

DEPARTAMENTO DE NUTRICIÓN, BROMATOLOGÍA Y TOXICOLOGÍA  
FACULTAD DE FARMACIA  
UNIVERSIDAD DE ALCALÁ



Universidad  
de Alcalá

**PRESENCIA Y DISTRIBUCIÓN MEDIOAMBIENTAL DE  
METALES PESADOS Y METALOIDES EN ALCALÁ DE  
HENARES, MADRID. EVALUACIÓN DEL RIESGO PARA LA  
POBLACIÓN Y BIOMONITORIZACIÓN DE LA POBLACIÓN  
ESCOLAR.**

Memoria que, para optar al grado de Doctor, presenta:

**Antonio Peña Fernández**

Alcalá de Henares, 2011



**INSTITUTO MADRILEÑO DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO  
RURAL, AGRARIO Y ALIMENTARIO (IMIDRA)**



Instituto Madrileño de Investigación  
y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE,  
VIVIENDA Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO

**Comunidad de Madrid**

**PRESENCIA Y DISTRIBUCIÓN MEDIOAMBIENTAL DE  
METALES PESADOS Y METALOIDES EN ALCALÁ DE  
HENARES, MADRID. EVALUACIÓN DEL RIESGO PARA LA  
POBLACIÓN Y BIOMONITORIZACIÓN DE LA POBLACIÓN  
ESCOLAR.**



**DRA. DÑA. MARÍA JOSÉ GONZÁLEZ MUÑOZ, PROFESORA TITULAR DEL  
DEPARTAMENTO DE NUTRICIÓN, BROMATOLOGÍA Y TOXICOLOGÍA DE LA  
FACULTAD DE FARMACIA DE LA UNIVERSIDAD DE ALCALÁ**

**CERTIFICA:**

Que la presente Memoria para optar al grado de Doctor, elaborada por D. Antonio Peña Fernández, y cuyo título es:

***PRESENCIA Y DISTRIBUCIÓN MEDIOAMBIENTAL DE METALES PESADOS Y  
METALOIDES EN ALCALÁ DE HENARES, MADRID. EVALUACIÓN DEL RIESGO  
PARA LA POBLACIÓN Y BIOMONITORIZACIÓN DE LA POBLACIÓN ESCOLAR.***

ha sido realizada bajo mi co-dirección en el Departamento de Nutrición, Bromatología y Toxicología y en el Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario, y reúne todos los requisitos necesarios para su juicio y calificación.

Y para que así conste, y a los efectos oportunos, firmo el presente certificado en Alcalá de Henares a 5 de marzo de 2011.



María José González Muñoz





**DÑA. MARÍA DEL CARMEN LOBO BEDMAR, INVESTIGADORA DEL INSTITUTO MADRILEÑO DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO RURAL, AGRARIO Y ALIMENTARIO (IMIDRA)**

**CERTIFICA:**

Que la presente Memoria para optar al grado de Doctor, elaborada por D. Antonio Peña Fernández, y cuyo título es:

***PRESENCIA Y DISTRIBUCIÓN MEDIOAMBIENTAL DE METALES PESADOS Y METALOIDES EN ALCALÁ DE HENARES, MADRID. EVALUACIÓN DEL RIESGO PARA LA POBLACIÓN Y BIOMONITORIZACIÓN DE LA POBLACIÓN ESCOLAR.***

ha sido realizada bajo mi co-dirección en el Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario y en el Departamento de Nutrición, Bromatología y Toxicología, y reúne todos los requisitos necesarios para su juicio y calificación.

Y para que así conste, y a los efectos oportunos, firmo el presente certificado en Alcalá de Henares a 5 de marzo de 2011.

Dra. María del Carmen Lobo Bedmar









**DRA. DÑA. MARÍA VICTORINA AGUILAR VILAS, DIRECTORA DEL  
DEPARTAMENTO DE NUTRICIÓN, BROMATOLOGÍA Y TOXICOLOGÍA  
DE LA FACULTAD DE FARMACIA DE LA UNIVERSIDAD DE ALCALÁ**

**CERTIFICA:**

Que la presente Memoria para optar al grado de Doctor, elaborada por D. Antonio Peña Fernández, ha sido realizada en este Departamento bajo la dirección conjunta de la **Dra. Dña. María José González Muñoz** y la **Dra. Dña. María del Carmen Lobo Bedmar**, por lo que autorizo su presentación a fin de que pueda ser juzgada por el Tribunal correspondiente.

Y para que así conste, y a los efectos oportunos, firmo el presente certificado en Alcalá de Henares a 5 de marzo de 2011.





***En estas líneas quiero expresar mi gratitud a todas las personas que me han ayudado a la realización de este trabajo:***

**A mis directoras, por su implicación, ayuda y apoyo constante.**

**A la profesora González Muñoz, por tu dedicación y esfuerzo, muchas gracias por lo que me has enseñado y aportado. Este trabajo no se habría terminado sin tu ayuda.**

**A la Dra. Lobo Bedmar, por tu confianza y apoyo, muchas gracias por haberme incluido en tu grupo de investigación en el IMIDRA, y por tratarme como a un compañero más del Instituto. Un abrazo a todos los que trabajan en el Encín.**

**De manera especial, quiero recordar al profesor Granero, por acogerme en el Área de Toxicología de la Universidad de Alcalá. Nunca olvidaré todo lo que me has ayudado, que me introdujeras en el mundo de la docencia, ni tu implicación con este trabajo. La gratitud y el compañerismo con el que me trataste, y tu sencillez, los tengo en el corazón.**

**A las profesoras Aguilar, Meseguer, Martínez-Para y Mateos, mis compañeras. Y a mis compis de aventuras, Ricardo Pérez y Elisa Gaddi.**

**A la profesora Conchita Alonso, mil gracias por tu ayuda**

**Y a todas las personas que, de un modo u otro, me han ayudado a que este trabajo vea la luz. Beatriz, Eduardo, Elena, Eli, Enrique, Felipe, Ignacio, Laura, Leonor, Leticia, Maica, María de los Ángeles, Miguel, Naiara, Nuria, Pavel, Rafael y Raquel.**



**Este trabajo ha sido financiado mediante el PROGRAMA EIADES:  
“TECNOLOGÍAS DE EVALUACIÓN Y REMEDIACIÓN DE  
EMPLAZAMIENTOS CONTAMINADOS” S0505/AMB-0296 Y S2009/AMB-  
1478. CONSEJERÍA DE EDUCACIÓN, COMUNIDAD DE MADRID.**



**Asimismo, ha sido subvencionado con el PROYECTO E005/2001, DE LA  
UNIVERSIDAD DE ALCALÁ.**





***“El hambre volvía a roerle el vacío estómago. Exclamó en voz alta:  
- Dios sea testigo de que los yanquis no van a poder conmigo. Voy  
a sobrevivir a esto, y cuando todo termine no volveré a pasar hambre otra  
vez. Ni yo ni ninguno de los míos, aunque tenga que robar o matar.”***

***Lo que el Viento se Llevó, Margaret Mitchell***





***A Cástor Peña y Ángela Fernández, por su incondicional apoyo.***

***A mis queridos hermanos, M<sup>a</sup> de los Ángeles, Cástor Ángel y Alberto,  
os quiero.***

***A Alberto y Alonso Gajate Peña.***



## RESUMEN

Hoy en día, los metales y metaloides son imprescindibles para la economía de la mayoría de los países. Sin embargo, sus usos comerciales, industriales y domésticos, han provocado que estas sustancias se encuentren dispersas en el medio ambiente. Este hecho ha producido y produce una serie de impactos sobre el ecosistema: aire, agua, suelos, recursos naturales y población general.

Se acepta que el análisis de los niveles de contaminantes en el medioambiente no es suficiente, por sí solo, para establecer de manera categórica el peligro que para la salud puede representar la exposición a estos. Es por eso que los monitores biológicos deben utilizarse para completar los estudios de evaluación del riesgo, ya que es una forma de estimar el grado de exposición a los contaminantes. En este sentido, el cabello es un importante indicador biológico del contenido de metales en el organismo.

Dada la trascendencia que tiene la calidad del medioambiente sobre nuestra salud, en los últimos años asistimos a un gran desarrollo legislativo, que, en términos generales, pretende proteger nuestros recursos, favoreciendo su uso sostenible y garantizando la reducción de la contaminación antropogénica.

En respuesta, se han monitorizado diferentes elementos traza en suelos de parques públicos de Alcalá de Henares, Madrid (España), así como una zona industrial cercana al Campus Universitario de la Universidad de Alcalá (julio y diciembre de 2000, y julio de 2001). A partir de estos resultados se ha realizado una estimación del riesgo tóxico y cancerígeno para la población general, así como una biomonitorización del colectivo infantil (6 a 9 años) y adolescente (10 a 13 años).

Todas las muestras se han sometido a una digestión ácida, y se han determinado los niveles de Al, As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Ti, Tl, V y Zn, mediante la espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente (ICP-MS), y la espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES). Para la evaluación de riesgos, se ha seguido la metodología descrita por la US EPA.

El análisis de componentes principales y el estudio de correlación de Pearson, ha revelado que los metales se distribuyen en función de su fuente de emisión principal, natural, para el Al, As, Be, Cd, Cr, Mn, Tl y V, y antropogénica, para el Cd, Cu, Pb y Zn. Además, se ha observado un incremento de estas sustancias en los suelos entre julio de 2000 a 2001, que se podría atribuir a las características naturales propias de estas sustancias, que los hace ubicuos, persistentes y no biodegradables en esta matriz.

La presencia de los elementos traza monitorizados en julio de 2001, de manera general, no ha supuesto un incremento del riesgo no cancerígeno o tóxico para la población. De manera contraria, se ha determinado un exceso de riesgo para el As por ingestión, y para el Cr por inhalación, aunque este hecho se podría atribuir a que el nivel establecido para el As por la US EPA sería muy bajo, y a que se ha asumido que la concentración de Cr hexavalente es 1/6 del cromo total determinado.

Por otro lado, se ha encontrado que el contenido mineral del cabello estaría influido por el sexo y la edad, siendo más elevado a edades más tempranas, debido a la mayor sensibilidad a la contaminación descrita para este colectivo. Además, se ha observado que los niveles de estas sustancias han sido superiores en los cabellos de las chicas, hecho que se podría atribuir a posibles diferencias en el sistema endocrino entre sexos, modificaciones que aparecerían con la pubertad.

La consideración conjunta de los resultados obtenidos en este trabajo, ha revelado que el cabello podría ser un biomonitor útil para la evaluación de la exposición a metales y metaloides. Por ello, se podría indicar que la presencia de elementos traza en los suelos de Alcalá de Henares no ha sido una vía de exposición para la población estudiada. Sin embargo, sería recomendable una vigilancia constante de la presencia de estas sustancias, así como tomar medidas para reducir los niveles medioambientales de As y Cr encontrados.

## SUMMARY

Nowadays, the metals and metalloids are essential for the economy of most of the countries. Nevertheless, their commercial, industrial and domestic use is the cause of the dispersion of these substances in the environment. That has been producing a series of impacts on the ecosystem and on the whole population.

It is accepted that the analysis of the levels of polluting agents in the environment is not suitable, by itself, to categorically establish the danger that they can represent for health. So, biological monitors must be used to complete the studies of evaluation of the risks since it permits to measure the degree of exhibition to the polluting agents. In this way the hair is an important biological indicator of the metal content in the organism.

Given the importance that the quality of the environment plays in our health, a great legislative development has been carried out during the last years, which, on the whole, is trying to protect our resources, favoring their sustainable use and guaranteeing the reduction of anthropogenic pollution.

In response, different trace elements were monitored in soils of public parks of Alcala de Henares, Madrid (Spain), as well as in an industrial zone near to the University Campus of Alcala University, in July and December 2000, and July 2001. As a result, an estimation of the toxic and carcinogenic risk for the general population has been performed, but also a biomonitorization of children (6 to 9 years) and adolescent (10 to 13 years) population.

All the samples have been subjected to an acid digestion, and the levels of Al, As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Ti, Tl, V and Zn have been determined by inductively coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS) and by inductively coupled optical emission spectrometry (ICP-OES). Concerning the risks evaluation, the methodology described by US EPA has been followed.

The Analysis of Principal Components and the study of the Correlation of Pearson have revealed that the metals are distributed according to their source of main emission, natural, for Al, As, Be, Cd, Cr, Mn, Tl and V, and antropogenic, for Cd, Cu, Pb and Zn. In addition, a increase of these elements in soils has been observed between July 2000 and July 2001, that it could be attributed to the natural features of these substances, that makes them ubiquitous, persistent and non-biodegradable in this matrix.

The presence of the trace elements monitored in July 2001, in general, has not meant an increase of the noncancerigenic or toxic risks for population. On the contrary, the As concentration taken by ingestion, and the Cr concentration taken by inhalation are above the established level considered by U.S. EPA, although it has been assumed that the concentration of Cr (VI) is 1/6 of the total Cr determined.

On the other hand, it has been observed that the mineral content in hair would be influenced by sex and age, being higher in earlier ages, due to the highest sensitivity to pollution described for this group. In addition, it was observed that levels of these substances have been higher in the hair of girls that could be attributed to differences in the system endocrine between sexes that would occur during the puberty.

All the considerations about the obtained results in this work, has revealed that the hair could be a useful biomonitor for the evaluation of the exposure to metals and metalloids. For that reason, it could be said that the presence of trace elements in the urban soils of Alcala de Henares has not been a way of exposure for the studied population. Nevertheless, a constant monitoring of the presence of these substances would be advisable, as well as taking measures to reduce the environmental levels of As and Cr found in the samples.

# ÍNDICE

<i>Índice</i> .....	i
<i>Índice de Figuras</i> .....	vi
<i>Índice de Tablas</i> .....	xi
<i>Abreviaturas</i> .....	xv
INTRODUCCIÓN .....	1
1.- <u>MEDIOAMBIENTE Y SALUD</u> .....	1
1.1.- POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL .....	2
2.- <u>MONITORES DE CALIDAD AMBIENTAL</u> .....	5
2.1.- AIRE .....	5
2.1.1.- <u>Partículas</u> .....	5
2.2.- AGUA .....	7
2.3.- SUELOS .....	8
2.4.- VEGETACIÓN .....	12
3.- <u>FUENTES DE EXPOSICIÓN HUMANA</u> .....	14
4.- <u>BIOMONITORES DE EXPOSICIÓN HUMANA</u> .....	15
4.1.- CABELLO .....	16
5.- <u>METALES Y METALOIDES</u> .....	22
5.1.- PRESENCIA MEDIOAMBIENTAL Y TOXICOLOGÍA DE LOS METALES Y METALOIDES .....	22
5.1.1.- <u>Oligoelementos</u> .....	25
5.1.1.1.- Cobre .....	25
5.1.1.2.- Cromo .....	26
5.1.1.3.- Manganeso .....	28
5.1.1.4.- Zinc .....	30

5.1.2.- <u>Metales cancerígenos</u> .....	32
5.1.2.1.- Arsénico .....	32
5.1.2.2.- Berilio .....	34
5.1.2.3.- Cadmio .....	35
5.1.2.4.- Níquel .....	38
5.1.3.- <u>Metales no cancerígenos</u> .....	39
5.1.3.1.- Aluminio .....	39
5.1.3.2.- Estaño .....	41
5.1.3.3.- Mercurio .....	42
5.1.3.4.- Plomo .....	45
5.1.3.5.- Talio .....	47
5.1.3.6.- Titanio .....	49
5.1.3.7.- Vanadio .....	50
<b>6.- <u>CONTAMINACIÓN DE SUELOS POR METALES Y METALOIDES</u></b> .....	<b>52</b>
<b>7.- <u>CABELLOS</u></b> .....	<b>55</b>
<b>7.1.- <u>EL SISTEMA PILOSO</u></b> .....	<b>55</b>
7.1.1.- <u>Estructura del folículo pilosebáceo</u> .....	55
7.1.2.- <u>Ciclo de crecimiento del pelo</u> .....	56
7.1.3.- <u>Tipos de pelo</u> .....	56
<b>7.2.- <u>ELIMINACIÓN DE TÓXICOS A TRAVÉS DEL PELO</u></b> .....	<b>57</b>
<b>8.- <u>EVALUACIÓN DE RIESGO TOXICOLÓGICO</u></b> .....	<b>60</b>
8.1.- <u>NECESIDAD DE LA EVALUACIÓN DE RIESGOS</u> .....	62
8.2.- <u>IDENTIFICACIÓN DE LOS PELIGROS</u> .....	64
8.3.- <u>EVALUACIÓN O ESTIMACIÓN DE LA EXPOSICIÓN</u> .....	65
8.3.1.- <u>Ingestión de suelo</u> .....	67
8.3.2.- <u>Inhalación de partículas procedentes del suelo</u> .....	67
8.3.3.- <u>Absorción dérmica a través de suelos</u> .....	69
8.4.- <u>EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD</u> .....	70
8.5.- <u>CARACTERIZACIÓN O ESTIMACIÓN DEL RIESGO</u> .....	72
8.6.- <u>GESTIÓN DEL RIESGO</u> .....	75
<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>77</b>



<b>MATERIAL Y MÉTODOS</b> .....	<b>81</b>
<b>1.- <u>ZONA DE ESTUDIO. CARACTERÍSTICAS Y SELECCIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO</u></b> .....	<b>81</b>
1.1.- ZONAS DE MUESTREO .....	82
1.2.- ÉPOCAS DE MUESTREO .....	83
<b>2.- <u>MATERIALES</u></b> .....	<b>85</b>
2.1.- SUELOS .....	85
2.2.- CABELLOS .....	85
<b>3.- <u>MÉTODOS</u></b> .....	<b>86</b>
<b>3.1.- METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS DE SUELOS</b> .....	<b>86</b>
3.1.1.- <u>Toma de muestras</u> .....	86
3.1.2.- <u>Preparación de las muestras</u> .....	86
3.1.3.- <u>Análisis del contenido total de metales y metaloides</u> .....	87
3.1.3.1.- Técnicas analíticas usadas .....	88
3.1.3.2.- Procedimiento analítico .....	88
3.1.4.- <u>Análisis complementarios de las muestras de suelo</u> .....	88
3.1.4.1.- Determinación de la conductividad eléctrica y pH .....	89
3.1.4.2.- Determinación de la materia orgánica .....	90
3.1.4.3.- Determinación de la textura .....	91
<b>3.2.- METODOLOGÍA PARA ANÁLISIS DE CABELLOS</b> .....	<b>92</b>
3.2.1.- <u>Selección de los participantes en el estudio</u> .....	92
3.2.2.- <u>Recolección de información y toma de muestras</u> .....	94
3.2.3.- <u>Preparación de las muestras</u> .....	95
3.2.4.- <u>Análisis del contenido total de metales y metaloides</u> .....	96
3.2.4.1.- Técnicas analíticas usadas .....	97
3.2.5.- <u>Niveles de Referencia en cabello</u> .....	98
<b>3.3.- TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LAS MUESTRAS</b> .....	<b>101</b>
3.3.1.- <u>Métodos multivariantes</u> .....	102
<b>3.4.- EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN HUMANA</b> .....	<b>104</b>
3.4.1.- <u>Ingesta de suelo y predicción exposición oral</u> .....	104
3.4.2.- <u>Inhalación de partículas resuspendidas y predicción exposición por inhalación</u> .....	106

<b>3.5. - CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO SOBRE LA SALUD</b> .....	<b>108</b>
3.5.1.- <u>Riesgo no cancerígeno o tóxico</u> .....	109
3.5.1.1.- Riesgo tóxico oral .....	111
3.5.1.2.- Riesgo tóxico por inhalación .....	113
3.5.2.- <u>Riesgo cancerígeno</u> .....	113
3.5.2.1.- Riesgo cancerígeno oral .....	114
3.5.2.2.- Riesgo cancerígeno por inhalación .....	115
3.5.2.3.- Valoración de los resultados .....	118
 <b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b> .....	 <b>121</b>
 <b>1.- SUELOS</b> .....	 <b>121</b>
<b>1.1.- MONITORIZACIÓN DE METALES Y METALOIDES EN LAS MUESTRAS DE SUELOS</b> .....	<b>121</b>
1.2.1.- <u>Contenido total metales y metaloides: muestreo I</u> .....	121
1.2.1.1- Contenido total de metales y metaloides en el área urbana: muestreo I .....	138
1.2.2.- <u>Contenido total metales y metaloides: muestreo II</u> .....	143
1.2.2.1- Contenido total de metales y metaloides en el área urbana: muestreo II .....	146
1.2.3.- <u>Contenido total metales y metaloides: muestreo III</u> .....	149
1.2.3.1- Contenido total de metales y metaloides en el área urbana: muestreo III .....	156
1.2.4.- <u>Estudio de componentes principales de las variables analizadas en el muestreo III</u> .....	160
1.2.5.- <u>Estudio de correlación en muestras de suelo: muestreo III</u> .....	167
1.2.6.- <u>Variación temporal/estacional: muestreo I y II</u> .....	173
1.2.7.- <u>Variación temporal/estacional: muestreo II y III</u> .....	176
1.2.8.- <u>Variación temporal/anual: muestreo I y III</u> .....	180
 <b>2.- EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN HUMANA</b> .....	 <b>190</b>
 <b>3- CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO SOBRE LA SALUD</b> .....	 <b>192</b>
<b>3.1. - RIESGO NO CANCERÍGENO O TÓXICO</b> .....	<b>192</b>
3.1.1.- <u>Riesgo tóxico oral</u> .....	194
3.1.2.- <u>Riesgo tóxico por inhalación</u> .....	197

3.2. - RIESGO CANCERÍGENO .....	198
3.2.1.- <u>Riesgo cancerígeno oral</u> .....	201
3.2.2.- <u>Riesgo cancerígeno por inhalación</u> .....	203
4. - <u>CABELLOS</u> .....	206
4.1. - MONITORIZACIÓN DE METALES Y METALOIDES EN LAS MUESTRAS DE CABELLOS INFANTILES .....	206
4.1.1.- <u>Contenido total de metales y metaloides en los cabellos infantiles en función de la zona de muestreo</u> .....	231
4.1.2.- <u>Análisis de correlación de los elementos determinados en las muestras de cabellos infantiles</u> .....	234
4.2. - MONITORIZACIÓN DE METALES Y METALOIDES EN LAS MUESTRAS DE CABELLOS ADOLESCENTES .....	236
4.2.1.- <u>Contenido total de metales y metaloides en los cabellos adolescentes en función de la zona de muestreo</u> .....	255
4.2.2.- <u>Análisis de correlación de los elementos determinados en las muestras de cabellos adolescentes</u> .....	258
5. - <u>ESTUDIO DE CORRELACIÓN DE METALES Y METALOIDES EN LAS MUESTRAS DE SUELO Y CABELLO</u> .....	261
CONCLUSIONES .....	265
BIBLIOGRAFÍA .....	271

## ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** Plano de Alcalá de Henares, en el que se localizan las diferentes zonas de muestreo. 84
- Figura 2.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de aluminio en cada zona de la ciudad. 138
- Figura 3.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de arsénico en cada zona de la ciudad. 138
- Figura 4.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de berilio en cada zona de la ciudad (Muestreo I). 138
- Figura 5.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cadmio en cada zona de la ciudad (Muestreo I). 138
- Figura 6.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cromo en cada zona de la ciudad (Muestreo I). 139
- Figura 7.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cobre en cada zona de la ciudad (Muestreo I). 139
- Figura 8.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de manganeso en cada zona de la ciudad (Muestreo I). 139
- Figura 9.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de níquel en cada zona de la ciudad (Muestreo I). 139
- Figura 10.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de plomo en cada zona de la ciudad (Muestreo I). 139
- Figura 11.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de talio en cada zona de la ciudad (Muestreo I). 139
- Figura 12.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de vanadio en cada zona de la ciudad (Muestreo I). 140
- Figura 13.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de zinc en cada zona de la ciudad (Muestreo I). 140
- Figura 14.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de aluminio en cada zona de la ciudad (Muestreo II). 146

<b>Figura 15.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de arsénico en cada zona de la ciudad (Muestreo II).	146
<b>Figura 16.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de berilio en cada zona de la ciudad (Muestreo II).	146
<b>Figura 17.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cadmio en cada zona de la ciudad (Muestreo II).	146
<b>Figura 18.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cromo en cada zona de la ciudad (Muestreo II).	147
<b>Figura 19.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cobre en cada zona de la ciudad (Muestreo II).	147
<b>Figura 20.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de manganeso en cada zona de la ciudad (Muestreo II).	147
<b>Figura 21.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de níquel en cada zona de la ciudad (Muestreo II).	147
<b>Figura 22.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de plomo en cada zona de la ciudad (Muestreo II).	147
<b>Figura 23.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de estaño en cada zona de la ciudad (Muestreo II).	147
<b>Figura 24.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de talio en cada zona de la ciudad (Muestreo II).	148
<b>Figura 25.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de vanadio en cada zona de la ciudad (Muestreo II).	148
<b>Figura 26.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de zinc en cada zona de la ciudad (Muestreo II).	148
<b>Figura 27.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de aluminio en cada zona de la ciudad (Muestreo III).	156
<b>Figura 28.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de arsénico en cada zona de la ciudad (Muestreo III).	156
<b>Figura 29.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de berilio en cada zona de la ciudad (Muestreo III).	157
<b>Figura 30.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cadmio en cada zona de la ciudad (Muestreo III).	157
<b>Figura 31.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cromo en cada zona de la ciudad (Muestreo III).	157

<b>Figura 32.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cobre en cada zona de la ciudad (Muestreo III).	157
<b>Figura 33.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de manganeso en cada zona de la ciudad (Muestreo III).	157
<b>Figura 34.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de níquel en cada zona de la ciudad (Muestreo III).	157
<b>Figura 35.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de plomo en cada zona de la ciudad (Muestreo III).	158
<b>Figura 36.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de estaño en cada zona de la ciudad (Muestreo III).	158
<b>Figura 37.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de titanio en cada zona de la ciudad (Muestreo III).	158
<b>Figura 38.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de talio en cada zona de la ciudad (Muestreo III).	158
<b>Figura 39.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de vanadio en cada zona de la ciudad (Muestreo III).	158
<b>Figura 40.</b> Concentraciones medias de las muestras de suelo $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de zinc en cada zona de la ciudad (Muestreo III).	158
<b>Figura 41.</b> Gráfica de Sedimentación.	161
<b>Figura 42.</b> Gráfica de dispersión de datos, PCA muestreo III, componentes 1 y 2.	162
<b>Figura 43.</b> Gráfica de dispersión de datos, PCA muestreo III, componentes 3 y 4.	162
<b>Figura 44.</b> Gráfica de pesos del PCA muestreo III, componentes 1 y 2.	163
<b>Figura 45.</b> Gráfica de pesos del PCA muestreo III, componentes 3 y 4.	165
<b>Figura 46.</b> Riesgos No Cancerígenos: comparación entre los niveles de los elementos de suelos de Alcalá de Henares y los PRG para una zona residencial.	192
<b>Figura 47.</b> Riesgos No Cancerígenos: comparación entre los niveles de los elementos de suelos de la zona industrial de Alcalá de Henares y los PRG para una zona industrial.	193
<b>Figura 48.</b> Riesgos Cancerígenos: comparación entre los niveles de los elementos traza de los suelos urbanos de Alcalá de Henares, con los considerados como seguros para un área residencial (US EPA, 2004, 2010).	198

<b>Figura 49.</b> Riesgos Cancerígenos: comparación entre los niveles de los elementos traza de los suelos industriales de Alcalá de Henares, con los considerados como seguros para una zona industrial (US EPA, 2004, 2010).	199
<b>Figura 50.</b> Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de aluminio en cada zona de la ciudad.	231
<b>Figura 51.</b> Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cadmio en cada zona de la ciudad.	231
<b>Figura 52.</b> Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cromo en cada zona de la ciudad.	231
<b>Figura 53.</b> Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cobre en cada zona de la ciudad.	231
<b>Figura 54.</b> Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de mercurio en cada zona de la ciudad.	232
<b>Figura 55.</b> Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de manganeso en cada zona de la ciudad.	232
<b>Figura 56.</b> Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de níquel en cada zona de la ciudad.	232
<b>Figura 57.</b> Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de plomo en cada zona de la ciudad.	232
<b>Figura 58.</b> Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de estaño en cada zona de la ciudad.	232
<b>Figura 59.</b> Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de titanio en cada zona de la ciudad.	232
<b>Figura 60.</b> Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de vanadio en cada zona de la ciudad.	233
<b>Figura 61.</b> Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de zinc en cada zona de la ciudad.	233
<b>Figura 62.</b> Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de aluminio en cada zona de la ciudad.	255
<b>Figura 63.</b> Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general $\pm$ DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cadmio en cada zona de la ciudad.	255

