

**EXTRACCIÓN DE HIDROCARBUROS AROMATICOS POLICICLICOS EN
PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS SEDIMENTADAS EN UN AREA DE LA CIUDAD DE
CARACAS, VENEZUELA**

Yusmeny Chirino ^{a,b}; Zully Benzo ^a; Raiza Fernández ^c; Federico Galarraga ^c; Roschman González ^c; Matilde Gómez ^a, Janeth Salas ^a; Andrés Escalona ^c.

^a Laboratorio de Química Analítica. Centro de Química. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, IVIC. Caracas-Venezuela.

^b Universidad Pedagógica Experimental Libertador. Instituto Pedagógico de Caracas, UPEL-IPC. Caracas-Venezuela. E-mail: yusmenychirino@yahoo.com.

^c Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas-Venezuela.

ABSTRACT

An evaluation of the variables that control the efficiency of the ultrasound-assisted extraction method was carried out in order to determine the concentration of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in settled atmospheric particles in a chosen zone of Caracas city. Quantification was carried out by high pressure liquid chromatography (HPLC) using UV and fluorescence detection. The results of this determination were compared with those found when the Soxhlet extraction method was used. The efficiency of the methodology was checked using the urban Dust certified reference material (SRM 1649a). Better efficiency was found with the ultrasound-assisted method. This methodology was applied for the extraction of the compounds in settled particles from the center of Caracas city, which is known to have a high motor vehicular traffic. Sampling was carried out during the dry and wet seasons in a year. Results show that higher concentrations of the compounds fenanthrene, anthracene, fluoranthene, pyrene, chysene, benzo[b]fluoranthene, benzo[k]fluoranthene, benzo[a]pyrene and benzo[ghi]perylene

were found in the samples collected during the dry season when compared with those collected in the wet season, probable due to the burns forest of the National Park El Avila, next to the studied location.

Key words: Ultrasound-assisted extraction method, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, settled atmospheric particles.

RESUMEN

El presente estudio tiene como objeto evaluar las variables que controlan la eficiencia del método de extracción por ultrasonido, para la determinación de la concentración de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en partículas atmosféricas sedimentadas. La determinación cuantitativa de estos compuestos fue realizada por Cromatografía Líquida de Alta Eficiencia con detectores Arreglos de Fotodiodos y Fluorescencia (HPLC/UV-FL). Los resultados obtenidos son comparados con los encontrados mediante la metodología clásica de extracción Soxhlet. La eficiencia de la extracción por ultrasonido fue mayor que por el método tradicional Soxhlet, bajo las condiciones estudiadas. La exactitud de la metodología fue comprobada empleando el Material Estándar Certificado Urban Dust (SRM1649a). La metodología de extracción fue aplicada a partículas atmosféricas sedimentadas en el centro de Caracas, ciudad con alta afluencia vehicular. El muestreo se realizó durante un año para correlacionar las concentraciones de los HAP y los períodos de lluvia y sequía. Los resultados demuestran la presencia de los compuestos: fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, criseno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno y benzo[ghi]perileno en las épocas de sequía y lluvia, siendo mayor la concentración de HAP en la época seca, asociado probablemente, a la contribución por la quema forestal del Parque Nacional El Ávila, próximo a la localidad estudiada.

Palabras claves: Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos, partículas atmosféricas sedimentadas, método de extracción, ultrasonido.

1. INTRODUCCIÓN

Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) son micro-contaminantes orgánicos distribuidos ampliamente en el ambiente, cuya actividad mutagénica y carcinogénica han sido comprobada. A pesar de encontrarse más de cien HAP en la naturaleza, sólo dieciséis resultan ser más tóxicos, por lo que están incluidos en la lista de sustancias peligrosas de la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, 1995) y por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA-US, 1999).

La atmósfera está propensa a enriquecerse de estos compuestos, tanto por la diversidad de fuentes naturales y antrópicas, como por la asociación química entre los HAP y las partículas atmosféricas ya presentes. Si bien se han identificado como fuentes naturales, la quema forestal y las erupciones volcánicas, las fuentes antrópicas son las principales fuentes de HAP en los centros urbanos, que incluyen actividades industriales y quema de combustible fósil por el parque automotor.

Diversos estudios han demostrado relación entre los HAP y el tamaño de las partículas atmosféricas sedimentadas o polvo ($<500 \mu\text{m}$) (Takada et al., 1991). Estas son causantes de diversas enfermedades, especialmente en las vías respiratorias a nivel de fosas nasales y tráquea, así como irritación en los ojos y piel. La cantidad de HAP y polvo en el ambiente afecta marcadamente a la población más vulnerable.

