

Calidad de aire en el partido de Avellaneda: monitoreo de metales pesados y contaminantes orgánicos semivolátiles*

Cappelletti, N.** , Tatone, L.** , Astoviza, M.***

Resumen

La transferencia de contaminantes asociados a las fases particuladas resulta una problemática ambiental de creciente interés en las áreas urbanas e industriales ya que representa una de las vías prioritarias de exposición humana. Con el objeto de determinar los aportes de contaminantes desde las partículas atmosféricas hacia suelos y sedimento vial en el Gran Buenos Aires se colectaron muestras en seis estaciones durante cuatro campañas de muestreo (2015-2016; n= 24). Los sitios de muestreo se ubicaron en áreas urbano-industriales próximas a avenidas de alto tránsito automotor (PN: Puente La Noria y AC: Av. Calchaquí) y a más de 200 m de avenidas (MA: Municipalidad Avellaneda, IM: Isla Maciel y DS: Dock Sud) y en áreas de actividad hortícola periurbana a más de 1000 m de avenidas de alto tránsito (VD: Villa Domínico). Los flujos en las zonas urbano-industriales oscilaron entre 230 y 725 mg m⁻² día⁻¹ encontrándose entre los mayores reportados en la literatura, mientras que en la zona hortícola de VD resultaron significativamente inferiores (80±19 mg m⁻² día⁻¹), reflejando la acción del canopeo arbóreo actuante como filtro natural de partículas. Los flujos de metales traza (Fe, Mn, Ni, Zn, Pb, Cu, Cd), Bifenilos Policlorados (BPCs) e Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) resultaron comparables a los reportes de otros sitios urbanos-industriales del mundo. Con respecto a los metales, todos los suelos presentaron concentraciones por debajo de los niveles guías nacionales de calidad para uso residencial, pero fueron superiores a los valores guía canadienses. En cuanto a las concentraciones de BPCs y HAPs, los suelos no superaron los valores guía canadienses para uso residencial.

Palabras clave: Partículas atmosféricas – Suelos – Metales – Hidrocarburos –Bifenilos policlorados

* Recibido 10/4, aceptado 9/5.

** Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Universidad Nacional de Avellaneda. Departamento de Ciencias Ambientales y Turismo. cappelletti@hotmail.com

*** Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Ciencias Naturales y Museo

**** Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Ciencias Naturales y Museo.

Abstract

The transfer of pollutants associated with the particulate phases is an environmental problem of growing concern in urban and industrial areas and represents one of the priority routes of human exposure. In order to determine the contribution of pollutants from the atmospheric particles to soils and sediment vial in the Greater Buenos Aires, samples were collected in 6 stations during four sampling campaigns (2015-2016; n = 24). The sampling sites were located in urban-industrial areas near high traffic avenues (PN: Puente La Noria and AC: Calchaquí Avenue) and more than 200 m of avenues (MA: Avellaneda Municipality, IM: Maciel Island and DS : Dock Sud) and in areas of periurban horticultural activity to more than 1000 m of high traffic avenues (VD: Villa Domínico). Flux in the urban-industrial zones ranged from 230 to 725 mg m⁻² day⁻¹, being among the highest reported in the literature, while in the RV horticultural zone they were significantly lower (80 ± 19 mg m⁻² day⁻¹), reflecting the action of the tree canopy acting as a natural particle filter. Trace metal fluxes (Fe, Mn, Ni, Zn, Pb, Cu, Cd), Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) were comparable to reports from other urban-industrial sites in the world. With regard to metals, all soils had concentrations below the national quality guidelines for residential use, but were higher than Canadian guideline values. In terms of concentrations of PCBs and PAHs, the soils did not exceed the Canadian guide values for residential use.

Keywords: Atmospheric particles – Soils – Metals – Hydrocarbons – Polychlorinated biphenyls

Resumo

A transferência de contaminantes associados com as fases de partículas é um problema ambiental de interesse crescente em áreas urbanas e industriais, pois representa uma percursos prioritários da exposição humana. De modo a determinar as contribuições dos poluentes atmosféricos de partículas para o solo e o frasco de sedimentos nas amostras Buenos Aires foram recolhidos em seis estações para quatro campanhas de amostragem (2015-2016; n = 24). Os locais de amostragem foram localizados em áreas perto de vias de tráfego de alta automóvel (PN: Puente La Noria e AC: Av. Calchaquí) áreas urbano-industriais e mais de 200 m das avenidas (MA: Município Avellaneda, IM: Maciel Ilha e DS : dock Sud) e áreas peri-urbanas de atividade hortícola mais de 1000 m de inundação de alto tráfego (VD: Villa Domínico). Os fluxos nas áreas urbanas industrial variou entre 230 e 725 mg de m⁻² d⁻¹ estar entre as mais altas relatado na literatura, enquanto na área hortícola VD foram significativamente menores (80 ± 19 mg de m⁻² dia⁻¹), reflectindo a acção de actuar como um filtro de partículas dossel árvore natural. Fluxos de traços de metais (Fe, Mn, Ni, Zn, Pb, Cu, Cd), bifenilos policlorados (PCB) e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP) foram encontrados comparável com relatos de outros locais do mundo urbano-industrial. No que diz respeito aos metais, todos os solos tinham níveis abaixo dos padrões de qualidade diretrizes nacionais para o uso residencial, mas foram superiores aos valores de referência canadenses. Quanto

às concentrações de PCB e PAHs, os solos não ultrapassou os valores de referência canadenses para uso residencial.

Palavras-chave: Partículas atmosféricas – Solo – Metais – Hidrocarbonetos – Bifenilos policlorados

Introducción

La condición de "aire limpio" es considerada un requerimiento para la salud humana y tiene importantes implicancias en la calidad de vida de las sociedades. A pesar de la introducción de controles y la aplicación de tecnologías menos contaminantes en la industria, en el transporte y en la generación de energía, la contaminación atmosférica continúa siendo el mayor riesgo para la salud. En este contexto, el objetivo principal de este trabajo fue evaluar la calidad del aire en sitios puntuales del partido de Avellaneda a partir de la determinación de metales pesados y contaminantes orgánicos semivolátiles (COSV), considerando su posible transferencia y recirculación desde y hacia suelos y calles.