- Figura 64.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cromo en cada zona de la ciudad. 255
- Figura 65.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cobre en cada zona de la ciudad. 255
- Figura 66.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de mercurio en cada zona de la ciudad. 255
- Figura 67.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de manganeso en cada zona de la ciudad. 255
- Figura 68.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de plomo en cada zona de la ciudad. 256
- Figura 69.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de estaño en cada zona de la ciudad. 256
- Figura 70.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de titanio en cada zona de la ciudad. 256
- Figura 71.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de zinc en cada zona de la ciudad. 256



## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 0.</b> Límites de detección (L.D.) sobre las muestras de suelo ( $\mu\text{g/g}$ ). Isótopos y Líneas de Emisión para los elementos traza analizados.	89
<b>Tabla 1a.</b> Número de niños y niñas (6 a 9 años) que han participado en este estudio en cada zona en la que se ha subdividido el área urbana de Alcalá de Henares.	94
<b>Tabla 1b.</b> Número de chicos y chicas (13 a 16 años) que han participado en este estudio en cada zona en la que se ha subdividido el área urbana de Alcalá de Henares.	95
<b>Tabla 2.</b> Límites de detección (L.D.) sobre las muestras de cabello ( $\mu\text{g/g}$ ).	98
<b>Tabla 3.</b> Niveles de Referencia ( $\mu\text{g/g}$ ) aportados por Seifert y cols., (2000) para la población alemana, adulta (25 a 69 años) y niños (6 a 14 años).	100
<b>Tabla 4a.</b> Niveles de Referencia ( $\mu\text{g/g}$ ) descritos por Beneš y cols., (2003) para la población infantil general checa, niños/as de 9,9 años.	100
<b>Tabla 4b.</b> Niveles de Referencia ( $\mu\text{g/g}$ ) aportados Beneš y cols., (2003) para la población checa (niños/as de 9,9 años), en función del sexo.	101
<b>Tabla 5.</b> Criterio de la US EPA para calcular la exposición a metales y metaloides del suelo.	105
<b>Tabla 6.</b> Valores considerados como seguros por la US EPA (2004, 2010) para cada elemento traza, según los usos del suelo.	110
<b>Tabla 7.</b> Valores de Dosis de Referencia oral e inhalatoria para cada elemento (US EPA, 2004, 2010).	112
<b>Tabla 8.</b> Valores considerados como seguros por la US EPA (2004, 2010) para elementos carcinogénicos, según los usos del suelo.	113
<b>Tabla 9.</b> Criterio que se ha utilizado para calcular la exposición a elementos traza del suelo.	115
<b>Tabla 10.</b> Valor de Factor de pendiente de cáncer oral para el As (US EPA, 2004, 2010).	115

<b>Tabla 11.</b> Factores de Unidad de Riesgo por inhalación para cada elemento traza (NJDEP, 2009).	116
<b>Tabla 12.</b> Valores de factor de pendiente de cáncer por inhalación (SFi) para cada elemento traza según el tipo de población.	117
<b>Tabla 13.</b> Sumario estadístico del Muestreo I de suelo urbano para cada uno de los elementos traza analizados ( $\mu\text{g/g}$ ).	122
<b>Tabla 14.</b> Sumario estadístico del Muestreo I de suelo industrial para cada uno de los elementos traza analizados ( $\mu\text{g/g}$ ).	122
<b>Tabla 15.</b> Concentraciones medias en las muestras de suelo del Muestreo I ( $\mu\text{g/g}$ ).	123
<b>Tabla 16.</b> Sumario estadístico del Muestreo II de suelo urbano para cada uno de los elementos traza analizados ( $\mu\text{g/g}$ ).	144
<b>Tabla 17.</b> Sumario estadístico del Muestreo II de suelo industrial para cada uno de los elementos traza analizados ( $\mu\text{g/g}$ ).	144
<b>Tabla 18.</b> Concentraciones medias en las muestras de suelo del Muestreo II ( $\mu\text{g/g}$ ).	145
<b>Tabla 19.</b> Sumario estadístico del Muestreo III de suelo urbano para cada uno de los elementos traza analizados ( $\mu\text{g/g}$ ).	150
<b>Tabla 20.</b> Sumario estadístico del Muestreo III de suelo industrial para cada uno de los elementos traza analizados ( $\mu\text{g/g}$ ).	150
<b>Tabla 21.</b> Concentraciones medias en las muestras de suelo del Muestreo III en ( $\mu\text{g/g}$ ).	151
<b>Tabla 22.</b> Análisis de componentes principales de la matriz de datos del Muestreo III.	161
<b>Tabla 23.</b> Pesos de cada componente del PCA del Muestreo III.	164
<b>Tabla 24a.</b> Características físico-químicas de los suelos del muestreo III determinados en cada zona de estudio.	168
<b>Tabla 24b.</b> Textura de los suelos del muestreo III determinados en cada zona de estudio.	169
<b>Tabla 25.</b> Matriz de correlaciones de las variables estudiadas en el muestreo III, indicando los coeficientes de correlación y su significación estadística.	171
<b>Tabla 26.</b> Concentraciones medias de metales ( $\mu\text{g/g}$ ) y porcentajes de variación en suelos urbanos de los muestreos I y II (julio del 2000 y diciembre del 2000).	173

<b>Tabla 27.</b> Concentraciones medias de metales ( $\mu\text{g/g}$ ) y porcentajes de variación en suelos industriales de los muestreos I y II (julio del 2000 y diciembre del 2000).	175
<b>Tabla 28.</b> Concentraciones medias de metales ( $\mu\text{g/g}$ ) y porcentajes de variación en suelos urbanos de los muestreos II y III (diciembre del 2000 y julio de 2001).	176
<b>Tabla 29.</b> Concentraciones medias de metales ( $\mu\text{g/g}$ ) y porcentajes de variación en suelos industriales de los muestreos II y III (diciembre del 2000 y julio de 2001).	179
<b>Tabla 30.</b> Concentraciones medias de metales ( $\mu\text{g/g}$ ) y porcentajes de variación en suelos urbanos de los muestreos I y III (Julio del 2000 y Julio del 2001).	181
<b>Tabla 31.</b> Concentraciones medias de metales ( $\mu\text{g/g}$ ) y porcentajes de variación en suelos industriales de los muestreos I y III (julio del 2000 y julio del 2001).	187
<b>Tabla 32.</b> Índices de Predicción de Exposición Oral, para los diferentes grupos de población considerados, según la zona de muestreo (Muestreo III).	190
<b>Tabla 33.</b> Índices de Predicción de Exposición por Inhalación, para los diferentes grupos de población considerados, según la zona de muestreo (Muestreo III).	191
<b>Tabla 34.</b> Cocientes de Riesgo Tóxico Oral para cada elemento traza analizado en suelos alcaláinos (Muestreo III), para la Población Adulta, Infantil y Adulta Expuesta Laboralmente.	195
<b>Tabla 35.</b> Cocientes de Riesgo Tóxico por Inhalación para cada metal analizado en suelos alcaláinos (Muestreo III), para la Población Adulta, Infantil y Adulta Expuesta Laboralmente.	197
<b>Tabla 36.</b> Exceso de Riesgo por Inhalación para cada metal analizado en suelos alcaláinos (Muestreo III), para la Población Adulta, Infantil y Adulta Expuesta Laboralmente.	203
<b>Tabla 37.</b> Niveles de los elementos traza observados en los cabellos de la población infantil general ( $\mu\text{g/g}$ ).	206
<b>Tabla 38.</b> Niveles de los elementos traza observados en los cabellos de la población infantil masculina ( $\mu\text{g/g}$ ).	207
<b>Tabla 39.</b> Niveles de los elementos traza observados en los cabellos de la población infantil femenina ( $\mu\text{g/g}$ ).	208
<b>Tabla 40.</b> Niveles de los elementos traza determinados en los cabellos infantiles por sexos ( $\mu\text{g/g}$ ).	228

<b>Tabla 41.</b> Matriz de correlaciones de las variables estudiadas, indicando los coeficientes de correlación, y las significaciones para las muestras de cabellos de la población infantil.	235
<b>Tabla 42.</b> Niveles de elementos traza observados para la población adolescente general ( $\mu\text{g/g}$ ).	237
<b>Tabla 43.</b> Niveles de elementos traza observados para la población adolescente masculina ( $\mu\text{g/g}$ ).	237
<b>Tabla 44.</b> Niveles de elementos traza observados para la población adolescente femenina ( $\mu\text{g/g}$ ).	238
<b>Tabla 45.</b> Concentraciones medias de elementos traza en los cabellos de la población infantil y adolescente ( $\mu\text{g/g}$ ).	238
<b>Tabla 46.</b> Niveles de los elementos traza determinados en los cabellos adolescentes por sexos ( $\mu\text{g/g}$ ).	248
<b>Tabla 47.</b> Matriz de correlaciones de las variables estudiadas, indicando los coeficientes de correlación, y las significaciones para las muestras de cabellos de la población adolescente.	259

## ABREVIATURAS

**AT:** Tiempo de vida.

**ATSDR:** Agencia de Sustancias Tóxicas y Registro de la Enfermedad.

**BW:** Peso corporal.

**C:** Concentración contaminante en suelo.

**C<sub>pa</sub>:** Concentración de partículas en el aire.

**C<sub>res</sub>:** Concentración de contaminante en las partículas resuspendidas.

**C %:** carbono orgánico oxidable.

**CCAA:** Comunidad Autónoma.

**CDC:** Centro de Control y Prevención de Enfermedades de los EEUU.

**C.E.:** conductividad eléctrica.

**CERCLA:** Acto Ambiental Comprensivo para la Respuesta, Compensación y Responsabilidad.

**CSA:** Evaluación de Seguridad de las Sustancias Químicas.

**DHHS:** Departamento de Salud y Servicios Humanos.

**DNEL:** Nivel Determinado Sin Efecto.

**ECHA:** Agencia Europea de Sustancias y Preparados Químicos.

**ED:** Duración de la exposición.

**EEA:** Agencia Medioambiental Europea.

**ER:** Exceso de Riesgo Cancerígeno.

**ER<sub>inh</sub>:** Exceso de Riesgo Cancerígeno por Inhalación.

**ER<sub>oral</sub>:** Exceso de Riesgo Cancerígeno Oral.

**ERs:** Evaluación de Riesgos.

**FAO/OMS:** Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

**F<sub>res</sub>:** Fracción de partículas resuspendidas desde el suelo.

**FS:** factor de seguridad.

**GIS:** Sistema de Información Geográfica.

**HLV:** Valor Límite Humano.

**HQ:** Índice o Cociente de Peligro.

**HQ<sub>inh</sub>:** Índice o Coeficiente de peligro por inhalación.

**HQ<sub>oral</sub>:** Índice o Coeficiente de peligro oral.

**IARC:** Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer.

**ICP-MS:** Espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente.

**ICP-OES:** Espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente.

**IDA:** Ingesta Diaria Aceptable.

**INE:** Instituto Nacional de Estadística.

**Inhp:** Inhalación de partículas resuspendidas.

**IR:** Velocidad de inhalación.

**Is:** Ingesta de suelo.

**ISQ:** Informe de Seguridad Química.

**JEFCA:** Comité Conjunto de Expertos en Aditivos Alimentarios.

**L.D.:** Límite de detección.

**LOAEL:** Nivel Menor con Efecto Adverso Observado.

**M.A.:** Media aritmética.

**M.G.:** Media geométrica.

**M.O.:** materia orgánica.

**MRL:** Nivel Máximo de Residuos.

**N.D.:** No detectado.

**NJDEP:** Departamento de Protección Medioambiental de New Jersey.

**NOAEL:** Nivel Sin Efecto Adverso Observado.

**NRC:** Consejo Nacional de Investigación de los EEUU.

**NS:** No hay diferencias significativas.

**OMS:** Organización Mundial de la Salud.

**p:** Valor de significación.

**PCA:** Análisis de Componentes Principales.

**PE<sub>inh</sub>:** Predicción exposición por inhalación partículas resuspendidas.

**PE<sub>oral</sub>:** predicción de la exposición oral.

**PM<sub>10</sub>:** materia particulada de diámetro aerodinámico inferior a 10  $\mu\text{m}$ .

**PRG:** "Preliminary Remediation Goals".

**PTWI:** Ingesta Provisional Tolerable Semanal.

**r:** Coeficiente de correlación.

**REACH:** Reglamento de la Unión Europea relativo al Registro, la Evaluación, la Autorización y la Restricción de las sustancias y preparados químicos.

**RfC:** Concentración de Referencia.

**RfD:** dosis de referencia.

**RfDi:** Dosis de Referencia por Inhalación.

**RfDo:** Dosis de Referencia Oral.

**SF:** factor de pendiente de cáncer.

**SFi:** Índices de pendiente del cáncer por inhalación.

**SFo:** Factor de pendiente de cáncer oral.

**SNC:** Sistema Nervioso Central.

**TDI:** Ingesta Diaria Tolerada.

**UE:** Unión Europea.

**UF:** Factor de incertidumbre.

**URF:** Factor de Unidad de Riesgo por Inhalación.

**US EPA:** Agencia de Protección Medioambiental de los EEUU.





## ***PARTE TEÓRICA***



## **INTRODUCCIÓN**

### **1.- MEDIOAMBIENTE Y SALUD**

El desarrollo tanto industrial como tecnológico del siglo XX ha aportado innumerables avances que, como contrapartida, han producido y producen una serie de impactos sobre el medio: aire, agua, tierra y recursos naturales, y la población en general.

En el caso de la **Toxicología Ambiental**, el ambiente se describe en función de los medios que contienen los tóxicos: el agua de bebida y la de irrigación, el aire inhalado, los alimentos y los suelos, tanto urbanos como agrícolas. Algunos hábitos personales, aunque no son actividades vitales, dan lugar a exposiciones crónicas: consumo de tabaco, bebidas alcohólicas y el uso de cosméticos (Peña y cols., 2001).

En nuestro país, la percepción general que se tiene sobre la cantidad y calidad de las agresiones ambientales es alta, aunque también es alta la percepción de la falta de soluciones a muchos de estos problemas (Pain y cols., 2003; Taggart y cols., 2004; Vázquez y cols., 2006; Sánchez-Chardi, 2007). En contraste, y sobre todo en los últimos años, asistimos a un gran desarrollo legislativo que en términos generales, pretende proteger nuestros recursos, favoreciendo su uso sostenible y garantizando la reducción de la contaminación por parte del hombre o antropogénica.

## **Introducción**

---

La Política Medioambiental Comunitaria, en la que se enmarcan algunos de los desarrollos normativos más importantes de los últimos años, pretende unos objetivos perfectamente claros: "**conservar, proteger y mejorar la calidad y utilización prudente de los recursos naturales**" (European Commission, 2002).

La Constitución Española establece "**El derecho a disfrutar de un medio ambiente adecuado para el desarrollo de la persona**". Todo derecho lleva aparejado un deber, que es el de conservar el medio, y por ello se establecen sanciones penales o administrativas, según el caso, para todo aquél que viole el precepto establecido en la constitución, así como la obligación de reparar el daño causado.

Por ello, debe existir una metodología adecuada y homogénea en la evaluación, análisis y manejo de los riesgos derivados de los problemas ambientales significativos. Esta metodología debe ser capaz de estimar la probabilidad de que ocurra un acontecimiento y la magnitud del riesgo ambiental, para la salud, para la seguridad e incluso financiero, en un tiempo determinado (Morvan y cols., 2008).

### **1.1.- POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL**

Las Políticas de Protección Medioambiental se centran en el riesgo y su ponderación, y se aplican en la gestión de terrenos contaminados en los que se plantean dos puntos: discernir que situaciones urgentes hay que desempeñar, jerarquizando actuaciones y asignando prioridades, y encontrar elementos de juicio de carácter científico para el desarrollo de un marco legal de gestión de estos suelos (Callaba de Roa, 2001).

Hasta la entrada en vigor del **Real Decreto 9/2005, de 14 de enero**, en España no existía una normativa específica acerca de la evaluación y gestión de suelos contaminados, a excepción de lo apuntado en la **Ley 10/1998, de 21 de abril**, de Residuos.

El Título V de la Ley 10/1998 de residuos regula la gestión de suelos contaminados, haciendo referencia a la exigencia de unos niveles de calidad acorde al uso del suelo, así como los niveles de riesgo aceptables para la salud de las personas y los ecosistemas. Por tanto, en el desarrollo reglamentario se debe tener en cuenta tanto el uso del suelo como un nivel de riesgo admisible. Al tener en cuenta estos puntos existen tres situaciones: *suelos no contaminados, suelos potencialmente contaminados y suelos contaminados*, que se encuentran delimitados por las concentraciones máximas admisibles en suelos (Niveles

Genéricos de Referencia) específicos para cada sustancia y para cada uno de los usos del suelo admitidos.

El R.D. 9/2005 tiene por objetivo establecer una relación de actividades susceptibles de causar contaminación en el suelo, así como adoptar criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. En el Anexo III de este R.D. se establecen los criterios para la consideración de un suelo contaminado y en el Anexo VIII, se exponen los elementos que debe contener la valoración de los riesgos asociados a estos suelos.

Los Niveles Genéricos de Referencia, que se recogen en el Anexo V y VI del R.D. 9/2005, son un instrumento de carácter administrativo, es decir, tienen una clara utilidad para delimitar situaciones que se presupone no comportan un riesgo significativo, de aquellas que necesitan una acción correctora inmediata. Además, presentan la necesidad/posibilidad de modular su uso con valoraciones específicas en situaciones intermedias, suelos potencialmente contaminados.

Estos Niveles Genéricos de Referencia se calculan partiendo de dos premisas (Anexo VII del R.D. 9/2005): en sustancias que presenten efectos sistémicos, la concentración debe ser tal que la exposición a la misma no debe exceder la dosis de referencia correspondiente, y para aquellas sustancias que tengan efectos genotóxicos/carcinogénicos la concentración en el suelo debe ser tal que la exposición a la misma no debe incrementar la frecuencia de aparición de cáncer por encima de cierta cantidad infinitesimal (siendo  $1,0E-05$ , en el caso español y  $1,0E-06$ , en el estadounidense).

Los Niveles Genéricos de Referencia se utilizan para la **Valoración de Riesgos Ambientales**, que es la mejor tecnología disponible para valorar los efectos de la contaminación y, en la medida de lo posible, cuantificar las relaciones dosis-efecto (Pacini, 2008).

Dada la relevancia que tiene la protección de los suelos, actualmente se está trabajando en la elaboración de una futura **ley de residuos y suelos contaminados** a nivel nacional.

Respecto a la situación europea de suelos contaminados, "suelos que presentan un riesgo potencial significativo para la salud humana o el medioambiente", sólo en Europa occidental se han identificado más de 300.000 lugares potencialmente contaminados. El Programa Medioambiental para Europa exige la identificación de estos emplazamientos (European Commission, 2002, 2006a, b, c y d; EEA, 2007), pero debido a la dificultad,

## **Introducción**

---

tanto económica como reguladora, que presenta la caracterización de estos lugares, no todos los países de la Unión lo presentan (Bouma y Droogers, 2007; Rodrigues y cols., 2009a y b).

Así, la Comisión Europea ha elaborado recientemente un documento denominado el "**Libro Blanco**" (CEC, 2001) que versa sobre la responsabilidad medioambiental: "*Estrategia para la futura política en materia de sustancias y preparados químicos*", siendo uno de los puntos el de **Evaluación del Riesgo y de la Seguridad**, en el que se establece que las autoridades deben proceder a la evaluación del riesgo (Directiva 67/548/CEE y Reglamento CEE nº 793/93), ya que se trata del "método idóneo para evaluar la seguridad".

Asimismo, un punto de inflexión en la política medioambiental de la Unión Europea es la aprobación del Reglamento nº 1907/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo del 18 de diciembre de 2006, relativo al **Registro, la Evaluación, la Autorización y la Restricción de las sustancias y preparados químicos (REACH)**, que entró en vigor en todo el territorio comunitario el 1 de junio de 2007. Este Reglamento supone una reforma total del marco legislativo, cuyo principal objetivo es garantizar un alto nivel de protección de la salud humana y el medio ambiente. Así, introduce la obligación de efectuar un registro de todas las sustancias químicas que se comercializan dentro del territorio de la Unión Europea, no pudiéndose comercializar ninguna sustancia que no se encuentre registrada y evaluada.

## **2. - MONITORES DE CALIDAD AMBIENTAL**

Los métodos científicos para proteger la salud humana frente a la exposición a xenobióticos y sustancias químicas contaminantes son la **monitorización ambiental**, la cual cuantifica estas sustancias en las diferentes matrices ambientales: aire, agua, suelos, alimentos, etc., y la **biomonitorización humana**, que los determina en los diferentes fluidos y tejidos humanos (Angerer y cols., 2007; Schulz y cols., 2007a).

Se considera que la biomonitorización humana es un complemento de la monitorización ambiental, que no la reemplaza. Así, esta última es trascendental para poder identificar las fuentes de exposición con el fin de tomar las medidas adecuadas para minimizar las emisiones contaminantes (Angerer y cols., 2007).

### **2.1. - AIRE**

La contaminación antropogénica ha existido desde que el ser humano aprendió como hacer fuego, y ha aumentado rápidamente con la industrialización, urbanización, crecimiento económico y asociado al incremento en la demanda de energía (Katsouyanni, 2003; Kulshrestha y cols., 2009).

Contaminante atmosférico designa cualquier sustancia que, alterando el equilibrio y composición natural del aire, pueda causar o contribuir a: a) aumentar la mortalidad; b) incrementar la morbilidad de patologías moderadas-graves; c) presentar un riesgo actual o potencial para la salud humana (Capó, 2002; Moreno, 2003).

Los contaminantes que se encuentran en la atmósfera pueden estar en forma de gas, líquido o sólido (Capó, 2002).

#### **2.1.1. - Partículas**

Las dispersiones de partículas sólidas o líquidas en el aire se denominan **aerosoles**, caracterizándose, a diferencia con los gases y vapores, por el tamaño y su forma. Estas variables afectan al comportamiento del aerosol, provocando choques entre las mismas y el medio, influyendo en su sedimentación, dispersión, coagulación y propiedades ópticas del aerosol. Los aerosoles proceden de múltiples fuentes y están constituidos por partículas de tamaños muy variables (Kowalczyck y cols., 1978, 1982; Moreno, 2003).

## Introducción

---

Sus efectos tóxicos varían según el tamaño, forma y densidad de las partículas, su composición y propiedades químicas, la concentración en el aire y el tiempo de exposición.

Los aerosoles se clasifican atendiendo a su estado físico y el tamaño de las partículas que contienen, así como a su proceso de formación. Según la Organización Internacional del Trabajo (OIT, 2001), los aerosoles se clasifican en polvo, vapores, neblinas, smog, calina o calima, núcleos de condensación o *aitken*, humos y fibras.

Los aerosoles se depositan en el aparato respiratorio mediante: impacto directo o impactación, intercepción, sedimentación y difusión. Teniendo en cuenta estos mecanismos de deposición selectiva de partículas en el sistema respiratorio, se utiliza la siguiente clasificación en el campo de la contaminación atmosférica y de la higiene industrial:

1. Partículas: no se aspiran por la nariz o boca, y por consiguiente no presentan riesgo de inhalación.

2. Materia particulada inhalable o inspirable (MPI): pueden depositarse en algún lugar del tracto respiratorio y ser peligrosas. Su diámetro es inferior a 50  $\mu\text{m}$ .

3. Materia particulada torácica (MPT): formada por partículas que van a penetrar en la laringe, siendo peligrosas si se depositan en algún lugar del tórax (tráquea, bronquios, bronquiolos y alvéolos). Presentan un diámetro de inferior a 10  $\mu\text{m}$ .

4. Materia particulada respirable (MPR): formada por partículas con diámetro inferior a 2,5  $\mu\text{m}$  y que pueden penetrar en los bronquiolos terminales, pudiendo ser peligrosas si se depositan en la región de intercambio gaseoso de los gases de los pulmones.

En estudios medioambientales las fracciones de materia particulada (PM) que se emplean son las de diámetro aerodinámico inferior a 10 y 2,5  $\mu\text{m}$ , que se denominan  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2,5}$ , respectivamente, ya que pueden tener efectos a corto y largo plazo sobre la salud del ser humano, afectando a la morbilidad y a la mortalidad (Fang y cols., 1999; Künzli y cols., 2000; Künzli y Tager, 2000; Samet y cols., 2000a y b; Ezzati y Kammen, 2002; Protonotarios y cols., 2002; Katsovyanni, 2003; Peng y cols., 2005; Dominici y cols., 2006, 2007a y b; Lippmann y cols., 2006; Pope y Dockery, 2006; Cavallari y cols., 2008; Jalava y cols., 2009; Kulshrestha y cols., 2009; Ostro y cols., 2009; Zebrowska y Mankowski, 2010; Scheers y cols., 2011). Así, la Agencia de Protección Medioambiental de los EEUU



(Environmental Protection Agency of the USA, US EPA) adoptó en 1979 el  $PM_{10}$  como un indicador particular del ambiente con propósitos reguladores, y en el 2000 añadió el  $PM_{2.5}$ .

En relación con la política medioambiental de la Unión Europea, esta ha adoptado una Directiva (96/62/CE) de carácter general para la contaminación del aire, estableciendo la legislación sobre límites de inmisión de contaminantes en su Directiva 1999/30/CE, del 22 de abril de 1999, que establece los límites de inmisión de: dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, materia particulada y plomo.

El ordenamiento jurídico interno español traspone la Directiva 1999/30 de la UE mediante el Real Decreto 1073/2002, de 18 de octubre, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con: dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, partículas, plomo, benceno y monóxido de carbono.

### **2.2. - AGUA**

La fragilidad del medio acuático deriva, entre otras razones, de su elevado poder disolvente para una amplia gama de productos de desecho. Así, las aguas continentales, tanto superficiales como subterráneas, se convierten en el medio a través del cual se realiza el drenaje de restos de la degradación del medio, ocasionados bien por causas naturales, como son los productos de la erosión, la descomposición de los seres vivos, o por causas antropogénicas. Estos productos se degradan en el propio medio acuático de las aguas continentales, pero otros son transportados hasta la desembocadura del mar sin experimentar modificaciones sustanciales en su composición. Por ello, el mar y, en menor medida, los lagos o embalses, se convierten en depósitos de contaminantes de naturaleza diversa (Doménech, 1995; Capó, 2002).

La calidad del agua se asocia a los usos a los que se destina, pero no sólo referidos a los de uso doméstico, industrial o agrícola, sino también a cualquier otra utilidad que requiera el medio acuático para desenvolverse, como las recreativas, mantenimiento de los ecosistemas, etc., en el que cada uno lleva aparejada una determinada exigencia de calidad (López, 1997).

Así, el resultado de la contaminación del agua se manifiesta en una amplia variedad de aspectos, como son la pérdida de valor de uso, peligros para la salud, etc. (López y cols., 2008).

### **2.3.- SUELOS**

El suelo es un recurso natural que es parte integrante de los ecosistemas. Los principales componentes del suelo son las partículas minerales, el residuo orgánico, los sistemas biológicos, el agua y los gases (Plant y cols., 2001; Li y Feng, 2010).

Funciona como un sistema abierto y complejo, autoorganizativo, estructural y polifuncional. Se comporta como un filtro a través del cual se regulan los flujos de energía y materia, por lo que cualquier tipo de impacto que incida en él, tendrá repercusiones a corto o medio plazo en la biota, la atmósfera y aguas subterráneas, así como en la salud humana (van Straalen, 2002; European Commission, 2006c; Rodrigues y cols., 2009a y b).

La importancia del suelo reside en que es un medio multifuncional, además de constituir la base del 90% de los alimentos para consumo humano, forraje, fibra y combustible, ofrece también servicios que van más allá de las funciones productivas (van Straalen, 2002).

Esta importancia se ha puesto de manifiesto en los últimos años en las políticas ambientales a nivel mundial, como consecuencia de su consideración como parte integrante de los procesos que se desarrollan en los ecosistemas (European Commission, 2002, 2006b y c; Rodrigues y cols., 2009a y b; Dao y cols., 2010; Malik y cols., 2010). Así, la Unión Europea, ha desarrollado una nueva propuesta legislativa "Soil Framework Directive" (European Commission, 2006c), que es la elaboración estatutaria o legal de la Estrategia Temática de Protección del Suelo (European Commission, 2002, 2006b). Esta Estrategia reconoce explícitamente la importancia de la prevención de la degradación de los suelos.

La **definición de suelo** recogida en el reciente R.D. 9/2005 es "la capa superior de la corteza terrestre, situada entre el lecho rocoso y la superficie, compuesto por partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos y que constituye la interfaz entre la tierra, el aire y el agua, lo que confiere capacidad de desempeñar tanto funciones naturales como de uso. No tendrán tal consideración aquellos permanentemente cubiertos por una lámina de agua superficial".