El método de extracción de HAP en las partículas de polvo es el paso relevante del presente estudio. Existen diferentes métodos para la extracción de HAP que incluyen: microondas, extracción en fase sólida y fluidos supercríticos. Cada técnica posee su mérito y su selección

depende especialmente del costo. El método tradicional de extracción por reflujo Soxhlet, técnica estandarizada y recomendada por la EPA (EPA, 1999), requiere de elevadas temperaturas, prolongados tiempos en el tratamiento de las muestras y cantidades considerables de solventes. Debido a que la extracción por ultrasonido es un método razonablemente económico (Bossio et al., 2008), se evaluaron sus parámetros de operación.

El objetivo del presente estudio es comparar la eficiencia de extracción entre las técnicas: ultrasonido y Soxhlet, para la identificación y cuantificación de HAP en partículas atmosféricas sedimentadas, mediante la Cromatografía Líquida de Alta Eficiencia (HPLC) con detección de Arreglos de Diodos (UV) y Fluorescencia (FL). El método fue aplicado en la evaluación de HAP en partículas de polvo sedimentadas en el centro de Caracas, lugar donde El Ministerio del Ambiente Venezolano ha reportado elevadas concentraciones de Partículas Totales Suspendidas (PTS), producto de la alta afluencia vehicular (MARN, 2005).

2. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

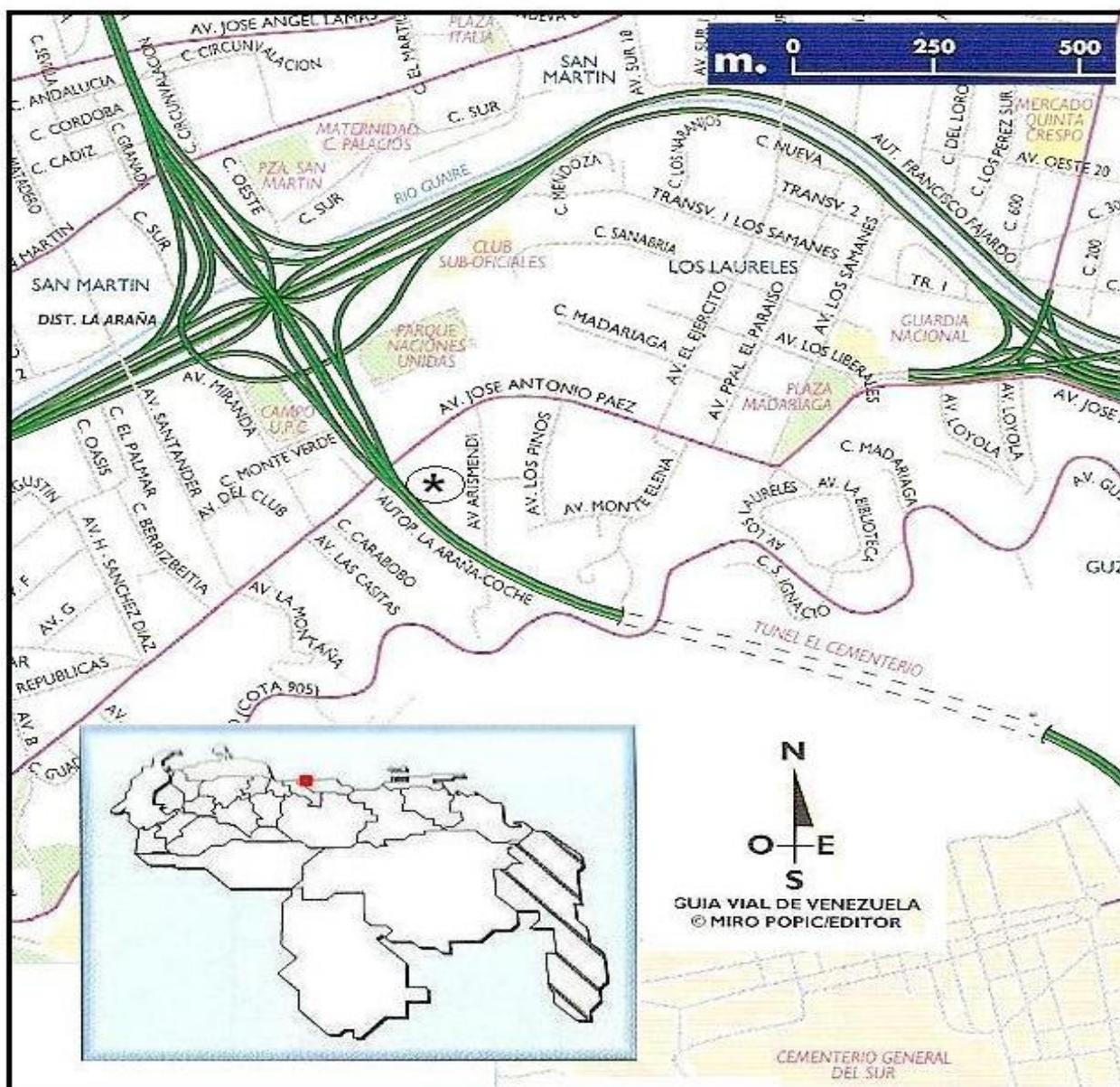
2.1. Recolección y preservación de las muestras

La recolección de las muestras se realizó durante la época de lluvia (entre los meses Mayo a Diciembre del 2006) y sequía (entre los meses de Enero a Abril del 2007), en una Institución Educativa ubicada en La Avenida José Antonio Páez, El Paraíso, lugar próximo a la entrada del túnel El Cementerio y el Distribuidor La Araña, e influenciado, a su vez, por el elevado tráfico vehicular del centro de Caracas, Venezuela (Figura 1).