En este trabajo la evaluación de los contaminantes presentes en la atmósfera se focalizó en aquellos que se encuentran en fase gaseosa y los que se asocian a las partículas. Asimismo se investigó la transferencia de dichos contaminantes hacia el suelo y la recirculación a través del polvo acumulado en las calles. La evaluación de más de un componente (por ejemplo 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 (Duzgoren-Aydin, 2007).

El monitoreo de las partículas atmosféricas reviste especial interés debido a la interacción con los COSV y fundamentalmente con los metales. 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.

Los metales pesados son emitidos a la atmósfera como aerosoles, principalmente debido a actividades humanas y al igual que otros contaminantes, el tránsito vehicular es un importante emisor de metales pesados en áreas urbanas (Apeageyi, 2011). En la atmósfera son transportados a distancias variables de la fuente de acuerdo con las condiciones atmosféricas y son transferidos al suelo por deposición seca o húmeda. La deposición de metales es una importante fuente de contaminación de suelos y en las áreas más impactadas, estos depósitos de partículas pueden ser altamente tóxicos tanto por inhalación como por ingestión, particularmente en niños los cuales poseen mayor riesgo para su salud (Salvagio-Manta, 2002).

Los compuestos orgánicos semivolátiles (COSV) son importantes contaminantes ambientales en áreas residenciales. Son deletéreos para la salud humana y juegan un rol importante en la formación de ozono y oxidantes fotoquímicos asociados con el *smog* urbano (Possanzini, 2003). La movilización de los COSV en el ambiente depende de

las propiedades de cada uno de ellos. Por lo general, en el aire están presentes como vapores o se encuentran adheridos a las superficies de pequeñas partículas sólidas y pueden viajar largas distancias antes de regresar a la tierra con el agua de lluvia o por asentamiento de partículas (Simcik, 1999; 2000; Vione, 2004). Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), los bifenilos policlorados (BPC) y las policlorodibenzo dioxinas (dioxinas y furanos) son COSV que resultan de interés por su toxicidad, tendencia a la bioacumulación y persistencia. Existen abundantes trabajos que reportan la presencia de HAP (Gigliotti, 2005), BPC (Li, 2010) y dioxinas y furanos (Chi, 2012) en las áreas urbano-industriales, en donde se presentan las concentraciones más elevadas tanto en la fase gaseosa como particulada de la atmósfera.

Considerando los objetivos propuestos, durante el primer año del proyecto las actividades se enfocaron en:

- Diseño y elaboración de dispositivos adecuados para el muestreo de partículas atmosféricas en sedimentación.
- Preparación de dispositivos para el muestreo de COSV.
- Elección de sitios de muestreos factibles para el despliegue.
- Despliegues a campo en seis sitios de muestreo y obtención de muestras de suelo y partículas de calle.
- Análisis de laboratorio de la primera campaña de muestreo.

Objetivos propuestos y alcanzados

Objetivos planteados

- Establecer las concentraciones de HAP, BPC, Dioxinas y Furanos y Metales pesados en las partículas atmosféricas que sedimentan en áreas contrastantes del partido de Avellaneda.
- Determinar los flujos de HAP, BPC, Dioxinas y Furanos y Metales pesados hacia los suelos como consecuencia de sedimentación de partículas atmosféricas.
- Establecer las concentraciones de HAP, BPC, Dioxinas y Furanos en la fase gaseosa atmosférica mediante el uso de muestreadores pasivos.
- Establecer diferencias espaciales en cuanto a fuentes y niveles de contaminación en el partido.
- Establecer diferencias estacionales en cuanto a fuentes y niveles de contaminación en cuanto a las condiciones meteorológicas (temperatura, precipitaciones) y en cuanto a la actividad antrópica (receso estival).
- Determinar la presencia de contaminantes críticos y establecer sus principales fuentes.

En el presente trabajo se exponen los resultados de flujos y contaminantes asociados a las partículas depositadas, suelo y sedimento vial correspondientes a la primera campaña de muestreo.

