 ⁻³ ng/m3)	FEII-AFV-2 (± 9 x10 ⁻³ ng/m3)	FEII-AFV-3 (± 7 x10 ⁻³ ng/m3)	FEII-AFV-5 (± 8 x10 ⁻³ ng/m3)	RECA-1 (± 6 x10 ⁻³ ng/m3)
Naftaleno	0,0266	0,0461	0,0297	0,0233	0,0191
Acenaftileno	0,0112	0,0099	ND*	ND*	0,0099
Fluoreno	0,0330	0,0308	0,0256	0,0250	0,0250
Fenantreno	0,0348	0,0253	0,0099	0,0087	0,0049
Antraceno	0,0272	0,0263	0,0545	0,0225	0,0240
Fluoranteno	0,0203	0,0100	0,0015	0,0044	0,0044
Pireno	0,0159	0,0084	ND*	ND*	ND*
Criseno	0,0004	0,0022	ND*	0,0064	ND*
Benzo(a)pireno	ND*	0,0133	ND*	ND*	ND*
Benzo(b)fluoranteno	0,0014	0,0202	0,0120	0,0534	0,0004
Benzo(k)fluoranteno	0,0071	0,0265	0,0175	0,0579	0,0059
Indeno (1,2,3-cd)pireno	0,0444	0,0801	0,0576	0,0925	0,0445
Benzo(g,h,i)perileno	0,0451	0,1502	0,0893	0,1560	0,0532
Dibenzo(a,h)antraceno	0,0555	0,0559	0,0472	0,0487	0,0453
Total	0,3230	0,5050	0,3447	0,4986	0,2366

*ND: Compuestos no detectados

Las concentraciones totales de HAPs son bajas en comparación con las investigaciones realizadas por Ning *et al.* (2007), donde se obtuvieron concentraciones promedio de HAPs de 1,93 y 0,49 ng/m³, para períodos matutinos y vespertinos, respectivamente, en la ciudad de Los Ángeles; y la realizada por Amador *et al.* (2001), quienes obtuvieron promedios anuales de HAPs, alrededor de 8,06 ng/m³ en la ciudad de México.

Debido al número reducido de réplicas empleadas, en este caso no es posible realizar un análisis estadístico formal para determinar si hay diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones de HAP de distintas localidades, o tomadas bajo distintas condiciones de flujo vehicular. Sin embargo, como

este es un estudio exploratorio, se puede realizar un análisis cualitativo de las tendencias. Para visualizar estas tendencias se realizó un gráfico de barras que se muestra en la Fig. 3. Se observa que la mayor cantidad de HAPs totales se obtuvo para las dos muestras FEII-AFV-2 y FEII-AFV-5 que a su vez corresponden a los extractos de color más intenso.

La otra muestra del tipo (FEII-AFV-3) presenta una concentración menor de HAP total, y similar a la encontrada en la misma localidad durante el fin de semana. Como se mencionó anteriormente, la muestra FEII-AFV-3 fue tomada un día en el cual el flujo vehicular de autobuses era muy reducido en comparación con la actividad normal. De todo lo anterior se deduce que la presencia de HAPs en el material particulado parece estar asociada con las emisiones de vehículos pesados (motores diesel). Esto es coherente con la opacidad visible de las emisiones de los autobuses, resultado de la combustión incompleta del diesel.

La menor cantidad de HAPs se obtuvo en el filtro correspondiente a la localidad RECA. Esto indica que el origen del MP en el RECA es diferente al origen del MP en FEII y que el flujo vehicular influye en la naturaleza del MP.

Es importante mencionar que una de las fuentes de los HAPs es la combustión del metano, aunque en menor grado que la de los combustibles líquidos y sólidos. El RECA se encuentra en las adyacencias de un restaurante escuela que realiza actividades de cocina diariamente y se emiten los compuestos resultantes de la combustión de dicho gas, así como aerosoles típicos de la actividad culinaria. La combustión del gas natural puede constituir una fuente importante de HAP en el caso de la localización RECA, si el MP presente en dicha zona no es el resultado de procesos de dispersión atmosférica. En este caso, la semejanza en PTS encontrada en FEII y RECA sería casual, y la naturaleza del MP en ambas localidades, diferente. De hecho, un análisis cualitativo por cromatografía de gases acoplada con espectrometría masas en el modo de adquisición completa de espectros (SCAN) reveló la presencia de ácidos grasos en ambas localidades, pero a mayores niveles en RECA.