El procedimiento de recolección consistió en barrer, con ayuda de una brocha pequeña, la superficie de las ventanas de vidrio y depositar el polvo en una bolsa plástica previamente identificada (Unger y Gustafsson, 2008).

Posteriormente, las muestras fueron tamizadas a $<200 \mu\text{m}$. Las fracciones granulométricas fueron almacenadas en recipientes plásticos limpios, cubiertos con papel de aluminio y refrigeradas a 7°C hasta ser procesadas (Dallarosa et al., 2005).

Figura 1. Ubicación geográfica del lugar de recolección de las muestras (Caracas-Venezuela)



2.2. Extracción de PAH en muestras de polvo urbano

La evaluación de los métodos de extracción de HAP fue realizada enriqueciendo 1g de una muestra de polvo real, con 1mL de una solución certificada o patrón que contiene una mezcla de 16 HAP en acetonitrilo (2 µg/mL). Inmediatamente, fueron aplicadas las metodologías de extracción: ultrasonido y Soxhlet.

Para el método de extracción por ultrasonido, se utilizó la unidad de ultrasónica Cole-Parmer modelo 8851, programándose los tiempos de extracción de 15 y 30 min, alcanzando temperaturas inferiores a 30 y 40°C, respectivamente. Los HAP fueron extraídos con 15mL de la mezcla de solventes diclorometano-hexano (1:1). La extracción fue repetida tres veces sobre la misma muestra, luego se combinaron los extractos y se evaporó el solvente a bajas temperaturas (<40°C) (Norramit et al., 2005).

En la metodología de extracción con Soxhlet, la muestra fue colocada en un dedal de extracción y llevada a reflujo (< 60°C) con 200mL de la mezcla de solventes diclorometano-hexano (1:1) durante 24 horas, finalmente, se evaporó el solvente a baja temperatura (< 40°C) (EPA-US, 1999).

De los extractos obtenidos, fue separada la fracción aromática de la alifática, procedimiento realizado con micro columnas de sílica gel activada, y elución con mezclas de solventes diclorometano-hexano (1:1) (Chen Fang et al., 2004). La presencia de los aromáticos fue comprobada mediante Cromatografía de Capa Fina (TLC) con placas de sílica gel e indicador de fluorescencia, la elución se realizó con diclorometano-hexano (1:1) y el revelado con una lámpara de UV, a la longitud de onda de 254 nm, donde ocurre la máxima absorción para la mayoría de los HAP analizados. Finalmente, se realizó la identificación y cuantificación de los HAP por HPLC / UV-FL. El método que proporcionó mejores resultados de recuperación se

validó con el Material Estándar Certificado de Polvo Urbano de la NIST (SRM 1649a, Urban Dust).

2.3. Condiciones del HPLC / UV-FL

La identificación y cuantificación de los HAP fue realizada con un HPLC Waters que posee bomba cuaternaria (629), automuestreador (717plus), controlador (600S) y detectores de UV (996) y fluorescencia (474), el Software de trabajo fue Millennium versión 2.15.01. La columna fue de fase reversa C₁₈ Waters, columna polimérica específica para HAP, tamaño de partícula 5µm, y longitud 0,46 cm x 25cm.

Para la calibración se utilizó la solución patrón SRM 1647e de la NIST, que contiene una mezcla de 16 HAP en acetonitrilo. El programa de elución seguido fue el recomendado por los fabricantes de la columna, que consiste en: volumen de inyección 20µL, temperatura de 25°C y flujo de 1,5 mL/min. La elución en gradiente consistió en: 0-19 min, 50% agua-acetonitrilo; de 20-31 min, 100% acetonitrilo y 32-36 min, 50% agua-acetonitrilo.