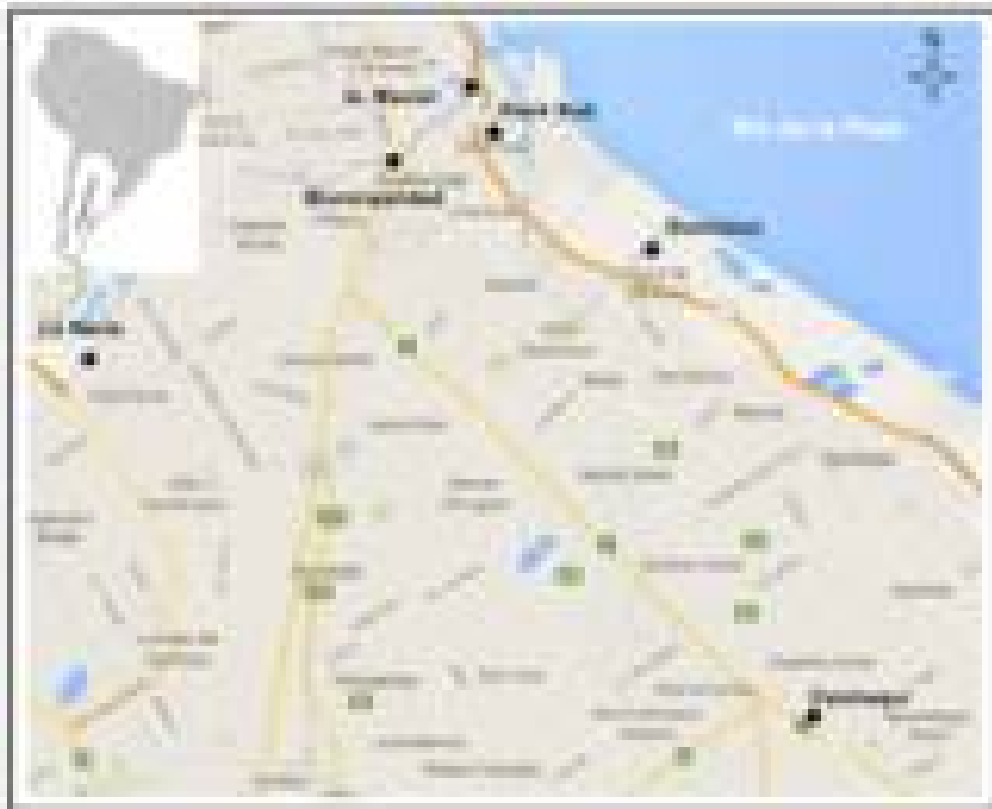
Materiales y métodos

Considerando que la principal hipótesis de trabajo de este proyecto es la existencia de vías de transferencia de contaminantes desde la atmosfera hacia la superficie terrestre, la metodología de investigación se enfoca en la captación de los flujos atmosféricos (tanto en fase gaseosa como particulada) y la identificación de los contaminantes transferidos y acumulados en la superficie urbana (suelo, sedimento vial).

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). En cada sitio de muestreo se colocaron dos colectores de partículas (para análisis de metales y contaminantes orgánicos respectivamente) y un muestreado pasivo de aire (determinación de COSV). Asimismo en cada sitio se colectaron muestras integradas de suelo y polvo de calle. Con el objetivo de verificar tendencias estacionales, se realizaron dos muestreos en los meses de agosto a octubre 2015 y dos muestreos en los meses de enero-marzo 2016.

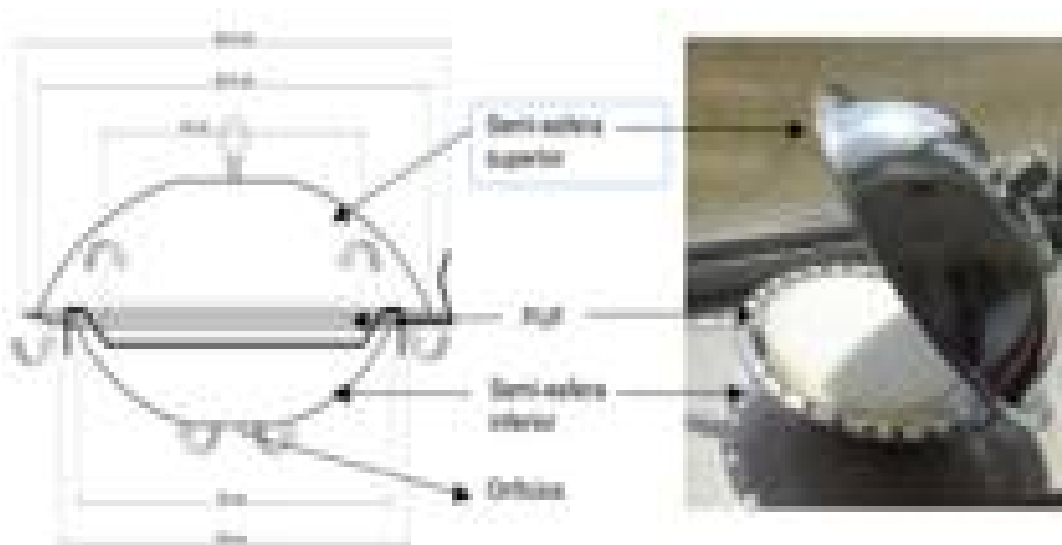
Figura 1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo.



Muestreo pasivo de aire

La captación de contaminantes en la fase gaseosa se realizó mediante el despliegue de muestreadores pasivos conformados por discos de espuma de poliuretano (PUFs: 14 cm de diámetro, 1,5 cm de espesor; $0,03 \text{ g cm}^{-3}$ de densidad) previamente extraídos y encerrados en una cámara de dos semiesferas de acero inoxidable con una separación de 2 cm, que protege al PUF de la precipitación, la luz solar, la deposición de partículas de mayor tamaño y reduce la influencia del viento (Figura 2 y 4a). Prototipos de estos muestreadores se han fabricado en el LAQAB a partir de adaptaciones de equipos provistos por el Ministerio de Medio Ambiente, Gobierno de Canadá (Harner, 2004; Pozo, 2004) y del Centro de Investigación de Química Ambiental y Ecotoxicología (RECETOX) de la Universidad de Masaryk, Republica Checa (Klánová, 2006). Luego de un periodo de exposición de 60 días, los PUFs son extraídos mediante solventes orgánicos para la obtención de los contaminantes orgánicos (Wania, 2003; Shen, 2006). Estos métodos presentan varias ventajas con respecto a los muestreadores "activos" o de gran volumen: su bajo costo, su fácil manipulación y su independencia de la energía eléctrica lo que permite su emplazamiento en sitios remotos. Todo ello conlleva a que puedan realizarse muestreos simultáneos en diferentes locaciones durante periodos de tiempo más prolongados y así determinar concentraciones integradas en el tiempo que sirven para calcular el grado de exposición a los COSV.

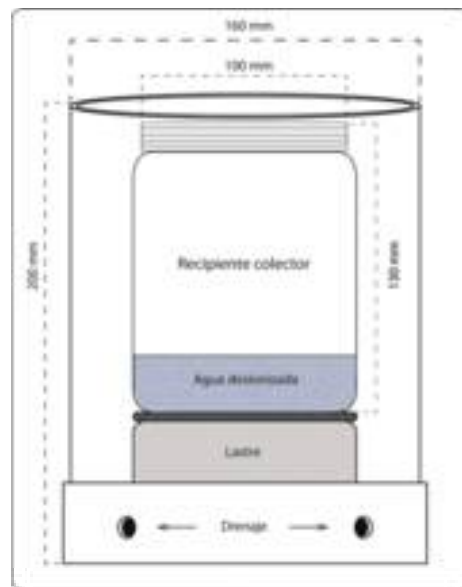
Figura 2. Muestreador pasivo de aire.