La formación del suelo, es un proceso dinámico y muy lento, que nace y evoluciona bajo la acción de los "factores activos" del medio, el clima y la vegetación. Por otro lado, el suelo no es renovable siendo, por tanto, un recurso limitado. Así, cada uno de los tipos de suelo desempeña funciones diferentes con un grado distinto de vulnerabilidad.

Constituye la dimensión espacial del desarrollo de los asentamientos humanos: construcción de viviendas y otras infraestructuras, instalaciones recreativas y enclaves para la eliminación de residuos. También proporciona materias primas tan importantes como el agua, minerales y los propios materiales de construcción. Además, el suelo es una parte esencial del paisaje, conserva los restos de nuestro pasado y es, en si mismo, un elemento fundamental del patrimonio cultural de la humanidad (van Kamp y cols., 2003).

Al presentar una elevada capacidad de amortiguamiento, y debido a su resiliencia y su capacidad de filtrar y absorber sustancias contaminantes, hacen que los daños no se perciban hasta una fase muy avanzada, por lo que no se ha fomentado la protección del suelo en la misma medida que la protección del aire y agua (van Straalen, 2002; Rodrigues y cols., 2009a y b). En la actualidad se ven con más claridad los signos e impactos, requiriendo medidas de respuesta, tanto correctoras como preventivas, para no legar el problema a las generaciones futuras (European Commission, 2006b y c).

Otro factor que afecta al suelo es el cambio climático, ya que incrementa la degradación de este. Al degradarse se pierde la materia orgánica y, con ella, el carbono orgánico, de modo que el suelo pierde la capacidad para secuestrar el carbono atmosférico.

La salud del suelo se degrada por causas externas como el viento, erosión, pérdida de la materia orgánica, salinización, rotura de la estructura del suelo y contaminación química (European Commission, 2006c).

Según el R.D. 9/2005, se entiende por **suelo contaminado** "aquel cuyas características han sido alteradas negativamente por la presencia de componentes químicos de carácter peligroso de origen humano, en concentración tal que comporte un riesgo inaceptable para la salud humana o el medio ambiente, y así se haya declarado mediante resolución expresa".

En determinadas zonas restringidas la contaminación es elevada: es el caso de zonas urbanas y complejos industriales (Bak y cols., 1997; Gzyl, 1997; Madrid y cols., 2002, 2006; Li y cols., 2004; Aelion y cols., 2008; 2009; Leake y cols., 2009; Gong y cols., 2010; Li y Feng, 2010). Esta **contaminación puede tener un origen tanto difuso como localizado**, y es de reciente aparición (Chen y cols., 2005; European Commission, 2006b; Morillo y cols., 2007; Jensen y cols., 2009).

## **Introducción**

---

Aunque se han reducido las emisiones y se ha limitado el uso de algunas sustancias peligrosas, sobre todo gracias a la aplicación de medidas políticas, los beneficios se ven contrarrestados por el aumento general de la actividad económica.

Las principales causas de contaminación edáfica son la deposición atmosférica, el uso excesivo de sustancias agroquímicas, la irrigación con aguas residuales y aplicación de lodos, las fugas durante procesos industriales y la inadecuada eliminación de residuos (Nriagu y Pacyna, 1988; Schalscha y Ahumada, 1998; McGrath y cols., 2001; Devaney y cols., 2008; Hovmand y cols., 2008; Lone y cols., 2008; Rodrigues y cols., 2009a y b; Sun y cols., 2008). En ambientes urbanos, las mayores fuentes de emisión de elementos traza son las plantas industriales, estaciones de energía, sistemas de calefacción doméstico y vehículos (Chen y cols., 2010b; Papa y cols., 2010).

Entre los contaminantes químicos más importantes se incluyen los metales, especialmente arsénico, cadmio, cromo, plomo, mercurio y níquel, los pesticidas, los diferentes compuestos orgánicos (hidrocarburos aromáticos policíclicos, hidrocarburos clorados y halogenados, bifenilos policlorados y dioxinas) y los radionúclidos artificiales (EEA, 2007; Domingo y Nadal, 2009).

De acuerdo con la Agencia Medioambiental Europea (European Environment Agency, EEA), se han descrito 250.000 suelos contaminados en los 32 países que forman actualmente la Unión Europea, mayoritariamente por metales y aceites minerales (EEA, 2007).

La calidad de los suelos y, especialmente, sus grados de polución, afectan de muchos modos diferentes a la salud del ser humano y del ecosistema (Bitjukova y cols., 2000; Romić y Romić, 2003; Madrid y cols., 2006; Chen, 2007; Kim y cols., 2008; Lone y cols., 2008; Thornton y cols., 2008; Poggio y cols., 2009; Yang y cols., 2009; Chen y cols., 2010b; Malik y cols., 2010; Zhang y cols., 2010). Esto es debido fundamentalmente a que los contaminantes depositados en el mismo tienen **diferentes vías de entrada en el organismo humano** (Madrid y cols., 2006; 2008; Ajmone-Marsan y cols., 2008; Carr y cols., 2008; Morton-Bermea y cols., 2009; Dao y cols., 2010): la ingestión de suelos (Calabrese y cols., 1997; Lu y cols., 2010; Rovira y cols., 2010a, b, c), la ingestión directa o intencionada, también denominada pica o geofagia (Sheppard, 1997), la inhalación de polvos y/o suelos resuspendidos en la atmósfera, la absorción dérmica (Denison y Silbergeld, 1988; Stern y cols., 1989; Levin y cols., 1991; Paustenbach y cols., 1991; Blanchet y cols., 1994; Mielke y

Reagan, 1998; Boyd y cols., 1999; Mielke y cols., 1999; Thornton y cols., 2008; Rovira y cols., 2010a, b, c), o el consumo de vegetales y otros alimentos (Hough y cols., 2004; Thornton y cols., 2008; Passuello y cols., 2010).

Respecto al suelo como **monitor**, de forma general, el contenido de metales en plantas y suelos han sido utilizados como matrices acumulativas de exposición a corto y largo plazo, respectivamente, a contaminantes ambientales (Goodman y Roberts, 1971; Albasel y Cottenie, 1985; Alegría y cols., 1991; Alfani y cols., 1996; Schuhmacher y cols., 1996b, 2000, 2002, 2003, 2009; Meneses y cols., 1999; Nadal y cols., 2004, 2005b; Li y cols., 2006; Yang y cols., 2009; Rovira y cols., 2010a, b, c). De esta forma, se consideran buenos indicadores de la contaminación por elementos traza en ambientes urbanos los suelos muestreados en la zona superficial de dichas áreas (Odewande y Abimbola, 2008; Yesilonis y cols., 2008; Lu y cols., 2009b; Massas y cols., 2009; Yang y cols., 2009; Zhang y cols., 2010), así como el polvo de las carreteras (Nageotte y Day, 1998; Charlesworth y cols., 2003; Sutherland, 2003; Anagnostopoulou y Day, 2006; Duzgoren-Aydin, 2007; Lu y cols., 2009a; Chen y cols., 2010b),

Como se ha comentado anteriormente, el interés de los gobiernos europeos sobre los problemas del suelo se relaciona en general con pérdidas económicas y con riesgos medioambientales, conocidos y locales, y tienen por objetivo prioritario la protección del suelo (European Commission, 2002, 2006a y b; EEA, 2007). No obstante, la población todavía infravalora el riesgo o el coste real de vivir en una zona amenazada (ya resida cerca de un vertedero o de una fábrica que libere sustancias cancerígenas, ya viva en una zona expuesta a riesgos naturales como las inundaciones, corrimientos de tierra o radiación natural).

En este sentido, la US EPA (2001) estima que sólo una de cada veinte personas que vive en una zona con riesgo de inundaciones se toma la situación lo suficientemente en serio como para prepararse a si mismos, a sus familias y hogares antes de que se produzca una posible catástrofe.

En la mayoría de los casos esto se debe, en parte, a razones psicológicas y al hecho de que los efectos sobre la salud humana y los ecosistemas suelen tardar en aparecer. Cuando los impactos se hacen evidentes, por lo general es difícil establecer una relación clara entre causas y efectos. Además, los impactos de la degradación del suelo se muestran con frecuencia indirectamente como, por ejemplo, la contaminación de aguas subterráneas.

Con todo, la concienciación de la opinión pública va en aumento (Chen y cols., 1997; Chen, 2007). Las catástrofes recientes, como el vertido de Aznalcóllar (Sevilla) en nuestro país (Pain y cols., 2003; Taggart y cols., 2004; Vázquez y cols., 2006; Sánchez-Chardi, 2007), han contribuido a que la población sea más consciente de que es necesario un uso más racional y una protección más eficaz del suelo y de los recursos edáficos. En los medios de comunicación, se han identificado con claridad las causas de estos desastres que se derivan de la rivalidad por los usos de la tierra al concentrarse la población y las actividades en pequeñas zonas, y no sólo de las amenazas naturales.

Además, las Administraciones Públicas, Organizaciones no gubernamentales y algunas empresas privadas, como las compañías de seguros, empiezan a tener instrumentos más eficaces para informar a la población en general.

### **2.4. - VEGETACIÓN**

La monitorización de metales y metaloides en los vegetales es una forma válida de evaluar el impacto que sobre el medio ambiente y sobre los seres vivos produce la contaminación en general (Capannesi y cols., 1988; Hutton y cols., 1988; Bache y cols., 1991; Keller y cols., 1994; Klumpp y cols., 1994, 2003; Berthelsen y cols., 1995; Djingova y cols., 2003; Cui y cols., 2004; Xiao y cols., 2004a; Lesniewska y cols., 2004; Nabulo y cols., 2006; Calzoni y cols., 2007; Abril y cols., 2008; Tomasević y cols., 2008; Moreno-Jiménez y cols., 2009; Rovira y cols., 2010c). Este hecho se debe a que los elementos traza pueden bioacumularse en plantas y pasar al ser humano a través de la cadena alimentaria (Frink, 1996; Abrahams, 2002; Cui y cols., 2004; Madrid y cols., 2004; Xiao y cols., 2004a; Lesniewska y cols., 2004; Komárek y cols., 2007; Abril y cols., 2008; Sankaran y Ebbs, 2008; Shi y cols., 2008; Zhuang y cols., 2010).

Por ejemplo, la comunidad científica acepta que los musgos (division *Bryophyta*) y líquenes, se pueden emplear para la monitorización de la contaminación por metales, radionucleidos y compuestos orgánicos, ya que reflejan la contaminación ambiental (Blanuša y cols., 1999; Nimis y cols., 2002; Ötvös y cols., 2004; Fernández y cols., 2007; Dragović y cols., 2007, 2007; Dragović y Mihailović, 2009).

No obstante, no todo el metal depositado sobre la superficie del suelo o sobre las plantas está en disposición de ser utilizado o de acumularse en ellas, ya que la biodisponibilidad no es del 100%.

Así, la absorción de los elementos traza presentes en los suelos y su posterior traslocación a la parte comestible de la planta dependería de diferentes factores como, por ejemplo, el genotipo del vegetal (Zarcinas y cols., 2004) y la afinidad geoquímica del mineral (Xiao y cols., 2004a y b).

### **3. - FUENTES DE EXPOSICIÓN HUMANA**

La exposición a un contaminante es el contacto de una población o individuo con un agente químico o físico, y su magnitud se determina estimando la cantidad del agente que está presente en la superficie de contacto durante un período de tiempo especificado.

Los contaminantes, una vez absorbidos por el cuerpo humano, son distribuidos por la sangre, pudiéndose acumular en diferentes órganos y tejidos, y entonces ocasionar una patología. Debido a esto, es sumamente importante la realización de estudios de contaminación medioambiental, así como el establecimiento de posibles rutas de exposición.

La ruta de exposición viene definida como el camino que sigue un agente químico en el medioambiente, desde el lugar donde se emite hasta que llega a establecer contacto con la población o individuo expuesto. Por tanto describe la relación que existe entre las fuentes y los receptores.

Así, una ruta de exposición completa es aquella que considera las fuentes y mecanismos de emisión de tóxicos, el medio/os de retención y/o transporte, el punto de contacto potencial entre el medio contaminado y los individuos y las vías de ingreso al organismo.

La **Toxicología Ambiental** considera como vías de ingreso o exposición, el mecanismo por medio del cual el tóxico entra en el organismo: **la ingestión, la inhalación y el contacto dérmico.**



#### **4. - BIOMONITORES DE EXPOSICIÓN HUMANA**

En Salud Ocupacional y Medioambiental, la monitorización biológica humana o biomonitorización de niveles de contaminantes en los tejidos, órganos y fluidos humanos, se utiliza para una estimación mejor de la exposición por múltiples fuentes y rutas. Dicha monitorización va a proporcionar información sobre el total de exposición a sustancias tóxicas, es decir, la suma de todas las vías de exposición a un contaminante dado (Seifert y cols., 2000; Capó, 2002; Polkowska y cols., 2004; Brettell y cols., 2005; Angerer y cols., 2007; Schulz y cols., 2007a; Bernard, 2008; Manno y cols., 2010; Olmedo y cols., 2010).

La eficacia de la monitorización biológica humana se ha puesto de manifiesto, por ejemplo, en la reducción y eliminación del plomo en las gasolinas (Angerer y cols., 2007), así como la prohibición de compuestos organoclorados, como el dicloro difenil tricloroetano (DDT) o los bifenilos policlorados (PCB) (Schulz y cols., 2007a y b; Wilhelm y cols., 2007; Wittsiepe y cols., 2000, 2007).

Por tanto, la monitorización biológica humana es una herramienta actual en políticas de salud pública, medicina medioambiental y en la ciencia en general (NRC, 2006; Angerer y cols., 2007; Au, 2007; Manno y cols., 2010; Olmedo y cols., 2010). Esta herramienta además presenta una tremenda utilidad en la estimación de la exposición y riesgo, para la prevención de la salud y, por tanto, para el desarrollo de políticas preventivas y manejo del riesgo (Angerer y cols., 2007; Manno y cols., 2010; Olmedo y cols., 2010). En este sentido, actualmente en Madrid, se ha realizado un estudio para valorar la posibilidad de poner en marcha un sistema de vigilancia de exposición a contaminantes ambientales utilizando diversos biomarcadores: sangre, orina, placenta, leche materna y pelo de recién nacido (Aragonés y cols., 2008).

Para que la interpretación de los resultados de la biomonitorización sea lo más real posible, es determinante la comparación de éstos resultados con una escala de referencia. Esta escala, o valores de referencia, puede ser obtenida a través del estudio de una población que puede ser representativa del total de la población o de colectivos específicos (Kowal y cols., 1979; Seifert y cols., 2000).

Por ello, el establecimiento de los valores de referencia a través del estudio de los niveles de los contaminantes en los fluidos y tejidos humanos de una población saludable, población no expuesta laboralmente o población "normal", es fundamental para la prevención de posibles enfermedades. Así, las posibles patologías podrían ser debidas tanto

a la presencia de elementos tóxicos como a la deficiencia de elementos esenciales (Beneš y cols., 2003).

### 4.1.- CABELLO

Se ha demostrado que el cabello es una matriz adecuada para la biomonitorización de la exposición a contaminantes en mamíferos y en el ser humano (Pragst y Balikova, 2006; Wang y cols., 2008; Drolet-Vives y cols., 2009; Vermeulen y cols., 2009; Lemos y de Carvalho, 2010). Por ello, el análisis de la concentración de elementos traza en el cabello humano ha aumentado significativamente en la investigación antropológica, como un **posible indicador del estado nutricional y de la salud de la población** (Valkovic y Limic, 1987; Srikumar y cols., 1992; Foo y cols., 1993; Contiero y Folin, 1994; Ali y cols., 1997; Druyan y cols., 1998; Memon y cols., 2007; Afridi y cols., 2008a y b; González-Muñoz y cols., 2008; Rodrigues y cols., 2008), así como a la **exposición medioambiental** (Hammer y cols., 1971; Schuhmacher y cols., 1991, 1993, 1996a; Al-Hashimi y cols., 1992; Cortes y cols., 1993; Batzevich, 1995; Bencko, 1995; Kuangfei y cols., 1999; Nowak y Chmielnicka, 2000; Wilhelm y cols., 2002; Beneš y cols., 2003; Harkins y Susten, 2003; Bartell y cols., 2004; Nadal y cols., 2005a; Boumba y cols., 2006; Amaral y cols., 2008; Hussein y cols., 2008; Liu y cols., 2008; Sanna y cols., 2008; Wang y cols., 2008; Ferré-Huguet y cols., 2009; Muikku y cols., 2009; Lemos y de Carvalho, 2010), y **exposición ocupacional** (Randall y Gibson, 1992; Morton y cols., 2004; Strumylaite y cols., 2004; Cespón-Romero y Yebra-Biurrun, 2007; Zolfaghari y cols., 2007; Cowan y cols., 2009; Wang y cols., 2009).

Además, no sólo el cabello se ha señalado como un biomonitor útil, sino también el de otras localizaciones, como el vello axilar, en estudios de exposición ocupacional a metales (Olmedo y cols., 2010).

Esto es debido a que el cabello constituye un **órgano de excreción menor** para metales y metaloides (Sukumar, 2002). Sin embargo, existe controversia en la comunidad científica con respecto al uso del cabello como biomarcador de elementos traza (Ellis y cols., 1981; Tracqui y cols., 1994; Wilhelm e Idel, 1996; Liu y cols., 2001; Wilhelm y cols., 2002; Barbosa y cols., 2005; Gibson y cols., 2008; Bergdahl y Skerfving, 2008; González-Muñoz y cols., 2008; Rodrigues y cols., 2008), y, en especial, a nivel de monitorización de un individuo.

Las discrepancias entre los diferentes autores surgen debido a: i) la carencia de valores límites biológicos "normales" o de referencia (Kilic y cols., 2004; Barbosa y cols., 2005; Kordas y cols., 2010), ii) la falta de correlación con otros biomarcadores (Strumylaite y cols., 2004; Rodrigues y cols., 2008; Kordas y cols., 2010), iii) la carencia de conocimiento científico sobre la cinética de incorporación de los elementos traza en el cabello así como la falta de datos epidemiológicos que expliquen los posibles efectos derivados de estos sobre la salud humana (ATSDR, 2001; Seidel y cols., 2001; Harkins y Susten, 2003; Rodrigues y cols., 2008; Kordas y cols., 2010), y que iv) a diferencia con otros tejidos, el cabello presenta mayor riesgo de contaminación ambiental exógena, fundamentalmente por deposiciones de sebo, sudor y contaminantes en suspensión, así como residuos de productos cosméticos y/o farmacéuticos, que van a dificultar la diferenciación entre la deposición endógena de la exógena (Caroli y cols., 1994; Miekeley y cols., 1998; Nowak y Chmielnicka, 2000; ATSDR, 2001; Steindel y Howanitz, 2001; Wilhelm y cols., 2002; Frisch y Schwartz, 2002; Morton y cols., 2002; Agusa y cols., 2005, 2007; Kempson y Skinner, 2005; Martin y cols., 2005; Hoelzle y cols., 2008; Rodrigues y cols., 2008; Tsanaclis y Wicks, 2008; Vermeulen y cols., 2009).

A pesar de estas limitaciones, se ha considerado al cabello como una buena herramienta de investigación para estimar la exposición ambiental y como paso previo de estudios más extensos y costosos (Bozsai, 1992; Masters, 2003; Pereira y cols., 2004; Hussein y cols., 2008; Liu y cols., 2008; Sanna y cols., 2008; Lemos y de Carvalho, 2010).

Algunos autores han apuntado que el cabello es un material apropiado para la monitorización biológica de arsénico, cadmio, cromo, mercurio y plomo (Jenkis, 1979), así como bioindicador de exposición a elementos traza pertenecientes al grupo de las "tierras raras" del sistema periódico (Tong y cols., 2004). Así, se ha evaluado la exposición ambiental a arsénico (Koons y Peters, 1994; Hinwood y cols., 2003), cadmio (Lemos y de Carvalho, 2010), plomo (Chłopicka y cols., 1998; Nowak, 1996; Furman y Laleli, 2000; Sanna y cols., 2008), mercurio (NRC, 2000; Bartell y cols., 2004; Li y cols., 2008; Liu y cols., 2008), manganeso (Foo y cols., 1993), y uranio (Muikku y cols., 2009), así como la exposición ocupacional a cadmio (Cespón-Romero y Yebra-Biurrun, 2007), mercurio (Morton y cols., 2004; Zolfaghari y cols., 2007), plomo (Strumylaite y cols., 2004; Cespón-Romero y Yebra-Biurrun, 2007), manganeso (Foo y cols., 1993; Cowan y cols., 2009), y la exposición alimentaria a mercurio (Agusa y cols., 2005; Dórea y cols., 2005; Weihe y cols., 2005; Debes y cols., 2006; Rojas y cols., 2007; Li y cols., 2008; Tsuchiya y cols., 2008).

## **Introducción**

---

El cabello también se ha empleado en estudios de monitorización de tratamientos médicos (Wilkins and cols., 1999; Nicolis y cols., 2000), y para estimar el uso/abuso de un amplio espectro de drogas y sus metabolitos en un sólo cabello del individuo: cocaína, opiáceos, anfetaminas, benzodiazepinas, ketamina y cannabinoides (Boumba y cols., 2006; Pragst y Balikova, 2006; Curtis y Greenberg, 2008; Moore y cols., 2008; Stramesi y cols., 2008; Wu y cols., 2008; Merola y cols., 2010; Wada y cols., 2010).

Además, recientemente, Paul y cols. (2008) y Pragst y cols. (2010), han descrito que también se podría emplear el cabello para determinar el consumo de alcohol a través del análisis del metabolito etil-glucurónido.

Asimismo, esta matriz se ha utilizado también en estudios de diagnóstico clínico, y en investigaciones arqueológicas y forenses (Capel y cols., 1981; Klevay y cols., 1987; Aharoni y Tesler, 1992; Ali y cols., 1997; Borella y cols., 1997; Krejpcio y cols., 1997; Hindmarsh y cols., 1999; Palmeri y cols., 2000; Seidel y cols., 2001; Daniel III y cols., 2004; Kilic y cols., 2004; Kintz, 2004; Kintz y cols., 2006; Wiltshire, 2006; Song y cols., 2007; Wilson y cols., 2007; Afridi y cols., 2008a y b; Moore y cols., 2008; Petersen y cols., 2008; Egeland y cols., 2009; Chèze y cols., 2010; Harrison y cols., 2010).

El análisis de elementos traza en cabello tiene una serie de ventajas indiscutibles frente a otras muestras biológicas: la toma de la muestra es no invasiva, sin trauma para el individuo, fácil de recoger y almacenar, y de bajo coste. Se trata también de una material inerte, que puede ser almacenado por largos periodos de tiempo, y por tanto, utilizarse para un posterior re-análisis. Asimismo, es capaz de reflejar exposiciones prolongadas en el tiempo, y es una matriz que presenta normalmente mayores niveles de elementos traza que la orina o sangre, lo que lo hace más sensible desde el punto de vista de análisis elemental (Okamoto y cols., 1985; Dörner, 1988; IAEA, 1994; Hauser y cols., 1999; Kruse-Jarres, 2000; Wenning, 2000; ATSDR, 2001; Barbosa y cols., 2005; Pragst y Balikova, 2006; Karaszewski y cols., 2007; Lozano y cols., 2007; Sanna y cols., 2008; Unkiewicz-Winiarczyk y cols., 2010). Además, el cabello permanece ajeno a los procesos metabólicos que tienen lugar en el organismo (Sharma y cols., 2004).

Otra particularidad de este biomonitor, es que se puede repetir el muestreo en periodos cortos de tiempos razonables, sin riesgo de una negativa por parte de los sujetos sometidos a estudio, especialmente en bebés y niños (Sanna y cols., 2003; Afridi y cols., 2006; Lozano y cols., 2007; Kordas y cols., 2010).

Por todo ello, el cabello constituye una de las muestras biológicas más idóneas para evaluar y estimar la exposición a contaminantes en comunidades, o para realizar una monitorización continua de la población expuesta a contaminantes, especialmente preescolar y escolar, grupos de población que son más sensibles y vulnerables a la contaminación ambiental (Harvey y cols., 1985; Calabrese y cols., 1997; Mielke y cols., 1999; Yáñez y cols., 2003; Ortega García y cols., 2005; Ljung y cols., 2006b, 2007; Madrid y cols., 2006, 2008; Ajmone-Marsan y cols., 2008; Bao y cols., 2009; Demetriades y cols., 2010; Gbepa y cols., 2010). Esta vulnerabilidad se refleja en que más del 40% del global de enfermedades atribuidas a los factores de riesgo medioambientales, recaen sobre los menores de 5 años, que sólo representan el 10% de la población general (United Nations Reports, 2002).

De hecho, el cabello ha sido descrito como un indicador biológico muy importante para este tipo de análisis, ya que podría revelar información retrospectiva sobre una exposición crónica medioambiental a elementos traza por parte del individuo (Bencko, 1995; Frery y cols., 1993; Saad y Hassanién, 2001; Martín y cols., 2005). Además, se puede emplear para estimar si un individuo ha sufrido una intoxicación aguda por alguno de estos contaminantes. Así, por ejemplo, se ha deducido que Napoleón sufrió una intoxicación aguda por arsénico, a través de la determinación de este metaloide en su cabello (Pankhurst y Pate, 1979), diagnóstico que ha sido recientemente confirmado por su re-análisis en cabellos y la determinación de la presencia de mercurio y antimonio, ya que éste utilizaba frecuentemente tratamientos basados en estos elementos (Kintz y cols., 2006). Estos estudios sugieren que el cabello podría utilizarse como un biomarcador, incluso en muestras de cabello antiguas.

Recientemente, se ha demostrado, que el análisis del cabello podría ser una herramienta prometedora para la investigación clínica y diagnóstica de diversas enfermedades en el ser humano. Esta hipótesis, propuesta por diversos autores, surge al relacionar posibles deficiencias o excesos de elementos esenciales en el cabello con diversas enfermedades (Howell y cols., 2000; Miekeley y cols., 2001; Lech, 2002 a y b; Kilic y cols., 2004; Guo y cols., 2007; Karaszewski y cols., 2007; Pasha y cols., 2007; Song y cols., 2007; Afridi y cols., 2008b; Kazi y cols., 2008b; Taneja y Mandal, 2008; Shah y cols., 2010), así como elementos potencialmente tóxicos y/o carcinogénicos: arsénico, cadmio y plomo, con las mismas (Afridi y cols., 2008a; Kazi y cols., 2008a).

## ***Introducción***

---

En este sentido, Kilic y cols. (2004), han encontrado niveles significativamente superiores de cromo e inferiores de manganeso en cabellos de mujeres que sufren cáncer de pecho de estadio III con respecto a mujeres control negativo. Por su parte, Memon y cols. (2007) han observado niveles de zinc significativamente menores en cabellos de mujeres que padecían un cáncer de pecho respecto a un grupo control. Asimismo, Kazi y cols. (2008a), han llevado a cabo un estudio sobre población masculina residente en la ciudad de Pakistán, que ha revelado que la presencia de cadmio es significativamente superior en sangre y cabello de población con cáncer de pulmón.

Además, Lech (2002a y b), ha relacionado niveles muy bajos en el ratio de magnesio/plomo en cabellos de niños que sufren alguna patología neurológica o un desorden del sistema osteomuscular frente a niños sanos. Afridi y cols. (2008a), han observado niveles significativamente superiores de arsénico, cadmio y plomo en el cabello de 238 pacientes de Diabetes Mellitus Tipo-2 de 31-60 años frente a un grupo control, así como concentraciones significativamente menores de cromo, manganeso y zinc en 257 muestras de cabellos de diabéticos que padecen Diabetes Mellitus Tipo-2 de 45-75 años (Kazi y cols., 2008b).

Por su parte, Shah y cols. (2010), han señalado que deficiencias en el contenido de elementos minerales esenciales y elevadas concentraciones de metales tóxicos en los cabellos de niños podrían tener un rol en el desarrollo de anemia en niños. Así, estos autores han encontrado que la presencia de hierro, cobre y zinc, ha sido significativamente menor, mientras que los niveles de cadmio y plomo, han mostrado ser significativamente mayores, en los cabellos de niños de 1-5 años y de 6-10 años, frente a sus respectivos controles saludables.

Para utilizar el cabello como una matriz en estudios de biomonitorización de metales y metaloides, hay que tener en cuenta los diferentes factores que van a modificar los niveles de estos contaminantes en el cabello humano (Sturaro y cols., 1994; Pesch y cols., 2002; Wilhelm y cols., 2002; Razagui y Ghribi, 2005; Gibson y cols., 2008). Según Sukumar (2002), se distribuyen en **cuatro grupos de factores**:

1. **Biológicos**: tipo y localización del pelo en el cuerpo, color, estructura, etc.
2. **Demográficos**: edad, sexo, dieta, hábitos, etc.
3. **Medioambientales**: región y lugar de residencia, distancia del foco de contaminación, naturaleza del suelo, duración y tiempo de la exposición, etc.
4. **Metodológicos**: la metodología empleada en el análisis.