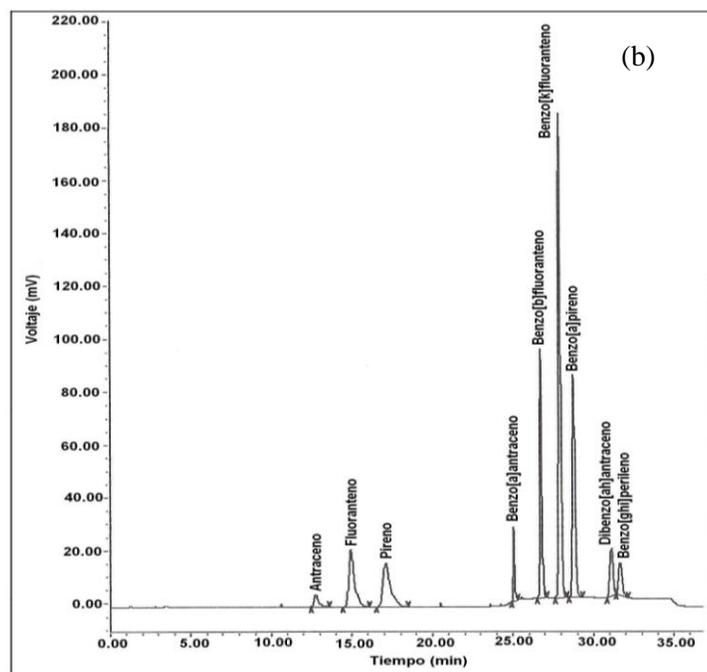
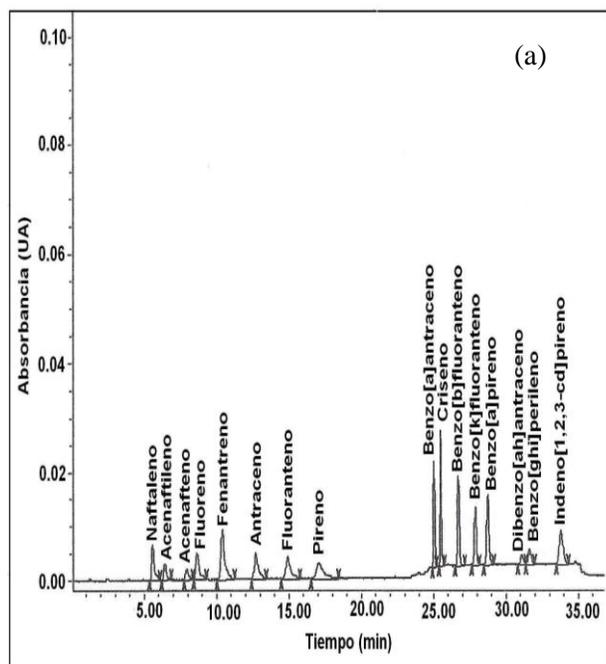
La identificación de cada analito se realizó por comparación de los espectros UV-Visible obtenidos con el detector de UV y los reportados por Butterworths y Verlag Chemie (1967). En la cuantificación, se emplearon los detectores UV ($\lambda=254\text{nm}$) y fluorescencia ($\lambda_{\text{excitación}} / \text{emisión} = 340 / 425\text{nm}$) dispuestos en serie, que permiten comparar los tiempos de retención.

3. RESULTADOS Y DISCUSION

3.1. Elución e identificación de los HAP por HPLC / UV - FL

La evaluación de las condiciones instrumentales del HPLC / UV – FL fue realizada con la solución patrón (SRM 1647e) que contiene una mezcla de 16 HAP en acetonitrilo. Los cromatogramas correspondientes a los compuestos detectados por UV ($\lambda=254\text{nm}$) y Fluorescencia ($\lambda_{\text{excitación}} / \text{emisión} = 340 / 425\text{nm}$) son presentados en la Figura 2.

Figura 2. Cromatogramas de la solución patrón SRM 1647e, empleando (a) detector UV ($\lambda=254\text{nm}$), (b) detector FL ($\lambda_{\text{excitación/emisión}} = 340 / 425\text{nm}$).