Muestreo de partículas atmosféricas sedimentables

La técnica empleada para la recolección de muestras de Polvo Atmosférico Sedimentable fue el muestreo con colectores o método Bergerhoff (Figura 3 y 4b), el cual colecta partículas depositadas por vía seca y húmeda. Su principio consiste en la recolección de partículas durante 30 días en colectores situados de 1,5–2,0 m por encima del nivel del suelo y alejado de obstáculos. Cada muestreador consiste en un cilindro plástico externo que protege a un colector interno plástico (análisis de metales) o de vidrio (análisis de contaminantes orgánicos). Dentro del colector se coloca un volumen de agua ultra pura para la retención de los polvos. Previo al despliegue, los colectores fueron lavados de acuerdo con el tipo de analito a determinar. Posteriormente, el colector es llevado al laboratorio para su respectivo análisis, en donde se separa la muestra mediante filtrado (Amodio, 2014). Esta metodología de muestreo es ampliamente usada para la estimación de la deposición de HAP (Wu, 2005; Esen, 2008; Wang, 2011), BPC (Nizzetto, 2006), dioxinas y furanos (Guerzoni, 2004; Fang, 2008;) y metales traza (Sakata, 2008; Soriano, 2011).

Figura 3. Esquema del muestreador de partículas sedimentables.



Muestreo de suelo y sedimento vial

Para el muestreo de suelo y sedimento vial se utilizaron palas 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 garantizar representatividad de toda el área. Para la obtención de suelo, se retiró la cubierta vegetal y se tomó material de los 5 cm superiores (Figura 4c). El polvo de calle se tomó de los bordes laterales del pavimento, evitando la incorporación de material mayor al tamaño de las arenas (Figura 4d).

Figura 4. Despliegue de muestreadores pasivos de aire(a), colectores de partículas (b), muestreo de suelo (c) y de sedimento vial (d).



Análisis de laboratorio

Material particulado sedimentable: el material en suspensión dentro de los colectores se filtró utilizando un equipo de filtración Sartorius SM 16510 y filtros de fibra de vidrio de 47 mm de diámetro Stora Munktell MGF de 0,7 μm (determinación de contaminantes orgánicos) y de Nitrato de celulosa Osmonics de 0,45 μm (determinación de metales) previamente pesados. Los filtros se secaron (48 hs a 40°C), se determinó la masa total de partículas en cada filtro y se almacenaron refrigerados hasta su extracción.

Las muestras de suelo y el sedimento vial se homogenizaron previamente a la separación en cinco submuestras destinadas a: análisis granulométrico (tamizado y método de la pipeta), determinación de humedad (24 hs a 90°C), determinación de materia orgánica (8 hs a 450°C), determinación de metales traza y determinación de contaminantes orgánicos. El análisis de metales pesados (Fe, Mn, Cr, Ni, Zn, Pb, Cu, Cd) se llevó a cabo por Espectrometría de absorción atómica utilizando un equipo Thermo Elemental Solaar M5 con llama de aire-acetileno, horno de grafito, corrección de background, y estándares de alta pureza Johnson Matthey sobre muestras previamente digeridas con *aqua regia* (3:1 v/v, HCl - HNO₃) y H₂O₂ en planchas calefactoras eléctricas a 100°C (Bilos, 2001; Tatone, 2009).

El análisis de contaminantes orgánicos (HAP, PCB y dioxinas y furanos) se realizó por cromatografía gaseosa de alta resolución empleando técnicas estandarizadas en el LA-QAB (Colombo, 2005, 2006, 2007a, 2007, EPA 1613, Cappelletti y Colombo, 2010). Los filtros de fibra de vidrio, PUF, suelo y sedimento vial son extraídos con acetona y éter de petróleo en Soxhlet durante 24 horas. Alícuotas de los extractos concentrados bajo flujo de nitrógeno se emplean para el análisis de los distintos compuestos. La purificación y fraccionamiento inicial para extractos de organismos se realiza por cromatografía so-

bre gel de sílice. Las fracciones se concentraron a 0,1-0,5 ml bajo flujo de nitrógeno. En el caso de las dioxinas y furanos se realizó una purificación y fraccionamiento adicional por cromatografía en columnas de carbón activado eluyéndose la fracción que contiene las dioxinas con tolueno.

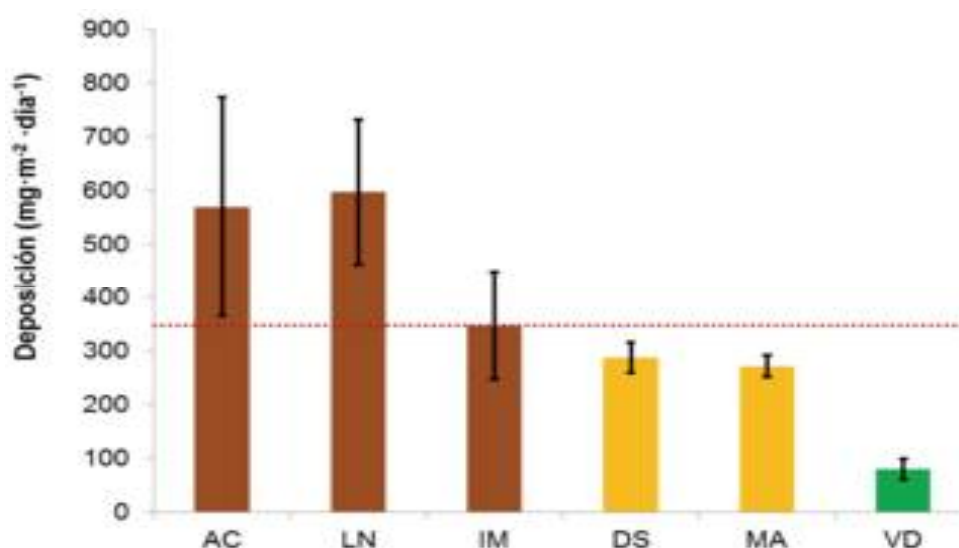
Resultados preliminares

Flujos de partículas atmosféricas

En la figura 5 se muestran los flujos totales de partículas en los 6 sitios de muestreo y promedios, durante los 4 periodos.