Por tanto, la variación de los niveles de estos contaminantes en el cabello de la población general, residente en el mismo entorno, podría señalar una influencia de la fuente de contaminación (Caprio y cols., 1974; Dissanayake y cols., 1984; Cortes y cols., 1993; Sukumar, 2002; Nadal y cols., 2005a; Sanna y cols., 2008).

Como se ha mencionado anteriormente, uno de los grupos de población más sensibles a la contaminación por metales y metaloides, en general, son los niños (Schuhmacher y cols., 1991, 1993; Madrid y cols., 2006; Bao y cols., 2009). En ellos, se considera el cabello como un buen indicador de exposición a la contaminación del medio ambiente, ya que éstos no emplean tratamientos capilares especiales, excepto esporádicamente, y además, pasan más tiempo en el exterior de sus hogares (Schuhmacher y cols., 1991, 1993).

Así mismo, la estandarización del método evita las posibles desventajas del análisis del cabello, como puede ser la influencia de la edad, sexo, lugar de residencia, así como posibles contaminaciones de las muestras con polvo, etc. (Zakrgynska-Fontaine y cols., 1998; Senofonte y cols., 2000; Sukumar, 2002).

### **5. - METALES Y METALOIDES**

A diferencia de otros contaminantes que afectan al medio ambiente, los metales son elementos que el hombre ni crea ni destruye, sino que los introduce en el medio como consecuencia de las diferentes actividades antropológicas, de forma directa o alterada química o biológicamente.

Estas sustancias se encuentran sujetas de forma natural a ciclos biogeoquímicos, que determinan su presencia y concentración en el medio ambiente: suelos, aguas, aire y seres vivos. La intervención humana puede modificar considerablemente la concentración de los metales y metaloides en estos compartimentos, y facilitar su distribución a partir de las reservas naturales de estos elementos.

Desde el punto de vista toxicológico, su trascendencia es enorme presentando una acusada multiplicidad de efectos tóxicos. Su condición inorgánica y la extensión de sus usos industriales y domésticos los hace persistentes y ubicuos en el medio ambiente (Poggio y cols., 2009). Hay que tener en cuenta que la especie química concreta del metal influye en la toxicocinética y en sus efectos tóxicos en el ser vivo (Kabata-Pendias y Pendias, 2001; Wong y cols., 2006).

#### **5.1. - PRESENCIA MEDIOAMBIENTAL Y TOXICOLOGÍA DE LOS METALES Y METALOIDES**

Los metales y metaloides, elementos traza, juegan un papel importante en los seres vivos: unas veces por ser parte fundamental de las funciones fisiológicas de los mismos y otras, por actuar como potentes tóxicos. De este modo, algunos son oligoelementos, es decir, imprescindibles para el mantenimiento de los sistemas bioquímicos de todos los individuos: manganeso, cromo, zinc, cobre, etc. Otros, por el contrario, no han sido incluidos en esta categoría hasta la fecha, aunque suelen encontrarse en pequeñas cantidades en los seres vivos ya que están ampliamente distribuidos en la corteza terrestre: plomo, níquel, vanadio, mercurio, cadmio, etc.

A pesar de que algunos de los metales de interés industrial como el hierro, el manganeso, el molibdeno, el cobre, el cromo, el cobalto, el zinc, etc., son también oligoelementos esenciales para la vida, si se sobrepasan determinadas concentraciones de



los mismos, dan lugar a una patología tóxica (Anderson y cols., 1993; Katz y Salem, 1993; Chang, 1996; Goyer, 1996; Yaman y Akdeniz, 2004; Davydova, 2005; Aelion y cols., 2008).

Actualmente los efectos tóxicos de los elementos traza de mayor incidencia medioambiental están bien descritos, no así su esencialidad. Así, algunos autores han apuntado que existen evidencias de que el aluminio, manganeso, níquel y vanadio podrían servir como nutrientes esenciales en algunas funciones biológicas (Barceloux, 1999; Trumbo y cols., 2001; Rehder, 2003; Mochizuki y cols., 2010).

Dado su carácter acumulativo y de permanencia se encuentran, no sólo en diversos compartimentos medioambientales, sino también en el organismo humano. Emisiones prolongadas, aunque sean a niveles bajos, pueden incrementar sustancialmente los niveles de metales y metaloides en el hombre. Un ejemplo bien conocido, es la gran relación existente entre las emisiones de plomo por parte de los vehículos que utilizan gasolinas que incorporan este elemento y los niveles tisulares del plomo en la población en general (Landrigan, 1982; Migon y cols., 1994; Wilhelm y cols., 2002; Salameh y cols., 2008).

Independientemente de la concentración de estos compuestos en la naturaleza, la actividad humana y, concretamente, los procesos industriales y los usos domésticos son, sin lugar a duda, las mayores fuentes de contaminación ambiental por elementos traza (Nriagu, 1988; Nriagu y Pacina, 1988; Adriano, 2001; Jung, 2001; Rivai, 2001; Kim y cols., 2005; Lee y cols., 2005; Diawara y cols., 2006; Sipter y cols., 2008). Así, la emisión de vehículos, incineradoras, residuos industriales, deposición de polvo atmosférico y otras actividades han incrementado de forma significativa el contenido de metales y metaloides en el medioambiente (Kuang y cols., 2004; Hashisho y El-Fadel, 2004; Zimmermann y Sures, 2004; Banat y cols., 2005).

A pesar de que habitualmente la fuente más importante de exposición a estas sustancias es de carácter ocupacional (Mari y cols., 2008, 2009a; Salameh y cols., 2008), la gran difusión de estos elementos hace que la población general esté expuesta a través de diferentes fuentes tales como el aire, el agua, el suelo, y/o alimentos.

Por otro lado, aunque los niveles de elementos traza en el medio raramente producen morbilidad o muerte en la población en general, la exposición continuada a niveles bajos de elementos tales como arsénico, cadmio, mercurio, manganeso o plomo se ha asociado con un abanico de efectos tóxicos (Christensen, 1995; Chang, 1996; Coon y cols., 2006; Bowler y cols., 2007; Mudipalli, 2007; Jomova y cols., 2011). Así, por ejemplo, se ha observado que la

## **Introducción**

---

contaminación medioambiental por cadmio tiene un efecto negativo sobre la salud de los residentes cercanos a fundiciones (Nordberg y cols., 1997; Watanabe y cols., 2000; Jin y cols., 2002).

Además, se sabe que la acumulación de metales en la cadena alimentaria tiene un efecto significativo en la salud humana a largo plazo (Kabata-Pendias y Pendias, 1992; Romic y Romic, 2003; Cui y cols., 2004; Finster y cols., 2004; Wang y cols., 2004 y 2005; Sipter y cols., 2008; Mozaffarian, 2009; Poggio y cols., 2009; Zhuang y cols., 2009).

Aparte de los efectos tóxicos, en los que se incluyen alteraciones neurológicas, hepáticas, renales y hematopoyéticas (Domingo, 1994; Hall y cols., 1994; Waalkes y cols., 2000; Kim y cols., 2003; Waisberg y cols., 2003; Bocca y cols., 2004; Edwards y Myers, 2007), la exposición crónica comporta un riesgo carcinogénico en mamíferos para algunos metales, como el cromo y níquel (Chang, 1996; Salnikow y Zhitkovich, 2008), o un riesgo teratógeno, como el arsénico, cadmio, cromo, mercurio, níquel y plomo (Domingo, 1994). Recientes investigaciones apuntan que ciertos elementos traza parecen jugar un papel importante en la patofisiología del cáncer en el ser humano (Kim y cols., 2003; Kilic y cols., 2004; Filipic y cols., 2006; Leone y cols., 2006; Salnikow y Zhitkovich, 2008; Yasuda y cols., 2009), así como en enfermedades cardiovasculares (Leone y cols., 2006; Kazi y cols., 2008b) y neurológicas (Coon y cols., 2006; Bowler y cols., 2007; Brewer, 2007).

Otros estudios recientes, en especial con arsénico y cadmio, han mostrado que estos elementos producen estrés oxidativo al inducir la generación de especies reactivas de oxígeno, reduciendo así los sistemas de defensa antioxidantes vía depleción de glutatión, inhibiendo enzimas dependientes de grupos sulfidrilo, interfiriendo con elementos esenciales necesarios para la actividad enzimática antioxidante, y aumentando la susceptibilidad celular al ataque oxidativo por alteración en la integridad de las membranas y composición de ácidos grasos (Patrick, 2003; Tandon y cols., 2003; Valko y cols., 2005; Romero y cols., 2008; Jomova y cols., 2011).

También, el Centro de Control y Prevención de Enfermedades (CDC) ha clasificado al cadmio, mercurio y plomo como **disruptores endocrinos** (Choi y cols., 2004; Abdelouahab y cols., 2008).

A continuación se exponen algunas de las características más sobresalientes de los elementos traza objeto de este trabajo.

### **5.1.1.- Oligoelementos**

#### **5.1.1.1.- Cobre**

Las principales fuentes de entrada al medio ambiente del cobre (Cu), son las minas de éste y otros metales, así como las industrias que manufacturan o emplean cobre y/o compuestos de cobre. Se emplea además en la fabricación de colorantes y pesticidas. También se genera a partir de la quema de carburantes fósiles y desechos, y de fuentes naturales como los volcanes (Moreno, 2003).

#### **Presencia en el medio**

El Cu presente en suelo y sedimentos va a formar enlaces con los componentes sólidos. Así, se adhiere firmemente a la materia orgánica y a los minerales, por lo que tiende a asociarse con los limos y la fracción fina de los sedimentos. Por tanto, en presencia de materia orgánica, el Cu es prácticamente inmóvil en el terreno, por lo que apenas se incorpora al lixiviado de residuos orgánicos, como los fangos que se aplican en los suelos con fines agrícolas. No se degrada y es soluble en agua (ATSDR, 2004).

La distribución del cobre en el suelo es poco sensible a cambios en el pH, ya que se forman rápidamente compuestos insolubles (Moreno, 2003). La vegetación puede influir en el perfil de distribución de este metal en el suelo (Keller y Vedy, 1994).

#### **Funciones**

El Cu es un elemento traza esencial (Farzin y cols., 2009; Harvey y cols., 2009). Juega un rol importante en los procesos de transporte de electrones, formando parte de muchas enzimas (Fleming, 1989; Aranda y Llopis, 1993; Woo y Cannon, 1993; Kozielc y cols., 2003; Leone y cols., 2006).

Asimismo, está relacionado con la formación de eritrocitos debido a su influencia en el metabolismo de hierro (Han y Wessling-Resnick, 2002; Lee y cols., 2002).

#### **Deficiencia y Toxicidad**

Los principales síntomas de la deficiencia de Cu son: anemia microcítica hipocrómica, neutropenia, desmineralización esquelética, degeneración del tejido vascular con aneurismas arteriales, despigmentación del cabello y piel, degeneración cerebral y cerebelar, hipotonía, hipotermia, etc. (Fleming, 1989; Woo y Cannon, 1993). La deficiencia de cobre es normalmente originada por la ingesta de dietas pobres en dicho elemento o sometidas a nutrición

## **Introducción**

---

parenteral. También pueden aparecer deficiencias debido a un aumento de su excreción, por ejemplo en pacientes sometidos a diálisis.

En cuanto a su toxicidad, el Cu es un elemento prácticamente atóxico, aunque una excesiva exposición a este metal puede provocar graves efectos sobre la salud humana (Yaman y Akdeniz, 2004). El hombre sano puede llegar a tolerar una ingesta diaria de 200 mg durante un período prolongado. Sus efectos tóxicos son provocados tanto por el propio catión como por interferir sobre la absorción y distribución del hierro y cinc. En intoxicaciones agudas por ingestión de sales solubles de cobre, aparecen síntomas hemolíticos acompañados de lesiones en hígado y cerebro, con necrosis que pueden llevar a la muerte. En niños se ha asociado la exposición crónica a través de alimentos conservados en recipientes con Cu, con la aparición de lesiones hepáticas (WHO, 2000).

En las enfermedades de Wilson y Menkes se ve afectado el metabolismo del cobre. La enfermedad de Menkes se manifiesta con una sintomatología típica de deficiencia de Cu (Woo y Cannon, 1993), y en la enfermedad de Wilson se presentan síntomas derivados de la acumulación tóxica de Cu, principalmente en hígado, riñón, córnea y sistema nervioso (Kok y cols., 2008). No existen evidencias de efectos cancerígenos del cobre o sus compuestos por ninguna vía de exposición para el hombre según los organismos reguladores: la Agencia de Protección Medioambiental de los EEUU (US EPA) y la Agencia de Substancias Tóxicas y Registro de la Enfermedad (ATSDR) (ATSDR, 204).

### **5.1.1.2. - Cromo**

La esencialidad del cromo (Cr) la pusieron de manifiesto Schwartz y Mertz (1959), al comprobar que las ratas alimentadas con una dieta deficiente en Cr presentaban intolerancia a la glucosa. La ingesta baja de este metal conduce a síntomas similares a los asociados a la diabetes y a las enfermedades cardiovasculares (Mertz, 1981; Aranda y Llopis, 1993; Anderson, 1998; Ghosh y cols., 2002; Cefalu y Hu., 2004).

Las fuentes medioambientales de Cr están relacionadas con sus aplicaciones industriales. La tenería, la fabricación de pigmentos y el cromado electrolítico son las principales causas de los vertidos de cromo al medio acuático, especialmente en forma de cromato o dicromato [Cr (VI)], y a la atmósfera, a través de la industria del acero y las centrales térmicas (Barnhart, 1997; Frantzen, 1998; Moreno, 2003).

### **Presencia en el medio**

La mayor parte del Cr presente en los suelos se encuentra en forma insoluble, adsorbido a la fracción sólida y solo una pequeña cantidad es soluble en agua (ATSDR, 2008c).

En suelos, la forma predominante es el estado de oxidación (III), y su movilidad es limitada, dependiendo del contenido en arcillas y, en menor medida, de la presencia de óxido de hierro y materia orgánica (Moreno, 2003).

### **Funciones**

El Cr (III) se encuentra involucrado en el metabolismo de los hidratos de carbono, lípidos y proteínas. Su función más conocida se relaciona con la prevención de la intolerancia a la glucosa, formando parte del factor de tolerancia a la glucosa (GTF) (Fleming, 1989; Anderson, 1998; Vincent y cols., 2000). También está relacionado con el metabolismo de los ácidos nucleicos (Clayton, 1980).

### **Deficiencia y Toxicidad**

El signo más usual de la deficiencia de cromo es la intolerancia a la glucosa (Nielsen, 1988; Fleming, 1989), que puede ir acompañado de elevados niveles de insulina circulante, glucosuria, disminución de la longevidad, altos niveles de colesterol y triglicéridos, alteraciones en el crecimiento, neuropatías y encefalopatías (Aranda y Llopis, 1993).

Su toxicidad se limita casi exclusivamente a las formas hexavalentes, las cuales pueden ser absorbidas por ingestión, a través de la piel y por inhalación. La exposición crónica al Cr (VI) se ha correlacionado principalmente con el riesgo de enfermedades respiratorias, especialmente con cáncer de pulmón y también con dermatitis y úlceras cutáneas (Gerhardsson y Nordberg, 1993; Kano y cols., 1993; Bright y cols., 1997; Proctor y cols., 1998; Rowbotham y cols., 2000; Salnikow y Zhitkovich, 2008), así como cáncer de estómago, a través del agua de bebida (Beaumont y cols., 2008).

La exposición aguda a elevadas concentraciones de Cr (VI) ocasiona necrosis tubular renal en el hombre (Costa, 2000). No se han descrito efectos tóxicos en relación con la administración oral de Cr (III) a través de los alimentos.

Los trabajadores de la industria que usan Cr (VI) constituyen un grupo de población de riesgo (IARC, 1990), y se encuentra descrito en el cuadro de enfermedades profesionales de España (Real Decreto 1995/1978).

## **Introducción**

---

El cromo (VI) está clasificado en el grupo 1 como agente cancerígeno por la IARC cuando la vía de exposición es la inhalatoria. El Cr (III) no posee efectos cancerígenos por ninguna ruta de administración (IARC, 1990).

### **5.1.1.3.- Manganeso**

El manganeso (Mn) es un elemento esencial en el ser humano y en circunstancias normales puede detectarse en la mayoría de los tejidos, aunque exposiciones elevadas a este mineral pueden provocar efectos adversos sobre la salud (de Rosa y cols., 1998; Apostoli y cols., 2000; Janssen y cols., 2000).

Las fuentes de contaminación son los hornos de coque, centrales eléctricas y polvo de operaciones mineras. Se emplea en aleaciones de acero, aluminio y cobre, para usarse en la industria eléctrica. Además, el manganeso y sus compuestos se emplean en baterías alcalinas, bobinas eléctricas, cerámicas, cerillas, vidrio, pinturas, soldaduras, así como en fertilizantes, desinfectantes, y secantes de pinturas, barnices y aceites (Adriano, 2001).

Alrededor del 30% del Mn se emite al medio ambiente a través del tubo de escape del automóvil, ya que sustituye al plomo como antidetonante en las gasolinas (Sanz y Nogué, 1997).

#### **Presencia en el medio**

Se trata de un metal ubicuo en la corteza terrestre, y que se acumula en la superficie del suelo debido a la captación por parte de las raíces de las plantas y su posterior deposición por la caída de las hojas (McDaniel y Buol, 1991).

El pH del suelo va a afectar a la biodisponibilidad de este elemento, aumentando conforme éste sea inferior a 5,5 (Sims y Johnson, 1991). Se considera el segundo metal tóxico más importante en suelos ácidos (White y cols., 1970). La materia orgánica presente en el suelo retiene al Mn en formas no biodisponibles (Pavanasasivam, 1973).

Va a transferirse al agua a través de residuos y depósitos naturales (ATSDR, 2008d).

#### **Funciones**

Al igual que otros cationes, el Mn (II) se encuentra relacionado con la actividad de un gran número de enzimas (Aranda y Llopis, 1993). Asimismo, este micro-nutriente es importante en el metabolismo de las grasas, carbohidratos y proteínas, y participa en el

sistema inmunitario, regulación de azúcares en sangre, producción de energía celular, reproducción, crecimiento óseo y procesos de óxido-reducción (Gerber y cols., 2002).

### **Deficiencia y toxicidad**

En mamíferos, se ha observado que la deficiencia de manganeso provoca alteraciones en la tolerancia a la glucosa y en el desarrollo fetal (Sâric, 1986). También se ha advertido déficit en la función reproductora, posiblemente debido a interferencias en la síntesis de hormonas sexuales. En el hombre sólo se ha descrito un caso de deficiencia de Mn, provocando alteraciones en la coagulación que no fueron corregidas por el aporte de filoquinona (vitamina K) antes de suministrar manganeso (Aranda y Llopis, 1993).

Se ha sugerido que el Mn presenta actividad anticancerígena, como el magnesio y el zinc, ya que se ha observado una correlación negativa entre el contenido de Mn en cabello de mujeres y la incidencia de cáncer de pecho (Kilic y cols., 2004). Actualmente se investiga la posibilidad de un nexo entre bajas ingestas de manganeso y la disminución de la actividad de la superóxido dismutasa y cáncer (Kilic y cols., 2004).

De forma contraria, el exceso de Mn en mamíferos puede ser tóxico. Los síntomas clínicos en el ser humano, que reciben el nombre de manganismo, son similares a los de la enfermedad del Parkinson, debido a que daña la parte del cerebro que controla los movimientos (Aranda y Llopis, 1993; Mergler y cols., 1999; Pal y cols., 1999; Apostoli y cols., 2000; Thompson y cols., 2006; Bowler y cols., 2007; Bouchard y cols., 2008). También se ha especulado que la toxicidad del Mn contribuye al desarrollo del Parkinson (Gorell y cols., 1999; Powers y cols., 2003).

España contempla a este metal en el cuadro de enfermedades ocupacionales de la Seguridad Social (Real Decreto 1995/1978).

No existe información disponible acerca del manganeso y el cáncer en seres humanos, aunque se ha observado que aumenta la incidencia de este en ratas y ratones expuestos. La EPA ha determinado que el Mn y sus compuestos no son clasificables en cuanto a carcinogenicidad en seres humanos, al igual que la ATSDR (ATSDR, 2008d).

### **5.1.1.4. - Zinc**

El descubrimiento en 1960 de que el retraso en el crecimiento y desarrollo sexual en los jóvenes iraníes y egipcios se debía a una deficiencia de zinc (Zn), puso de manifiesto la esencialidad de este elemento en la nutrición humana.

Se trata de uno de los elementos esenciales más abundante en el cuerpo humano, y forma parte de numerosos sistemas enzimáticos (Cornelis y cols., 1993), así como en factores de crecimiento (Ma y Yamaguchi, 2001). Con la cisteína y la histidina, el zinc forma complejos tetraédricos, conocidos con el nombre de "dedos de zinc" (zinc fingers), que se enlazan a regiones específicas del ADN. Además aparece en varios factores de transcripción, como los receptores de las hormonas esteroides y la polimerasa.

#### **Presencia en el medio**

Es uno de los metales más comunes en la corteza terrestre. Se encuentra en el aire, suelo y agua, y está presente en todos los alimentos (Sandstead, 1995; ATSDR, 2005c).

Cierta cantidad de este metal se libera al medio ambiente por procesos naturales, pero la mayor parte proviene de actividades humanas tales como la minería, producción de acero, combustión de carbón y petróleo e incineración de residuos (Wang y cols., 2001; ATSDR, 2005c; Yang y cols., 2009).

Se adhiere al suelo y a partículas de polvo en suspensión. En él, su movilidad aumenta considerablemente al descender el pH, así como el grado de disociación de los complejos orgánicos. Por tanto, este metal puede incorporarse al lixiviado y desplazarse hacia las aguas subterráneas, fundamentalmente en medios ácidos (Moreno, 2003), aunque se ha señalado recientemente que presenta muy baja movilidad en suelos (Guney y cols., 2010).

#### **Funciones**

El Zn es necesario para el funcionamiento de más de doscientas enzimas: alcohol deshidrogenasa, ARN polimerasa, superóxido dismutasa, fosfolipasa C, transcriptasa inversa, factor de elongación de la síntesis de proteínas, etc. (Cousins, 1985; Fleming, 1989; Bray y Bettger, 1990; Memon y cols., 2007; Gibson y cols., 2008).

Entre las funciones fisiológicas descritas para este elemento podemos destacar: crecimiento celular, maduración sexual, fertilidad y reproducción, visión nocturna, participación en la función inmunológica, y también en el sentido del gusto y apetito (Frieberg y cols., 1986; Fleming, 1989; Aranda y Llopis, 1993; Lee y cols., 1993; Hess y cols., 2009), así



como su rol en el metabolismo óseo y del crecimiento corporal (Bouglé y cols., 2004; Hess y cols., 2009). Además, se ha observado que el status de este micronutriente podría influir en la memoria humana (Wang y cols., 2008).

### **Deficiencia y Toxicidad**

Aunque se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza, se cree que aproximadamente la mitad de la población mundial presenta riesgo de desarrollar enfermedades carenciales debido al predominio en la dieta de cereales, frutos secos y legumbres, con un elevado contenido en ácido fítico, que impide la absorción de este metal a nivel del tracto gastrointestinal. También sufren este riesgo aquellas poblaciones que basan su dieta en el consumo de tubérculos, como la patata. Los grupos de riesgo son los vegetarianos y los niños preescolares así como ancianos (Ganapathy y Volpe, 1999; Lönnnerdal, 2000; Soh y cols., 2002; Memon y cols., 2007).

Su déficit da lugar a anorexia, reducción del crecimiento, alteraciones en la maduración sexual, deficiencias del sistema inmunitario, lesiones cutáneas, diarrea, pérdida de cabello, pérdida del sentido del gusto y del olfato, curación lenta de heridas, alteraciones en el comportamiento, etc. (Fleming, 1989; Hotz y Brown, 2004; Prasad, 2008; Hess y cols., 2009; Qin y cols., 2009).

El Zn es el oligoelemento más atóxico, y sus efectos tóxicos parecen ser el resultado de la interferencia con el Cu, dando lugar a anemia por déficit de Cu (US EPA, 1991; ATSDR, 2005c). Otras alteraciones relacionadas con un exceso de Zn son: erosión gástrica, caída de la función inmune y reducción del colesterol plasmático (HDL), con el consiguiente aumento de riesgo de enfermedades cardiovasculares, daño de la glándula adrenal y pancreático, hiperactividad de la pituitaria, además de alteraciones gustativas (sabor metálico), dolor de cabeza, náuseas, vómitos (Domingo y cols., 1988; US EPA, 1991; ATSDR, 2005c).

Se encuentra incluido en el grupo D, no clasificable respecto a su actividad cancerígena, por la US EPA (US EPA, 2002a). La IARC tampoco lo ha clasificado en cuanto a su carcinogenicidad (ATSDR, 2005c), aunque algunos estudios epidemiológicos han mostrado una asociación entre deficiencia de este oligoelemento con un aumento del riesgo de cáncer (Memon y cols., 2007).

### **5.1.2. - Metales cancerígenos**

#### **5.1.2.1. - Arsénico**

El arsénico (As) es un metaloide, y posee una gran reactividad química, siendo la forma principal en la naturaleza el arsénico inorgánico, en sus dos estados de oxidación: As (III) y As (V) (ATSDR, 2007a).

Las fuentes de arsénico en el medio ambiente son tanto naturales como antropogénicas. En términos de producción industrial, el compuesto más importante es el trióxido de arsénico, por su utilización como punto de partida para la fabricación de otros compuestos de arsénico. Estos productos van a tener diferentes usos tales como herbicidas, insecticidas, conservantes para la madera, industria veterinaria, etc. También son usados en la manufactura de cristales, cerámicas, semiconductores, etc. (Fergusson, 1990; García, 1996; Baldwin y Marshal, 1999; Anjaneyulu, 1999; Hindmarsh, 2000; Kumaresan y Riyazuddin, 2001; Roberts y cols., 2002; Yokel y Delistraty, 2003).

El hombre puede entrar en contacto con este metal por diferentes vías, principalmente por inhalación e ingestión tanto de agua como de alimentos, siendo cada vez más numerosos los datos que avalan la importancia del agua como fuente de exposición a arsénico (Blanco y cols., 1998; Gallagher, 1998; Pandey cols., 2002).

La cantidad de As inhalado en áreas urbanas es generalmente menor a 0,1 µg/día, pero puede alcanzar valores de hasta 20 µg cerca de las industrias emisoras de este metal. La concentración de As en el agua de bebida depende de la zona de estudio, generalmente no excede de 0,01 mg/L (WHO, 1981), aunque existen zonas muy polucionadas o con un alto contenido en arsénico natural donde la ingestión diaria de este metal puede alcanzar varios cientos de microgramos, como en Taiwán (Tseng, 1977), Argentina (Astolfi y cols., 1981), norte de México (Cebrian y cols., 1983), o India (Anjaneyulu, 1999).

Con excepción de los productos del mar, el nivel de As en los alimentos de consumo humano es generalmente bajo. Los peces y crustáceos son los alimentos que más contenido presentan en forma de arsenobetaina, contribuyendo al 90% de la ingesta diaria (Sanz y Nogué, 1990; Llobet y cols., 1998b).

Concentraciones entre 1 y 50 g de arsénico/kg peso seco es el rango normal en este tipo de alimentos, sin embargo el arsénico orgánico es sensiblemente menos tóxico que el inorgánico (Kaise y cols., 1985).

### **Presencia en el medio**

Se considera generalmente que los compuestos inorgánicos de As permanecen inmóviles en los suelos, y retenidos de forma indefinida. La alcalinización del suelo contribuye asimismo a aumentar la movilidad del arsénico (Moreno, 2003).

En el agua, tanto superficial como subterránea, el As inorgánico tiende a adsorberse en la materia en suspensión, sedimentos y en la fracción sólida del suelo, especialmente en las arcillas, óxidos de hierro, hidróxidos de aluminio, compuestos de manganeso y materia orgánica.

El estado de oxidación predominante, tanto en los suelos como en aguas, depende del potencial redox del medio. En medios oxidantes predomina el As (V), y el As (III) en ambientes reductores (Moreno, 2003).

### **Efectos tóxicos y cancerígenos**

Aunque se ha sugerido que el As es un elemento esencial para tener buena salud (Jager y Ostosky-Wegman, 1997), está bien descrita su toxicidad (Eisler, 2004; Jomova y cols., 2011), siendo letal para el ser humano a una dosis de 125 mg (Bates y cols., 1994).

