

ELEMENTOS TRAZA Y NUTRIENTES EN SUELOS Y HERBÁCEAS DE PARQUES Y ZONAS VERDES DE SEVILLA

F. MADRID, E. DÍAZ-BARRIENTOS, L. MADRID (*)

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (C.S.I.C.), Apartado 1052, 41080 Sevilla, madrid@irnase.csic.es (*) Autor para correspondencia.

Abstract. The use of urban soils, unlike the traditional agricultural use of soils in rural areas, is in most cases of a recreational and ornamental character. For that reason it is often forgotten or disregarded that urban soils have a direct influence on public health. Such urban soils receive significant inputs of pollutants from human activities, and they can enter organisms as airborne dust, by direct contact or even by ingestion. It is thus necessary to know the quality of urban soils, especially concerning pollutant concentration and availability.

Urban soils of Sevilla were sampled in 154 sites, 85 of them covered by grasses. Soils were characterised and their contents in potentially toxic metals (PTM) were measured, both by aqua regia digestion (pseudo totals) and by extraction with 0.05 M EDTA (available fraction). The concentrations of PTM in the grasses were also determined.

Most soils were found to be neutral, rich in lime, low organic matter contents and particle size distributions within the various loam classes.

An incipient or moderate pollution in Cu, Pb and Zn is observed, particularly within the historic quarters, as well as low contents of other PTM. Concentrations of PTM in the grasses are quite comparable to those commonly found in non-polluted areas. The relationship between metal grass contents and soil concentrations is highly significant only in the case of Cd or Zn, but not for the other metals.

Multivariate analysis shows that no relation exists between metals in soils and in plants in any case, but a strong association exists among the soil concentrations of Ba, Cu, Pb and Zn and that of organic matter.

It is concluded that urban soils of Sevilla show an incipient to moderate pollution with PTM in some sites, particularly in areas close to the historic centre, where a periodic monitoring is recommended. Application of some non-toxic material with metal-immobilising power might be convenient to reduce metal availability.

Key words: Urban soils, toxic metals, metals in grass, pollution.

Resumen. La función de los suelos urbanos frecuentemente no es la tradicional de suelos agrícolas, ya que sobre todo es estética y recreativa, por lo que suele olvidarse que estos suelos tienen una influencia directa sobre la salud de los ciudadanos, considerándose poco significativa. Sin embargo, estos suelos reciben aportaciones muy significativas de contaminantes procedentes de diversas actividades humanas, y pueden introducirse en el organismo como polvo en suspensión, por contacto directo e incluso por ingestión. Es pues necesario conocer la calidad de los suelos urbanos, especialmente el contenido y disponibilidad de contaminantes.

Se escogieron 154 suelos urbanos de Sevilla, 85 de ellos cubiertos por herbáceas. Los suelos se caracterizaron y se midieron sus contenidos en metales potencialmente tóxicos (MPT) por digestión con agua regia (pseudo totales) y extracción con EDTA 0,05 M (fracción disponible). Igualmente se midieron los mismos metales en las herbáceas.

La mayoría de las muestras son neutras, calizas, con materia orgánica baja y distribuciones de tama-

ños de partículas equilibradas.

Se observa una contaminación incipiente en Cu, Pb y Zn, especialmente en el casco antiguo, y contenidos bajos de otros MPT. Los contenidos en las herbáceas son comparables a los considerados normales. La relación entre el Cd y el Zn de las plantas y de los suelos (totales o disponibles) es muy significativa, aunque no para otros metales.

El análisis multivariante confirma que no existe relación entre los metales en los suelos y las plantas. Sí existe fuerte asociación entre el Cu, Pb y Zn de los suelos y la materia orgánica.

La contaminación con metales en suelos de Sevilla puede considerarse como moderada o incipiente, pero conviene realizar un seguimiento en algunos puntos, en especial en jardines cercanos al casco antiguo. En tales casos se recomienda enmendar los suelos de estos puntos con sustancias inocuas inmovilizadoras de metales.

Palabras clave: Suelos urbanos, metales tóxicos, metales en herbáceas, contaminación.

INTRODUCCIÓN

La mayoría de los suelos en áreas urbanas cumplen funciones diferentes de la tradicional en zonas rurales como medio de producción de alimentos. Son evidentes en suelos urbanos su función estética y recreativa en parques y jardines públicos y su contribución a preservar la biodiversidad. Por otra parte, en áreas urbanas el suelo tiene una influencia directa sobre la salud de los ciudadanos frecuentemente olvidada o considerada como poco

significativa. Esta tendencia a minimizar la importancia de los suelos urbanos en la salud humana es, en parte, la causa de que sólo algunos países incluyan en sus normativas medioambientales límites máximos específicos en los contenidos de metales potencialmente tóxicos (MPT) para suelos de áreas residenciales y de esparcimiento, y en la mayoría de los países se establecen valores umbral o indicativos para suelos en general, sin especificar uso. Algunos ejemplos al respecto se enumeran en la tabla 1. Sin embargo, los suelos urbanos están expues-

TABLA 1. Límites aceptables máximos (mg kg^{-1}) establecidos en varios países o regiones para los contenidos de algunos MPT en suelos para los usos especificados.