Los flujos de partículas oscilaron entre $60 - 725 \text{ mg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ no observándose diferencias significativas estacionales ni vinculadas con la precipitación. Los flujos en las zonas urbano-industriales oscilaron entre 230 y $725 \text{ mg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ encontrándose entre los mayores reportados en la literatura. Los flujos más elevados registrados en Puente La Noria y Avenida Calchaquí (597 ± 136 y $427 \pm 203 \text{ mg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, respectivamente) son comparables a los reportados para grandes ciudades de China (Cao, 2011). En los sitios industriales Isla Maciel, Dock Sud y Municipalidad los flujos resultaron levemente inferiores a los sitios con impacto directo del tránsito automotor (380 ± 107 , 288 ± 28 y $275 \pm 26 \text{ mg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, respectivamente). Por otro lado, los flujos en la zona hortícola de Villa Domínico resultaron significativamente inferiores ($80 \pm 19 \text{ mg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$), reflejando la acción del canopeo arbóreo actuante como filtro natural de partículas (Litschke y Kuttler, 2008) y la baja urbanización del área, resultando comparable a reportes existentes para Argentina en áreas alejadas de fuentes locales. En cuanto a los niveles admisibles, los flujos de partículas registrados en IM, AC y PN resultaron superiores al límite establecido de $333 \text{ mg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ (Decreto Provincial 3395 y Ley Nacional 20284).

Figura 5. Flujos de partículas promedio en los seis sitios de muestreo (AC:Av. Calchaquí; LN: Puente La Noria; IM: Isla Maciel; DS: Dock Sud; MA: Municipalidad; VD: Villa Domínico). En línea punteado se indica el límite establecido en decreto Provincial 3395 y la Ley Nacional 20.284.



Metales traza en partículas, suelo y sedimento vial

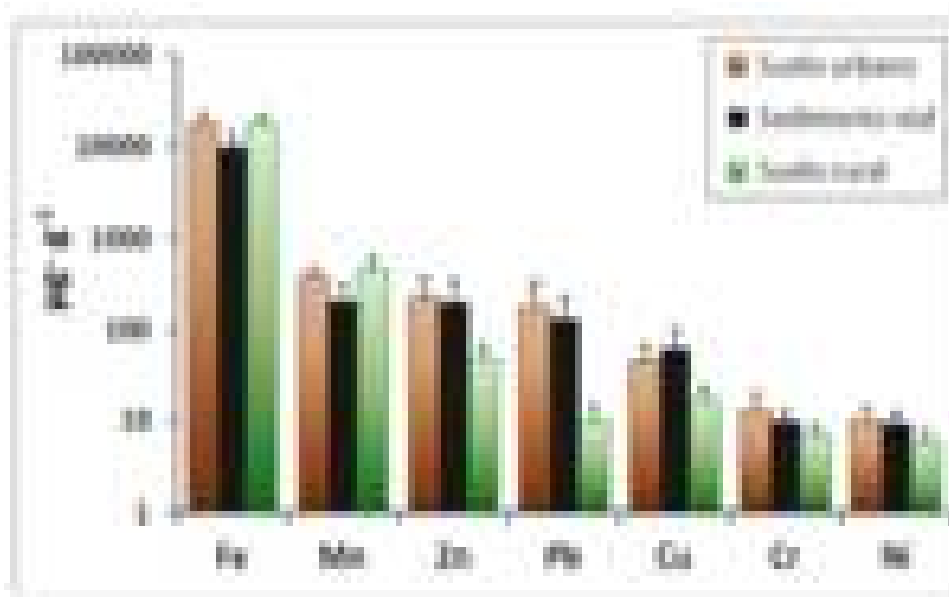
Los metales mostraron un enriquecimiento de 10-500% en las partículas atmosféricas sedimentables respecto de los sedimentos viales y suelos, especialmente significativo para el Fe, Cu y Ni (Fe: 20155 ± 3786 ; Zn: 323 ± 153 ; Cu: 311 ± 367 ; Pb: 181 ± 156 ; Ni: $16 \pm 4,8 \mu\text{g g}^{-1}$). Los flujos de metales son elevados y variables (Fe: 2384 ± 1537 ; Zn: 41 ± 33 ; Mn: 36 ± 21 ; Cu: 24 ± 15 ; Pb: 21 ± 23 y Ni $2,0 \pm 0,9 \text{ mg m}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$) comparables a los reportados para grandes ciudades (Tabla 1). Los sedimentos viales y suelos presentaron concentraciones similares con tendencia de enriquecimiento en metales naturales Fe y Mn en suelos (Fe: 10131 ± 3520 Vs. 18200 ± 4859 ; Mn: 210 ± 93 Vs. 387 ± 81 ; Zn: 204 ± 142 Vs. 232 ± 142 ; Pb: 134 ± 86 Vs. 180 ± 162 ; Cu: 62 ± 41 Vs. 47 ± 20 ; Cr: $9,9 \pm 3,0$ Vs. $13 \pm 7,3$; Ni: $9,5 \pm 2,9$ Vs. $10 \pm 3,8$; Cd: $0,4 \pm 0,3$ Vs. $0,4 \pm 0,3 \mu\text{g g}^{-1}$; Figura 6). Para Zn, Cu, Pb, Ni, Cr y Cd, las concentraciones son significativamente más elevadas (1,6-16 veces para Ni-Pb) que las de suelos agrícolas muestreados en la Provincia de Buenos Aires ($p < 0,05$) (Bilos, 2014; Figura 6). Aunque los metales en suelos se encontraron por debajo de los niveles guías nacionales de calidad para uso residencial (Ley 24051; Zn: 500; Cu: 100; Pb: 500; Cr: 250; Ni: 100 y Cd: $5 \mu\text{g g}^{-1}$) son superiores a los canadienses (Zn: $n=4 > 200$; Cu: $n=1 > 63$; Pb: $n=4 > 140 \mu\text{g g}^{-1}$).

