

RIESGO PARA LA SALUD ASOCIADO A LAS PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS EN EL ÁREA METROPOLITANA DE BUENOS AIRES

CAPPELLETTI, N.^{1,3}; TATONE, L.^{2,3} Y ASTOVIZA, M.^{2,3}

1: Departamento de Ciencias Ambientales y Turismo-UNDAV.
España 350. Avellaneda CP 1870
cappellettin@hotmail.com

2: Facultad de Ciencias Naturales y Museo-UNLP.
Av 60 y 122.
La Plata CP 1900
leatatone@yahoo.com.ar ; m.j.astoviza@fcnym.unlp.edu.ar

3: CONICET. CCT La Plata.

Resumen. *Con el objetivo de evaluar los riesgos para la salud relacionados con la exposición al polvo atmosférico se colectaron muestras de material sedimentable en la región más poblada e industrializada de Buenos Aires. Las partículas sedimentables se colectaron mediante el método Bergerhoff, simultáneamente se tomaron muestras de suelo y sedimento vial. Se determinaron: metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y bifenilos policlorados (BPC). Para evaluar el riesgo de efectos no cancerígenos se estimaron las dosis de exposición oral, dérmica e inhalatoria para niños y adultos y se las comparó con sus respectivas dosis de referencia, obteniendo un cociente de peligro (HQ). Finalmente se estimó un índice de peligro (HI) para cada sitio como suma de los HQ. Las concentraciones fueron comparables a las halladas en otros sitios urbanos. Aunque los metales en suelos se encontraron por debajo de los niveles guías nacionales de calidad para uso residencial, son superiores a los Canadienses. Con respecto a los PAH y PCB, presentaron concentraciones en suelo inferiores a ambas normas, salvo fenantreno y Benzo(b) Fluoranteno. En los tres compartimientos se observó un nivel diferencial de peligro (Suelo >sedimento vial >partículas), siendo HI >1 para la exposición de niños al suelo y sedimento vial.*

Palabras clave: Material sedimentable, atmósfera, metales pesados, PCB, PAH

1. INTRODUCCIÓN

El monitoreo de las partículas atmosféricas reviste especial interés debido a la interacción con los compuestos orgánicos semivolátiles (COSV) [1; 2; 3] y fundamentalmente con los metales [4]. Si bien las partículas de menor diámetro son las que presentan un mayor interés sanitario (menores a 10 µm), las partículas de mayor tamaño poseen la capacidad de sedimentar y formar parte del “polvo” que recircula y forma depósitos tanto en áreas urbanas como rurales. Aunque en su composición las partículas contienen una variedad de sustancias de origen natural (litogénico, pedogénico) también transportan sustancias de origen antropogénico, posibilitando la transferencia de contaminantes hacia el suelo [5].

En este contexto, el objetivo principal de este trabajo fue evaluar la calidad del aire en sitios puntuales del Área metropolitana de Buenos Aires (AMBA) a partir de la determinación de metales pesados y dos grupos de COSV: hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y bifenilos policlorados (BPC) en las partículas sedimentables, considerando su posible transferencia y recirculación desde y hacia suelos y calles. La evaluación de más de un componente (ej. partículas atmosféricas, polvo de calle, suelo, etc) dentro de un mismo sistema urbano permite una mejor comprensión de los efectos a largo plazo de la contaminación sobre el ambiente y la salud humana [6].

2. MATERIALES Y METODOS

2.1. Sitios de muestreo

Los sitios de muestreo (Figura 1) se seleccionaron considerando: alta intensidad de tránsito automotor (Calles: Municipalidad; Avenidas: Puente La Noria y Calchaquí), cercanía a fuentes industriales (Isla Maciel y Dock Sud), áreas de actividad hortícola periurbana y reserva (Quintas Domínico). Durante los meses de agosto a octubre, en cada sitio de muestreo se colocaron dos colectores de partículas (para análisis de metales y contaminantes orgánicos respectivamente) durante dos periodos mensuales. Asimismo en cada sitio se colectaron muestras integradas de suelo y sedimento vial.



Figura 1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo.