País/Región	Cr	Ni	Pb	Zn	Cu
Québec ^a	250	100	500	500	100
Canadá ^b	64	50	140	200	63
Italia ^c	150	120	100	150	120
Suecia ^d	120	35	80	350	100
Países Bajos ^{e, f}	100/380	35/210	85/530	140/720	36/190
Eslovenia ^{e, g}	100/150/380	50/70/210	85/100/530	200/300/720	60/100/300
Portugal ^{e, h, i}	200/300	75/110	300/450	300/450	100/200
Euskadi ^j	400	500	450	-	-
Andalucía ^{e, h, k}	250-400 /250-400	80-200 /100-300	250-350 /400-500	300-600 /500-1000	150-300 /300-500
Reino Unido (pre-2002) ^l	600 ^m , 1000 ⁿ	70 ^o	500 ^m , 2000 ⁿ	300 ^o	130 ^o
Reino Unido ^p	200	75	450	-	-

- ^a Sitios residenciales, recreativos e institucionales (Ministère de l'Environnement du Québec, 2001).
^b Zonas residenciales y de parques (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001).
^c Zonas verdes y residenciales (Ministero dell'Ambiente, 1999).
^d "KM", tierras con uso "sensible" (residenciales, guarderías infantiles, agrícolas, etc.) (Swedish Environmental Protection Agency, 1997).
^e No se hace distinción para ningún uso específico.
^f Valores "diana" y de "intervención" (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 2000).
^g Valores "límite", de "advertencia" y "críticos" (Anónimo, 1997).
^h Se dan valores diferentes para pH menor o mayor que 7.
ⁱ (Ministerios da Agricultura, Desenvolvimento Rural e das Pescas e do Ambiente, 1996).
^j Parques (Sociedad Pública de Gestión Ambiental, 2002).
^k Valores propuestos como de "investigación requerida". Se dan intervalos en lugar de valores específicos (Aguilar *et al.*, 1999).
^l Valores "umbrales" (ICRCL) (Department of the Environment, 1987).
^m Jardines y parcelas de cultivo domésticas.
ⁿ Parques, campos de juego y espacios abiertos.
^o Cualquier uso donde crezcan plantas.
^p Valores guía típicos para áreas residenciales sin recogida de plantas (CLEA) (Department of the Environment, Food and Rural Affairs, 2002).

tos a aportaciones muy significativas de contaminantes diversos procedentes del tráfico, actividades industriales, desechos, etc., y su substrato está frecuentemente mezclado con materiales antropogénicos que modifican sus

propiedades (Bullock y Gregory, 1991). Debe tenerse en cuenta además que los suelos urbanos pueden introducirse en el organismo como polvo en suspensión, por contacto directo, e incluso por ingestión (De Miguel *et al.*, 1997;

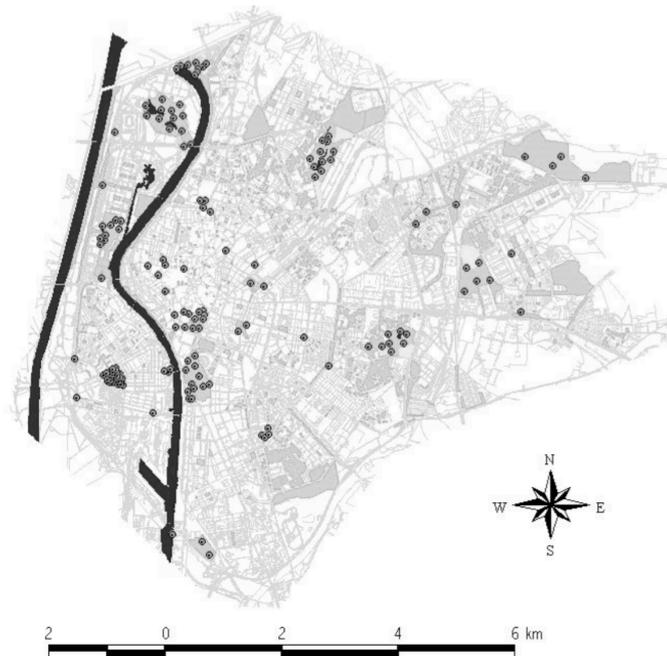


FIGURA 1. - Situación de los puntos de muestreo.

Mielke *et al.*, 1999). Una revisión de las implicaciones directas de los suelos contaminados en la salud humana no relacionada con la producción de alimentos ha sido dada por Abrahams (2002).

Es por tanto importante el conocimiento de las características de los suelos de las grandes ciudades, con vistas a mejorar la calidad de vida de sus habitantes. En España se han publicado algunos estudios sobre suelos urbanos de Madrid (De Miguel *et al.*, 1998), Salamanca (Sánchez-Camazano *et al.*, 1994) y Valladolid (Sánchez-Martín *et al.*, 2000). En los últimos años hemos realizado un estudio de los suelos urbanos de Sevilla con un número limitado de muestras restringidas a algunos de los parques principales de la ciudad (Madrid *et al.*, 2002, 2004). Una generalización o comprobación de las conclusiones alcanzadas en aquel estudio precisa un muestreo más detallado que incluya numerosos puntos no considerados en aquellos estudios previos, como son otros parques periféricos y numerosos jardines de pequeño tamaño situados en plazas públicas del casco antiguo con abundante afluencia de visitantes o a lo largo de avenidas de tráfico intenso. En el texto que sigue se describen algunos de los resultados así obtenidos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Un total de 154 puntos se eligieron dentro de los límites urbanos de Sevilla. En 85 de ellos los suelos estaban cubiertos por plantas herbáceas (grama o césped). Los puntos aparecen en la figura 1.