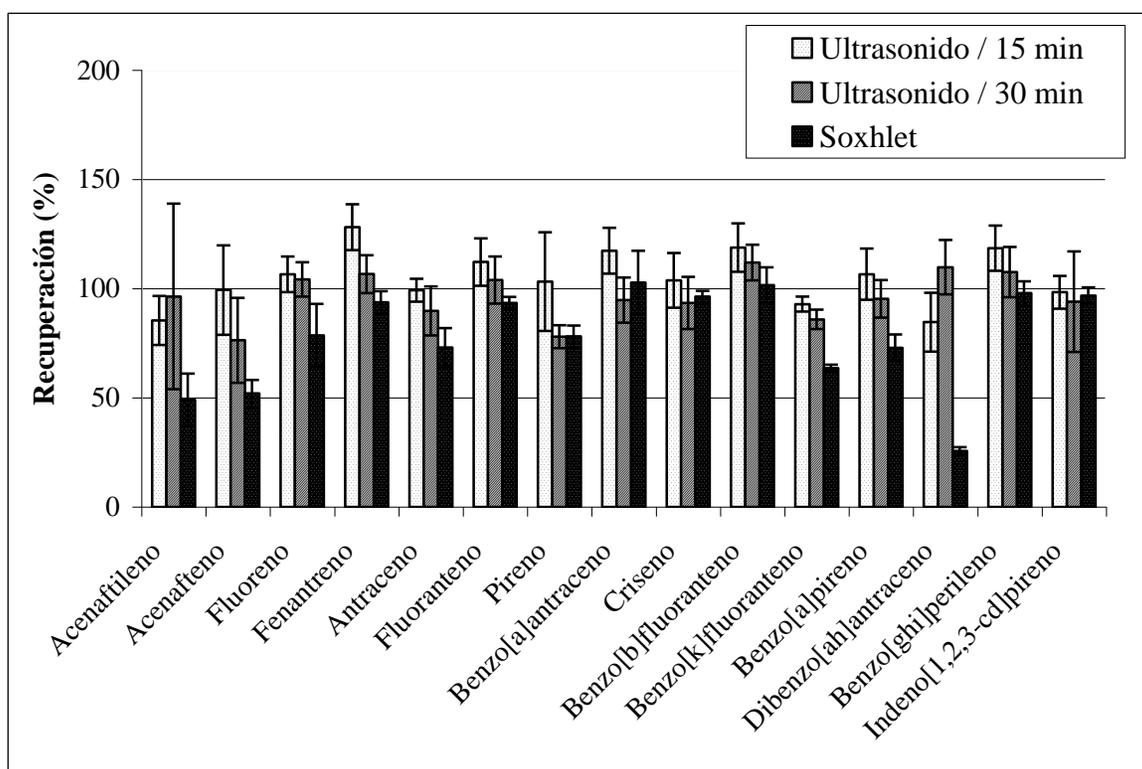
En la figura anterior, se observa una buena separación cromatográfica para cada HAP. Además, los eluyentes empleados (agua y acetonitrilo) tienen poca absorción en las longitudes de onda seleccionadas, disminuyendo el ruido proveniente de los solventes. El ligero aumento en la línea base, entre los tiempos de retención de 25 a 35 min, se debe al cambio de gradiente que afecta la absorción de los solventes en las longitudes de onda seleccionadas.

Los 16 HAP fueron detectados por UV lo que permitió la identificación de cada pico obtenido a través de la comparación espectral con los referenciales. Para la cuantificación, el detector de FL es más sensible que el UV, condición de suma importancia cuando las muestras se encuentran a bajas concentraciones, sin embargo, debido a la longitud de onda excitación / emisión seleccionada para el detector de fluorescencia, sólo 9 de los compuestos estudiados pudieron ser detectados por FL. Por lo tanto, los compuestos: naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, criseno e indeno[1,2,3-cd]pireno, fueron cuantificados al emplear el detector UV y los compuestos: antraceno, fluoranteno, pireno, benzo[a]antraceno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, dibenzo[a,h]antraceno y benzo[ghi]perileno fueron cuantificados utilizando el detector de FL.

3.2. Evaluación del método de extracción

En la figura 3 están indicados los porcentajes de recuperación, obtenidos con los métodos de extracción por ultrasonido, (a los 15 y 30 min) y para propósito de comparación, el método con Soxhlet. Puede observarse que ambos métodos permiten la recuperación, en la mayoría de los HAP contenidos en las partículas atmosféricas sedimentadas. En el presente trabajo, la recuperación fue satisfactoria, especialmente cuando se utiliza el método de ultrasonido a los 15 min (temperatura < 30°C).

Figura 3. Porcentaje de recuperación obtenido con las técnicas de extracción ultrasonido y Soxhlet.



Autores como Omar et al., (2002), al emplear el método de extracción por ultrasonido, obtienen recuperaciones inferiores al 50% para acenaftileno, acenafteno y fluoreno, y recuperaciones superiores al 50,77 % para fenantreno, fluoranteno, pireno, criseno y dibenzo[ah]antraceno.

La degradación térmica y lumínica son factores importantes que afectan la recuperación de los HAP, especialmente los de cinco anillos como: benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno y dibenzo[a,h]antraceno (Bruce et al., 1996). Probablemente, este sea la causa de la baja recuperación para dibenzo[a,h]antraceno con el método Soxhlet.

La eficiencia del método de extracción por ultrasonido fue probada analizando el SRM 1649a, resultados que se aprecia en la tabla 1. Los porcentajes de recuperación para fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo[a]antraceno, criseno, benzo[k]fluoranteno y benzo[a]pireno, van desde 86 a 102% con una desviación estándar de 1,42 a 9,18. Benzo[b]fluoranteno, dibenzo[a,h]antraceno, benzo[ghi]perileno e indeno[1,2,3-cd]pireno están entre 67 a 77 %, con una desviación estándar de 0,78 a 9,88. Estos resultados son semejantes a los reportados por Bruce et al. (1996).