2.2. Muestreo de partículas atmosféricas sedimentables

Para la recolección de muestras de Polvo Atmosférico Sedimentable se utilizó el método Bergerhoff, el cual colecta partículas depositadas por vía seca y húmeda, durante 30 días a

una altura de 1,5–2,0 metros y alejado de obstáculos. Previo al despliegue, los colectores fueron lavados de acuerdo al tipo de analito a determinar. Posteriormente, el colector es llevado al laboratorio para su respectivo análisis, en donde se separa la muestra mediante filtrado [7].

Para el muestreo de suelo y sedimento vial se utilizaron espátulas de acero inoxidable y el material se recogió en frascos de vidrio, el cual fue llevado refrigerado al laboratorio. Las muestras en cada sitio fueron tomadas de manera integrada. Para la obtención de suelo, se retiró la cubierta vegetal y se tomó material de los 5 cm superiores. El polvo de calle se tomó de los bordes laterales del pavimento, evitando la incorporación de material mayor al tamaño de las arenas.

2.3. Análisis químicos

El material particulado sedimentable se filtró (HAP y PCB: filtros de fibra; Metales: Nitrato de celulosa) y determinó su masa seca.

Las muestras de suelo y el sedimento homogenizados se separaron en submuestras destinadas a: análisis granulométrico, determinación de humedad, determinación de materia orgánica, determinación de metales traza y determinación de contaminantes orgánicos. El análisis de metales pesados (Fe, Mn, Zn, Pb, Cu) se llevó a cabo por Espectrometría de absorción atómica utilizando un equipo Thermo Elemental Solaar M5 con llama de aire-acetileno, horno de grafito y corrección de background sobre muestras previamente digeridas con agua regia (3:1 v/v, HCl - HNO₃) y H₂O₂ a 100°C [8]. Para el análisis de contaminantes orgánicos (HAP y PCB) los filtros, suelo y sedimento vial fueron extraídos con acetona: éter de petróleo: diclorometano en ultrasonido. Los extractos concentrados se purificaron y fraccionaron por cromatografía sobre gel de sílice. Las fracciones se concentraron y se analizaron cromatografía gaseosa de alta resolución acoplada a detectores FID/ECD/MS (Agilent 7890; Waters Quattro Micro GC tándem). Los HAPs se reportan como sumatoria de los 16 HAPs prioritarios ($\Sigma 16$) [9] y los BPC como sumatoria de los 41 congeneres (Quebec Ministry of Environment Congener Mix, Accustandar).

2.4. Factores de enriquecimiento

Los factores de enriquecimiento (*FE*) fueron usados para evaluar el grado de contaminación por metales [10] y la presencia de probables fuentes naturales o antropogénicas [11]. *FE* es definido matemáticamente como:

$$FE = (Cn/Rref)_{muestra} / (Bn/Bref)_{línea\ de\ base} \quad (1)$$

Donde $(Cn/Rref)_{muestra}$ y $(Bn/Bref)_{línea\ de\ base}$ son las relaciones entre el metal evaluado y un metal de referencia en la muestra y en un suelo considerado no contaminado o línea de base (*B*). Para normalizar las concentraciones fue utilizado el hierro y las concentraciones medidas en 44 suelos de la provincia de Buenos Aires fueron tomadas como línea de base [12]. En general, $FE > 10$ son considerados indicadores de contaminación antrópica, mientras que $FE < 10$ reflejan fuentes naturales.

Para evaluar el aporte por resuspensión desde el suelo a la deposición de partículas, Venturini et al, 2013 propone una modificación a la ecuación 1,

$$FE_{res} = (Cn/Rref)_{particulas} / (Sn/Sref)_{suelo} \quad (2)$$

En donde $(Cn/Rref)_{particulas} / (Sn/Sref)_{suelo}$ son las relaciones entre el metal evaluado y un metal de referencia en las partículas y en el suelo del sitio (S). Considerando $FE_{res} < 10$ cuando la resuspensión es una fuente predominante.

2.5. Exposición y análisis de riesgo

El modelo usado para calcular la exposición de adultos y niños a los metales, HAP y BPC presentes en el material depositado, suelo y material de calle está basado en el desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental Norteamericana [13] y se utilizaron los parámetros propuestos por la misma agencia [14]. La exposición fue expresada en términos de dosis diaria y fue calculada separadamente para cada metal, para los hidrocarburos individuales y para BPC totales considerando cada ruta de exposición (dérmica, oral e inhalatoria) para adultos y niños.