Los suelos se muestrearon a una profundidad de 0-10 cm, evitando utilizar material de acero inoxidable. En parques y jardines, cada muestra se obtuvo mezclando tres sub muestras tomadas al azar dentro de 1 m². En los bordes de avenidas y en las orillas del río, cada muestra se obtuvo mezclando tres sub-muestras tomadas a lo largo de unos 10 m, a una distancia máxima de 2 m de la calzada o del río. En todos

los puntos cubiertos de herbáceas se tomaron muestras de éstas.

Los suelos se secaron al aire y se tamizaron a 2 mm. Una porción de cada muestra se molió hasta < 0.5 mm para digestión con agua regia. La distribución de tamaños de partícula se determinó por el método del hidrómetro (Gee y Bauder, 1986). El pH se determinó en agua (1:2.5), conductividad eléctrica en el extracto 1:5 en agua, el contenido de carbonatos (expresado en equivalente de carbonato cálcico) por el método manométrico, materia orgánica por oxidación con K₂Cr₂O₇, P disponible por extracción (1 g:20 ml) con NaHCO₃ 0.5 M a pH 8.5, y K disponible por extracción de 5 g con 50 ml de NH₄CH₃COO 1 M a pH 7 (Page *et al.*, 1982). Los MPT se extrajeron de 1 g durante una hora con 10 ml de EDTA 0.05 M (Ure *et al.*, 1993) y por digestión de 1 g de suelo con 4 ml de agua regia durante 15 minutos en horno microondas (Kingston y Haswell, 1997). La extracción con EDTA se incluyó porque se admite que da una buena estimación de la fracción disponible para las plantas (Quevauviller *et al.*, 1997; Arambarri *et al.*, 1999). La digestión con agua regia se considera adecuada para determinar los contenidos totales recuperables en suelos (Vercoutere *et al.*, 1995), de tal forma que los metales residuales no liberados por el agua regia se suponen unidos principalmente a silicatos, y se consideran poco importantes en lo que respecta a movilidad y comportamiento de dichos metales (Niskavaara *et al.*, 1997; Chen y Ma, 2001). Las cantidades extraídas por agua regia se consideran frecuentemente como "pseudo totales", y se relacionan con el riesgo de toma directa de metales por personas y animales (Gupta *et al.*, 1996).

Las muestras de herbáceas se analizaron después de lavarlas con agua desionizada y secarlas a 70°C durante 48 horas, moliéndolas y digiriendo 0.5 g en 4 ml de HNO₃ concentrado durante 15 minutos en horno microondas (Jones y Case, 1990). Las mezclas se filtraron

a continuación por papel Whatman núm. 2 y los volúmenes se completaron hasta 50 ml.

Las concentraciones de MPT se determinaron por ICP-OES. Todos los productos químicos fueron de calidad analítica y se incluyeron blancos en cada tanda de extracciones. Se evitó el uso de materiales de acero inoxidable en todo momento y periódicamente se incluyeron materiales de referencia (CRM-600 para EDTA, CRM-141R para agua regia, y CRM-281 para digestión de plantas). Desviaciones de $\pm 10\%$ de los valores certificados se consideraron aceptables.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 2 se han representado las texturas de todas las muestras, según la clasificación del USDA. La mayor parte de las muestras presentan textura franca (49) o franco-arcillosa (32), seguidas por la franco-arcillo-limosa (18), franco-limosa y franco-arenosa (ambas con 16). Por tanto, la mayoría de los suelos de Sevilla presentan distribuciones de tamaño de partículas equilibradas, favoreciendo una buena retención de agua sin excesiva tendencia al encharcamiento.

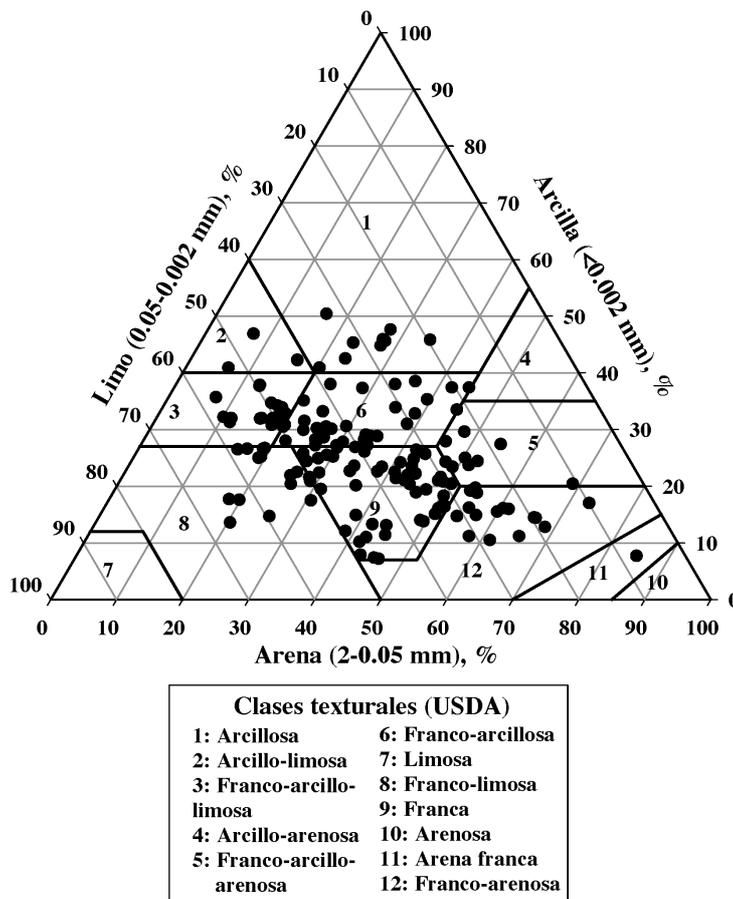


FIGURA 2. Texturas de las muestras de suelos urbanos de Sevilla.