Tabla 1. Concentración y porcentaje de recuperación obtenido al validar el método de extracción por ultrasonido con SRM 1649a.

| HAP | Concentración ($\mu\text{g g}^{-1}$) \pm ds | | % Recup. \pm ds |
|---------------------------------|---|------------------|-------------------|
| | Reportado* | Presente estudio | |
| Fenantreno | 4,140 \pm 0,37 | 3,652 \pm 0,07 | 88,21 \pm 1,66 |
| Antraceno | 0,432 \pm 0,08 | 0,393 \pm 0,07 | 85,63 \pm 9,18 |
| Fluoranteno | 6,450 \pm 0,18 | 6,530 \pm 0,10 | 101,25 \pm 1,60 |
| Pireno | 5,290 \pm 0,25 | 4,945 \pm 0,11 | 93,48 \pm 2,12 |
| Benzo[<i>a</i>]antraceno | 2,208 \pm 0,07 | 2,247 \pm 0,06 | 101,76 \pm 2,82 |
| Criseno | 3,049 \pm 0,06 | 2,923 \pm 0,04 | 95,85 \pm 1,42 |
| Benzo[<i>b</i>]fluoranteno | 6,450 \pm 0,64 | 4,353 \pm 0,05 | 67,49 \pm 0,78 |
| Benzo[<i>k</i>]fluoranteno | 1,913 \pm 0,03 | 1,668 \pm 0,13 | 87,19 \pm 6,94 |
| Benzo[<i>a</i>]pireno | 2,509 \pm 0,09 | 2,414 \pm 0,13 | 96,23 \pm 5,28 |
| Dibenzo[<i>a,h</i>]antraceno | 0,288 \pm 0,02 | 0,209 \pm 0,01 | 72,44 \pm 2,89 |
| Benzo[<i>ghi</i>]perileno | 4,010 \pm 0,91 | 2,727 \pm 0,40 | 68,01 \pm 9,88 |
| Indeno[<i>1,2,3-cd</i>]pireno | 3,180 \pm 0,72 | 2,459 \pm 0,04 | 77,34 \pm 1,27 |

Nota. *Tomado del NIST. Certificate of Analysis. SRM® 1649a. (2001).

3.3. Análisis de las muestras de partículas atmosféricas sedimentadas en Caracas

Entre los HAP identificados y cuantificados en las muestras colectadas en Caracas, durante la época lluviosa y seca, se tienen: fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, criseno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno y benzo[ghi]perileno (Figura 4 y 5). Estos resultados coincide con los reportados por Cheng Fang et al. (2004), quienes encontraron altas concentraciones de fenantreno, fluoranteno, pireno y benzo[ghi]perileno en el polvo sedimentado sobre pisos del centro de Taiwán.

En la tabla 2 están señaladas la concentraciones de los HAP para este estudio en comparación con las obtenidas por Maertens et al. (2004), quienes reportaron concentraciones de HAP en diversas ciudades, síntesis realizada a través del estudio de 18 publicaciones. Las concentraciones de HAP asociados a las partículas atmosféricas en el centro de Caracas son inferiores a los reportados para otros centros urbanos del mundo.

Figura 4. Cromatogramas de la muestra de Caracas, durante la época de lluvia, empleando (a) detector UV ($\lambda=254\text{nm}$), (b) detector FL ($\lambda_{\text{excitación/emisión}} = 340 / 425\text{nm}$).