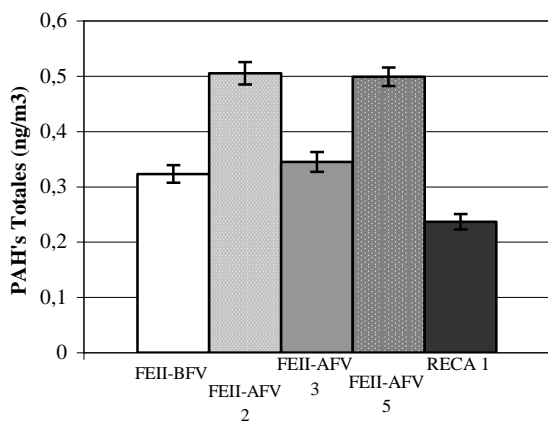


Figura 3. HAPs totales presentes en cada filtro analizado

En resumen, como ya se dijo, en la localización FEII-AFV fue donde se obtuvo la mayor cantidad de HAPs, por lo que el flujo vehicular está asociado a la concentración de HAPs en las PTS.

De los 14 compuestos identificados, 5 se encuentran en la clasificación de la IARC como carcinógenos, posibles o probables. Es importante mencionar que estos 5 compuestos

eluyen después del perileno d-12, por lo que su concentración real debe ser significativamente superior a la que se presenta en la Tabla 10, aunque las tendencias relativas deben mantenerse. Se observa que los compuestos presentes en mayor cantidad son el Benzo(k)fluoranteno y el Indeno(1,2,3-cd)pireno, ambos pertenecientes al grupo 2B, posibles carcinógenos humanos, según la clasificación de la IARC. Muy cercano a estos dos, se encuentra el Dibenzo(a,h)antraceno, el cuál pertenece al grupo 2A, probable carcinógeno humano. Por último, se encuentra el Benzo(b)fluoranteno, perteneciente al grupo 2B, seguido por el Benzo(a)Pireno, el cuál es el más peligroso, ya que pertenece al grupo 1, que es considerado por la IARC como un carcinógeno comprobado. ; sin embargo, este último solo se detectó en FEII-AFV-2, y en concentraciones menores a los demás compuestos. Como ya se mencionó anteriormente, este compuesto se oxida fácilmente por lo que no persiste en su forma original en el ambiente. Sin embargo, algunos de sus productos de oxidación también son cancerígenos.

Se encontraron que estos agentes cancerígenos están presentes en el MP que se inhala a diario en la USB, especialmente durante los días de semana en las inmediaciones del Amper. Aunque las concentraciones resultaron bajas, esto implica que la población que circula por allí podría estar expuesta a un riesgo, producto de la exposición crónica y la acumulación en el organismo. Por lo que se deberían tomar acciones para reducir la exposición, como por ejemplo, realizar un mantenimiento correctivo de las unidades de autobuses.

Análisis de micrografías

A fin de poder inferir acerca del origen del material particulado, se realizaron unas micrografías representativas de los filtros correspondientes a las muestras FEII BFV, FEII AFV-3 y RECA-1, estas micrografías se muestran en las Fig. 4, 5 y 6 respectivamente.

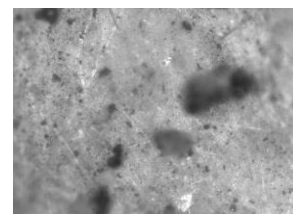


Figura 4. Micrografía del filtro correspondiente a la muestra FEII BFV

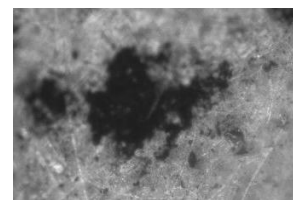


Figura 5. Micrografía del filtro correspondiente a la muestra FEII AFV-3

A pesar de la baja resolución se puede observar mayor concentración de partículas negras semiesféricas en la muestra de FEII de alto flujo vehicular que en la muestra de fin de semana; las partículas con estas propiedades de color y forma suelen ser partículas carbonosas provenientes de la quema de combustible vehicular. En cambio la micrografía de la muestra del RECA presenta partículas negras alargadas que se relacionan con la quema de vegetación (Donoso, 2007).

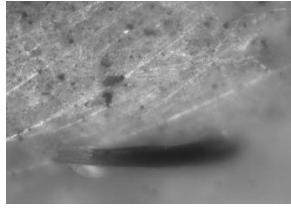


Figura 6. Micrografía del filtro correspondiente a la muestra RECA-1

Dado que estos resultados son preliminares, se recomienda realizar estudios posteriores donde se tome un mayor número de muestras en varias épocas del año y que se consideren la presencia de factores externos, así como también, optimizar el método de extracción para obtener un mayor porcentaje de recuperación en la extracción de los HAP, y reducir las interferencias analíticas. También, es importante la discriminación del MP por tamaño, la evaluación de la presencia de metales pesados en este, y otros parámetros de calidad de aire como niveles de CO, ozono, SO_x y NO_x.