TABLA 2. Medias, medianas, máximos, mínimos y desviaciones típicas de algunas propiedades de los suelos estudiados.

	Media	Mediana	Máximo	Mínimo	Desviación típica
pH (en agua)	7.87	7.89	8.43	7.22	0.24
ECC /g kg ⁻¹ ^a	203	222	362	4	68
C. O. /g kg ⁻¹ ^b	19	19	52	3	10
N Kjeldahl /g kg ⁻¹	1.8	1.7	5.2	0.4	1.0
P disponible /mg kg ⁻¹	37.4	19.1	299	1	49
K disponible /mg kg ⁻¹	336	306	1550	48	180
Arena /g kg ⁻¹ ^c	353	340	850	65	154
Limo /g kg ⁻¹ ^c	390	393	660	74	118
Arcilla /g kg ⁻¹ ^c	258	254	504	72	94
CIC / cmol _c kg ⁻¹ ^d	14.7	14.4	35.4	2.1	6.2

^a Equivalente en carbonato cálcico.

^b Carbono orgánico.

^c Tamaños de partícula según el Departamento de Agricultura de EEUU (ver figura 2).

^d Capacidad de intercambio catiónico.

La tabla 2 presenta un resumen de los resultados obtenidos para las propiedades generales de los suelos. Puede observarse que presentan valores de pH neutros o ligeramente básicos, con contenidos moderadamente altos en carbonatos y valores generalmente bajos de materia orgánica. En general, salvo el pH todas las variables estudiadas presentan amplios intervalos de valores, si bien los coeficientes de variación, cociente entre la desviación típica y la media (no se muestra), no son muy elevados en la mayoría de los casos, indicando que los valores muy bajos o muy altos de cada variable no son frecuentes y pueden considerarse excepcionales. Los contenidos en nutrientes pueden considerarse adecuados para el crecimiento vegetal en general, incluso en algunos casos pueden considerarse altos, quizás debido a fertilizaciones frecuentes por parte de los servicios de parques y jardines.

La tabla 3 muestra los contenidos en diversos metales, tanto solubles en EDTA 0.05 M

como extraídos por digestión con agua regia (pseudo totales), así como la razón entre las fracciones más lábiles, estimadas con EDTA, y los pseudo totales. Esta razón nos puede dar una idea de la “disponibilidad” relativa de cada metal. Como estimación de los contenidos totales, los metales solubles en agua regia de la tabla 3 pueden compararse con los límites establecidos en diversos países (Tabla 1), lo que nos dará una idea de la situación en que se encuentran estos suelos.

Los límites en los contenidos de MPT propuestos para Andalucía no son rebasados por los suelos de Sevilla en la mayoría de los casos. Sólo destacan dos casos: el valor máximo encontrado para el Pb (751 mg kg⁻¹) supera ampliamente los intervalos propuestos para Andalucía y que aparecen en la tabla 1, mientras que el máximo para Cu (365 mg kg⁻¹) está dentro del intervalo de valores definidos como de “investigación requerida” para pH del suelo superior a 7. El máximo encontrado para

TABLA 3. Medias, medianas, máximos, mínimos y desviaciones típicas de los metales disueltos por extracción con EDTA 0.05 M o por digestión con agua regia, así como de la relación entre las cantidades extraídas por ambos métodos.

	Media	Mediana	Máximo	Mínimo	Desviación típica
	/mg kg ⁻¹				
EDTA					
Ba	8.16	8.37	11.2	4.16	1.93
Cd	0.31	0.30	1.50	0	0.19
Cr	1.56	1.65	4.35	0	0.94
Cu	9.93	6.80	78.5	0.95	9.88
Fe	44.7	40.3	257	13.5	24.1
Mn	39.1	37.0	157	10.3	16.4
Ni	0.56	0.53	1.95	0.20	0.21
Pb	29.3	22.0	149	2.55	27.2
Zn	15.8	11.1	69.5	1.20	13.0
Agua regia					
Ba	119	108	315	30.8	45.7
Cd	1.30	1.17	4.67	0.50	0.57
Cr	33.5	31.5	100	11.3	9.95
Cu	53.3	38.9	365	9.32	49.2
10 ⁻⁴ Fe	2.07	2.05	2.93	1.15	0.34
Mn	453	415	1560	198	146
Ni	28.4	28.5	62.0	15.9	5.63
Pb	120	76.3	751	15.2	134
Zn	100	83.3	443	22.8	53.4
EDTA/Agua regia					
Ba	0.07	0.07	0.09	0.03	0.02
Cd	0.27	0.28	0.91	0.00	0.16
Cr	0.05	0.05	0.24	0.00	0.04
Cu	0.18	0.17	0.37	0.06	0.05
Fe	0.002	0.002	0.014	0.001	0.001
Mn	0.09	0.09	0.29	0.02	0.04
Ni	0.02	0.02	0.07	0.01	0.01
Pb	0.26	0.25	0.64	0.06	0.08
Zn	0.14	0.13	0.45	0.02	0.07