Los síntomas principales después de una intoxicación aguda por As inorgánico son la irritación severa del tracto gastrointestinal, dando lugar a vómitos y diarreas, calambres musculares, edema facial y anormalidades cardíacas. También se han determinado desórdenes en el sistema respiratorio, anormalidades en el sistema nervioso periférico (efectos principalmente en los nervios sensitivos) y efectos hematopoyéticos tales como anemia, y leucopenia, especialmente granulocitopenia (WHO, 1981; Althausen y Gunther, 1992; Chen y cols., 2005).

La causa de muerte por intoxicación arsenical es generalmente debida a fallo renal (Chen y cols., 2005).

Asimismo, se ha descrito un incremento en la frecuencia de malformaciones, abortos espontáneos y recién nacidos de bajo peso atribuibles a la toxicidad del arsénico (Concha y cols., 1998).

La exposición crónica al arsénico inorgánico da lugar a una gran variedad de efectos nocivos en diferentes órganos (Hughes y cols., 1994; Jomova y cols., 2011). Así, a nivel del tracto respiratorio aparecen laringitis, faringitis, bronquitis, perforación del tabique nasal y cáncer de pulmón (WHO, 1981). También han sido detallados efectos a nivel hepático, tales

## **Introducción**

---

como cirrosis, cáncer de hígado, y leucemia. Deteriora el sistema nervioso central y produce astenia, debilidad muscular, cefaleas y neuropatías periféricas (Horng y cols., 1999; NRC, 2001; Aelion y cols., 2008). A nivel cutáneo se ha observado la aparición de edemas y trastornos cutáneos como la hiperpigmentación, hiperqueratosis y cáncer de piel (Stöhrer, 1991; Chen y cols., 2005).

El arsénico está clasificado en el grupo 1 de sustancias cancerígenas (IARC, 2004). Los tipos de cáncer implicados son cáncer de piel (basilioma y carcinoma de células escamosas), cáncer de pulmón (carcinoma broncogénico), hemangiosarcoma hepático, linfoma, leucemia y cánceres de la vejiga urinaria, riñón y nasofaringe (Salnikow y Zhitkovich, 2008).

El Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS) y la US EPA también han clasificado al As inorgánico como carcinogénico en seres humanos (ATSDR, 2007a).

### **5.1.2.2. - Berilio**

El berilio (Be) es un metal ligero, cuya principal fuente de emisión al medio ambiente es la combustión de carbón. Los usos más importantes consisten en la fabricación de aleaciones. Debido a que el óxido de Be presenta una gran conductividad térmica, se utiliza en reactores nucleares, combustible para misiles y vehículos e instrumentos ópticos espaciales.

La exposición del ser humano a este metal es principalmente ocupacional (Madl y cols., 2007; Taiwo y cols., 2008), como son la extracción de mineral (berilo y crisoberilo), la fabricación de aleaciones, la industria del fósforo, la industria cerámica, defensa, industria del espacio, joyería y la industria fabricación de material eléctrico y electrónico (Haberman y cols., 1993; Deubner y cols., 2001; Kolanz, 2001), y material óptico (Rakic y cols., 1998).

#### **Presencia en el medio**

El Be es ubicuo en la naturaleza en cantidades traza. En suelos tiende a formar enlaces fuertes con los ácidos fúlvicos, presentando una gran afinidad con las arcillas y la materia orgánica. En este medio su movilidad es muy baja a pH neutro, aumentando en pHs ácidos y básicos. En el intervalo de pH 6-8 la forma predominante del Be es el hidróxido, que forma asimismo, carbonatos básicos insolubles (Adriano, 2001; Moreno, 2003; Agrawal y cols., 2008).

### Efectos tóxicos y cancerígenos

Su efecto tóxico más habitual es la dermatitis de contacto, pudiendo provocar ulceraciones dérmicas localizadas cuando las partículas que contienen este metal penetran en una abrasión o corte de la piel. El contacto con los ojos produce irritación y conjuntivitis (Meo y Al-Khlaiwi, 2003; Forte y cols., 2008).

La inhalación de compuestos de Be provoca en los pulmones dos efectos fundamentales: neumonitis aguda y beriliosis, enfermedad granulomatosa crónica. La respuesta aguda a la exposición a concentraciones superiores a  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  consiste en una reacción inflamatoria que afecta a todos los conductos del sistema respiratorio: zona nasofaríngea, bronquios y alvéolos pulmonares, que en los casos más graves puede llevar a neumonitis aguda fulminante, con resultados fatales. La exposición crónica desencadena en algunas personas la beriliosis, que se caracteriza por la presencia de tos, disnea y reducción de la función pulmonar (Sendelbach y cols., 1989; Aller, 1990; Deodhar y Barna, 1991; Kreiss y cols., 1991; Berlin y cols., 2003; Donovan y cols., 2007; Dobis y cols., 2008; Maier y cols., 2008; Harber y cols., 2009; Santo Tomas, 2009; Thomas y cols., 2009).

El berilio y sus compuestos se encuentran clasificados en el grupo 1 de sustancias cancerígenas para animales y personas (IARC, 1993), aunque la EPA lo ha clasificado como probable carcinógeno en seres humanos (ATSDR, 2002).

Este elemento es, junto con el arsénico, cadmio, mercurio, plomo y talio, uno de los elementos traza más tóxico (Vaessen y Szteke, 2000), pero que, a pesar del incremento exponencial de sus aplicaciones en las últimas décadas, principalmente, en la industria cerámica, aeroespacial, electrónica y óptica, sorprendentemente casi no existe información sobre su presencia y distribución en el medio ambiente (Yaman y Avci, 2006), por lo que es muy importante su consideración en estudios de monitorización ambiental.

#### 5.1.2.3.- Cadmio

El cadmio (Cd) es un metal que se encuentra de forma natural en la corteza terrestre (Järup y Akesson, 2009). Generalmente se presenta en forma de óxidos, sulfuros o cloruros. Es un elemento ubicuo, siendo su concentración muy variable dependiendo de la zona estudiada, oscilando entre 1 y  $100 \mu\text{g}/\text{g}$  (Fishbein, 1981; Adriano, 2001).

## **Introducción**

---

El Cd usado en la industria, se extrae durante la producción de otros metales, tales como el zinc, plomo y cobre. Es bastante resistente a la corrosión, y por ello se emplea en baterías, pigmentos, recubrimientos metálicos y plásticos (ATSDR, 2008b).

Se libera a la atmósfera principalmente a través de la actividad industrial y de la incineración de carbón y de residuos urbanos. Las partículas de este metal pueden recorrer grandes distancias antes de depositarse en el suelo (ATSDR, 2008b). Por ello puede llegar al ser humano a través del aire contaminado próximo a las incineradoras de residuos urbanos o los gases liberados durante el empleo de combustibles fósiles (Esparza y cols., 1991; Levin y cols., 1991; Eikmann, 1994).

Otra fuente importante para el hombre es el humo de los cigarrillos (Elinder y cols., 1994; Starug y cols., 2004; Starug y Moore, 2004; Hinwood y cols., 2008; Järup y Akesson, 2009). Un cigarrillo contiene de 1 a 2  $\mu\text{g}$  de Cd, del cual se llega a inhalar aproximadamente un 10% (Martín y cols., 2004). Esto es debido a que la planta de tabaco, *Nicotiana tabacum* L., puede absorber cantidades significativas de este metal presente en suelo muy fácilmente (Weaver y cols., 1996; Nnorom y cols., 2005; Lugon-Moulin y cols., 2006).

La principal vía de ingesta de este elemento es a través del consumo de agua contaminada y/o alimentos (Lee y cols., 1999; Chan y cols., 2000; Watanabe y cols., 2000; Rubio y cols., 2006; ATSDR, 2008b; Fowler, 2009; Järup y Akesson, 2009).

### **Presencia en el medio**

El Cd se encuentra en la naturaleza en estado de oxidación +2, presentando una movilidad ambiental mucho más elevada que la mayoría de los metales debido a la relativa solubilidad de sus sales e hidróxidos, lo que lo convierte en un contaminante cosmopolita. Se trata también de un metal muy persistente en el medio ambiente (Ramírez, 2002; Moreno, 2003; Rodríguez y cols., 2006; García-Delgado y cols., 2007).

La solubilidad del Cd aumenta en agua en medios ácidos, mientras que su adsorción en suelos y sedimentos incrementa al aumentar el pH. Por tanto, en medios ácidos puede lixiviarse y desplazarse hasta aguas subterráneas (Moreno, 2003).

### Efectos tóxicos y cancerígenos

Sus efectos tóxicos dependen de la concentración y duración de la exposición, así como de la vía de entrada al organismo y de la forma física y química del Cd, siendo por lo general, más tóxicos aquellos compuestos que son más solubles en agua. Por otra parte, este metal no esencial para el hombre, se acumula en el organismo a lo largo del tiempo (Vahter y cols., 1996; Ramirez, 2002; Waisberg y cols., 2003).

La ingestión de alimentos o de agua con una elevada concentración de Cd puede producir irritación de estómago, vómitos y diarrea; afectando su ingestión crónica al riñón, huesos y pulmones, principalmente (Waisberg y cols., 2003).

En riñón, afecta a la función tubular, produciendo proteinuria, aminoaciduria, glucosuria y producción de cálculos renales (Yamanaka y cols., 1998; Alfvén y cols., 2000; Järup, 2003; Järup y Akesson, 2009; Swaddiwudhipong y cols., 2010).

A nivel pulmonar la principal enfermedad que produce es el cáncer de pulmón, si bien sobre este particular existe cierta controversia (Hertz-Picciotto y Hu, 1994). Otros efectos son la enfermedad obstructiva crónica y el enfisema. A nivel cardiovascular, se ha relacionado con un aumento de la presión arterial (Tomera y cols., 1994).

En el hueso desencadena la enfermedad de Itai-Itai por exposición crónica (Nogawa y cols., 1979; Imamura, 2007), además de osteoporosis y osteomalacia (Alfvén y cols., 2000).

Además, presenta una elevada neurotoxicidad, ya que atraviesa la barrera hematoencefálica y puede acumularse en distintas regiones cerebrales (Lafuente y cols., 2003; Ong y cols., 2006).

Uno de los episodios de intoxicación más grave por Cd fue la ingesta de agua contaminada a finales de la Segunda Guerra Mundial en Japón (Nogawa y cols., 1979).

El Cd se ha relacionado con el cáncer (Elliott y cols., 2000; Waisberg y cols., 2003; Filipic y cols., 2006; Fowler, 2009; Järup y Akesson, 2009; Joseph, 2009), y está clasificado en el Grupo 1, como agente cancerígeno, por la IARC (1993).

### **5.1.2.4. - Níquel**

El níquel (Ni) es un elemento abundante en la corteza terrestre. Se encuentra de forma natural en la atmósfera debido a la resuspensión de suelos y polvos por el viento, el efecto de la climatología sobre rocas y suelos y las emisiones volcánicas (García, 1996; ATSDR, 2005a).

Las principales fuentes antropogénicas de Ni en el medio ambiente son el consumo de combustibles fósiles y la actividad industrial, siendo la exposición laboral una fuente principal de intoxicación en el ser humano (Raithel y cols., 1989; García, 1996; Sunderman, 2001). También se encuentra en fertilizantes y abonos (Yang y cols., 2009), y en el humo de tabaco (Kollmeier y cols., 1990; Torjussen y cols., 2003; ATSDR, 2005a).

#### **Presencia en el medio**

Se adsorbe a suelos y sedimentos, pudiendo ser irreversible a pHs básicos, y se adhiere fuertemente a partículas que contienen hierro o manganeso. La presencia de agentes complejantes, como los compuestos orgánicos solubles, aumenta la solubilidad del níquel por la formación de complejos solubles (Moreno, 2003; ATSDR, 2005a).

#### **Efectos tóxicos y cancerígenos**

La exposición a Ni es habitual debido a la multiplicidad de sus usos: los niquelados, monedas, llaves, relojes, joyas, instrumentos de cocina, etc., siendo la reacción más común la dermatitis de contacto (Jensen y cols., 2003; Garner, 2004).

En cuanto a su toxicidad afecta principalmente a nivel del sistema respiratorio, habiéndose descritos casos de asma y pneumoconiosis entre trabajadores expuestos a vapores y/o polvos que contenían Ni. Algunos trabajadores expuestos han desarrollado rinitis hipertrófica, sinusitis, poliposis nasal y perforación del tabique nasal (Sunderman, 1975, 1988, 1993). Además, la exposición crónica afecta también al sistema cardiovascular y al riñón (Ragsdale, 1998; Scansetti y cols., 1998; Denkhaus y Salnikow, 2002).

Se han descrito casos de intoxicación aguda por exposición a níquel-carbonilo, con una sintomatología generalmente benigna, tales como náuseas, dolor de cabeza y dolor en el pecho (Norseth, 2003).

También se ha relacionado el contacto con compuestos de este metal con un aumento del riesgo para diferentes tipos de cáncer, principalmente relacionados con las vías



respiratorias (Norseth, 2003; Sunderman, 1993; Denkhaus y Salnikow, 2002; Salnikow y Zhitkovich, 2008).

Se encuentra en el cuadro de enfermedades profesionales de España, Real Decreto 1995/1978, siendo la determinación en orina el control de la exposición ocupacional a Ni (Sunderman, 1993).

Mientras que el níquel metálico se ha clasificado en el grupo 2B, posiblemente cancerígeno para personas, sus compuestos se recogen en el grupo 1, como agentes carcinogénicos (IARC, 2000).

### **5.1.3.- Metales no cancerígenos**

#### **5.1.3.1.- Aluminio**

El aluminio (Al), es el tercer elemento y el metal más abundante de la corteza terrestre, encontrándose en todos los compartimentos que están en contacto con el ser humano: aire, agua, alimentos, drogas, cosméticos, y materiales de hogar (papel de aluminio) (Reinke y cols., 2003).

Se emplea en la industria farmacéutica como antiácido, y en la alimentaria, para producir emulsiones, modificar texturas, etc. También se utiliza en la producción de vidrio, gomas y cerámica, materiales de construcción y en desodorantes, lociones, cremas y pastas dentales (Pérez-Granados y Vaquero, 2002; ATSDR, 2008a).

Aunque no se ha descrito hasta hoy ninguna alteración fisiológica asociada a su deficiencia (Baydar y cols., 2003), hay algunas evidencias de que podría ser un nutriente esencial para algunas funciones biológicas (Barceloux, 1999).

Se introduce en el medioambiente a través de partículas en el aire que provienen de la erosión natural del suelo, minería o agricultura, erupciones volcánicas y uso de combustibles fósiles, así como al empleo de fertilizantes y pesticidas (Angerer y cols., 2007; Datta y cols., 2007; Huang y cols., 2007).

Una de las fuentes de exposición a este elemento más importante para el ser humano es la dietética, en concreto el agua, debido al uso de compuestos de aluminio para su tratamiento (Nieboer y cols., 1995; Rondeau, 2002; ATSDR, 2008a). Se han determinado también elevados niveles de este contaminante en diferentes tipos de alimentos, como el té

## **Introducción**

---

(Wu y cols., 1997) y leches preparadas (Cocho y cols., 1999; Navarro y Álvarez, 2003; Souad y cols., 2006; Zaida y cols., 2007)

### **Presencia en el medio**

El Al en el medioambiente se encuentra normalmente combinado con oxígeno, silicio, fluoruro, cloro y otros compuestos, siendo soluble en suelos a pHs ácidos.

Además, se trata de uno de los elementos traza más abundante en la litosfera terrestre.

### **Efectos Tóxicos**

La toxicidad del Al se puso de manifiesto en 1972, debido al síndrome neurológico de pacientes sometidos a diálisis prolongada (Winship, 1993).

Se trata fundamentalmente de un metal neurotóxico (Emsley y cols., 2000; Campbell y cols., 2004; Exley, 2005; Song y cols., 2008; Michalke y cols., 2009; Tripathi y cols., 2009), que en grandes cantidades provoca en el hombre ataxia, dificultades en el habla y en la ingesta de alimentos, convulsiones y encefalopatía. El mecanismo molecular de la neurotoxicidad del Al no se conoce en la actualidad (Domingo y cols., 2000; Tripathi y cols., 2009).

A pesar de que este metal no tiene actividad redox, se ha visto que promueve la oxidación biológica *in vivo* e *in vitro* (Exley, 2004). El resultado del estrés oxidativo contribuye a la neuropatología asociada con varias enfermedades (Baydar y cols., 2003; Esparza y cols., 2003; Tripathi y cols., 2009). De esta manera, se ha descrito como un factor que podría contribuir en la etiología y/o patología de graves desórdenes neurodegenerativos como la enfermedad de Alzheimer (Flaten, 2001; Becaria y cols., 2002; Exley, 2005; Tripathi y cols., 2009), aunque esta última es controvertida (Exley, 2001; Flaten, 2001; Rondeau, 2002; Zatta y cols., 2003; Gómez y cols., 2008). En el cerebro el estrés oxidativo y la peroxidación lipídica promovería la formación de un péptido  $\beta$ -amiloide y su deposición. Con el tiempo aparecería una amiloidosis tipo enfermedad de Alzheimer (Pratico y cols., 2002). Dicho péptido  $\beta$ -amiloide se ha descrito como un agente causativo de la patología de enfermedad de Alzheimer (Hardy y Higgins, 1992).

Afecta también al sistema óseo ya que, como el calcio, se deposita en él inhibiendo la formación de la matriz y la mineralización del hueso. También desarrolla osteomalacia en los enfermos con insuficiencia renal crónica en hemodiálisis (Cannata, 1998; Jarava y cols., 2001).

Asimismo, se ha observado que provoca anemia microcítica, mediante un mecanismo desconocido, en pacientes con serias alteraciones renales (Ganchev y cols., 1998; Pérez-Granados y Vaquero, 2002). Se han descrito afectaciones hepáticas por exposición a este metal, desencadenando un proceso cirrótico (Miu y cols., 2004).

El Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS), la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) y la US EPA no han clasificado al aluminio en relación a carcinogenicidad (ATSDR, 2008a).

### **5.1.3.2. - Estaño**

El estaño (Sn) posee numerosas aplicaciones, tanto aleado con otros metales (bronce) como en forma metálica, utilizada ésta última extensamente como recubrimiento de láminas de acero (hojalata) por la industria conservera. El acero de las latas se recubre con una capa de estaño de unos 15  $\mu\text{m}$  de espesor, por inmersión en estaño fundido o por electrolisis (Moreno, 2003; ATSDR, 2005b).

Se emplea también combinado con otros elementos como el azufre y el cloro en pastas dentales, perfumes, jabones, aditivos para alimentos y colorantes, o combinado con carbono para fabricar plásticos, plaguicidas, pinturas y repelentes para animales (Chiba y cols., 1994; ATSDR, 2005b).

Los compuestos organometálicos de Sn presentan numerosas aplicaciones, aunque el uso del tributilestaño tiene severas restricciones en su utilización y fabricación (Moreno, 2003). El dibutilestaño, que se emplea como estabilizante en la producción de los plásticos, ha sido detectado en el medio ambiente y en el ser humano (Moser y cols., 2009).

#### **Presencia en el medio**

En suelo se considera inmóvil por su tendencia a quedar retenido por adsorción en la fracción sólida. Esta misma tendencia la presentan los compuestos orgánicos de estaño (ATSDR, 2005b).

#### **Efectos Tóxicos**

La ingestión de estaño inorgánico y sus compuestos por vía oral precisa grandes dosis durante periodos sostenidos para producir efectos tóxicos (ATSDR, 2005b).

## **Introducción**

---

Los compuestos orgánicos son mucho más tóxicos y producen encefalopatía y edema cerebral. En ensayos con animales actúan como inmunosupresores. La exposición ocupacional a trietilestaño ha dado lugar a cefaleas, problemas de visión y modificaciones en el encefalograma, con reversión muy lenta a la situación normal tras el cese de exposición. La exposición a tributilestaño causa quemaduras e irritación cutánea en trabajadores expuestos (Moreno, 2003). El dibutilestaño, por su parte, es teratogénico (Moser y cols., 2009).

El Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS), la IARC y la US EPA no han clasificado al Sn metálico ni a sus compuestos inorgánicos en cuanto a carcinogenicidad (ATSDR, 2005b), aunque se ha relacionado recientemente a los derivados orgánicos de Sn (IV) con diferentes tipos de cáncer (Gerasimchuk y cols., 2007).

### **5.1.3.3.- Mercurio**

El mercurio (Hg) es un elemento muy ubicuo, encontrándose ampliamente extendido en el aire, los alimentos, el suelo y el agua. Presenta diferentes formas químicas, y forma también complejos, algunos de los cuales son muy tóxicos (Moreno, 2003). Es el único metal que se encuentra en estado líquido a temperatura ambiente (Ebinghaus y cols., 1999; Chang y cols., 2000; Costa y cols., 2008).

Se presenta en tres estados de oxidación:  $\text{Hg}^0$ ,  $\text{Hg}_2^{+2}$  y  $\text{Hg}^{+2}$ . En forma divalente forma numerosos compuestos organomercuriales (metil-mercurio) que tienen una elevada toxicidad para el ser humano (ATSDR, 1999; Feng y Qiu, 2008). Se trata de uno de los metales más tóxicos en la naturaleza, junto al As, Cd y Pb (Baldwin y Marshall, 1999).

Gran parte del Hg que se emite hoy en día a la atmósfera depende de sus usos industriales, así como del empleo de minerales y rocas que lo contienen, como el carbón (Pacyna y Münch, 1991; Chang y cols., 2000; Dommergue y cols., 2002; Tang y cols., 2007; Feng y Qiu, 2008). Así, las industrias cementeras, las plantas de cobre y plomo cloro álcali, y las incineradoras de residuos hospitalarios y municipales, son las principales fuentes de vapor de Hg a la atmósfera (Barregård y cols., 1990; Fitzgerald y Clarkson, 1991; Chang y cols., 2000; Reis y cols., 2009).

El Hg metálico se emplea en la producción de gas de cloro y sosa cáustica, termómetros, amalgamas dentales y pilas. Las sales de mercurio, o mercurio inorgánico, se emplean en la cosmética y productos antisépticos (WHO, 1991; Weiner y Nylander, 1993;

Elinder y cols., 1994; ATSDR, 1999; Ullrich y cols., 2007; Reis y cols., 2009; Chen y cols., 2010a).

Además, su uso en la industria extractiva de algunos metales nobles sigue siendo en la actualidad una práctica habitual en los países en desarrollo (Moreno, 2003).

La síntesis de mercurio orgánico tiene lugar en sedimentos del agua dulce y salada, y en suelo (Wood y Wang, 1983; ATSDR, 1999), y de esta forma se bioacumula en organismos acuáticos y pasa al hombre (ATSDR, 1999).

### **Presencia en el medio**

Se calcula que el 92-96% del mercurio depositado en suelos a partir de fuentes atmosféricas se encuentra fuertemente adsorbido por la materia orgánica y los minerales arcillosos, y no es capaz de lixivarse hacia el agua subterránea (Moreno, 2003), aunque puede ser lixiviado y evaporado tras reducirse a su forma metálica (Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

La movilidad de los compuestos organomercuriales se encuentra también muy limitada por su capacidad de adsorción en la materia orgánica (Moreno, 2003).

### **Efectos Tóxicos**

La exposición crónica a vapor de Hg en los trabajadores es muy importante (Barregard y cols., 1990; Fitzgerald y Clarkson, 1991; Chang y cols., 2000), debido a que puede atravesar la barrera hematoencefálica debido a que es muy liposoluble, afectando al sistema nervioso central. El cuadro se caracteriza por un síndrome neurológico-psiquiátrico y renal. Los trastornos neurológicos pueden recordar en un principio la esclerosis lateral amiotrófica. Presenta una gran especificidad tóxica por las células granulosas del cerebelo, las células nerviosas del córtex clacarino y las células sensitivas de los ganglios dorsales (Chang y Cockerham, 1994).

Las exposiciones crónicas a bajas concentraciones de Hg son más comunes que las exposiciones agudas (Karimi y cols., 2002).

La forma química en la que se encuentre es un factor determinante. Así, el Hg en forma orgánica afecta principalmente al sistema nervioso y al desarrollo embrionario, siendo sus efectos sobre el riñón menores (WHO, 1990; Landrigan y cols., 2007). Actualmente se está estudiando el efecto del metil-mercurio sobre el sistema cardiovascular, debido a que se han asociado elevadas concentraciones de Hg en cabello humano con un incremento del riesgo de sufrir enfermedades cardiovasculares (Choi y cols., 2009).

## **Introducción**

---

La forma metálica del mercurio tiene menos efecto sobre el sistema nervioso, siendo las sales inorgánicas más dañinas para el riñón (ATSDR, 1999). La toxicidad del Hg metálico por vía oral no es significativa, porque sólo se absorbe un 0,1%. Las sales o mercurio inorgánico en un 70%. En cambio, el mercurio orgánico se absorbe más del 95%, sobre todo por consumo de pescado contaminado (Ebinghaus y cols., 1999; Chang y cols., 2000).

Este metal se acumula en la cadena alimentaria (Stone y cols., 2007; Freire y cols., 2010), por lo que se ha sugerido que las mujeres embarazadas eviten el consumir en grandes cantidades pescado, especialmente la carne del tiburón, pez espada y atún, incluso la prohibición del consumo de pescado de aguas contaminadas, especialmente el róbalo y lucio (Järup, 2003). Además, varios estudios han descrito que la exposición a Hg afectaría al sistema hormonal como, por ejemplo, induciendo la secreción de hormonas femeninas en ambos géneros (Drevnick y Sandheinrich, 2003; Korashy y El-Kadi, 2005; Agusa y cols., 2007).

Con respecto a la seguridad del empleo de amalgamas dentales basadas en este elemento, actualmente no existen estudios que hayan demostrado alguna evidencia de efecto negativo sobre la salud de los pacientes (Järup, 2003). Sin embargo, Fakour y cols. (2010), han observado que serían una fuente significativa de exposición a Hg, ya que han encontrado niveles significativamente mayores en la saliva y en el cabello en mujeres iraníes que utilizan amalgamas dentales que contienen este metal, frente a aquellas que no la contenían.

El Hg se describe en el cuadro de enfermedades profesionales español (Real Decreto 1995/1978).

En cuanto a su comportamiento como agente cancerígeno, los compuestos de metilmercurio se encuentran clasificados en el grupo 2B, posiblemente cancerígenos para el hombre (IARC, 1993), mientras que el Hg elemental y los compuestos de Hg inorgánico están clasificados en el grupo 3, no habiendo evidencias de actividad carcinogénica. La US EPA ha determinado que el cloruro mercúrico y el metilmercurio son posiblemente carcinogénicos en seres humanos (ATSDR, 1999).

### 5.1.3.4. - Plomo

El plomo (Pb) y sus compuestos derivados, son ubicuos en el medioambiente: plantas y animales de uso alimentario, aire, agua de bebida, ríos, océanos y lagos, polvo, suelo, etc. El Pb contenido en el aire, puede recorrer grandes distancias desde la fuente emisora antes de depositarse, permaneciendo en los suelos durante años sin degradarse (IARC, 2006b).

Presenta multitud de aplicaciones industriales, utilizándose para la fabricación de baterías, pinturas y pigmentos, municiones, pilas eléctricas, soldaduras, hornos y mesas de cerámica de cocina, plásticos, productos cosméticos, etc. (García, 1996; Markus y McBratney, 2000; Pineau y cols., 2002; IARC, 2006b; Štupar y cols., 2007; Al-Saleh y cols., 2009; Lin y cols., 2009). Sin embargo, es su empleo como aditivo en las gasolinas, en forma de tetrametil- y tetraetil-plomo, para aumentar el rango de octanos de la gasolina lo que más ha contribuido a la distribución de este metal en el medio ambiente (Roma-Torres y cols., 2007). Así, se ha descrito que el empleo de las gasolinas sin plomo está contribuyendo a disminuir su presencia en el medio ambiente en estos últimos años (Bellés y cols., 1995; Wilhelm y cols., 2002; Chen y cols., 2010b). En España, el Real Decreto 403/2000 del 24 de marzo, ha prohibido la comercialización de gasolinas con plomo desde el 1 de enero del 2002.

También se ha sugerido no utilizar pinturas basadas en este elemento, ni contenedores de comida vidriados, debido a que son fuentes de exposición (Järup, 2003).