Tabla 1. Flujos de deposición atmosférica ($\text{mg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) comparado con otras regiones.

Zona	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Ni	Ref.
Buenos Aires, Argentina	2384	36	41	24	21	2,0	Este estudio
Xi'an, China	-	47	51	7,7	18	4,4	1
Paris, Francia	-	-	265	6,2	6,4	1,5	2
Córdoba, Argentina	4161	-	108	-	-	-	3
Tokio, Japón	-	87	-	16	9,9	6,8	4
Delta río Pearl, China	555	9,0	104	19	13	8,4	5
Oklahoma, USA	-	-	497	-	25	7,0	6
Delta río Yangtze, China	-	-	89,5	14	36	4,6	7
Belgrado, Serbia	594	26	41	35	22	11	8
Queensland, Australia	100	5,9	17	2,0	2,2	0,38	9
Santander, España	-	2,14	6,06	0,73	0,79	0,14	10

Referencias [1]: Cao, Z. et al. (2011). [2]: Motelay-Massei, A. et al. (2005). [3]: Bermudez, G.M.A. et al. (2012). [4]: Sakata, M. et al. (2008) [5]: Wong, C.S.C. et al. (2003) [6]: Tate, M.B. & Bates, M.H. (1984) [7]: Huang S. et al. (2009) [8]: Mijic, Z. et al. (2010). [9]: Huston, R. et al. (2009) [10]: Fernández-Olmo, I. et al. (2015)

Figura 6. Concentración de metales en suelos urbanos, sedimentos viales y suelos rurales de la provincia de Buenos Aires (Bilos, 2014).



BPCs en partículas, suelo y sedimento vial

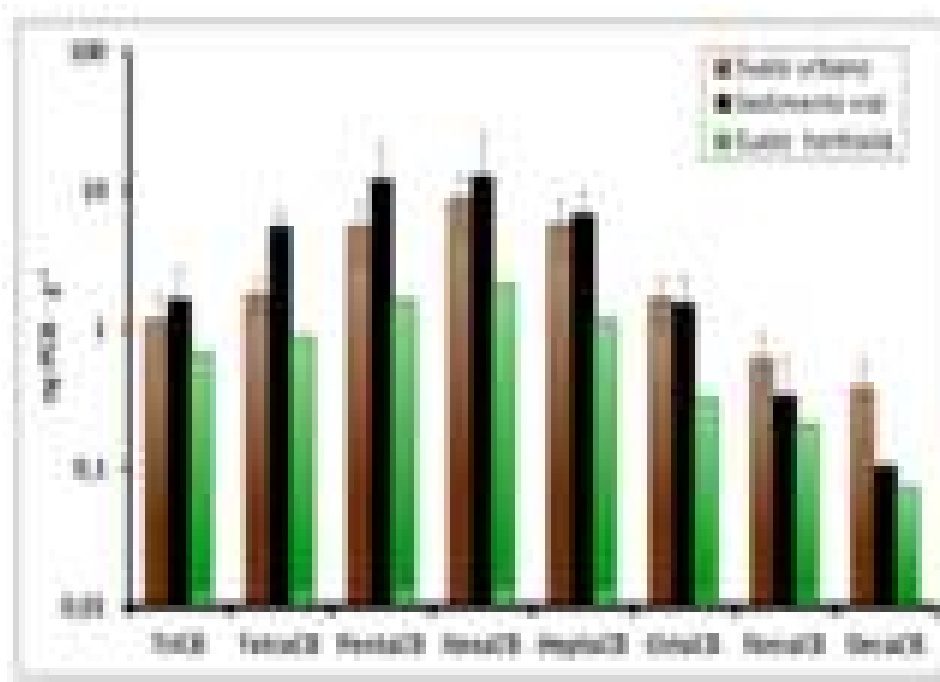
Los flujos de BPCs promediaron $42 \pm 13 \mu\text{g m}^{-2}\text{año}^{-1}$, comparables a los flujos reportados para áreas urbanas y residenciales de Francia ($2,5\text{-}35 \mu\text{g m}^{-2}\text{año}^{-1}$; Blanchard 2007) e Italia ($10 - 53 \mu\text{g m}^{-2}\text{año}^{-1}$; Gambaro, 2009).

Las concentraciones de BPCs resultaron entre 8 a 24 veces superiores en las partículas ($336 \pm 188 \text{ ng g}^{-1}$) con respecto a los suelos ($27 \pm 6,9 \text{ ng g}^{-1}$) y el sedimento vial ($43 \pm 30 \text{ ng g}^{-1}$), a excepción de las partículas colectadas en el área hortícola (791 ng g^{-1}), donde las partículas presentaron una concentración 90 veces superior a la hallada en los suelos de dicha área ($6,5\text{-}8,0 \text{ ng g}^{-1}$).

Las concentraciones en los suelos urbanos y sedimentos de calle resultaron comparables a las halladas en suelos urbanos de Portugal (Cachada et al., 2012) Turquía (Cetin, 2016) y Alemania (Klee, 2015), no superando las concentraciones guía canadienses (Canadian Soil Quality Guidelines, 2007) para uso agrícola (500 ng g^{-1}), residencial (1300 ng g^{-1}) e industrial (3300 ng g^{-1}).