CONCLUSIONES

- La concentración de PTS en la USB es baja en comparación con los límites establecidos por la legislación venezolana, lo que clasifica a la USB como una zona de aire limpio.
- No se observan diferencias significativas entre los resultados obtenidos de PTS en las zonas de alto y bajo flujo vehicular, lo que implica que hay una buena dispersión en la zona.
- Los resultados obtenidos durante los días de actividad normal y el fin de semana presentan diferencias estadísticamente significativas, lo que permite establecer una relación clara entre las concentraciones de PTS y la cantidad de flujo vehicular en una misma localidad.
- Las PTS capturados en la USB contienen HAPs asociados, lo que aumenta los riesgos a la salud.
- La diferencia entre los resultados de HAPs parecen indicar que el origen de las PTS en FEII es distinto al del RECA.
- El flujo vehicular está asociado con la concentración de HAPs en las PTS.
- Las micrografías confirman que las PTS contienen material carbonoso y este es más abundante en FEII-AFV. Dicho material proviene de la quema de combustibles fósiles; mientras que en la otra zona (RECA) parece haber contribución de incendios forestales.
- Se recomienda realizar la discriminación de las PTS por tamaño y estudiar otros parámetros como la presencia compuestos orgánicos disueltos, metales pesados, niveles de CO, ozono, SO_x y NO_x, a fin de completar la evaluación de la calidad de aire, y determinar si las condiciones mecánicas y la gestión de los autobuses en la USB requieren acciones correctivas desde el punto de vista ambiental.

BIBLIOGRAFÍA

Amador O., Delgado A., Villalobos R. *et al.* "Partículas suspendidas, Hidrocarburos aromáticos policíclicos y mutagenicidad en el suroeste de la Ciudad de México". Revista Internacional de contaminación ambiental, (2001), 17 (004),

UNAM - Distrito Federal México. pp 193-204

ATSDR (Agency for toxic substances & disease registry). http://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts69.html

IARC (International Agency for research on cancer) www.iarc.fr/ (accedido 03, 2008)

Canelón R, 2007, "Determinación de la concentración de nitrógeno soluble en partículas atmosféricas en zonas urbanas, sub - urbanas y pristinas en Venezuela" trabajo de grado, Universidad Central de Venezuela, Facultad de Ciencias, Escuela de Química, Departamento de Geoquímica.

Decreto 638 "Normas sobre calidad de aire y control de contaminación atmosférica" <http://webdelprofesor.ula.ve/ingenieria/jmayorga/Aire.pdf> (accedido 03/2008)

Donoso, L., (2007) Comunicación Personal. Centro de Química Atmosférica, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC)

Freund R. y Wilson W., (1997). "Statistical Methods". *Academic Press, Inc.* San Diego, USA.

Ley Orgánica del Ambiente, Gaceta Oficial N° 5.833 Extraordinario del 22 de diciembre de 2006. República Bolivariana de Venezuela. <http://www.vitalis.net/LOA.htm> (accedido 03/08)

Martínez Y. "Partículas suspendidas totales y contenido de nitrato, cloruro y sulfato en el aire de dos zonas de Valencia" Revista de Ingeniería UC, (1998), 5 (2) . Universidad de Carabobo, Publicaciones Periódicas, Biblioteca Central. <http://servicio.cid.uc.edu.ve/ingenieria/revista/> (accedido 04/2008)

Mastandrea C., Chichizola C., Luduena B. "Hidrocarburos aromáticos policíclicos. Riesgos para la salud y marcadores biológicos". Acta Bioquím. Clín. Latinoam., (2005), 39 (1), 27-36.

National Research Council, Committee on Health Effects of Waste Incineration, 1997, "Waste Incineration & Public Health" National Academy Press, Washington, EE.UU. p 85,135

Nevers N., 1998, "Ingeniería de Control de la Contaminación del Aire", *Edi. McGraw-Hill*, Mexico, D.F.

Ning Z, Geller M, Moore K, *et al.* "Daily Variation in chemical characteristics of urban ultrafine aerosols and interference with their sources". Environ. Sci. Technol. (2007), 41, 6000-6006

Santana R., Anselmi A., Delgado N., *et al.* "Estudio de calidad de aire y calidad de combustible en el área metropolitana de Caracas". Visión Tecnológica (2001), 8, (2), 131-146.

Seinfeld J 1978 "Contaminación atmosférica fundamentos físicos y químicos". *Edi. Instituto de Estudios de Administración local*. Madrid, España. Pp. 1-18, 80-95

US Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/8270d.pdf> "Semivolatile organic compounds by gas chromatography/mass sepectrometry (GC/MS)" (accedido 07/ 2008)

US Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/3540c.pdf> "Soxhlet extraction" (accedido el 07 / 2008).

Vives I, Grimalt J y Guitart R. "Los Hidrocarburos aromáticos policíclicos y la salud humana". Apuntes de ciencia y tecnología, (2001), N° 3, 45-51.

Wark, K. y Warner, C., 1998, "Contaminación del Aire, Origen y Control", *Edi. Limusa, S.A.*, México, D.F. pp 28-30, 37-40, 196, 690