Las investigaciones científicas llevadas a cabo en las últimas décadas, han demostrado que este contaminante es una seria amenaza para la salud humana (Mushak y cols., 1992; ATSDR, 2007b; Mudipalli, 2007; Štupar y cols., 2007; Al-Saleh y cols., 2009; Gaitens y cols., 2009; Mitra y cols., 2009; Sanders y cols., 2009; Abel y cols., 2010; Roussel y cols., 2010). Por ello, el Pb es uno de los elementos traza más analizado en los estudios de monitorización de elementos traza en suelos (Mielke y cols., 1999; 2000; Berglund y cols., 2000; Markus y McBratney, 2001; Harper y cols., 2003; Imperato y cols., 2003; Nabulo y cols., 2006; Saby y cols., 2006; de Freitas y cols., 2007; Duzgoren-Aydin, 2007; Elless y cols., 2007; Sobolev y Begonia, 2008; Lamb y cols., 2009; Abel y cols., 2010; Dao y cols., 2010; Demetriades y cols., 2010; Saha y cols., 2010), así como en estudios de biomonitorización humana, debido a su impacto sobre la salud de la población, en especial, bebés y niños en desarrollo (Tong y cols., 2000; Wilhelm y cols., 2002; Finster y cols., 2004; Laidlaw y cols., 2005; Cory-Slechta y cols., 2004, 2008; Gump y cols., 2007, 2008; Štupar y cols., 2007; Mañay y cols., 2008; Ranft y cols., 2008; Gaitens y cols., 2009; Kim y

## **Introducción**

---

cols., 2009; Mitra y cols., 2009; Sanders y cols., 2009; Demetriades y cols., 2010; Shah y cols., 2010).

### **Presencia en el medio**

El Pb en la atmósfera forma parte de la materia particulada, por lo que puede ser transportado por el viento a distancias considerables de su punto de emisión. Cuando se deposita en el suelo va a quedar retenido en la capa superficial, especialmente en aquellos con un contenido en materia orgánica superior al 5% y a pHs superiores a 5 (Moreno, 2003).

Por otro lado, este metal se adsorbe fuertemente a los suelos, en concreto a las arcillas, limos y óxidos de hierro y manganeso. No se lixivia fácilmente hacia las capas profundas del subsuelo y aguas subterráneas (Moreno, 2003; Biasioli y cols., 2006; Guney y cols., 2010).

### **Efectos Tóxicos**

Sus efectos tóxicos son: decaimiento, anemia hemolítica, fatiga, dolores articulares, tos, impotencia sexual, palidez y temblor, neuropatías periféricas, y en algunos casos alteraciones del sistema nervioso central (Finkelstein y cols., 1998; Lanphear y cols., 2005; ATSDR, 2007b).

La exposición a este elemento es especialmente peligrosa para el feto, una exposición elevada a este metal en mujeres embarazadas puede dar lugar a nacimientos prematuros, a niños con bajo peso al nacer, e incluso a abortos (ATSDR, 2007b).

Los niños son una población especialmente sensible a la contaminación por Pb. Los efectos nocivos en este colectivo son, entre otros, disminución de la capacidad mental, retrasos en el desarrollo y crecimiento, problemas de audición y dificultad en el aprendizaje, así como alteraciones en el sistema endocrino y nervioso (Rotherberg y cols., 1994; Selevan y cols., 2003; Bellinger, 2004; ATSDR, 2007b; Pusapukdepob y cols., 2007; Abdelouahab y cols., 2008; Kim y cols., 2009; Sanders y cols., 2009). Así, diversos autores, han observado daños en la función cognitiva, dificultades en el aprendizaje y reducción del cociente intelectual, así como problemas durante el desarrollo y la pubertad, en niños que presentaron niveles de Pb en sangre inferiores al nivel considerado como seguro (10 µg/dL) (CDS, 1991; Tuthill, 1996; Wilhelm e Idel, 1996; Campbell, 2001; Canfield y cols., 2003; Selevan y cols., 2003; Torrente y cols., 2005; Gasana y cols., 2006). Otros estudios han descrito problemas cardiovasculares y de estrés oxidativo en niños con plumbemias inferiores al nivel de



seguridad (Tariq, 2007; Cory-Slechta y cols., 2008; Gump y cols., 2008; Verstraeten y cols., 2008).

Este contaminante afecta a diferentes órganos. Las alteraciones a nivel del sistema nervioso han sido bien estudiadas (Ehle y McKee, 1990; Apostoli y Alessio, 1992; Kim y cols., 2009; Michalke y cols., 2009; Sanders y cols., 2009), y se considera como un metal potencialmente neurotóxico (Bellinger y cols., 1990; Hirata y Kosaki, 1993; Abbate y cols., 1995; Bellinger, 2004; Aelion y cols., 2008; Kim y cols., 2009; Michalke y cols., 2009; Sanders y cols., 2009), hepatotóxico (Mudipalli, 2007), y genotóxico (Sanders y cols., 2009).

Además, debido a su acumulación en el sistema óseo, se ha relacionado al Pb con diferentes patologías del hueso, principalmente con la enfermedad de Paget (Spencer y cols., 1992; Spencer y Sontag, 1994). También va a afectar al sistema renal, relacionándose con diversos trastornos renales, como la nefropatía plúmbica (Sanz y Nogué, 1996).

El Pb y sus compuestos se encuentran contemplados en el cuadro de enfermedades profesionales (Real Decreto 1995/1978).

La US EPA y el Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS) han determinado que este metal es probablemente carcinogénico en seres humanos (ATSDR, 2007b). La IARC ha determinado que el Pb inorgánico es probablemente carcinogénico (grupo 2A), y que no hay suficiente información con respecto a sus compuestos orgánicos derivados (grupo 3) (IARC, 2006b).

### **5.1.3.5. - Talio**

El talio (Tl) se obtiene como subproducto de la metalurgia de otros metales, principalmente zinc y plomo, y aparece como impureza en menas sulfuradas, como la pirita. Se encuentra en muy poca cantidad en la corteza terrestre (ATSDR, 1995; Xiao y cols., 2004a y b; Yang y cols., 2005).

Se utiliza en la industria electrónica, en forma de sulfuro, arseniuro y seleniuro, para la fabricación de células fotoeléctricas; como cristales de bromuro-ioduro de talio, etc., así como en la farmacéutica. Se ha detectado también en las emisiones de plantas cementeras e industrias metalúrgicas (Chandler y Scott, 1986; ATSDR, 1995; Moreno, 2003; CDC, 2008), y en los humos que genera el empleo de carbón como fuente de calor en el hogar (Xiao y cols., 2004a y b).

## **Introducción**

---

### **Presencia en el medio**

Los estados de oxidación del Tl más importantes en el medio ambiente son +1 y +3. Debido a su elevada solubilidad, se presenta en forma de hidróxido, cloruro, bromuro, sulfato o carbonato, y permanece sin degradarse durante años en aire, agua y suelo (Lis y cols., 2003; Moreno, 2003).

Su movilidad en suelos es elevada, y su presencia depende de la litología de la roca madre (Lis y cols., 2003).

Los vegetales lo absorben del suelo, y de esta forma penetra en la cadena alimentaria, acumulándose en peces y mariscos (ATSDR, 1995).

### **Efectos Tóxicos**

Se trata de uno de los metales más tóxicos, incluso más que el Hg, Cd, Cu ó Pb (Mulkey y Oehme, 1993; Kazantzis, 2000; Peter y Viraraghavan, 2005; Fatemi y cols., 2007; Rao y cols., 2008; Cvjetko y cols., 2010). Esto sería debido a la similitud que presenta el radio iónico del catión  $Tl^+$  (1,59 Å), con el del ión potasio ( $K^+$ ; 1,51 Å) al que sustituye en el organismo, alterando a los sistemas biológicos dependientes de este último (Mulkey y Oehme, 1993; Tremel y Mench, 1997a y b; Tremel y cols., 1997a y b; Moreno, 2003; Cvjetko y cols., 2010), aunque son necesarios más estudios.

La exposición aguda afecta al sistema cardiovascular, sistema nervioso, hígado y riñones, provocando además alopecia e irritación gastrointestinal (Galvan-Arzate y Santamaría, 1998; Hassanien y cols., 2003; Lu y cols., 2007; CDC, 2008; Cvjetko y cols., 2010). La dosis letal para el hombre es de 8-12 mg/kg (ATSDR, 1995).

La exposición crónica en humanos produce infiltración de grasa y necrosis de hígado, nefritis, gastroenteritis, edema pulmonar, neuropatía central y periférica, e incluso la muerte (Meggs y cols., 1994; Hassanien y cols., 2007).

No existen evidencias de que posea efectos carcinogénicos, por ninguna de las agencias certificadas para ello (ATSDR, 1995), aunque se ha sugerido que podría tener efectos mutagénicos, carcinogénicos y teratogénicos (Leonard y Gerber, 1997).

El Tl, a pesar de su elevada toxicidad, y que se encuentra en la lista prioritaria de los 129 contaminantes peligrosos de la US EPA (Jacobson y cols., 2005; Das y cols., 2006), ha sido poco monitorizado en estudios de análisis multielemental de suelos a lo largo del mundo (Lis y cols., 2003; Jacobson y cols., 2005; Jakubowska y cols., 2007; Rao y cols.,

2008), por lo que sería muy importante su inclusión en estudios de monitorización ambiental y biológica.

Así, Sánchez-Chardi (2007) ha descrito recientemente, que uno de los elementos traza menos estudiado en suelos, fauna y flora del Parque Nacional de Doñana es el Ti, a pesar de que se liberaron grandes cantidades de este metal tras el vertido de Aznalcollar.

### 5.1.3.6. - Titanio

El titanio (Ti) es un metal con excelentes propiedades mecánicas, es resistente a la corrosión y a las altas temperaturas, por lo que presenta múltiples aplicaciones. Además no sufre rechazos por parte del organismo y se adhiere bien al hueso, por lo que se utiliza en la fabricación de prótesis, implantes y material quirúrgico (Banovetz y cols., 1996; Rocca y cols., 2001; Kasai y col., 2003; Iavicoli y cols., 2004; Bozkus y cols., 2011).

El estado de oxidación más importante del titanio (Ti) es +4. Los compuestos y complejos de estados de oxidación +3, +2, 0 y -1 se oxidan fácilmente por acción del aire y del agua.

#### Presencia en el medio

En el suelo se encuentra en forma de óxidos u óxidos hidratados insolubles e inmóviles. En medios acuosos neutros y alcalinos los iones de titanio forman óxidos hidratados y oxisales básicas insolubles (Moreno, 2003).

#### Efectos Tóxicos

La exposición ocupacional a este metal, normalmente en forma de dióxido, puede dar lugar a inflamación pulmonar, tanto más cuanto menor es el tamaño de partícula del material inhalado.

Aunque se considera generalmente al Ti como seguro para la vida, algunos autores han apuntado que podría aumentar los niveles de prostaglandina E<sub>2</sub> o interleucinas (Granchi y cols., 1998; Tsutsui y cols., 1999).

El Ti carece de efectos cancerígenos (NCI, 1979), aunque recientemente se ha sugerido que el dióxido de titanio se encuentra en el grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano) (IARC, 2010). Por otro lado, el tetracloruro de titanio no ha sido clasificado ni por la EPA ni por la IARC (ATSDR, 1997).

### **5.1.3.7. - Vanadio**

El vanadio (V) es un elemento metálico de color blanco grisáceo, ubicuo en la naturaleza. Algunas veces se encuentra formando cristales, pero casi siempre combinado con otros elementos, tales como oxígeno y sodio. Se puede encontrar también en forma de cloruros o de sulfuros (Adriano, 2001).

Desde un punto de vista industrial se emplea junto con otros metales formando diferentes aleaciones. En forma de óxido de vanadio se usa en la fabricación de un acero especial, para componentes de automóviles. Aleado con Cr da lugar a un acero muy resistente usado en la fabricación de herramientas, y con el hierro, se emplea para manufacturar partes de motores de aviones (ATSDR, 2009).

Se utiliza también en pequeñas cantidades para la fabricación de gomas, plásticos, cerámicas y diversos compuesto químicos (ATSDR, 2009).

#### **Presencia en el medio**

El vanadio y sus compuestos se encuentran en la corteza terrestre y en las rocas, estando presente en algunos minerales de hierro y en el petróleo (Barman y Bhargava, 1997). En el medio, sus estados de oxidación son 2, 3, 4 ó 5, y permanece largo tiempo en el aire, agua y suelo, adhiriéndose a sedimentos del suelo (Adriano, 2001; ATSDR, 2009).

#### **Efectos Tóxicos**

La exposición a niveles elevados de este metal presenta efectos nocivos para la salud. Los principales efectos producidos por la inhalación de V afectan a la garganta, pulmones y ojos. Los trabajadores expuestos a niveles altos de este metal, pueden sufrir irritación pulmonar, tos, respiración ruidosa, dolor de pecho, rinitis y dolor de garganta. Estos efectos desaparecen al poco tiempo de dejar de inhalar el aire contaminado (Corbella, 2000; ATSDR, 2009).

Su presencia en la atmósfera con motivo de la combustión de derivados de crudo ricos en V sería un factor coadyuvante de la acción irritante de otros contaminantes atmosféricos (Sabbioni y cols., 1996)

En animales de experimentación se han encontrado algunos cambios de poca consideración a nivel renal y hepático, así como algunos defectos congénitos. Hay que indicar que en estos experimentos las dosis suministradas fueron muy superiores a las encontradas en el medio ambiente (ATSDR, 2009).

Aunque no se ha clasificado el V en cuanto a su carcinogenicidad (ATSDR, 2009), la IARC ha propuesto que hay evidencias suficientes para clasificar al pentaóxido de vanadio como cancerígeno en animales (IARC, 2006a).

### 6.- CONTAMINACIÓN DE SUELOS POR METALES Y METALOIDES

Como se ha señalado previamente, uno de los principales contaminantes del suelo son los metales, que aunque se encuentren en cantidades traza o ultratrazas, pueden provocar un riesgo o daño cuando se acumulan en la naturaleza (van Kamp y cols., 2003; Sobolev y Begonia, 2008). Los efectos adversos de los metales presentes en el suelo sobre la salud humana van a depender tanto de su concentración como de sus características toxicológicas. Por ello, estos elementos traza se someten a amplios estudios de estimación y gestión de riesgo (Thornton, 1990; Lottermoser, 1997; Prasad y Nazareth, 2000; Zayed, 2001; Carr y cols., 2008; Thornton y cols., 2008; Leake y cols., 2009; Yang y cols., 2009; Abel y cols., 2010; Dao y cols., 2010; Zhuang y cols., 2010).

La contaminación por estos xenobióticos en los suelos se encuentra ampliamente distribuida a lo largo del globo, siendo su limpieza o remediación difícil de realizar, debido a que no son degradables y se fijan fuertemente a esta matriz (Jensen y cols., 2009), especialmente en suelos urbanos (Wong y cols., 2006; Dermont y cols., 2008). A pesar de los considerables avances que se han producido en cuanto a la estimación de suelos contaminados, es tremendamente complejo identificar cuando y bajo que condiciones, hay que tomar medidas para descontaminarlos y/o remediarlos (French y cols., 2006).

Algunos autores muestran la relevancia de la remediación de suelos contaminados (Madrid y cols., 2002), ya que los contaminantes del suelo están altamente distribuidos por los diferentes compartimentos, y por tanto, tienen un efecto en la cadena trófica (vegetales, animales y ser humano), además de permanecer en los suelos durante largos periodos de tiempo al fijarse fuertemente a esta y no ser degradables en esta matriz (Gil y cols., 2004; Jensen y cols., 2009). Se han puesto en marcha varias técnicas de remediación *in situ* y *ex situ*, como la estabilización, solidificación, flotación, lavado, electrorremediación, fitorremediación y bioquelación (Mulligan y cols., 2001; Dermont y cols., 2008, 2010; Wu y cols., 2010), siendo la fitoextracción y la fitoestabilización medidas de remediación de bajo coste efectivas a largo plazo (Chronopoulos y cols., 1997; Canell, 1999; Paulson y cols., 2003; Aboughalma y cols., 2008; Gisbert y cols., 2008; Lone y cols., 2008; Lobo y cols., 2009; Martínez-Iñigo y cols., 2009; Pérez-Sanz y cols., 2010). Como técnica *in situ* ha destacado la fitorremediación (Lone y cols., 2008; Lobo y cols., 2009; Martínez-Iñigo y cols., 2009; Pérez-Sanz y cols., 2010). Asimismo, con el fin de reducir las emisiones, se ha aconsejado la sustitución del uso de combustibles fósiles

(carbón y petróleo) por fuentes de energía renovables, y el empleo de convertidores catalíticos en los vehículos, así como desplazar las tiendas de reparación de automóviles y otras pequeñas fábricas a sitios organizados de las áreas industriales (Sezgin y cols., 2003).

En las últimas décadas, la producción industrial y energética, los procesos de depuración industrial, la deposición de residuos, el tráfico, la combustión de carbón y petróleo, la irrigación con aguas residuales así como las prácticas agrícolas inadecuadas, han supuesto una importante fuente de contaminación por metales y metaloides en el medio edáfico (Chon y cols., 1995; Wong y Mak, 1997; Martin y cols., 1998; Li y cols., 2001; Roussel y cols., 2010).

Además, la rápida urbanización y el consiguiente aumento de la demanda de metales en muchas partes del globo, han provocado que la contaminación por estos xenobióticos se haya extendido en todo el mundo (Dantu, 2009). Este aumento ha perturbado severamente el ciclo biogeoquímico del ecosistema (Lee y cols., 2005).

Según Naciones Unidas, alrededor del 45% de la población reside en áreas urbanas en el 2001, y este porcentaje aumenta de forma constante. En Europa asciende al 80% (Antrop, 2004). Por ello, la calidad del suelo urbano aumenta en importancia, ya que éste se encuentra fuertemente interrelacionado con la salud humana (Chen y cols., 1997; de Miguel y cols., 1998; Wong y Li, 2004; Tume y cols., 2008; Poggio y cols., 2009).

Los suelos urbanos, también denominados **antroposuelos** (FAO, 1990), presentan características diferentes a los suelos "naturales". Estos suelos se caracterizan por poseer una capa muy heterogénea, con estructura pobre y elevada carga de elementos traza (Bullock y Gregory, 1991; Craul, 1992; Tiller, 1992; de Miguel y cols., 1998; de Kimpe y Morel, 2000; Kabata-Pendias y Pendias, 2001; Ljung y cols., 2006a y b; Madrid y cols., 2006; Li y Feng, 2010). Además, los antroposuelos van a ser un indicador importante de la salud del medio urbano, ya que son la primera diana para metales y contaminantes orgánicos, debido a que una vez emitidos por el ser humano van a ser rápidamente depositados en su superficie (Chen, 2007; Lu y cols., 2009b, 2010).

La ruta más significativa de exposición para el ser humano a los xenobióticos que se encuentran en el suelo es su ingestión, especialmente en áreas residenciales, debido a que estos suelos pueden ser fácilmente transferidos al cuerpo humano (Kimbrough y cols., 1984; de Miguel y cols., 1997; Mielke y cols., 1999; Madrid y cols., 2002; Roussel y cols.,

## ***Introducción***

---

2010). La población infantil es la más expuesta debido a sus características: mayor absorción en el tracto gastrointestinal, deficiencias en sus hábitos higiénicos, actividad *mano-boca*, etc. (Begerow y cols., 1994; Calabrese y cols., 1997; Mielke y cols., 1999; Freeman y cols., 2001; Johnson y Bretsch, 2002; Romic y Romic, 2003; Yáñez y cols., 2003; Ljung y cols., 2007; Madrid y cols., 2008; Tume y cols., 2008; Gbafa y cols., 2010). Se ha estimado que los niños ingieren ente 39 a 270 mg de suelo/día, que va a depender de su comportamiento (Ljung y cols., 2007).

Debido al interés de los antroposuelos sobre la salud humana, se ha evaluado el contenido de elementos traza en los suelos de numerosas ciudades del planeta, como Londres (Kelly y cols., 1996), Madrid (de Miguel y cols., 1998), Nueva Orleans (Mielke y cols., 2000; Abel y cols., 2010), Tallin, Estonia (Bitjukova y cols., 2000), Oslo (Tijhuis y cols., 2002), Sidney (Cattle y cols., 2002), Hong Kong (Li y cols., 2004; Lee y cols., 2006), Tarragona (Nadal y cols., 2004), Damasco, Siria (Möller y cols., 2005), Galway, Irlanda (Carr y cols., 2008), Sevilla (Madrid y cols., 2008; Florido y cols., 2011), Grugliasco, Italia (Poggio y cols., 2009), Montreal, Canada (Dermont y cols., 2010), Wuhan, China (Gong y cols., 2010), Estambul, Turquía (Guneş y cols., 2010), Islamabad, Paquistán (Ali y Mailk, 2011), Guwahati, India (Mahanta y Bhattacharyya, 2011), Moa, Cuba (Díaz Rizo y cols., 2011), etc.



## **7.- CABELLOS**

El cabello se ha utilizado y se utiliza como un indicador de exposición a tóxicos en el individuo (Bartell y cols., 2004), y constituye un buen indicador de exposición ambiental (Wilhelm y cols., 1989; Chłopicka y cols., 1995; Viena y cols., 1995; Bisse y cols., 1996; Schuhmacher y cols., 1996a; Sen y Chaudhuri, 1996; Liu y cols., 2008; Sanna y cols., 2008). A continuación se presenta una breve descripción morfológica y fisiológica sobre el cabello.

### **7.1.-EL SISTEMA PILOSO**

#### **7.1.1.- Estuctura del folículo pilosebáceo**

El folículo pilosebáceo es un órgano complejo, cuya biología se conoce sólo parcialmente. Está constituido por el folículo (vaina) del pelo, el pelo, la glándula sebácea y el músculo arrector, y en determinadas regiones, las glándulas sudoríparas apocrinas (Harkey, 1993).

El pelo tiene una porción intrafolicular que se denomina raíz, y otra externa, el tallo. La raíz se ensancha en su zona más profunda formando el bulbo piloso, que contiene la matriz o porción generadora. En la matriz se proyecta una papila dérmica, rica en vasos sanguíneos, mucopolisacáridos (ácido hialurónico y condroitín-sulfúrico) y fosfatasa alcalinas durante su fase de crecimiento. En el interior de los macrófagos hay numerosos gránulos de melanina (Harkey, 1993; Swift y Smith, 2000).

Los queratinocitos de la matriz producen queratina sin formación previa de estrato granuloso. La queratina del pelo es una fibroproteína insoluble,  $\alpha$ -queratina, integrada por cadenas polipeptídicas que pueden fijarse en posición  $\beta$  (Fuchs, 1995).

La queratinización es abrupta y completa a distancia de 0,5 a 1 mm por encima del vértice de la papila, intercalándose melanocitos que incorporan pigmento al pelo (Fuchs, 1995).

El pelo está constituido, de dentro a fuera, por tres grupos concéntricos de células (Swift y Smith, 2000):

- Médula, que es un cilindro discontinuo, que a veces falta, formado por elementos picnóticos de queratina blanda, que se desprenderían de no estar rodeados por la corteza.

## ***Introducción***

---

- Corteza, que es el principal componente arquitectónico, de células queratinizadas, fusiformes, con abundantes tonofilamentos, compactas, muy apretadas entre sí, birrefringentes, y dispuestas con el eje mayor paralelo a la longitud del pelo, que en consecuencia tiende a fragmentarse longitudinalmente.

- Cutícula del pelo o epidermicula, que es un estrato de células superpuestas alrededor (de la corteza), con el borde libre dirigido hacia la superficie, y a diferencia de las anteriores carece de melanina. Cuando la formación de esta es deficiente, el pelo no tiene brillo, pues la luz se refleja de modo anormal al variar la orientación de sus bordes.

En la periferia de la matriz, el pelo empieza a ser rodeado por la vaina folicular interna, cuyas células se desintegran y destruyen en la zona comprendida entre la inserción del músculo arrector y la desembocadura de la glándula sebácea (Swift y Smith, 2000).

### **7.1.2. - Ciclo de crecimiento del pelo**

El cabello se ve sometido a períodos cíclicos de crecimiento. Se estima que su índice de crecimiento es de aproximadamente 1 cm al mes (Caroli y cols., 1998; Ricossa y cols., 2000).

### **7.1.3. - Tipos de pelo**

Desde el punto de vista morfológico, se distinguen fundamentalmente tres tipos de pelo:

- Lanugo, o vello fetal, que es el pelo y cabello de los recién nacidos, que a menudo se elimina intraútero (séptimo y octavo mes del embarazo) y sólo excepcionalmente persiste en el adulto: hipertrichosis lanuginosa.

- Vello, pelo fino y sin médula.

- Pelo terminal, más gruesos, pigmentados y con médula.

Hay diferencias regionales acentuadas, morfológicas y fisiológicas, que caracterizan los cabellos, cejas, pestañas, barba, vello axilar y pubiano, y el vello corporal. Un mismo folículo elabora distintos tipos en varias etapas de la vida: en el pubis sólo existe fino vello en la infancia, y al llegar la pubertad surge abundante, largo, pigmentado y rizado;

por el contrario, en el cuero cabelludo, el pelo terminal va transformándose en fino vello en la senectud.

## **7.2.- ELIMINACIÓN DE TÓXICOS A TRAVÉS DEL PELO**

En el metabolismo de cualquier ser vivo, la eliminación de sustancias o elementos tóxicos, es un requisito para la vida. La eliminación de un tóxico se define como la disminución neta de su cantidad en el organismo. Esta disminución tiene dos componentes: la biotransformación y la excreción. La excreción es el paso de la sustancia tóxica del interior del organismo al medio externo a través de las excretas (orina, heces, sudor, etc.). Por el contrario, el componente biotransformativo, en tanto que supone la modificación de la molécula, es una disminución de la cantidad total de la misma, si bien ello no significa que la nueva molécula sea menos tóxica que la anterior.

Técnicamente, el aclaramiento de una sustancia se define como el volumen de fluido corporal que se depura completamente por unidad de tiempo. La vía fundamental de eliminación en el ser humano es la renal, que requiere que el compuesto sea suficientemente hidrosoluble para ser transportado en la orina en concentraciones significativas. El proceso biotransformativo se encamina, por tanto, a convertir los tóxicos en moléculas más hidrosolubles, aunque algunos xenobióticos han de excretarse por rutas diferentes. Todas las vías de eliminación resultan interesantes en toxicología, pues, aunque en la mayor parte de los casos no se excretan cantidades elevadas del tóxico, pueden ser la vía exclusiva de eliminación o explicar signos de un cuadro tóxico.

Algunos xenobióticos pueden difundir pasivamente a través de las membranas plasmáticas estableciendo un gradiente de concentraciones entre el contenido celular y el sanguíneo. Con el contenido que la célula excrete, secreta o pierda, se van a eliminar xenobióticos asociados al material de desecho, como puede ser el sudor, sebo de la piel, pelo y uñas.

Las células que tienen función secretora, van a poder eliminar xenobióticos de forma pasiva a favor de gradiente por la constante renovación de sus contenidos celulares. Se ha demostrado que las glándulas sudoríparas eliminan un número elevado de iones metálicos y pequeñas cantidades de xenobióticos polares.

## **Introducción**

---

Las glándulas sudoríparas y las glándulas sebáceas pueden excretar la mayor parte de los compuestos tóxicos. Las primeras van a secretar sudor, por lo que se eliminan aquellos xenobióticos de carácter hidrofílico, mientras que las segundas secretan sebo o unto que va a proteger la piel y el pelo, siendo secreciones más lipofílicas que el sudor, por lo que son responsables de la eliminación de compuestos lipofílicos.

Muchos xenobióticos tóxicos, como algunos elementos traza (As, Hg, Pb y Se), presentan una especial aptitud por los grupos sulfidrilo. Estos grupos se encuentran fundamentalmente en los tejidos queratinizados, como el estrato córneo dérmico, las uñas o el pelo (Wibowo y cols., 1980; Limic y Valkovic, 1986a y b; Wilhelm y cols., 1990, 1991; Ashraf y cols., 1994; Kristiansen y cols., 2000; Cespón-Romero y Yebra-Biurrun, 2007; Moreda-Piñeiro y cols., 2007; Rodrigues y cols., 2008; Kordas y cols., 2010; Unkiewicz-Winiarczyk y cols., 2010). Además, se ha demostrado que el cabello humano es uno de los vehículos de excreción mayoritarios para los elementos traza que se han absorbido y asimilado (Sukumar, 2002; Cespón-Romero y Yebra-Biurrun, 2007). Por todo ello, estos micro-contaminantes se encuentran en esta matriz en una concentración unas 10 veces superior a otros indicadores biológicos, como orina, sangre total o plasma (Olmedo y cols., 2010).

Se ha indicado que los niveles de algunos metales en los cabellos serían proporcionales a las dosis recibidas. Así, Suzuki y cols. (1989), han descrito que los niveles de Hg total determinados en cabello, son un reflejo de los niveles en sangre de este metal cuando el cabello se formó. Posteriormente, Berglund y cols. (2005), han observado una fuerte correlación entre la concentración de Hg en sangre con los niveles de este metal en cabello. Por ello, se ha descrito que la determinación de Hg total en cabello sería el mejor biomarcador de exposición a este contaminante frente a la leche materna, sangre, uñas y tejido adiposo (Liu y cols., 2008).