En cuanto a la composición de isómeros, los suelos y el sedimento viales muestran una predominancia de congéneres con 5 a 7 cloros (Figura 7). Asimismo, los sedimentos viales se encuentran enriquecidos en congéneres menos clorados (3 a 5 cloros) con respecto a los suelos, reflejando aporte reciente de congéneres de menores pesos moleculares y más volátiles.

Figura 7. Concentración de isómeros de BPCs tri a decaclorados en suelos urbanos, sedimentos viales y suelo hortícola periurbano.



PAHs en partículas, suelo y sedimento vial

Los flujos de HAPs promediaron $655 \pm 588 \mu\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$, comparables a los flujos reportados para áreas urbanas e industriales de Turquía ($956 \pm 584 \mu\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$; Tasdemir et al, 2008) y China ($167\text{-}1260 \mu\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$; Li et al, 2009).

Las concentraciones de PAHs resultaron entre 1 a 7 veces superiores en las partículas ($7,1 \pm 3,0 \mu\text{g g}^{-1}$) con respecto a los suelos ($3,1 \pm 2,7 \mu\text{g g}^{-1}$) y el sedimento vial ($3,8 \pm 2,1 \mu\text{g g}^{-1}$), a excepción de las partículas colectadas en el área hortícola ($15 \mu\text{g/g}$), donde las partículas presentaron una concentración 60 veces superior a la hallada en los suelos de dicha área ($0,17\text{-}0,43 \mu\text{g g}^{-1}$). Las concentraciones en los suelos y sedimentos de calle resultaron comparables a las halladas en suelos urbanos de Estados Unidos (Irvine, 1998), Japón (Lee, 2005) y Portugal (Cachada, 2012).

Las concentraciones de los HAPs individuales (Figura 8) en suelos y sedimentos viales no superaron las concentraciones guía canadienses para uso agrícola y residencial del suelo.

Figura 8. Concentración de HPA's individuales (NAF: naftaleno; FEN: fenantreno; BaA: benzo(a) antraceno; BbF: benzo(b) fluoranteno; BkF: benzo(k) fluoranteno; BaP: benzo(a) pireno; IcdP: indeno(1,2,3-cd) pireno; DahA: dibenzo(a,h) antraceno) en suelos urbanos, sedimentos viales y suelo hortícola periurbano. Se señala el nivel guía canadiense para suelos residenciales (rojo) y agrícola (celeste).

Bibliografía

- Amodio M. et al. (2014): Atmospheric Deposition: Sampling Procedures, Analytical Methods, and Main Recent Findings from the Scientific Literature. *Advances in Meteorology*. 27 pages.
- Apeageyi, E., Bank, M., Spengler, J. (2011): Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts. *Atmospheric Environment* 45(13): 2310-2323.
- Bermudez, et al. (2012): 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.
- Bilos, C. et al. (2001): Sources, distribution and variability of airborne trace metals in La Plata City area, Argentina. *Environ. Pollut.* 111: 149-158.
- Bilos, C. et al. (2014): Metales pesados en suelos de la Provincia de Buenos Aires. III Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie. Mar del Plata, Argentina.
- Blanchard, M. et al. (2007): Persistent toxic substance inputs to the river Seine basin (France) via atmospheric deposition and urban sludge application. *Science of the total Environment* 375: 232–243.
- Cachada, A. et al. (2012): Levels, sources and potential human health risks of organic pollutants in urban soils. *Science of the total Environment* 430: 184–192.
- Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health (2007): Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Cappelletti, N ; Colombo, J.C. (2010): Análisis de dioxinas y furanos en sedimentos por HRGC/HRM. Validación de metodología. XXVII Congreso Argentino de Química y 4º Workshop de química medicinal. AQA-UNLa.
- Cao Z. et al. (2011): Atmospheric particle characterization, distribution, and deposition in Xi'an, Shaanxi Province, Central China. *Environ. Pollut.* (159) 2: 577-584.
- Cetin, B. et al. (2017): PAHs and PCBs in an Eastern Mediterranean megacity, Istanbul: Their spatial and temporal distributions, air-soil exchange and toxicological. *Environ. Pollut.* 220, 1322–1332.
- Chi K. et al. (2012): Evaluation of atmospheric PCDD/F depositions via automated and traditional water surface samplers in Taiwan. *Environ. Sci. and Technol.* 46(5):2839-46.
- Colombo, J.C. et al. (2005): Vertical fluxes and accumulation of PCBs in coastal sediments of the Río de la Plata estuary, Argentina. *Chemosphere* 61: 1345-1357.
- Colombo, J.C. et al. (2006): Sources, vertical fluxes and equivalent toxicity of aromatic hydrocarbons in coastal sediments of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environ. Sci. and Technol.* 40: 734-740.
- Colombo, J.C. et al. (2007a): Vertical fluxes and organic composition of settling material from the sewage impacted Buenos Aires coastal area, Argentina. *Organic Geochemistry* 38: 1941-1952.
- Colombo, J.C. et al. (2007b): Bioaccumulation of anthropogenic contaminants by detritivorous fish in the Río de la Plata estuary: 1- aliphatic hydrocarbons. *Chemosphere* 68: 2128-2135.