el Zn entra en el intervalo de valores propuestos para suelos con pH menor de 7, pero no en el de pH mayor. El valor máximo observado para el Pb supera también el límite establecido en Euskadi para parques, pero el sistema seguido en esta comunidad autónoma para calcular los límites de Cu y Zn no permite la comparación para estos dos metales (Sociedad Pública de Gestión Ambiental, 2002). Algunos límites definidos en otros países son ampliamente superados por estos tres metales en Sevilla: el máximo para el Cu supera los límites establecidos para zonas residenciales o similares de Canadá y de su región autónoma de Québec, con normativa propia, así como de Italia o Suecia. También supera otros límites no específicamente definidos para zonas residenciales o recreativas, como son los establecidos en los Países Bajos, Eslovenia, Portugal o el Reino Unido (antes de 2002). Algo similar ocurre con el Pb y, en menor medida, con el Zn. Otros MPT, como Cr o Ni, superan sólo ocasional-

mente alguno de los límites de la tabla 1 y no presentan por tanto situaciones preocupantes en los suelos de Sevilla. Parece por tanto aconsejable un seguimiento de la contaminación (que podríamos considerar como moderada o incipiente) con Cu, Pb y Zn de los suelos urbanos en Sevilla (y posiblemente en muchas otras grandes ciudades españolas). Por otra parte, considerando las dificultades que implica la eliminación de un exceso de metales en los suelos, parece también recomendable el tratamiento de los suelos de Sevilla más expuestos a contaminación por MPT con enmiendas que lleven a la inmovilización de éstos. El uso de suelos para la producción de alimentos dentro de la ciudad es muy escaso y en la mayor parte de los casos de carácter marginal, pero no deben olvidarse otros riesgos para la población causados por un exceso de MPT en los suelos (Abrahams, 2002; Mielke *et al.*, 1999).

TABLA 4. Concentraciones de MPT en herbáceas de las zonas verdes de Sevilla.

	Media	Mediana	Máximo	Mínimo	Desviación típica
	/mg kg ⁻¹				
Ba	19.5	17.9	62.8	3.87	11.2
Cd	0.07	0.05	0.51	0	0.08
Cr	1.27	1.09	4.19	0	0.83
Cu	12.2	11.6	24.4	6.84	3.30
Fe	196	157	591	39.7	125
Mn	51.6	47.8	125	17.2	21.5
Ni	1.38	1.22	5.22	0	0.95
Pb	0.41	0.19	2.62	0	0.55
Zn	49.0	48.0	84.1	20.2	13.5

En la tabla 4 se han resumido las concentraciones de MPT encontradas en las plantas de los 85 puntos donde los suelos se encontraron cubiertos con herbáceas. Los valores medios

son comparables a los valores dados por Bargagli (1998) para hierbas silvestres en zonas no contaminadas de Europa y a los considerados como normales en plantas (Greger, 1999).

TABLA 5. Correlaciones entre los contenidos de cada MPT en las herbáceas existentes en 85 puntos de muestreo y las concentraciones en los suelos correspondientes, disponibles (extraídos con EDTA 0.5 M) y pseudo-totales (disueltos por digestión con agua regia).

MPT	EDTA			Agua regia		
	r (1)	P (2)	m (3)	r	P	m
Ba	0.050	n. s.	7.888	0.062	n. s.	0.016
Cd	0.326	***	0.436	0.340	***	0.170
Cr	0.022	n. s.	0.870	0.070	n. s.	0.075
Cu	0.142	n. s.	0.300	0.175	n. s.	0.059
Fe	0.034	n. s.	-3.491	0.255	**	0.037
Mn	0.002	n. s.	-1.610	0.229	*	0.220
Ni	0.141	n. s.	4.913	0.036	n. s.	0.172
Pb	0.233	*	0.020	0.203	n. s.	0.004
Zn	0.373	****	0.904	0.338	***	0.230

(1) Coeficiente de correlación lineal.

(2) Significación: **** P < 0.001. *** P < 0.01. **P < 0.02. * P < 0.05.
n. s. No significativo.

(3) Pendiente del eje principal reducido (Webster, 1997).

En la tabla 5 se muestran los coeficientes de correlación lineal encontrados entre estas concentraciones y las cantidades extraídas del suelo respectivo con EDTA o por digestión con agua regia (pseudo totales). En la tabla 5 se han incluido también las pendientes calculadas para los ejes mayores reducidos (Webster, 1997). Mientras que la relación entre el Cd o el Zn en las herbáceas y los contenidos en los suelos es fuertemente significativa, los otros metales presentan relaciones no significativas, o sólo débilmente significativas en los casos de Fe o Mn disueltos por agua regia y el Pb extraído con EDTA. Sin embargo, en ninguna de estas relaciones significativas se encuentran valores altos de los contenidos en plantas para los contenidos más altos en el suelo, debido a que los ejes principales reducidos calculados tienen en la

mayoría de los casos pendientes pequeñas. Parece por tanto que la aparente situación de moderada contaminación en algunos suelos de Sevilla no se refleja en unos contenidos altos de metales en las plantas. La ausencia de relación entre los MPT del suelo y sus concentraciones en las herbáceas se puso de manifiesto igualmente por medio del análisis multivariante. La tabla 6 muestra un resumen de los resultados del análisis de componentes principales, con rotación Varimax, aplicado a varios MPT del suelo y de las plantas y al contenido en C orgánico del suelo. La inclusión de otras propiedades de los suelos o de otros MPT no mejoró la proporción de varianza explicada, o bien dio como resultado bajos valores de comunalidad, por lo que se excluyeron del análisis final. Como ya se encontró anteriormente