Asimismo, también se ha propuesto que esta matriz sería un buen indicador biológico para metilmercurio (Dórea y cols., 2005; Feng y cols., 2008). En el Reino Unido, los dentistas han recomendado el análisis regular de Hg en cabello u orina para la monitorización de la exposición a este (McMullin y cols., 1982; Pritchard y cols., 1982).

Kempson y cols. (2007), han señalado al cabello como una matriz útil para el análisis de algunos elementos esenciales u oligoelementos, como el Cu y Zn.

Aunque, actualmente, no existe información científica sobre la cinética de incorporación de los elementos traza en el cabello (ATSDR, 2001; Seidel y cols., 2001; Harkins y Susten, 2003; Pragst y Balikova, 2006; Rodrigues y cols., 2008), la presencia de estos contaminantes puede deberse a: i) que son captados por los folículos directamente de la circulación sanguínea (**elementos endógenos**), ii) son incorporados por el cabello una vez excretados por las glándulas sebáceas y/o sudoríparas (**elementos semi-exógenos**), iii) una contaminación externa con elementos presentes en el medioambiente: aire, agua, suelo, polvo, productos de belleza, etc. (**elementos exógenos**) (Hopps, 1977; Herber y cols., 1983).

Se ha demostrado, además, que ciertos contaminantes orgánicos, como el bromobenceno y el dietilhexilftalato, también son eliminados a través de esta matriz. Incluso aquellos xenobióticos que son extremadamente resistentes a la biotransformación y, por tanto, a su excreción, pueden ser eliminados en pelo, piel, sebo o sudor en índices iguales a los de otras rutas de eliminación (Timbrell, 2008).

En la práctica, la aclaración por esta vía carece de importancia cuantitativa, pero puede ser de una enorme trascendencia semiológica, y con un conocimiento más intenso sobre esta vía de eliminación, se podría utilizar como método no invasivo para obtener una estimación total de la concentración de ciertos tóxicos en el organismo (Attar y cols., 1990; Timbrell, 2008).

Además, y como se ha descrito previamente, el análisis de elementos traza en cabello humano podría aportar un valor en potencia para detectar y monitorizar el estado de los elementos traza en el propio individuo (Folin y cols., 1991; Sturaro y cols., 1994; Wolfsperger y cols., 1994; Bencko, 1995; Perrone y cols., 1996; Akyol y cols., 1997; Drasch y cols., 1997; Rosborg y cols., 2003; etc.), proporcionando un valor de exposición crónica a micro-nutrientes tóxicos por parte de la población estudiada. Sin embargo, la validez del uso de los niveles de metales y metaloides en el cabello como un indicador biológico de carga tisular en el ser humano está todavía sujeta a debate por parte de la comunidad científica (Bencze, 1990a y b; Bozsai, 1992; Díaz-Barriga y cols., 1993; González-Muñoz y cols., 2008; Rodrigues y cols., 2008; Kordas y cols., 2010).

### **8. - EVALUACIÓN DE RIESGO TOXICOLÓGICO**

El término “**peligroso**” define la capacidad de una sustancia, tecnología o actividad para producir efectos adversos en los organismos, y “**riesgo**” la probabilidad de que, en una situación dada, una sustancia, tecnología o actividad produzca un daño. Por tanto, se dice que una persona se puso en “riesgo” cuando está “expuesta” a un “peligro”. La magnitud del riesgo es una función de la peligrosidad de la sustancia, tecnología o actividad, y de la magnitud de la exposición, por lo que si alguno de ellos es igual a cero entonces no hay riesgo (Sexton, 1995).

La legislación española define riesgo en el R.D. 9/2005 como “la probabilidad de que un contaminante presente en el suelo entre en contacto con algún receptor con consecuencias adversas para la salud de las personas o el medio ambiente”.

Para estimar el riesgo que significa la presencia de un tóxico en un sitio determinado es necesario conocer su toxicidad, la cantidad de tóxico que entra en contacto con el organismo o población en estudio y las condiciones en las que se da este contacto.

Mediante el proceso científico denominado **Evaluación de Riesgos (ERs)** se establece la probabilidad de que se produzcan efectos adversos sobre los animales, las plantas, el ser humano o el medio ambiente como resultado de la exposición a uno o más agentes, que pueden ser químicos, naturales o sintéticos, o físicos (US EPA, 1988; Bharadwaj y Machibroda, 2008).

También se puede definir como un proceso para determinar la magnitud de los efectos que sobre la salud son inducidos por una causa determinada (Sexton, 1995).

La ERs se desarrolló en Estados Unidos durante las décadas de 1970 y 1980. El documento *Risk Assessment in the Federal Government: Managing in the Process*, del National Research Council (NRC, 1983), redactado con el objetivo de uniformizar el procedimiento de evaluación de agentes químicos por los distintos departamentos del gobierno federal de Estados Unidos, presenta la metodología de la evaluación de riesgo y establece su estructura en cuatro etapas.

Esta metodología es una herramienta que se basa, no únicamente en los aspectos toxicológicos sino también en otros campos que van desde la química a la fisiología, y desde la ecología a la estadística aplicada (Asante-Duah, 2002). Se trata de un proceso muy complejo, ya que un mismo contaminante puede provocar diferentes efectos sobre la salud

dependiendo de la vía de exposición, sin contar con las interacciones entre compuestos (López y cols., 2008; Nadal y cols., 2008), o la sensibilidad diferente de cada organismo. Debido a ello, se trata de una herramienta muy controvertida, y que está en desarrollo y evolución constante.

La ERs se lleva a cabo en cuatro etapas, que se describen a continuación (US EPA, 1989a y b, 1991; Bharadwaj y Machibroda, 2008). No siempre son precisas todas ya que a veces con la primera etapa es suficiente.

- Primera etapa: **Identificación del Peligro Potencial o Análisis de Datos.**
- Segunda etapa: **Evaluación de la exposición.**
- Tercera etapa: **Evaluación de la toxicidad.**
- Cuarta etapa: **Caracterización de los riesgos.**

Una vez caracterizado el riesgo, éste debe gestionarse. La **gestión o manejo del riesgo** es el proceso de identificación, evaluación, selección, e implementación de acciones para reducir el riesgo para la salud humana y los ecosistemas. Entre las posibles decisiones se encuentra evitar el riesgo mediante la prohibición del producto, las limitaciones en su uso, o el establecimiento de recomendaciones de uso y límites de seguridad que no puedan sobrepasarse, como los límites de contaminantes industriales o medioambientales, límites máximos de residuos en alimentos, etc. (Moreno, 2003).

Por último, cuando se hayan tomado las decisiones, es preciso que las autoridades reguladoras se aseguren de su cumplimiento, efectuando la **monitorización o seguimiento del riesgo**. También se procede a la **comunicación del riesgo**, que consiste en la interpretación y difusión de la evaluación y de las decisiones (Moreno, 2003).

La ERs se emplea también para diseñar estrategias de prevención de riesgos para la salud humana (Bharadwaj y Machibroda, 2008; López y cols., 2008; Thornton y cols., 2008). En este caso se determina la cantidad permisible de contaminantes en los medios ambientales que entran en contacto con las poblaciones y, mediante el uso de modelos de transporte, se estima cuales son las concentraciones de los tóxicos que serían permisibles en el punto de emisión. Con esta información, se establecen los niveles de tóxicos en la

fuelle, que no se deben exceder, para que la población posiblemente receptora no esté expuesta a un peligro intolerable (de Vries y cols., 2007a y b).

### **8.1.- NECESIDAD DE LA EVALUACIÓN DE RIESGOS**

Aunque el análisis de riesgos es un término relativamente nuevo, siempre ha existido la necesidad de evaluar riesgos de todo tipo. Según los historiadores, los primeros profesionales en la evaluación de riesgos fueron los babilonios (3200 a.C.), los cuales ofrecían consejo sobre todo tipo de decisiones, como la selección de lugares para edificios. Con la llegada de la industrialización, se moderniza el concepto aplicándose con seriedad a operaciones comerciales y a la salud humana, especialmente para evitar desastres.

El análisis del riesgo en la salud, seguridad, política ambiental, higiene industrial, epidemiología y toxicología creció desde finales del siglo XIX, y ya tenía cuerpo científico suficiente hacia 1930, con relaciones cuantitativas entre exposiciones humanas y sus efectos. Desde mediados del siglo XX se inicia la preocupación y el establecimiento de límites de exposición a agentes peligrosos.

La preocupación por el control de las diferentes clases de sustancias peligrosas ha provocado el desarrollo de una legislación en la mayoría de los países, que exige que, previamente a la comercialización, transporte y uso de un compuesto, este sea evaluado para conocer el riesgo que supone para la salud y el medio ambiente. De esta manera, se ha puesto en vigor en la Unión Europea desde el 1 de junio de 2007 el Reglamento nº 1907/2006, relativo al **Registro, la Evaluación, la Autorización y la Restricción de las sustancias y preparados químicos (REACH)** en todo el territorio comunitario. Este Reglamento establece un procedimiento de registro de sustancias químicas en Europa, de forma que todo fabricante o importador de una sustancia en más de una tonelada/año tendrá que registrar la sustancia en la Agencia Europea de Sustancias y Preparados Químicos (ECHA), para la que deberán aportar información toxicológica sobre las mismas. Con ello se pretende que sea la propia industria la que genere y aporte información sobre las características intrínsecas de las sustancias presentes en el mercado europeo. Las sustancias no podrán ser comercializadas si no han sido registradas en los plazos establecidos.

Además, las empresas que fabriquen o importen sustancias en un volumen superior a 10 toneladas/año, deberán realizar una evaluación de la seguridad química, en la que se



valorarán los riesgos para la salud y el medio ambiente de las sustancias y se determinarán si los riesgos están controlados y qué medidas de control de riesgo son necesarias para la protección de la salud y del medio ambiente. Los resultados se registrarán a través de un informe de Seguridad Química (ISQ) que se enviarán a la Agencia (ECHA). Estos resultados se comunicarán a los usuarios a través de las fichas de datos de seguridad.

La necesidad de una metodología estandarizada para la ERs surge en los EEUU a partir de la entrada en vigor de la cláusula Delaney en 1958. Dicha cláusula prohíbe el uso como aditivo alimentario de cualquier sustancia química cancerígena en personas o animales. En principio, esta prohibición se asimiló a la ausencia de dichas sustancias químicas en los alimentos, interpretación compatible con la sensibilidad de los métodos analíticos de su época. Sin embargo, a medida que nuevas técnicas analíticas iban permitiendo alcanzar límites de detección más bajos, se fue haciendo necesario matizar el significado de prohibición, dada la incontestable presencia de sustancias químicas prohibidas en los alimentos que las mejoras técnicas analíticas ponían de manifiesto, si bien en concentraciones muy bajas.

En 1980, se decretó el **Acto Ambiental Comprensivo** para la **Respuesta, Compensación y Responsabilidad**, cuyas siglas en inglés son **CERCLA** y que también se conoce como **Superfund**. Esta autorizó a la Agencia Federal de Protección Ambiental a que identificara el impacto que tiene sobre el medio ambiente la deposición indebida de residuos o desechos potencialmente peligrosos y la creación de medidas preventivas y de limpieza. Así mismo, CERCLA creó también la **Agencia de Sustancias Tóxicas y Registro de la Enfermedad (ATSDR)**, para que se encargue de la evaluación de los peligros a la salud pública y así reducir o prevenir exposiciones y enfermedades relacionadas con diferentes agentes liberados al medio ambiente. Estas dos agencias establecieron distintos métodos de evaluar y definir los riesgos que para la salud humana conllevan los residuos peligrosos, que comparten características semejantes, pero con variaciones fundamentales en los procesos de evaluación.

En Europa, previamente a la implementación del REACH, la ERs aparecía como metodología obligatoria en la Directiva 93/67/CEE sobre Evaluación de Riesgo de Nuevas Sustancias, que desarrollaba y complementaba la Directiva 92/32/CEE y Directiva 67/548/EEC, que constituyeron el marco legal de las sustancias y preparados peligrosos en

la Unión Europea. Para las sustancias existentes se crearon los Reglamentos de la Comisión Europea: nº 793/93 y nº 1484/94.

La Comisión Europea recogió su metodología de ERs en una serie de Documentos Técnicos de la Comisión Europea de 1996 (EC TGD, 1996), en el marco de las citadas disposiciones comunitarias. Esta ER diferencia entre la evaluación toxicológica y ecológica, es decir, entre el ser humano y las especies salvajes o ecosistemas respectivamente.

En España, estas normas comunitarias se transpusieron al ordenamiento jurídico interno español mediante el R.D. 363/95, o Reglamento de Sustancias Peligrosas, que introdujo el uso de la ERs como herramienta de predicción de riesgos de las sustancias químicas presentes en el medio ambiente. Sin embargo, recientemente se ha introducido una valoración de riesgos ambientales a través del R.D. 9/2005, de 14 de enero de 2005, en su Anexo VIII, que se encuentra actualmente en vigor.

El uso de la ERs constituye hoy en día un requisito previo a la introducción en el mercado de nuevas sustancias y un elemento imprescindible de la caracterización de las sustancias existentes en los países de la Unión Europea.

Asimismo, cuando se determinan suelos potencialmente contaminados, las autoridades locales tienen la responsabilidad de asumir el trabajo para evaluar el riesgo asociado (Rimmer y cols., 2006). Estos procedimientos también se recogen en la guía de aplicación del R.D. 9/2005.

### **8.2. - IDENTIFICACIÓN DE LOS PELIGROS**

La identificación de los peligros consiste en identificar los efectos preocupantes y revisar la clasificación (provisional) a la luz de todos los datos disponibles. Es decir, consiste en preguntarse si un determinado agente puede incrementar la incidencia de un determinado efecto adverso. Como mínimo incluye las propiedades y los efectos adversos principales.

Suele realizarse en forma cualitativa, identificando los contaminantes sospechosos de producir riesgos sobre la salud, cuantificando las concentraciones ambientales, describiendo las formas específicas de toxicidad que puede provocar (carcinogenicidad, hepatotoxicidad, etc.), y evaluando las condiciones bajo las cuales esas formas específicas de toxicidad pueden expresarse en organismos expuestos. La información utilizada proviene generalmente de datos

de monitorización medioambiental, de datos epidemiológicos y de estudios experimentales. Este paso es común para la evaluación del riesgo cualitativa y cuantitativa.

### **8.3.- EVALUACIÓN O ESTIMACIÓN DE LA EXPOSICIÓN**

La evaluación de la exposición es un elemento clave para llevar a cabo la evaluación del riesgo, siendo así mismo donde existe una mayor incertidumbre. Si no hay exposición no existirá riesgo. Básicamente la exposición tiene lugar por bienes de consumo, por productos empleados ocupacionalmente o a través del medio ambiente (Moreno, 2003).

Su objetivo principal es la determinación, tanto cuantitativa como cualitativa, de los tóxicos presentes en el medioambiente que pueden entrar en contacto con el ser humano (exposición), o bien introducirse en él (dosis).

Para este tipo de estudios también es de gran importancia la estimación de la magnitud, duración y frecuencia de la exposición, así como la estimación del número de personas expuestas al agente en cuestión (Sexton y cols., 1995), por lo que se deben tener presentes las diferentes vías de exposición a las que puede estar sometido el ser humano: inhalación, ingestión y absorción dérmica (Hawley, 1985; Levin y cols., 1991; López y cols., 2008).

**La evaluación de la exposición consta teóricamente de tres etapas** (Moreno, 2003):

**1. Caracterización del escenario medioambiental**, constituido por el medio físico en el que se encuentra el contaminante, desde su punto de aplicación hasta alcanzar a las poblaciones humanas potencialmente expuestas.

**2. Identificación de las rutas medioambientales de exposición y selección de las rutas medioambientales relevantes o completas.** La ruta de exposición consta de compartimentos medioambientales interconectados, entre los que se establece un flujo de contaminante en el que intervienen fenómenos de transporte, distribución y transformación.

Una ruta medioambiental de exposición completa consta de:

- Fuente de contaminación, constituida por el foco responsable de la introducción en el medio ambiente del contaminante. Puede ser natural o artificial.
- Compartimentos medioambientales: agua, aire de la zona porosa del suelo, matriz del suelo, atmósfera y seres vivos, entre los que se mueve el agente químico y sufre transformaciones químicas o biológicas.
- Vías de exposición: oral, inhalación y cutánea, a través de la cual se produce el contacto con el contaminante.
- Presencia de población receptora en el punto de contacto.

**3. Cuantificación de la exposición correspondiente a cada ruta medioambiental completa identificada**, que se lleva a cabo mediante el cálculo de la concentración del contaminante en el punto de contacto, su frecuencia y duración. Esta última fase es la que permite calcular la dosis externa recibida por la población a través de cada una de las rutas medioambientales, que deben combinarse para obtener el grado total de exposición.

La caracterización del escenario de la exposición se define mediante la recopilación de datos sobre el medio físico y la población existente de la zona de estudio, ya que el escenario relaciona entre sí a los contaminantes y a las poblaciones potencialmente expuestas.

Las posibles rutas de exposición a xenobióticos presentes en el suelo para el hombre pueden ser (Cambra y cols., 1999; Dudka y Miller, 1999; Dao y cols., 2010):

- contacto dérmico con el suelo contaminado.
- inhalación de volátiles.
- inhalación de partículas.
- ingestión de partículas de suelo contaminado.
- ingestión de hortalizas que crecen sobre un suelo contaminado.
- ingestión de aguas contaminadas.

De todas ellas, las más significativas son: la inhalación de partículas de suelo resuspendidas, la ingestión de suelo y, dependiendo del tóxico, el contacto dérmico de suelos contaminados (Levin y cols., 1991). Dichas rutas se describen a continuación:

### **8.3.1- Ingestión de suelo**

El rango de ingesta diaria en lo referente a los suelos, tiene una gran variabilidad. Esta ingesta es principalmente importante en niños, debido a su tendencia a llevarse las manos y los juguetes a la boca, así como la práctica de geofagia (Paustenbach, 1989; Stern y cols., 1989; Levin, 1991; Lanphear y Roughmann, 1997; Schütz y cols., 1997; Mielke y Reagan, 1998; Stanek y Calabrese, 2000; Freeman y cols., 2001; Johnson y Bretsch, 2002; Ljung y cols., 2007; Madrid y cols., 2008; Demetriades y cols., 2010; Lu y cols., 2010; Roussel y cols., 2010).

Se ha propuesto en el ser humano una ingesta diaria de tierra que oscila entre 50 y 500 mg/día (Calabrese y Stanek, 1993; Nüßlein y cols., 1995). Con respecto a la población infantil, la US EPA (1996a; 2002b) ha estimado una media de 100 mg/día de ingesta de suelos en niños de 1 a 6 años, y para el percentil superior un ratio de 400mg/día, por lo que ha propuesto una media de 200 mg/día para este colectivo. Por su parte, Calabrese y cols. (1997), basándose en estudios de ingesta de suelos en niños, han sugerido el siguiente modelo de comportamiento para uno a dos días al año: 62% de los niños ingiere más de 1 gramo de suelo, el 42% más de 5 gramos, y el 33% restante, podría ingerir más de 10 gramos de suelo al año.

La ingesta de suelos se ha descrito como una fuente de tóxicos presentes en el medioambiente de igual importancia para el ser humano que la ingesta de agua y alimentos (McKone y Daniels, 1991), siendo en muchos lugares contaminados, la principal vía de exposición (Paustenbach, 1991).

### **8.3.2.- Inhalación de partículas procedentes del suelo**

Otra vía de entrada de tóxicos presentes en el suelo al organismo es la inhalación de partículas de suelo resuspendidas. Por ejemplo, está bien descrito que los elementos traza presentes en los suelos se encuentran también en las partículas y polvo generados a partir de este, afectando a la calidad del aire y, por tanto, a la salud humana (Chen y cols., 1997; Bandhu y cols., 2000; Young y cols., 2002; Cyrus y cols., 2003; Gray y cols., 2003; Laidlaw y

## **Introducción**

---

cols., 2005). Dependiendo del diámetro de las partículas, éstas pueden ser disponibles para el ser humano (Dominici y cols., 2007a y b).

La fracción inhalable o materia particulada  $PM_{10}$  es capaz de penetrar en el tramo traqueobronquial de las vías respiratorias (Liu y cols., 2004; Dominici y cols., 2007a y b). La función del tramo traqueobronquial es la de distribuir el aire inspirado de forma rápida y uniforme hacia los pulmones. Debido a ello, se aumenta la difusión y sedimentación de las partículas que se hayan inhalado.

Por tanto la materia particulada es un contaminante, que se ha asociado con la morbilidad y mortalidad (Dockery y cols., 1993; Samet y cols., 2000a y b; Veronesi y Oortgiesen, 2001; Protonotarios y cols., 2002; Young y cols., 2002; Liu y cols., 2004; Peng y cols., 2005; Pope y Dockery, 2006; Dominici y cols., 2007a y b). Además, se sabe que la fracción inorgánica de las partículas en suspensión contienen, además de carbón, una gran cantidad de elementos metálicos como, por ejemplo: Al, As, Be, Ca, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Si, V y Zn (Natusch y cols., 1974; Hlavay y cols., 1992; Fernández, 2005; Bell y cols., 2007; Dominici y cols., 2007a y b; Sato y cols., 2008; Park y Dam, 2010).

La legislación europea establece los límites de contaminantes en el medio. Así, el límite marcado por la UE como valor medio anual para el 2010 de  $PM_{10}$  es de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Respecto al límite de 24 horas para  $PM_{10}$ , se establece que no se debe exceder más de 35 días al año el valor de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y 7 veces para el 2010 (Directiva 99/30/CEE).

En algunas ciudades europeas se obtuvo un rango de  $PM_{10}$  en los 90 de  $14\text{--}65 \mu\text{g}/\text{m}^3$  aproximadamente, y en varias de ellas, los niveles límites se excedieron durante más de 35 días al año (Ballester y cols., 2008).

Los niveles actuales de contaminantes del aire en la UE presentan efectos adversos considerables sobre la salud de la población. Además, los  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  tienen efectos a corto y largo plazo, incluyendo un aumento en la mortalidad (Künzli y cols., 2000; Ezzati y cols., 2002).

Por ello, para cuantificar esta vía de exposición a xenobióticos se utiliza el valor medio anual de materia particulada o  $PM_{10}$  determinado en el escenario de exposición sobre el que se realiza la ER, así como la concentración de contaminantes en la atmósfera y el volumen de aire respirado en un tiempo determinado.

Para determinar la concentración de xenobióticos en el aire se utiliza el modelo de Hawley (1985), empleado por la US EPA (1997, 2004), y que establece que un 50 % de las

partículas presentes en la atmósfera provienen de la resuspensión de suelos (Hawley, 1985; Stern y cols., 1989).

### **8.3.3. - Absorción dérmica a través de suelos**

Otra posible vía de exposición a xenobióticos presente en el suelo es la absorción a través de la piel (Levin y cols., 1991; Blanchet, 1994; López y cols., 2008; Mari y cols., 2009b; Rovira y cols., 2010a y b, 2011a y b).

La estimación de la exposición debida al contacto dérmico requiere la asunción de ciertos factores tales como: carga dérmica ( $\text{mg}/\text{cm}^2$ ), superficie de piel expuesta, eficiencia de la absorción para los diferentes contaminantes, duración de la exposición y peso corporal. Estos factores deben usarse para conocer la influencia de la contaminación del suelo en la dosis diaria de tóxicos ( $\text{mg}/\text{kg}/\text{día}$ ). También hay que considerar el efecto matriz que puede ejercer el suelo (Hawley, 1985; Levin y cols., 1991).

Sin embargo, hay que destacar que la absorción dérmica de la mayoría de los elementos traza presentes en los suelos en el ser humano es insignificante o nula (US EPA, 1998; Deubner y cols., 2001). En este sentido, diversos estudios de Evaluación de Riesgos han observado un riesgo ínfimo para el ser humano, o incluso, no han considerado esta vía de exposición para estos contaminantes (Hough y cols., 2004; Nadal y cols., 2004; Grasmück y Sholz, 2005; Ferré-Huguet y cols., 2007; Hellström y cols., 2007; Sipter y cols., 2008; Schuhmacher y cols., 2009; Rovira y cols., 2010a y b, 2011a y b). Así, tres estudios recientes de ER a metales y compuestos orgánicos presentes en suelos de Castellolí, Barcelona (Mari y cols., 2009b), Mataró, Barcelona (Rovira y cols., 2010a), y Alcanar, Tarragona (Rovira y cols., 2010b), aunque han considerado la absorción dérmica como una posible vía de exposición, no la han tenido en cuenta para la estimación de riesgos a los elementos minerales, excepto para el As, ya que la US EPA ha establecido recientemente un factor de absorción dérmica para este metaloide (US EPA, 2010).

Además, estudios previos de absorción/permeación cutánea de metales y metaloides presentes en suelos han mostrado que la absorción de As, Be, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb inorgánico, Sn y V, es prácticamente nula o nula (Hostýnek y cols., 1993). Pero, se ha propuesto que para el Cd, Hg y Tl sí constituiría una ruta significativa (Hostýnek y cols., 1993; Rovira y cols., 2010a).

De manera contraria, esta vía de exposición sí va a ser importante para xenobióticos orgánicos como los compuestos orgánicos volátiles (López y cols., 2008; Schuhmacher y cols., 2009), dibenzo-p-dioxinas y dibenzofuranos policlorados (Mari y cols., 2009b; Rovira y cols., 2010b, 2011a y b), y bifenilos policlorados (Rovira y cols., 2010a).

### **8.4. - EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD**

La evaluación de la toxicidad consiste en el estudio de sustancias que pueden ser peligrosas para el medio ambiente y/o para el hombre. Cuando un xenobiótico llega a uno de los compartimentos del medio ambiente puede actuar sobre su flora o fauna, puede ser incorporado o absorbido por un organismo vivo que puede transmitirse a través de la cadena alimentaria a especies más elevadas en la escala zoológica hasta llegar al hombre (Moreno, 2003).

Algunos compuestos químicos pueden tener efectos tóxicos inmediatos, otros, sin embargo, presentan baja toxicidad aguda pero se pueden acumular y producir toxicidad a largo plazo, o transformarse a metabolitos más o menos tóxicos.

La evaluación de la toxicidad para el ser humano se puede centrar en: diagnóstico de la intoxicación, evaluación de la toxicidad de sustancias conocidas y evaluación de la toxicidad de nuevos productos.

El objetivo principal es determinar cuales son los efectos tóxicos producidos, mediante el **establecimiento de la relación dosis-respuesta** o concentración-efecto, que consiste en la estimación de la relación entre la dosis o el nivel de exposición a una sustancia y la incidencia y la gravedad del efecto.



Por tanto, el riesgo individual sobre la salud se determina para cada contaminante, diferenciando según el umbral de efecto tóxico que presente el agente sobre la salud humana:

- **Compuestos o agentes con umbral** o punto a partir del cual se observa un efecto, es decir, aquellos agentes que no provocan un efecto adverso hasta que no se ha alcanzado un nivel mínimo de exposición. Corresponde a la mayoría de los compuestos que provocan efectos sistémicos que únicamente se observan si se sobrepasa una determinada dosis (compuestos no cancerígenos), pero también incluye a los cancerígenos no genotóxicos o mitógenos, que son compuestos no mutagénicos pero que aumentan el riesgo de cáncer al acelerar el ritmo de división celular interactuando sobre el complejo sistema de regulación de la división celular. Para este tipo de compuestos, el efecto se puede evitar simplemente manteniendo los niveles de exposición por debajo del umbral, por lo que se aplica un *margen de seguridad*.

Como umbral se utiliza el **Nivel Sin Efecto Adverso Observado** o **NOAEL** (No Observed Adverse Effect Level), que es un nivel umbral aparente por debajo del cual no aparecen efectos tóxicos. Se trata de un nivel posológico obtenido a partir de la curva dosis/respuesta, y es una concentración. En aquellos estudios críticos experimentales en los que no se ha encontrado un NOAEL a las dosis administradas, se utiliza el **Nivel Menor con Efecto Adverso Observado** o **LOAEL** (Lowest Observed Adverse Effect Level), que es el nivel posológico más bajo en el que aparecen efectos adversos. Estos umbrales se utilizan internacionalmente para establecer diferentes estándares de seguridad, siendo en los EEUU la dosis de referencia (RfD) y la concentración de referencia (RfC), que se describen a continuación.