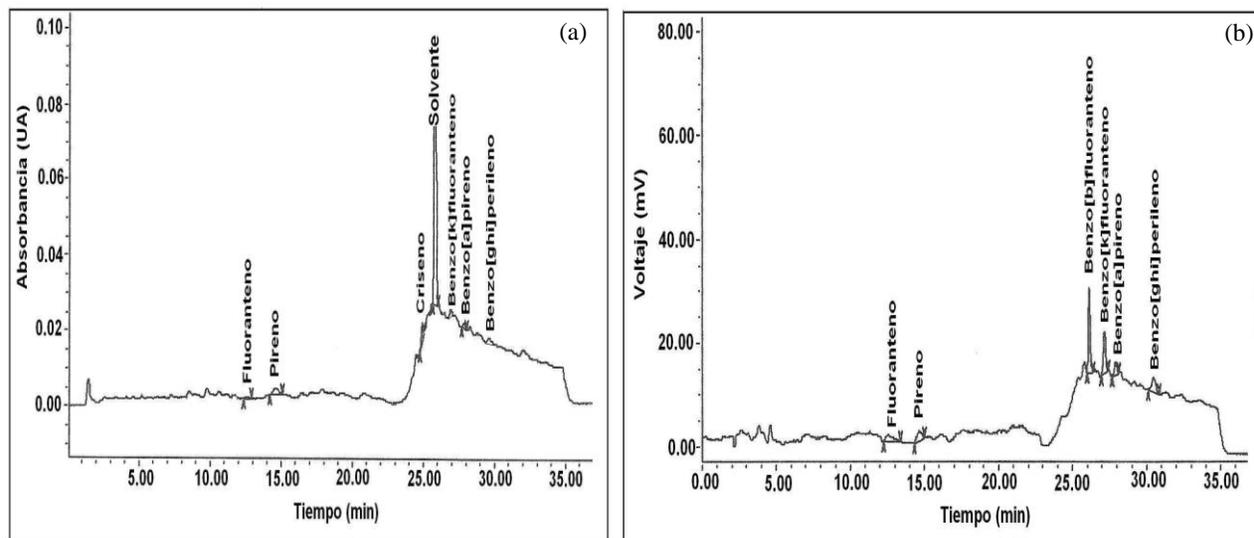


Figura 5. Cromatogramas de la muestra de Caracas, durante la época de sequía, empleando (a) detector UV ($\lambda=254\text{nm}$), (b) detector FL ($\lambda_{\text{excitación/emisión}} = 340 / 425\text{nm}$).

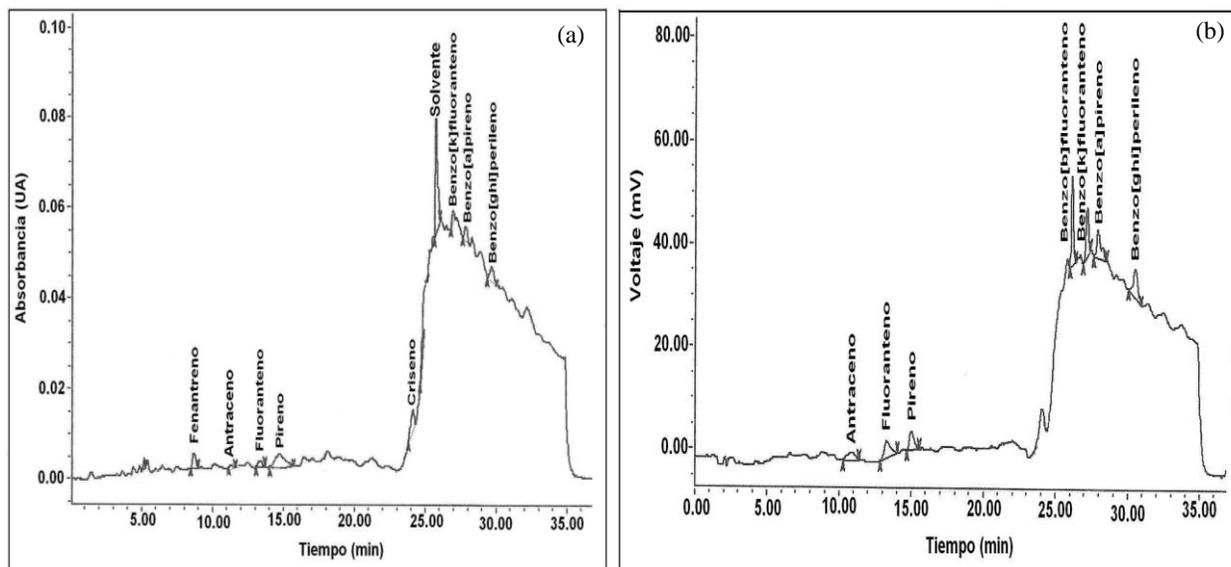


Tabla 2. Concentración de HAP en partículas de polvo obtenidas en el presente estudio y promedio de 18 publicaciones.

| HAP | Concentración /($\mu\text{g/g}$) \pm ds | | |
|------------------------|---|-----------------|---------------------------------|
| | Presente estudio | | Ref. (Maertens et al., 2004) |
| | Lluvia | Sequía | |
| Acenaftileno | <LC | <LC | 0,06 \pm 0,06 |
| Acenafteno | <LC | <LC | 0,12 \pm 0,12 |
| Fluoreno | <LC | <LC | 0,20 \pm 0,05 |
| Fenantreno | <LC | 0,36 \pm 0,01 | 2,34 \pm 0,63 |
| Antraceno | <LC | 0,21 \pm 0,01 | 0,28 \pm 0,07 |
| Fluoranteno | 0,35 \pm 0,04 | 0,57 \pm 0,07 | 4,06 \pm 1,19 |
| Pireno | 0,11 \pm 0,01 | 0,39 \pm 0,05 | 3,11 \pm 0,91 |
| Benzo(a)antraceno | <LC | <LC | 1,48 \pm 0,42 |
| Criseno | 0,20 \pm 0,02 | 0,38 \pm 0,10 | 1,99 \pm 0,53 |
| Benzo(b)fluoranteno | 0,27 \pm 0,01 | 0,32 \pm 0,01 | 4,01 \pm 1,27 |
| Benzo(k)fluoranteno | 0,10 \pm 0,01 | 0,14 \pm 0,03 | 4,01 \pm 1,27 |
| Benzo(a)pireno | 0,08 \pm 0,01 | 0,19 \pm 0,01 | 2,11 \pm 0,60 |
| Dibenzo(ah)antraceno | <LC | <LC | 0,41 \pm 0,10 |
| Benzo(ghi)perileno | 0,42 \pm 0,03 | 0,82 \pm 0,10 | 1,38 \pm 0,39 |
| Indeno(1,2,3-cd)pireno | <LC | <LC | 1,59 \pm 0,45 |
| HAP total | 1,52 \pm 0,06 | 3,39 \pm 0,17 | 28,34 \pm 8,07 |

<LC: Valores inferiores al límite de cuantificación.