- Decreto Provincial 3395/96. Reglamento de la Ley 5965, provincia de Buenos Aires.
- Duzgoren-Aydin, N.S. (2007): Sources and characteristics of lead pollution in the urban environment of Guangzhou. *Science of the Total Environment* (385)1–3: 182-195.
- Esen F. *et al.* (2008): Bulk deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an industrial site of Turkey. *Environ Poll.* (152) 2:461-467.
- Fang M. *et al.* (2011): Atmospheric bulk deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) in the vicinity of an iron and steel making plant. *Chemosphere* (84) 7: 894-899.
- Fernández-Olmo, I., Puente, M. & Irabien, A. (2015): A comparative study between the fluxes of trace elements in bulk atmospheric deposition at industrial, urban, traffic, and rural sites. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 13427-13441.
- Gambaro, A. *et al.* (2009): Organic micropollutants in wet and dry depositions in the Venice Lagoon. *Chemosphere* 76: 1017–1022.
- Gigliotti C. *et al.* (2005): Atmospheric concentrations and deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons to the Mid-Atlantic East Coast region. *Environ. Sci. and Technol.* 39(15):5550-9.
- Guerzoni S. *et al.* (2004): Measurement of atmospheric deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the Lagoon of Venice, Italy. *Chemosphere* (54) 9: 1309-1317.
- Harner, T. & Bidelman, T. (1998): Octanol-Air partition coefficient for describing particle/gas partitioning of aromatic compounds in urban air. *Environ. Sci. and Technol.* 32: 1494-1502.
- Huang S. *et al.* (2009): Multivariate analysis of trace element concentrations in atmospheric deposition in the Yangtze River Delta, East China. *Atmospheric Environment* 43 (36): 5781-5790.
- Huston, R. *et al.* (2009): Characterisation of atmospheric deposition as a source of contaminants in urban rainwater tanks. *Water Research* 43(6): 1630-1640.
- Klanova J, Kohoutek J, Hamplova L, Urbanova P, Holoubek I. 2006. Passive air sampler as a tool for long-term air pollution monitoring: Part I. Performance assessment for seasonal and spatial variations. *Environ Pollut.* 144:393–405
- Klees, M. *et al.* (2015): Science of the Total Environment Polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in street dust of North Rhine-Westphalia, Germany. *Science of the total Environment* 511, 72–81.
- Lee, B.C. *et al.* (2005): Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Different Size Fractions in Deposited Road Particles (DRPs) from Lake Biwa Area, Japan. *Environ. Sci. and Technol.* 39: 7402–7409.
- Ley Nacional 20284 (1973): Contaminación Atmosférica. Boletín Oficial de la República Argentina.
- Li, J. *et al.* (2009): Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) deposition to and exchange at the air–water interface of Luhu, an urban lake in Guangzhou, China. *Environ. Pollut.* 157: 273–279.
- Li Y. *et al.* (2010): Polychlorinated biphenyls in global air and surface soil: distributions, air-soil exchange, and fractionation effect. *Environ. Sci. and Technol.* 44(8): 2784-90.
- Litschke T., Kuttler W. (2008): On the reduction of urban particle concentration by vege-

- tation- a review. *Meteorologische Zeitschrift* (17) 3: 229-240.
- Mijić, Z. *et al.* (2010): Seasonal variability and source apportionment of metals in the atmospheric deposition in Belgrade. *Atmospheric Environment* 44(30): 3630-3637.
- Molina, L y Molina, M. (2005): *La calidad del aire en la megaciudad de México. Un enfoque integral*. Fondo de cultura económica.
- Motelay-Massei, A. *et al.* (2005): 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.
- Nizzetto L, Cassani Ch. y Di Guardo A. (2006): Deposition of PCBs in mountains: The forest filter effect of different forest ecosystem types. *Ecotoxicology and Environmental Safety* (63)1:75-83.
- Possanzini, M.; Di Palo, V.; Cecinato, A. (2003): Evaluation of lower carbonyls and photochemical oxidants by HPLC-UV and HRGC-MS. *Atmospheric Environment*, 37 (9):1309-1316.
- Pozo, K. *et al.* (2004): Passive-Sampler Derived Air Concentrations of Persistent Organic Pollutants on a North-South Transect in Chile. *Environ. Sci. and Technol.* 38 (24): 6529–6537.
- Sakata, M., Tani, Y., Takagi, T. (2008): Wet and dry deposition fluxes of trace elements in Tokyo Bay. *Atmospheric Environment* 42: 5913-5922.
- Salvagio-Manta, D. *et al.* (2002): Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *Science of the total environment* 300: 229–243.
- Shen, L. *et al.* (2006): Polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in the North American atmosphere. *Environ. Pollut.* 144: 434-444.
- Simcik M. *et al.* (1999): Temperature dependence and temporal trends of polychlorinated biphenyl congeners in the Great Lakes atmosphere. *Environ. Sci. and Technol.* 33(12): 1991-1995.
- Simcik, M. *et al.* (2000): Temporal trends of semivolatile organic contaminants in great lakes precipitation. *Environ. Sci. and Technol.* 34(3): 361-367.
- Soriano, A. *et al.* (2012): Deposition of heavy metals from particulate settleable matter in soils of an industrialised area. *Journal of Geochemical Exploration*, 113: 36-44.
- Tadesmir, Y., Esen, F. (2008): Deposition of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Their Mass Transfer Coefficients Determined at a Trafficked Site. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 55: 191–198.
- Tate, M. & Bates, M. (1984): Bulk deposition of metals in Tulsa, Oklahoma. *Water, Air, and Soil Pollution* 22: 15-26.
- Tatone, L. *et al.* (2009): 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.
- Vione, D. *et al.* (2004): Polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere: monitoring, sources, sinks and fate. II: Sinks and fate. *Ann. Chim. (Rome)*: 94, 257-268.
- Wania F. *et al.* (2003): Development and Calibration of a Resin-Based Passive Sampling System for Monitoring Persistent Organic Pollutants in the Atmosphere. *Environ. Sci. and Technol.* 37:1352-1359.
- Wang W. *et al.* (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. *Science of the total Environment* (409)15: 2942-2950.

Wong C.S. *et al.* (2003): Atmospheric deposition of heavy metals in the Pearl River Delta, China. *Atmospheric Environment* 37(6):767-776.

Wu S. *et al.* (2005): Polycyclic aromatic hydrocarbons in dustfall in Tianjin, China. *Science of the total environment* (345)1–3:115-126.