para un conjunto de muestras de suelos de Sevilla más limitado (Madrid *et al.*, 2004), existe una fuerte asociación entre los contenidos de Cu, Pb y Zn de los suelos (extraídos tanto por agua regia como por EDTA) y la materia orgánica dentro del primer componente principal. En el caso presente se ha incluido también el Ba, y también este metal resulta asociado en el primer componente del análisis con los otros tres citados. Este resultado está en consonancia con la conclusión de De Miguel *et al.* (1997), según la cual Ba, Cu, Pb y Zn forman parte del grupo de metales considerados de origen “ur-

bano”. En cambio otros MPT del suelo, Ni y Cr (componente 2), y los contenidos en las plantas (componentes 3 y 4) aparecen en la tabla 6 asociados con factores o componentes diferentes, mostrando así la falta de relación entre los contenidos en el suelo y las plantas. La separación de los MPT de los suelos en dos grupos, observada aquí, se ha encontrado también en suelos urbanos de otras ciudades europeas (Biasioli *et al.*, The soils of three cities in Southern Europe, enviado para publicación en European Journal of Soil Science).

TABLA 6. Análisis de componentes principales: coeficientes de correlación entre el carbono orgánico en suelos, metales de los suelos solubles en agua regia o extraídos con EDTA, y en plantas, y los primeros cuatro factores tras rotación Varimax, junto con los autovalores y porcentajes de varianza explicada por cada factor. Las correlaciones iguales a o mayores que 0.6 están resaltadas. La comunalidad indica la proporción de la varianza de cada variable explicada por los cuatro factores.

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5	Factor 6	Comunalidad
C orgánico	0.629	0.128	0.570	0.076	0.034	-0.164	0.771
Ba (a. regia)	0.663	0.511	-0.099	0.067	0.025	0.079	0.722
Cr (a. regia)	-0.022	0.920	0.225	-0.099	-0.013	0.073	0.913
Cu (a. regia)	0.921	0.089	0.047	-0.099	0.147	-0.030	0.890
Ni (a. regia)	-0.083	0.873	-0.181	-0.061	-0.077	0.021	0.811
Pb (a. regia)	0.938	-0.049	-0.016	0.023	0.095	-0.075	0.897
Zn (a. regia)	0.851	-0.073	0.241	-0.085	0.115	-0.038	0.810
Cr (EDTA)	0.185	0.053	0.020	-0.679	0.084	0.106	0.517
Cu (EDTA)	0.935	0.001	0.108	-0.049	0.046	-0.032	0.891
Ni (EDTA)	0.394	0.156	0.715	0.154	-0.095	0.238	0.781
Pb (EDTA)	0.937	-0.068	0.054	0.166	0.094	-0.081	0.929
Zn (EDTA)	0.853	-0.138	0.221	-0.094	0.160	0.075	0.836
Ba (plantas)	-0.029	0.183	-0.600	0.336	0.030	0.199	0.548
Cr (plantas)	-0.003	0.068	-0.402	-0.056	-0.155	0.775	0.795
Cu (plantas)	0.102	-0.108	0.009	0.362	0.800	0.045	0.795
Ni (plantas)	-0.142	0.053	0.231	-0.056	0.249	0.804	0.788
Pb (plantas)	0.153	-0.078	-0.031	0.779	0.171	0.013	0.667
Zn (plantas)	0.323	0.012	-0.074	-0.209	0.769	0.050	0.748
Autovalor	6.12	2.01	1.63	1.47	1.45	1.42	
% varianza	34.0	11.2	9.1	8.1	8.1	7.9	
Varianza acumulada		45.2	54.3	62.4	70.5	78.4	