Las dosis fueron estimadas como se muestra en las ecuaciones 3 a 5:

Dosis por ingestión:

$$D_{ing} (mg \text{ kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}) = C(mg \text{ kg}^{-1}) \times \frac{IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (3)$$

Dosis por inhalación:

$$D_{inh} (mg \text{ kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}) = C(mg \text{ kg}^{-1}) \times \frac{InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW} \quad (4)$$

Dosis por contacto dérmico:

$$D_{derm} (mg \text{ kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}) = C(mg \text{ kg}^{-1}) \times \frac{SA \times SL \times ABS \times EF \times ED}{AT \times BW} \times 10^{-6} \quad (5)$$

Donde $C(mg \text{ kg}^{-1})$ es la concentración en suelo, sedimentos o partículas, $IngR$ y $InhR$ las tasas de ingestión (adultos :100 y niños 200 $mg \text{ kg}^{-1}$) e inhalación (adultos: 20 y niños: 7,6 $m^3 \text{ dia}^{-1}$), EF la frecuencia de exposición (180 días año⁻¹), ED la duración de la exposición (adulto:24; niños: 6 años), SA área de piel expuesta (adulto: 5700; niños: 2800 cm^2), ABS el factor de absorción dérmica (0,001), SL la adherencia dérmica (adultos: 0,7; niños: 0,2); PEF la emisión de partículas ($1,36 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$), BW el peso corporal (adulto:70; niño:15 kg) y AT el tiempo promedio ($ED \times 365$). Para $C(mg \text{ kg}^{-1})$ se consideró el límite superior para la media con un intervalo de confianza del 95 % [13]. Las dosis que fueron calculadas para cada sustancia y cada ruta fueron divididas por sus respectivas dosis de referencias [15] para obtener un cociente de peligro (HQ), cuya sumatoria permitió estimar un índice de peligro (HI). Si $HI < 1$ se asume que no existe probabilidad de efectos no cancerígenos.

3. RESULTADOS

3.1. Partículas atmosféricas

En la tabla 2 se presentan las concentraciones y flujos promedio de metales, HAP y PCB correspondientes a la deposición de partículas. Las concentraciones de Pb, Mn, Cu, Zn y Fe fueron comparables a las reportadas para áreas impactadas de China [17], siendo particularmente elevadas en el sitio de agricultura periurbana, posiblemente debido al uso de funguicidas. De acuerdo a la ecuación 2, los *FE* indican que solamente el Cu se encuentra enriquecido en las partículas ($FE > 10$), con respecto al suelo, indicando para este metal otra fuente adicional a la resuspensión. Los flujos por deposición atmosférica fueron comparables a los reportados para centros urbano industriales (Tabla 1), siendo particularmente elevados los flujos de Cu y Pb.

La concentración promedio de Σ_{16} HAP en las partículas fue inferior a las reportadas para áreas metropolitanas de China [17; 18; 19]. El flujo de hidrocarburos aromáticos debido a la deposición de partículas fue comparable a los reportados para sitios urbanos industriales [20; 21]. El perfil de HAP estuvo dominado por hidrocarburos de 2 y 3 anillos (bajo peso molecular), principalmente Naftaleno, Fenantreno, Fluoranteno y Pireno ($64 \pm 15\%$), mientras que los seis HAP carcinógenos [22] representaron el $17 \pm 9\%$ del total.

Finalmente, la concentración y flujos de BPC en las partículas, resultaron más elevados que los reportados para otros sitios urbanos e industriales [23;24]. El perfil de BPC estuvo dominado por congéneres penta, hexa y hepta clorados ($18 \pm 4\%$; $19 \pm 3\%$ y $20 \pm 5\%$ respectivamente).