Los compuestos fluoranteno y pireno han sido propuestos como marcadores potenciales de fuentes de contaminación por incineraciones, quema de madera y combustible fósil. Si se obtiene la relación entre las concentraciones fluoranteno/pireno mayor a 1, los HAP se asocian a procesos pirolíticos, y si es inferior a 1, se asocia un origen petrogénico (Maertens et al., 2004). En el presente estudio la relación fue mayor a 1, indicando posible origen pirolítico. Por otra parte, la concentración de HAP fue más alta durante la época seca, probablemente debido a la contribución por la quema forestal, especialmente en el Parque Nacional El Ávila, hecho ocurrido durante esa época.

4. CONCLUSIONES

El método de extracción por ultrasonido permitió una buena recuperación de los compuestos estudiados y redujo, razonablemente, el tiempo de análisis y volumen del solvente con respecto al método tradicional, utilizado generalmente para estos fines. En las partículas atmosféricas sedimentadas en Caracas, se identificaron la presencia de fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, criseno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno y benzo[ghi]perileno. En la época de sequía las concentraciones son más altas que en la lluviosa, posiblemente a la contribución por la quema forestal. Las concentraciones de HAP en el presente estudio están por debajo de los valores reportados en diversas ciudades del mundo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a las instituciones IVIC, CDCH-UCV por el apoyo financiero a través del proyecto: PG 03-00-6054-2005 y a la UPEL-IPC. Los autores también agradecen a Julián Ascanio por su asesoría en el procesamiento químico de los extractos y a Marcos García por el análisis estadístico.

REFERENCIAS

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Department of Health and Human Services Public Health Service., 1995. Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. EEUU, pp. 1-3.
- Bossio, J., Harry, J. y Kinney, C., 2008. Application of ultrasonic assisted extraction of chemically diverse organic compounds from soils and sediments. *Chemosphere*, 70, 858-864.
- Bruce R., Brian J., John E., y Nathan P., 1996. Accelerated Solvent Extraction: A technique for sample preparation. *Analytical Chemistry* 68, 1033-1039.
- Butterworths, L., y Verlag Chemie, W., 1967. UV Atlas of organic compounds. (Vol 3). Library of Congress Catalog: Alemania.
- Cheng Fang G., Chang G., Wu Y., Fu P., y Yang I., 2004. Characterization, identification of ambient air and road dust polycyclic aromatic hydrocarbons in central Taiwan, Taichung. *Science of the Total Environment* 327, 135–146.
- Dallarosa, J., Teixeira, E., Pires, M. y Fachel, J., 2005. Study of the profile of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particles (PM₁₀) using multivariate methods. *Atmospheric Environment* 39, 6587-6596.
- Environmental Protection Agency, U. S. (EPA-US)., 1999. Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in ambient air using Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS). Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air (TO-13A).
- Maertens, R., Bailey, J. Y White, P., 2004. The mutagenic hazards of settled house dust: a review. *Mutation Research* 567, 401–425.
- Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales (MARN)., 2005. Informe de la calidad del aire en las principales ciudades de Venezuela. Período Enero – Agosto, 2005.

- National Institute of Standards and Technology (NIST)., 2001. Certificate of Analysis. SRM® 1649a. [On-line]. Disponible en: <http://www.nist.gov/srm>.
- National Institute of Standards and Technology (NIST)., 2006. Certificate of Analysis. SRM® 1647e. [On-line]. Disponible en: <http://www.nist.gov/srm>.
- Norramit, P., Cheevaporn, V., Itoh, N. y Tanaka, K., 2005. Characterization and carcinogenic risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the respirable fraction of airborne particles in the Bangkok Metropolitan Area. *Journal of Health Science*. 51 (4) 437-446.
- Omar N., Abas M., Ketuly K., Tahir N., 2002. Concentrations of PAHs in atmospheric particles (PM-10) and roadside soil particles collected in Kuala Lumpur, Malaysia. *Atmospheric Environmental* 36:247–254.
- Unger, M. y Gustafsson, O., 2008. PAHs in Stockolm window films: Evaluation of the utility of window film content as indicador of PAHs in urban air. *Atmospheric Environment*. doi: 10.1016/j.atmosenv.2008.03.030.
- Takada, H., Onda, T., Harada, M y Ogura, N., 1991. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in street dust from the Tokyo Metropolitan area. *The Science of the Total Environment*. 107, 45-69.