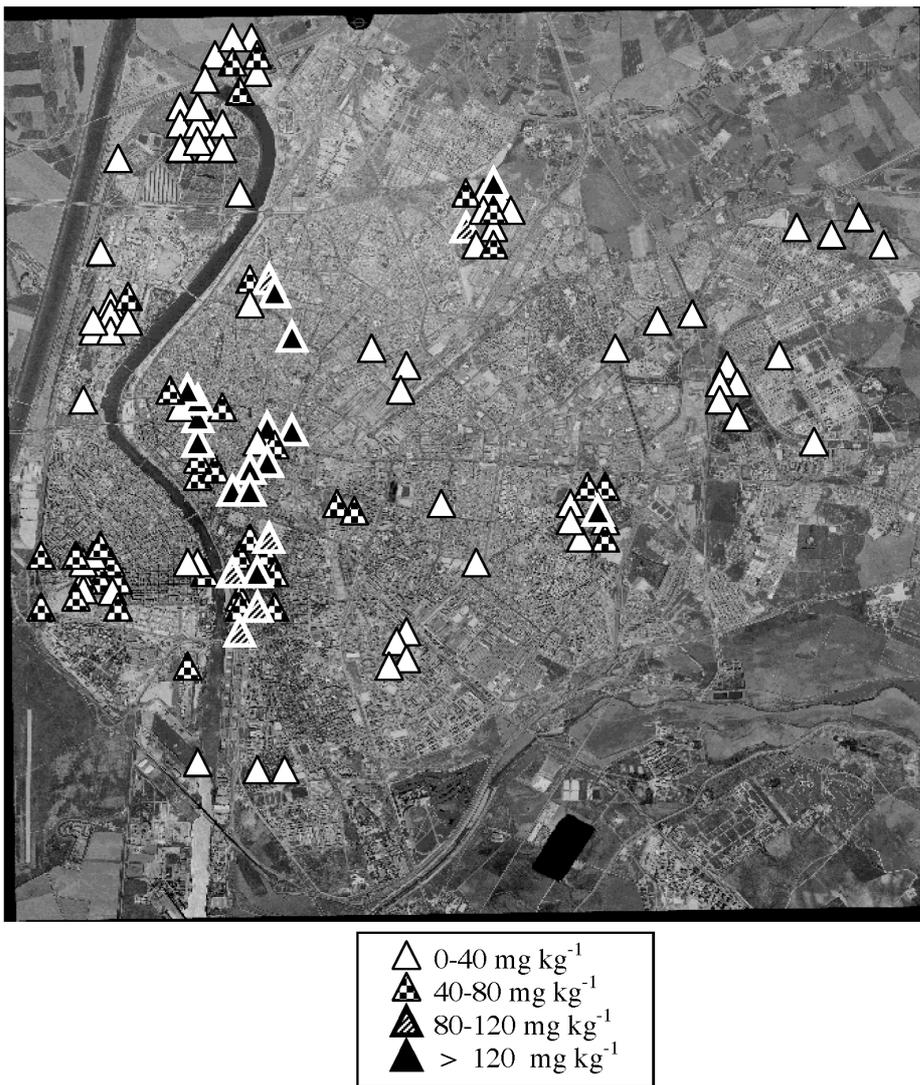


FIGURA 3. Distribución espacial de las concentraciones de Cu extraído por digestión con agua regia en las muestras de suelos.

En la figura 3 se han representado de forma esquemática los contenidos pseudo totales de Cu encontrados en los diversos suelos muestreados durante este estudio. Las cantidades extraídas con EDTA y los resultados para Pb y Zn siguen distribuciones muy similares a la encontrada para el Cu, por lo que no se

muestran aquí. Lo mismo puede decirse del Ba, aunque con diferencias menos marcadas. Como puede observarse, generalmente los contenidos más altos de Cu se concentran en las proximidades del casco antiguo de la ciudad, situado en el área central izquierda de la fotografía parcialmente rodeado por el meandro del río. Otras

zonas verdes más modernas, incluso parques rodeados por carreteras con un tráfico superior a 100000 vehículos de motor por día, generalmente no muestran contenidos en ese metal especialmente elevados. Parece por tanto que la aparente contaminación con algunos MPT de los considerados de origen "urbano" según De Miguel *et al.* (1997) tiene un origen que podríamos llamar "histórico". El cambio a combustible sin plomo es probable que frene la acumulación de este metal, pero no de otros MPT relacionados con otras causas de carácter antropogénico (lubricantes, desgaste de aleaciones metálicas, posible uso de enmiendas orgánicas de baja calidad, etc.).

CONCLUSIÓN

Como resumen de los resultados expuestos podemos decir que, aunque la situación en general no es alarmante, los contenidos relativamente altos encontrados en algunos puntos aconsejan someter dichos puntos a una vigilancia periódica, e incluso considerar la posibilidad de someter dichos puntos a tratamientos con materiales inocuos, como pueden ser determinados minerales u otros materiales sintéticos específicamente recomendados en la bibliografía como activos inmovilizadores de metales para reducir la disponibilidad de éstos. En el momento presente estamos ensayando los efectos de algunos de estos materiales en experimentos "in situ" en puntos escogidos de la ciudad acompañados de experimentos en el laboratorio, en colaboración con el Servicio de Parques y Jardines del Excmo. Ayuntamiento de Sevilla.

AGRADECIMIENTOS

Los autores manifiestan su agradecimiento al Dr. D. Eduardo Ruiz Cortés, D^a. Rocío Reinoso Limones y D. Francisco J. Fernández Farrán por los muestreos y análisis químicos y por la confección de la Figura 1, al

Excmo. Ayuntamiento de Sevilla por su colaboración durante el proceso de muestreo, y a la Comisión Europea y la Dirección General de Investigación del Ministerio de Educación y Ciencia por la ayuda económica a los proyectos de investigación EVK4-CT-2001-00053 y CTM2005-02256, respectivamente.

REFERENCIAS

- Abrahams, P. W. 2002. Soils: their implications to human health. *The Science of the Total Environment*, 291, 1-32.
- Aguilar, J., Dorronsoro, C., Gómez-Ariza, J. L., Galán, E. 1999. Los Criterios y Estándares para Declarar un Suelo Contaminado en Andalucía y la Metodología y Técnicas de Toma de Muestras y Análisis para su Investigación. *Investigación y Desarrollo Medioambiental en Andalucía*, Sevilla, pp. 45-59.
- Anónimo 1997. Decree on the Limit, Warning and Critical Concentration Values of Dangerous Substances in Soils. *Official Journal RS* No 68/96, Ljubljana.
- Arambarri, I., García, R., Millán, E. 1999. Relationships between metal contents in soil and grass contaminated by different anthropogenic sources. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 72, 221-231.
- Bargagli, R. 1998. Trace Elements in Terrestrial Plants: An Ecophysiological Approach to Biomonitoring and Biorecovery. *Springer-Verlag*, Berlin.
- Bullock, P., Gregory, P.J. (eds.) 1991. Soils in the Urban Environment. *Blackwell Scientific Publications*, Oxford.
- Canadian Council of Ministers of the Environment 2001. Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health: Summary Tables. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Chen, M., Ma, L.Q. 2001. Comparison of three