3.2. Suelos

En la tabla 2 se presentan las concentraciones promedio de metales, HAP y PCB correspondientes a los suelos. Las concentraciones de Pb, Mn, Cu, Zn y Fe en los suelos no superaron los valores guía de la Ley 24.051 Decreto 831/93. Sin embargo las concentraciones de Pb y Zn superan los niveles establecidos por las guías canadienses referidas al uso agrícola y residencial del suelo [25]. Con respecto a suelos rurales sin impacto urbano de la provincia de Buenos Aires, el contenido de Pb, Zn y Cu frecuentemente relacionados con fuentes antropogénica [26] fueron 18; 5,0 y 3,0 veces respectivamente más elevados, mientras que los metales mayoritarios Mn y Fe principalmente litogénicos [27] presentaron concentraciones comparables a los de suelos rurales. Coincidentemente, los factores de enriquecimiento indican un enriquecimiento moderado para el Cu ($FE > 2$) y alto para Zn y Pb ($FE > 5$). En comparación con reportes mundiales, las concentraciones halladas en este trabajo resultan comparables a las halladas en áreas industriales [2; 28; 29].

La concentración de Σ_{16} HAP en los suelos urbanos superó en más de un orden de magnitud la concentración reportada para suelos rurales de la provincia de Buenos [12]. Las concentraciones fueron comparables a las reportadas para otras áreas urbanas del mundo [30;31]. El perfil de HAP estuvo dominado por hidrocarburos de 3 y 4 anillos (bajo peso molecular), principalmente Fenantreno, Fluoranteno, Pireno y Criseno ($61 \pm 9\%$), mientras que los seis HAP carcinógenos [22] representaron el $40 \pm 16\%$ del total. La

concentraciones promedio de Fenantreno y Benzo(b) Fluoranteno superaron los niveles nacional y canadiense para uso agrícola del suelo, no superando el uso residencial.

Sitio	BPC	HAP	Cu	Mn	Fe	Zn	Pb	Referencia
Partículas								
AMBA	0,41±0,25	6,1±3,1	311±367	304±35	20155±3786	323±153	181±156	<i>Este trabajo</i>
Shijiazhuang, China			107	562	43348	515	177	[16]
Tianjin, China		21						[17]
Flujos								
AMBA	42±30	685±530	24±15	36±21	2384±2537	41±33	21±23	<i>Este trabajo</i>
Xian, China			7,7	47		51	18	[38]
Paris, Francia			6,2			265	6,4	[39]
Córdoba, Argentina					4161	108		[40]
Jersey City, USA		298						[20]
Bursa, Turquía		956						[21]
Yavuzsemil, Turquía	2,6							[24]
Texas, USA	3,9							[23]

Tabla 1. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$) en partículas y flujos (BPC, HAP: $\mu\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$ Metales: $\text{mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$)

La concentración de BPC en los suelos superó en más de tres órdenes de magnitud la concentración reportada para suelos rurales [12]. Las concentraciones resultaron comparables en sitios urbanos e industriales [30; 32]. El perfil de BPC estuvo dominado por congéneres penta, hexa y hepta clorados ($22 \pm 6\%$; $33 \pm 5\%$ y $21 \pm 3\%$ respectivamente). La concentración promedio de BPCs fue inferior a las establecidas para uso agrícola y residencial para ambas normas nacional y canadiense.

Sitio	BPC	HAP	Cu	Mn	Fe	Zn	Pb	Referencia
AMBA	0,02±0,01	1,04±1,14	48±19	418±120	18400±4584	213±144	162±161	<i>Este trabajo</i>
Sicilia, Italia			77	566		151	253	[5]
Kavala, Grecia			48			175	571	[28]
Shenyang, China			92	636		235	117	[29]
Lisboa, Portugal	0,01	1,5						[30]
Estambul, Turquía		0,70						[31]
Aliaga, Turquía	0,04							[32]

Tabla 2. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$) en suelos

3.3. Sedimento Vial

En la tabla 3 se presentan las concentraciones promedio de metales, HAP y PCB en los sedimentos viales. Las concentraciones de Cu, Pb, Zn, Mn, y Fe en los sedimentos viales fueron comparables a las reportadas para sedimentos viales de áreas metropolitanas [33] e

inferiores a áreas densamente pobladas [34 ;39].

La concentración de Σ_{16} HAP en los sedimentos viales fue superior a la hallada en áreas urbanas [36]. El perfil de HAP estuvo dominado por hidrocarburos de 3 y 4 anillos (bajo peso molecular), principalmente Fenantreno, Flouranteno, Pireno y Criseno ($83 \pm 4\%$), mientras que los seis HAP carcinógenos [22] representaron el $12 \pm 3 \%$ del total.

Como se observa en la Tabla 3, la concentración de BPC en los sedimentos viales resultó comparable a sitios urbanos e industriales [37]. El perfil de BPC estuvo dominado por congéneres penta, hexa y hepta clorados ($28 \pm 4\%$; $29 \pm 6\%$ y $18 \pm 4\%$ respectivamente).

Sitio	BPC	HAP	Cu	Mn	Fe	Zn	Pb	Referencia
AMBA	0,04±0,03	1,30±1,01	62±41	210±93	10131±3520	204±142	134±86	Este trabajo
Ulsan, Corea			148			130	118	[33]
Teheran,Iran			225	1214	47936	873	257	[34]
Beijin, China			42	552	27900	214	61	[35]
Alejandro, Egipto		0,30						[36]
New York, USA	0,41							[37]

Tabla 3. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos viales

3.4. Riesgo para la salud

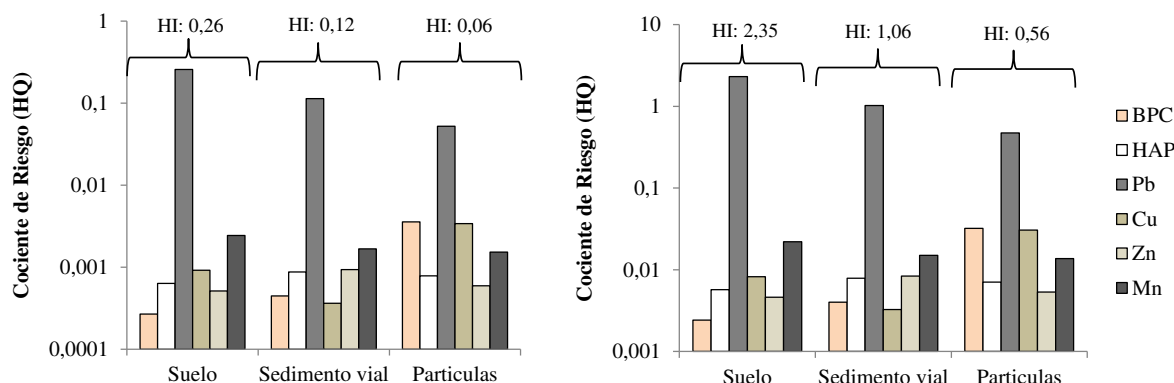
Para efectos no cancerígenos la ingestión resultó la principal ruta de exposición con respecto a las tres matrices estudiadas, seguida por la inhalatoria y por último la dérmica. El *HI* presentó orden creciente desde partículas < calle < suelo, superando la unidad (nivel de efecto probable) para la exposición de niños a suelo y calle (Figura 2).

En las tres matrices la concentración de Pb tuvo la mayor incidencia en el peligro. La contribución de cada sustancia al índice de peligro fue diferente en partículas, suelo y sedimentos, lo cual se evidencia en el orden de los *HQ* en las partículas Zn<HAP<Mn<BPC<Cu<Pb, suelo BPC<Zn<HAP<Cu<Mn<Pb y sedimento vial Cu<BPC<HAP<Zn<Mn<Pb. Es particularmente interesante la mayor contribución al peligro de los BPC en las partículas, lo cual puede relacionarse a su carácter semivolatil, su persistencia y a los procesos de intercambio gas-partícula que ocurre en la atmosfera.

4. CONCLUSIONES

Las concentraciones halladas en las partículas, suelos y sedimento vial, resultaron comparables a las reportadas en otras áreas urbanas del mundo, con influencia de fuentes fijas y móviles. En los tres compartimientos se observó un nivel diferencial de peligro (suelo > sedimento vial> partículas), siendo *HI* >1 para la exposición de niños a suelo y sedimento vial. En las tres matrices el Pb tuvo mayor incidencia en el riesgo. Asimismo, los procesos de intercambio gas-partículas de los contaminantes semivolátiles (ej. PCB) y la distinta distribución de tamaños de partículas determinaron diferencias significativas en

la estimación del peligro para cada compartimiento, reflejando la importancia de su



evaluación simultánea.