- aqua regia digestion methods for twenty Florida soils. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 491-499.
- De Miguel, E., Jiménez de Grado, M., Llamas, J.F., Martín-Dorado, A., Mazadiego, L.F. 1998. The overlooked contribution of compost application to the trace element load in the urban soil of Madrid (Spain). *The Science of the Total Environment*, 215, 113-122.
- De Miguel, E., Llamas, J.F., Chacón, E., Berg, T., Larssen, S., Royset, O., Vadset, M. 1997. Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrol and urban lead. *Atmospheric Environment*, 31, 2733-2740.
- Department of the Environment 1987. Guidance on the assessment and redevelopment of contaminated land. Guidance Note 59/83, Interdepartmental Committee on the Redevelopment of Contaminated Land (ICRCL), London.
- Department of the Environment, Food and Rural Affairs 2002. Contaminated Land Exposure Model (CLEA): Technical Basis and Algorithms. *Environment Agency*, Bristol.
- Gee, G.W., Bauder, J.W. 1986. Particle-size analysis. En: *Métodos of Soil Analysis: Part 1, Physical and Mineralogical Methods* (editor, A. Klute), pp. 383-411. Serie Agronomy, núm. 9, *American Society of Agronomy*, Madison.
- Greger, M. 1999. Metal availability and bio-concentration in plants. En: *Heavy Metals Stress in Plants: From Molecules to Ecosystems* (editores, M.N.V. Prasad, J. Hagemeyer), pp. 1-23. *Springer-Verlag*, Berlin.
- Gupta, S.K., Vollmer, M.K., Krebs, R. 1996. The importance of mobile, mobilisable and pseudo total heavy metal fractions in soil for three-level risk assessment and risk management. *The Science of the Total Environment*, 178, 11-20.
- Jones, J.B., Case, V. W. 1990. Sampling, handling, and analyzing plant tissue samples. En: *Soil Testing and Plant Analysis* (editor, R.L. Westerman), pp. 389-427. *Soil Science Society of America*, Madison.
- Kingston, H.M., Haswell, S.J. 1997. Microwave-enhanced Chemistry. *American Chemical Society*, Washington.
- Madrid, L., Díaz-Barrientos, E., Madrid, F. 2002. Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Sevilla. *Chemosphere*, 49, 1301-1308.
- Madrid, L., Díaz-Barrientos, E., Reinoso, R., Madrid, F. 2004. Metals in urban soils of Sevilla: seasonal changes and relations with other soil components and plant contents. *European Journal of Soil Science*, 55, 209-217.
- Mielke H.W., Gonzales C.R., Smith M.K., Mielke P.W. 1999. The urban environment and children's health: soils as an integrator of lead, zinc and cadmium in New Orleans, Louisiana, USA. *Environmental Research*, 81, 117-129.
- Ministère de l'Environnement du Québec 2001. Politique de Protection des Sols et de Réhabilitation des Terrains Contaminés. Publications of the MEQ, Collection Terrains Contaminés, Québec.
- Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer 2000. Circular on Target Values and Intervention Values for Soil Remediation. Circular DBO/1999226863, Department of Soil Protection, Directorate-General for Environmental Protection, The Hague.
- Ministérios da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas e do Ambiente 1996. Valores-Limite de Concentração de Metais Pesados nos Solos. Portaria no. 176/96, Lisboa.
- Ministero dell'Ambiente 1999. Valori di Concentrazione Limite Accettabili nel Suolo en el Sottosuolo Riferiti alla Specifica Destinazione d'Uso dei Terreni da Boni-

- ficare. Decreto Ministeriale 471 del 25/10/1999, *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana* n.293 15/12/1999.
- Niskavaara, H., Reimann, C., Chekushin, V., Kashulina, G. 1997. Seasonal variability of total easily leachable element contents in topsoils (0-5 cm) from eight catchments in the European arctic (Finland, Norway, and Russia). *Environmental Pollution*, 96, 261-274.
- Page, A.L., Miller, R.H. & Keeney, D.R. (eds.) 1982. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. Serie Agronomy, núm. 9, *American Society of Agronomy*, Madison.
- Quevauvillier, Ph., Lachica, M., Barahona, E., Rauret, G., Ure, A., Gómez, A., Muntau, H. 1997. The certification of the EDTA-extractable contents (mass fractions) of Cd and Ni in calcareous soil by the extraction procedures given. *BCR Report EUR-17555-EN*, Comisión Europea, Bruselas.
- Sánchez-Camazano, Sánchez-Martín, M.J., M., Lorenzo, L.F. 1994. Lead and cadmium in soils and vegetables from urban gardens of Salamanca (Spain). *The Science of the Total Environment*, 146/147, 163-168.
- Sánchez-Martín, M.J., Sánchez-Camazano, M., Lorenzo, L.F. 2000. Cadmium and lead contents in suburban and urban soils from two medium-sized cities of Spain: Influence of traffic intensity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 64, 250-257.
- Sociedad Pública de Gestión Ambiental 2002. *Investigación de la Contaminación del Suelo, Manual Práctico*. IHOBE S.A., Gobierno Vasco, Bilbao.
- Swedish Environmental Protection Agency 1997. *Swedish Generic Guideline Values*. SEPA, Report 4638, Stockholm.
- Ure, A.M., Quevauvillier, Ph., Muntau, H., Griepink, K.B. 1993. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. *Intern. Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 51, 135-151.
- Vercoutere, K., Fortunati, U., Muntau, H., Griepink, B., Maier, E. A. 1995. The certified reference materials CRM 142R light sandy soil, CRM 143R sewage sludge amended soil and CRM 145R sewage sludge for quality control in monitoring environmental and soil pollution. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 352, 197-202.
- Webster, R. 1997. Regression and functional relations. *European Journal of Soil Science*, 48, 557-566.