Figura 2. Cocientes e índice de riesgo para adultos (izquierda) y niños (derecha) debido a la exposición a suelos, sedimento vial y partículas.

REFERENCIAS

- [1] Simcik M., Basu, I., Sweet, C., Hites, R. Temperature dependence and temporal trends of polychlorinated biphenyl congeners in the Great Lakes atmosphere. *Environ. Sci. and Technol.* 33(12):1991-1995 (1999).
- [2] Simcik, M., Hoff, R., Strachan, W., Sweet, C.; Basu, I., Hites, R. Temporal trends of semivolatile organic contaminants in great lakes precipitation. *Environ. Sci. and Technol.* 34(3): 361-367 (2000).
- [3] Vione, D.; Barra, S.; De Gennaro, G.; De Rienzo, M.; Gilardoni, S.; Perrone, M., Pozzoli, L. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere: monitoring, sources, sinks and fate. II: Sinks and fate. *Ann. Chim. (Rome)*: 94, 257-268.
- [4] Apeageyi, E., Bank, M., Spengler, J. Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts. *Atmos. Environ* 45(13): 2310-2323 (2011)
- [5] Salvagio-Manta, D., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R., Sprovieri, M. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *Sci. Total Environ.* 300: 229-243 (2002)
- [6] Duzgoren-Aydin, N.S. Sources and characteristics of lead pollution in the urban environment of Guangzhou. *Sci. Total Environ.* (385)1-3: 182-195 (2007).
- [7] Amodio M., Catino S., Dambruoso P.R., Genaro G., DiGilio A., Giungato A., Laiola E., Marzoca A., Mazzone A., Sardaro A. Tutino M. Atmospheric Deposition: Sampling Procedures, Analytical Methods, and Main Recent Findings from the Scientific Literature. *Advances in Meteorology.* 27 pages. (2014).
- [8] Tatone, L., Bilos, C., Skorupka, C.N., Colombo, J.C. Vertical Fluxes and Accumulation of Trace Metals in Superficial Sediments of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 83: 913-919 (2009).
- [9] ATSDR, Toxicology profile for polyaromatic hydrocarbons. ATSDR's Toxicological

- Profiles on CD-ROM, CRC Press, Boca Raton, FL (2005).
- [10] Cao Z., Yang Y., Lu J. and Zhang C. Atmospheric particle characterization, distribution, and deposition in Xi'an, Shaanxi Province, Central China. *Environ. Pollut.* (159) 2: 577-584 (2011).
- [11] Han, Y.M.; Du, P.X.; Cao, J.J.; Posmentier, E.S. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Sci. Total Environ.* 355, 176–186 (2006).
- [12] Defensoria del Pueblo. Relevamiento de la Utilización de Agroquímicos en la Provincia de Buenos Aires. Mapa de Situación e Incidencia Sobre la Salud. Defensor del Pueblo, Buenos Aires, Argentina, p. 533. 2015
- [13] US EPA. Soil screening guidance: technical background document. EPA/540/r-95/128. Office of Solid Waste and Emergency Response; 1996
- [14] US EPA. Risk assessment guidance for Superfund: volume III — part A, process for conducting probabilistic risk assessment. EPA 540-R-02-002. Washington, D.C.: US Environmental Protection Agency; 2001
- [15] US EPA. Integrated Risk Information System. <https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/> (acceso mayo 2017)
- [16] Wan D; Han Z.; Yang J.; Yang G. and Liu X. Heavy Metal Pollution in Settled Dust Associated with Different Urban Functional Areas in a Heavily Air-Polluted City in North China *Int. J. Environ. Res. Public Health* 13, 1119, pp 1-13. (2016).
- [17] Wu SP, Tao S, Xu FL, Dawson R, Lan T, Li BG, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in dustfall in Tianjin, China. *Sci Total Environ.* 345:115–26. (2005).
- [18] Wang W., Simonich S., Giri B., Chang Y., Zhang Y., Jia Y., Tao S., Wang R., Wang B., Li W., Cao J., Lu X. 2011. Atmospheric concentrations and air–soil gas exchange of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in remote, rural village and urban areas of Beijing–Tianjin region, North China. *Sci. Total Environ.* (409)15: 2942-2950.
- [19] Zhang S, Zhang W, Shen Y, Wang K, Hu L, Wang X. Dry deposition of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the southeast suburb of Beijing, China. *89:138–48* (2008)
- [20] Gigliotti C, Totten L, Offenberg J, Jorde D, Nelson ED, Glenn TR, et al. Atmospheric Concentrations and Deposition of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to the Mid-Atlantic East Coast Region. *Environ Sci Technol.* 39(15):5550–9 (2005)
- [21] Tadesmir, Y., Esen, F. Deposition of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Their Mass Transfer Coefficients Determined at a Trafficked Site. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 55: 191–198 (2008)
- [22] International Agency for Research on Cancer (IARC). Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures, vol. 92. (2010)
- [23] Park J, Wade TL, Sweet ST. Atmospheric deposition of PAHs, PCBs, and organochlorine pesticides to Corpus Christi Bay, Texas. *Atmos Environ.* ;36:1707–20. (2002)
- [24] Birgul A, Tasdemir Y. The scientific WorldJOURNAL Determination of the Sampler

- Type and Rainfall Effect on the Deposition Fluxes of the Polychlorinated Biphenyls. *Sci World J.* pp.10. (2012)
- [25] Canadian soil quality guideline. 2007
- [26] Chambers LG, Chin Y, Filippelli GM, Gardner CB, Herndon EM, Long DT, et al. *Applied Geochemistry* Developing the scientific framework for urban geochemistry. 67: 1-20. (2016)
- [27] Alloway B., Brian J. Alloway eds. *Heavy Metals in Soils Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability Heavy Metals in Soils.* Springer, 3^o Edition. (2010)
- [28] Christoforidis A, Stamatis N. *Geoderma* Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavalas region , Greece. *Geoderma* ;151(3-4):257-63. (2009)
- [29] Li X, Liu L, Wang Y, Luo G, Chen X, Yang X, et al. *Geoderma* Heavy metal contamination of urban soil in an old industrial city (Shenyang) in Northeast China. *Geoderma* 192:50-8. (2013)
- [30] Cachada A, Pato P, Rocha-santos TAP, Ferreira E, Duarte C. Levels , sources and potential human health risks of organic pollutants in urban soils. *Sci Total Environ.* 430:184-92 (2012).
- [31] Cetin B, Ozturk F, Keles M, Yurdakul S. PAHs and PCBs in an Eastern Mediterranean megacity, Istanbul : Their spatial and temporal distributions , air-soil exchange and toxicological. *Environ Pollut.*220:1322-32. (2017)
- [32] Bozlaker A, Odabasi M, Muezzinoglu A. Author's personal copy. *Environ Pollut.*;156.(2008)
- [33] Duong T, Lee B. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *J Environ Managment* 92(3):554-62 (2011)
- [34] Saeedi M, Li LY, Salmanzadeh M. Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons : Pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran. *J Hazard Mater* 227-228:9-17 (2012)
- [35] Tanner P, Ma H, Yu P. Fingerprinting Metals in Urban Street Dust of Beijing , Shanghai , and Hong Kong. *Environ Sci Technol* 42(19):7111-7. (2008)
- [36] Mostafa AR, Hegazi AH, El-gayar MS, Andersson JT. Source characterization and the environmental impact of urban street dusts from Egypt based on hydrocarbon distributions. *Fuel.* 88(1):95-104. (2009)
- [37] Irvine KN, Loganathan B. Localized enrichment of pcb levels in street dust due to redistribution by wind. *Water, Air Soil Pollut.*105:603-15 (1998)
- [38] Motelay-Massei, A., Ollivon, D., Tiphagne, K., Garban, B. Atmospheric bulk deposition of trace metals to the Seine river Basin, France: concentrations, sources and evolution from 1988 to 2001 in Paris. *Water, Air, and Soil Pollution* 164 (1): 119-135 (2005)
- [39] Bermudez, G., Jasan R., Plá, R., Pignata, M. Heavy metals and trace elements in atmospheric fall-out: Their relationship with topsoil and wheat element composition. *Journal of hazardous materials* 213(214):447-456 (2012)
- [40] Sakata, M., Tani, Y., Takagi, T. Wet and dry deposition fluxes of trace elements in Tokyo Bay. *Atmos. Environ* 42: 5913-5922 (2008)