- **Compuestos o agentes sin umbral** o sin punto claro donde inicie un efecto. Para estos compuestos no existe un nivel de seguridad, ya que a dosis extremadamente bajas pueden causar efectos adversos. Este grupo incluye a los compuestos cancerígenos genotóxicos o mutagénicos, es decir, la mayoría de los compuestos cancerígenos. Estos agentes están regulados de una forma mucho más rígida y cautelosa que los compuestos no cancerígenos, asumiendo que una molécula puede dar lugar a una célula mutada, y ésta a cáncer, por lo que se tiende a buscar el nivel cero de exposición sin regular niveles seguros.

### 8.5. - CARACTERIZACIÓN O ESTIMACIÓN DEL RIESGO

La caracterización del riesgo sobre la salud humana es la última etapa de la ERs (US EPA, 1989a). Consiste en la estimación de la incidencia y gravedad de los efectos adversos probables en una población humana o en un compartimento del medio ambiente, debidos a la exposición real o prevista a la sustancia contaminante (Sexton y cols., 1992), y no va a ser siempre necesaria la cuantificación de dicha probabilidad.

La caracterización del riesgo supone la integración de la información recogida en las tres etapas anteriores para desarrollar una estimación cuantitativa o cualitativa de la probabilidad de que se produzca alguno de los efectos asociados a la exposición del xenobiótico sobre el que se realiza la ERs (NRC, 1994).

Para llevar a cabo esta caracterización se integran todos los datos de la evaluación de toxicidad y de estimación de la exposición, incluyendo los estudios epidemiológicos y los de laboratorio, tanto *in vivo* como *in vitro*.

A continuación se cuantifican los riesgos efectuando la extrapolación desde la fuente de obtención de los datos hacia condiciones más probables de exposición. La caracterización del riesgo puede ser cualitativa, cuantitativa, o ambas, que es lo más frecuente. Esta caracterización va a ser diferente según el tipo de compuesto o agente descritos previamente:

- **Sustancias Con Umbral de Efecto Tóxico.** El procedimiento de caracterización consiste habitualmente en dividir el umbral obtenido de estudios epidemiológicos o experimentales (NOAEL o LOAEL) por un *factor de seguridad (FS)* que asegure un margen de seguridad o *valor límite humano (HLV)* suficiente. El FS es un múltiplo de varios factores (denominados según las diversas tendencias, como factores de seguridad, de evaluación, factores de incertidumbre, de extrapolación, de ajuste, etc.), para compensar la incertidumbre debida a variaciones intra e interespecies, el periodo de exposición, etc.

La Ingesta Diaria Aceptable (IDA) se define como la ingesta diaria de un compuesto que, durante toda la vida, parece no provocar riesgo apreciable de acuerdo con el conocimiento disponible en ese momento (WHO, 1962). Para xenobióticos este término se denomina Ingesta Diaria Tolerada (TDI). Para calcular el IDA se utiliza la siguiente fórmula:

$$IDA = NOAEL/FS$$

El NOAEL se determina usando el indicador de toxicidad más sensible, y el factor de seguridad en humanos suele ser de 100 (Lehman y Fitzhugh, 1954).

A la caracterización del Riesgo de los compuestos que presentan un umbral de toxicidad se denomina **Riesgo No Cancerígeno o Tóxico**, que se calcula al dividir la dosis absorbida por el IDA. **Si el resultado es menor a uno, el riesgo será aceptable.**

La US EPA ha adoptado este sistema para el estudio de contaminantes ambientales (US EPA, 1988), pero utilizando los términos de **dosis de referencia (RfD)** y **factor de incertidumbre (UF)** para evitar emplear los términos "aceptable" y "segura". Por tanto la fórmula que se emplea es:

$$RfD = (NOAEL \text{ o } LOAEL)/ UF_s$$

- **Agentes Sin Umbral de Efecto Tóxico.** A la caracterización del Riesgo de estos compuestos que no presentan un umbral de toxicidad se denomina **Riesgo Cancerígeno**.

Este riesgo se calcula como el incremento de probabilidad de aparición de cáncer, durante toda la vida, como resultado de dicha exposición. Este incremento de riesgo se calcula a partir del **factor de pendiente de cáncer (SF)** y de la exposición media diaria al agente químico, obtenida al promediar la dosis total durante la expectativa media de vida,

$$Riesgo = IDA \cdot SF$$

## Introducción

---

El límite tolerable del incremento de riesgo cancerígeno individual es de  $1 \times 10^{-6}$ . Es decir, un incremento de probabilidad de padecer cáncer de un individuo por cada millón de personas.

Para la evaluación del riesgo, la US EPA utiliza el modelo multietapa linealizado en 1986 (Novell y Thomas, 1996). Este modelo se desarrolló para explicar datos epidemiológicos de cánceres en el ser humano. Asume que todos los carcinógenos actúan por un mecanismo común, y que cualquier carcinógeno incrementa esa parte del proceso en marcha. Sólo se aplica a compuestos clasificados como cancerígenos.

Este modelo consiste en una ecuación polinómica, donde el componente lineal es equivalente a la pendiente de la relación dosis-respuesta a dosis bajas.

Por otro lado, se han descrito limitaciones en el uso de los valores del NOAEL, que se atribuyen principalmente a la imprecisión que presenta la extrapolación de los resultados de estudios *in vivo* al ser humano, debido a la aplicación de dosis muy elevadas en las pruebas en animales. Esto hace que, a partir de estos estudios, sea difícil predecir los efectos que tiene la sustancia en la población humana, que tiene una fisiología diferente, susceptibilidades genéticas diferentes y se encuentra habitualmente expuesto a dosis mucho menores (Thybaud y cols., 2007).

Debido a ello, en Europa, el REACH ha desarrollado un nuevo parámetro en la estimación del riesgo y en el establecimiento de la relación dosis-respuesta, que es el **Nivel Determinado Sin Efecto** o **DNEL** (Derived No Effect Level). El DNEL se define en el Anexo 1 del REACH como aquel nivel de exposición que no debe ser superado por los seres humanos. Este Reglamento requiere a los fabricantes y a los importadores de sustancias y preparados químicos usado en cantidades iguales o superiores a las 10 toneladas/año, que calculen este parámetro como parte de la "Evaluación de Seguridad de las Sustancias Químicas" (CSA, Chemical Safety Assessment). El DNEL se utiliza en la caracterización del riesgo de CSA, como un valor de referencia para establecer el control adecuado en los diferentes escenarios de exposición (Kreider y Spencer, 2010).

Si los niveles de exposición estimados no exceden el DNEL apropiado, el riesgo en los seres humanos puede considerarse adecuadamente controlado. En el REACH se especifica que los DNELs deben reflejar las vías, la duración y la frecuencia probables de exposición. Si es probable que ocurra más de una vía de exposición (oral, dérmica o

inhalatoria), se deben establecer un DNEL para cada una de ellas, y para la exposición combinada de todas ellas (Kreider y Spencer, 2010).

Los DNELs incorporan la incertidumbre que se desprende de la variabilidad en los datos experimentales, la variación intra e interespecies, la naturaleza y severidad del efecto, y la sensibilidad de la población humana. Por ello, puede también ser necesario identificar diversos DNELs para diferentes grupos de poblaciones relevantes: expuestas ocupacionalmente, ambientalmente, etc. así como grupos sensibles como niños y mujeres embarazadas. El valor resultante puede considerarse como un NOAEL para una sustancia química, aunque son más restrictivos, basado en la integración de toda la información relevante disponible sobre los efectos adversos para la salud humana (Kreider y Spencer, 2010).

### 8.6. - GESTIÓN DEL RIESGO

El objetivo de la gestión del riesgo es aplicar acciones integradas, con fundamento científico, y de un costo adecuado, que permitan reducir o prevenir los riesgos teniendo presente consideraciones sociales, económicas, culturales, éticas, políticas y legales (PCCRARM, 1997).

Se han descrito seis etapas para la gestión del riesgo:

- Definir el problema y colocarlo en su contexto.
- Analizar los riesgos asociados con el problema.
- Examinar las opciones para controlar los riesgos.
- Tomar las decisiones sobre las opciones que se deben implementar.
- Ejecutar las acciones para implementar las decisiones.
- Evaluar los resultados de las acciones.

Estas etapas deben realizarse en colaboración con todos los agentes implicados y se deben revisar cuando se conozcan nuevos datos (PCCRARM, 1997).



## **OBJETIVOS**

Teniendo en cuenta todo lo anteriormente expuesto, los **objetivos generales** planteados para la realización de esta Tesis Doctoral han sido los siguientes:

**PRIMERO:** El análisis de la presencia y distribución de los principales metales y metaloides de interés toxicológico en suelos de Alcalá de Henares, Madrid. A partir de estos resultados, se ha realizado una Evaluación de Riesgos para la población.

**SEGUNDO:** La biomonitorización de estos elementos traza en la población escolar de la ciudad, a través de la determinación de sus niveles en cabellos.

**TERCERO:** Determinar si existe una correlación entre ambos monitores.

## **Objetivos**

---

### **Para la consecución de los mismos se ha realizado:**

a) La determinación de los niveles de Al, As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Ti, Tl, V y Zn en suelos de parques públicos de Alcalá de Henares y una zona industrial situada en las afueras de la misma.

b) El análisis de la variación temporal de estos contaminantes en los suelos muestreados a lo largo del periodo de estudio: julio de 2000, diciembre de 2000 y julio de 2001.

c) La estimación de la exposición de la población de Alcalá de Henares a estos contaminantes.

d) La Evaluación del Riesgo para la salud.

e) La cuantificación de la concentración de estos contaminantes en cabellos de la población infantil y adolescente escolarizada en Alcalá de Henares.

f) Un estudio de correlación entre los niveles de minerales de las muestras de suelo y cabello.



## ***PARTE EXPERIMENTAL***



## **MATERIAL Y MÉTODOS**

### **1.- ZONA DE ESTUDIO. CARACTERÍSTICAS Y SELECCIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO**

Alcalá de Henares, Ciudad Patrimonio de la Humanidad, municipio ciudad de la Comunidad de Madrid, situada a 40° 28' Norte, 3° 22' Oeste, se encuentra ubicada en el centro de la Península Ibérica, en la Cuenca del Henares, y dista 31 km de Madrid (por la autovía A-2), a 15 km del aeropuerto internacional de Madrid-Barajas y a 22 km de Guadalajara. Tiene una población de 198.723 habitantes, a 1 de enero de 2007, y una superficie de 88 km<sup>2</sup>, lo que hace que sea uno de los núcleos más poblados de la Comunidad, por detrás de la propia capital y Móstoles (Azaña, 2005; Zorrilla Jurado, 2005; del Olmo, 2006; Moreno Peral, 2007).

El clima de la ciudad es de tipo *mediterráneo continentalizado*, caracterizado por veranos calurosos y secos, e inviernos fríos y húmedos. La temperatura media anual ronda los 14°C, con máximas que pueden llegar a los 40°C y mínimas de -10°C. La precipitación anual media se mueve en torno a los 420 milímetros cúbicos, con máximos en primavera y otoño.

## **Material y Métodos**

---

Los extrarradios de la ciudad se caracterizan por albergar numerosos polígonos industriales con una moderada a baja actividad industrial, como son el Polígono Industrial de: La Garena, Camarmilla, Los Almendros, Jumapi, Fagober, Del Val, Esgaravita, Torcal, Bañuelos, Camporroso, Azque, Milán, Polígono Huerta S. Antonio, Polígono Alcalá I y II, etc., los cuales incluyen diversas industrias y fábricas como son: Laboratorios Merk Sharp & Dohme, Unibus y Servicios SA., Holanplast, Bioter-Saprogal SA., Suministros Eléctricos Alcalá SL., Ofirex, Pavimentos Alcalá, Saint Gobain Vetrotex SE., etc. (Cámara de Comercio, 2006).

### **1.1.- ZONAS DE MUESTREO**

Las muestras de suelo se han recogido en los parques cercanos al casco antiguo de la ciudad, y con el fin de facilitar el muestreo, se ha subdividido la ciudad en cuatro zonas, tal y como se indica en la Figura 1. Estas cuatro zonas se han englobado como **Zona o Área Urbana**.

Se ha muestreado también una zona industrial localizada en las afueras de la ciudad, muy próxima al Campus Universitario de la Universidad de Alcalá, y que se ha considerado como **Zona o Área Industrial**, debido a que en esta se encuentran ubicados varios polígonos industriales (Alcalá I y II, Huerta S. Antonio, Hidalgo, La Esgaravita, El Val, etc.), así como laboratorios (Merck Sharp and Dohme, Holanplast, Invesa, British Petroleum, etc.). Esta zona se encuentra atravesada por la Autovía A-2, carretera que presenta una elevada intensidad de tráfico, en especial de tráfico pesado (Figura 1). Cercano al Campus Universitario se encuentra el Hospital Universitario *Príncipe de Asturias*, así como un gran centro comercial, *CC. La Dehesa*.

El **Área Urbana** se ha dividido, asimismo, en cuatro subzonas (Figura 1):

- **Zona I** es la que presenta mayor densidad de zonas verdes y menor densidad de tráfico y edificios.

- **Zona II** se encuentra más resguardada frente a los efectos de la climatología debido a su mayor densidad en edificios.

- **Zona III** presenta una moderada densidad de población pero una intensa densidad de tráfico.

- **Zona IV** es similar a la zona III, pero con situación noroeste.

Con respecto al **Área Industrial**, se ha considerado como una zona única, debido a que no se ha dividido para realizar el muestreo.

## **1.2.- ÉPOCAS DE MUESTREO**

Se han realizado tres muestreos de suelos a lo largo del tiempo: **en julio y diciembre del 2000 y julio del 2001.**

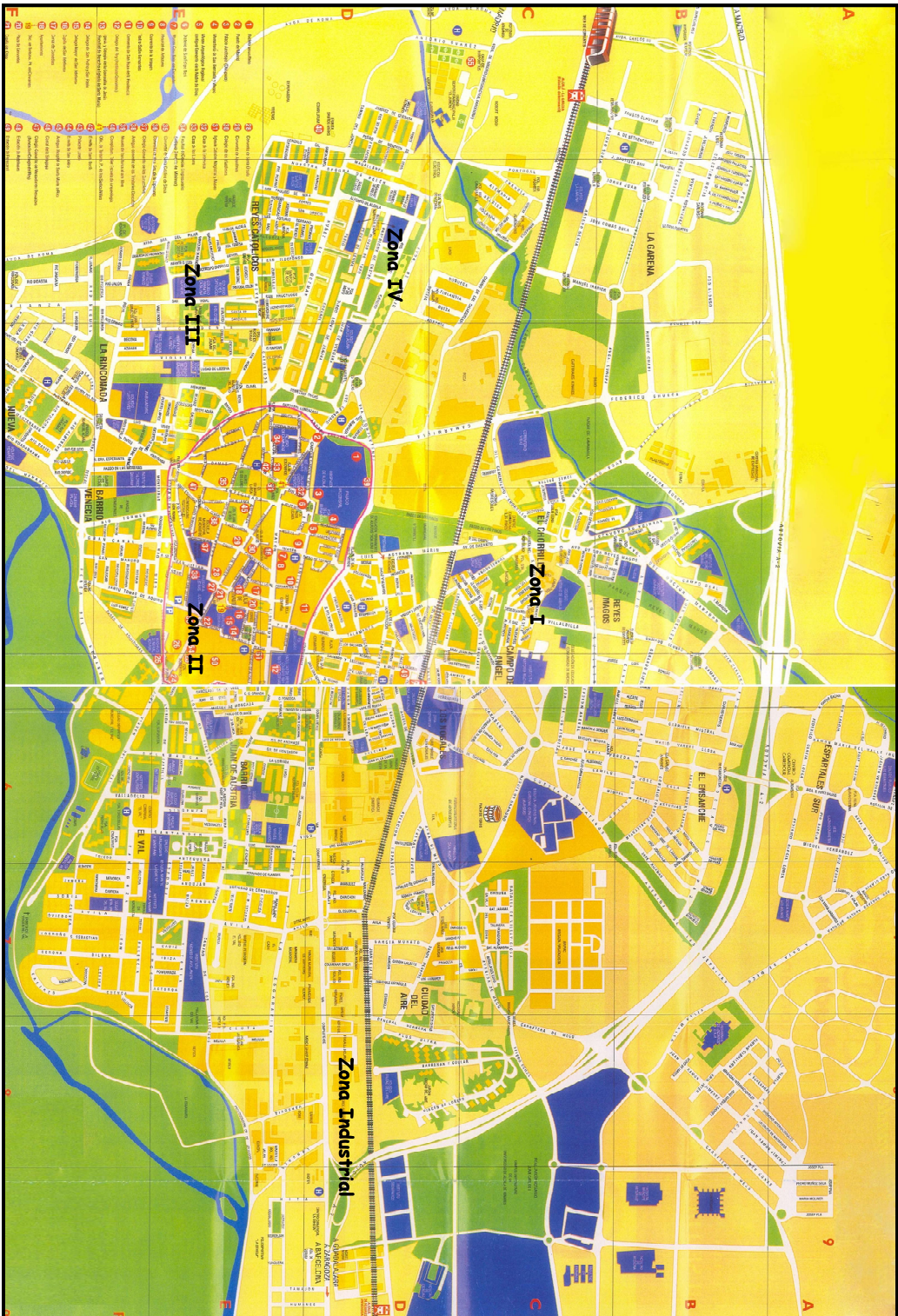


Figura 1. Plano de Alcalá de Henares, en el que se localizan las diferentes zonas de muestreo.

## **2. - MATERIALES**

### **2.1. - SUELOS**

Se han tomado muestras de suelo en diferentes puntos de parques públicos de Alcalá de Henares y una zona industrial cercana al Campus Universitario de la Universidad de Alcalá, para monitorizar diversos metales y metaloides, debido a que el suelo es un monitor medioambiental estandarizado (Klumpp y cols., 2003; Nadal y cols., 2005b; Rovira y cols., 2010a, b, c).

### **2.2. - CABELLOS**

Se ha seleccionado esta matriz como un indicador biológico de exposición a metales y metaloides en la población escolar de Alcalá, atendiendo a las evidencias descritas (Frery y cols., 1993; Bencko, 1995; Saad y Hassanien, 2001; Karagas y cols., 2002; Sukumar, 2002; Beneš y cols., 2003; Sanna y cols., 2003, 2008; Hasan y cols., 2004; Martin y cols., 2005; Nadal y cols., 2005a; Wilhelm y cols., 2005; van Wijngaarden y cols., 2006; Wang y cols., 2008; Freire y cols., 2010; Kordas y cols., 2010; Shah y cols., 2010; Unkiewicz-Winiarczyk y cols., 2010), y a que no están expuestos ocupacionalmente a ellos (Schuhmacher y cols., 1991, 1993; Batista y cols., 1996; Beneš y cols., 2003; Madrid y cols., 2006; Bao y cols., 2009).

### **3.- MÉTODOS**

#### **3.1.- METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS DE SUELOS**

##### **3.1.1.- Toma de muestras**

Las muestras de suelo se han tomado del horizonte superficial (0-3 cm), empleando guantes de látex y una pala de plástico. Previo al muestreo se han retirado las pequeñas piedras y cualquier otro material que pudiera interferir, como restos de hojas u otros materiales de desecho. Una vez recogidas, las muestras se han guardaron en bolsas de polietileno debidamente identificadas (Meneses y cols., 1999).

En **julio del 2000** se ha realizado un muestreo inicial recogiendo **40 muestras de suelos**. Posteriormente, en **diciembre del mismo año**, se recogieron un total de **100 muestras y 137 en julio del 2001**. El número de muestras se ha ampliado progresivamente debido a que los objetivos del estudio también han aumentado con el tiempo, así como para incrementar su valor científico.

##### **3.1.2.- Preparación de las muestras**

Las muestras de suelo se han acondicionado mediante la separación de los posibles elementos gruesos, como paso previo a la realización de los correspondientes análisis físicos y/o químicos.

Para ello, se ha seguido la metodología previamente descrita (Schuhmacher y cols., 1996b; Llobet y cols., 1999; Meneses y cols., 1999; Granero y Domingo, 2002; Schuhmacher y cols., 2003; Nadal y cols., 2004), que ha consistido en:

**Secado:** Se ha extendido cada muestra sobre papel de filtro y se ha desecado a 30 °C, para evitar que la humedad pueda deteriorarlas.

**Tamizado:** Una vez secas, se han tamizado con un tamiz de acero inoxidable (diámetro de poro 2 mm), para eliminar las partículas gruesas que puedan quedar y homogeneizar las muestras (Wong, 1996).

**Almacenamiento:** La muestra tamizada se ha recogido en bolsas de polietileno perfectamente selladas e identificadas, y se han almacenado en una habitación bien ventilada, fresca y seca.



**3.1.3. - Análisis del contenido total de metales y metaloides**

Las muestras de suelo se han sometido a una mineralización ácida con ácido nítrico concentrado (HNO<sub>3</sub> cc.) (65% Suprapur, E. Merck, Darmstadt, Germany), en digestores de teflón, según la metodología previamente descrita por Granero y Domingo (2002).

Se han utilizado digestores con una capacidad de 200 mL y un tapón que cierra herméticamente a rosca, para evitar pérdidas debido a la generación de vapores nitrosos, especialmente importante con aquellos elementos traza que presentan una elevada presión de vapor como el Hg (a 100 °C tiene una presión de vapor de 0,03745 kPa; Lide, 2002).

Se han pesado en los digestores  $0,7 \pm 0,001$  g de suelo y se han añadido 5,0 mL de ácido nítrico concentrado. Dicha mezcla se ha sometido a una predigestión a temperatura ambiente durante 8 horas y, seguidamente, a una digestión de 12 horas en estufa a 96 °C.

Transcurrido este tiempo y una vez atemperados, los digestores se han abierto en una campana de gases, para evitar los óxidos de nitrógeno que se desprenden durante el tratamiento de la muestra, debido a que son potencialmente carcinogénicos (Manzoori y Bavili-Tabrizi, 2002; Morton y cols., 2002; Afridi y cols., 2006).

Para separar los silicatos no disueltos durante el ataque, se ha filtrado el digerido (Whatman, filter papers hardened, números 50 ó 52, 90 mm de diámetro), y se ha enrasado a 25 mL con agua ultrapura. Las disoluciones obtenidas se han guardado por duplicado en tubos de polietileno de 10 mL de capacidad a -20 °C hasta su análisis (Schuhmacher y cols., 1996b, 1997).

Se han determinado los siguientes elementos traza en suelos: tres oligoelementos: Cu, Mn y Zn, cinco elementos carcinogénicos: As, Be, Cd, Ni y Cr (el Cr se ha incluido dentro de esta categoría dado que su forma hexavalente presenta un marcado carácter carcinogénico), y siete metales descritos *a priori* como no carcinogénicos, pero de reconocido carácter tóxico: Al, Hg, Pb, Sn, Ti, Tl y V.

### **3.1.3.1. - Técnicas analíticas usadas**

Las técnicas que se han utilizado para el análisis multielemental de los suelos han sido: la **espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente** (Perkin Elmer Elan 6000) para la determinación del As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sn, Tl y V, y la **espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente** (Thermo Jarrell Ash., modelo Poly Scan G1E), para el análisis de Al, Mn, Ti y Zn, debido a que se han descrito como las más adecuadas para el análisis multielemental (Zhang, 2006)

### **3.1.3.2. - Procedimiento analítico**

Los límites de detección de los elementos traza determinados en las muestras de suelos se recogen en la **Tabla 0**.

### **3.1.4. - Análisis complementarios de las muestras de suelo**

Con el fin de caracterizar los suelos objeto de estudio se han llevado a cabo sobre ellos una serie de análisis físico-químicos: determinación del pH, determinación de la conductividad, análisis del contenido de materia orgánica y textura. Se han seleccionado estos parámetros debido a que son propiedades del suelo que podrían afectar a la biodisponibilidad de los elementos traza presentes (Adriano, 2001; Lobo, 2003; Murria y cols., 1999, 2004).

Estos análisis físico-químicos se han estudiado en las muestras de suelos del último muestreo realizado (julio 2001), ya que es el más actual en el tiempo y para el que se va a llevar a cabo la Evaluación de Riesgos. Se han seleccionado, al azar, 5 muestras de suelo de cada parque y 5 del área industrial, que se han sometido a los siguientes análisis.

**Tabla 0. Límites de detección (L.D.) sobre las muestras de suelo ( $\mu\text{g/g}$ ). Isótopos y Líneas de Emisión para los elementos traza analizados.**

Elemento	L.D. (mg/g)	Isótopos ICP-MS	Líneas de emisión (Å)
Al	2,0		308,215
As	0,01	75	
Be	0,01	9	
Cd	0,002	111	
Cr	0,004	52	
Cu	0,004	63	
Hg	0,002	202	
Mn	0,2		257,61
Ni	0,2	60	
Pb	0,002	208	
Sn	0,01	118	
Ti	0,02		337,279
Tl	0,002	205	
V	0,004	51	
Zn	0,02		213,857

#### 3.1.4.1.- Determinación de la conductividad eléctrica y pH

La conductividad eléctrica y el pH de los suelos se han determinado en un extracto suelo/agua de relación 1:2,5 (p/v) (MAPA, 1994). La conductividad eléctrica se ha obtenido mediante un conductímetro Crisol 222, calibrado con una disolución de KCl 0,01 M siguiendo el procedimiento de Rhoades (1996), y se ha corregido el valor para expresarlo a la temperatura a 25 °C (Richards, 1954). El pH, según el procedimiento seguido por Thomas (1996), con un potenciómetro Crison micro-pH 2000, dotado de corrección automática de la temperatura.

### **3.1.4.2.- Determinación de la materia orgánica**

Se ha determinado la materia orgánica (M.O.) del suelo por oxidación con dicromato en presencia de ácido sulfúrico concentrado. El exceso de oxidante se ha valorado con sulfato ferroso amónico (sal de Mohr) y la cantidad de carbono orgánico oxidado se ha calculado a partir de la cantidad de dicromato reducido, siguiendo el método de Walkey y Black (Nelson y Sommers, 1996).

Se han tomado duplicados de 0,20 g de cada muestra de suelo perfectamente triturado, en vasos de precipitados de 500 mL, y dos blancos (sin muestra de suelo), a los cuales se han añadido 10 mL de  $K_2Cr_2O_7$  1 N y 20 mL de  $H_2SO_4$ . Al ser una reacción muy exotérmica, la mezcla se ha dejado reposar durante un tiempo, y se han dejado atemperar en una campana extractora. Posteriormente se han adicionado 200 mL de agua desionizada, 10 mL de  $H_3PO_4$  y tres gotas de difenilamina. Se ha valorado con sal de Mohr 0,5 N.

Con el volumen de sal de Mohr gastado y aplicando la siguiente fórmula, se ha obtenido el porcentaje de **carbono orgánico oxidable**:

$$C \% = (1 - V) / V \text{ blanco} \times (3,9 / P)$$

V → volumen sal mohr gastado (mL)

V blanco → volumen sal mohr gastado para valorar blanco

P → peso suelo

Para expresar el resultado en porcentaje de materia orgánica oxidable se multiplica el porcentaje de carbono orgánico oxidable por un coeficiente de 1,72 (*coeficiente de Waksman*).

$$\text{Materia Orgánica Oxidable \%} = C \% \times 1,72$$

### 3.1.4.3.- Determinación de la textura

Para determinar la granulometría de los suelos (textura) se ha utilizado el método de sedimentación (Pipeta de Robinson) (Soil Conservation Service, 1972). Se basa en el hecho de que la sedimentación elimina en una zona de profundidad "h", y en un tiempo "t", todas las partículas cuyas velocidades de sedimentación sean mayores de  $h/t$ , mientras que las partículas que tengan velocidades de sedimentación inferiores a la citada se mantienen en dicha zona a la concentración original.

Este método consiste en:

**a) Pretratamiento:** Ataque de la materia orgánica. De cada muestra de suelo se han pesado unos 10 gramos precisando hasta las centésimas en un vaso pyrex de un litro. Se han añadido 20 mL de agua oxigenada y 200 mL de agua desionizada, y se ha mezclado hasta mezcla homogénea con una varilla de vidrio y se ha calentado en un baño de arena.

Una vez frío, se ha vertido el contenido del vaso en una botella de un litro de capacidad, arrastrando los posibles restos de muestras del vaso con agua desionizada. Este proceso se ha repetido para cada una de las muestras de suelo.

**b) Dispersión:** Se han añadido 10 mL de hexametáfosfato a cada botella y se han colocado en un agitador durante un mínimo de 48 horas.

**c) Sedimentación y muestreo con pipeta:** Transcurrido el tiempo de dispersión se ha vertido el contenido de las botellas a una probeta de sedimentación de 1 L, teniendo cuidado de no superar el enrase en los sucesivos lavados de arrastre de las muestra de las botellas. Dicho volumen de la probeta se ha enrasado a un litro con agua desionizada.

Se ha dejado estabilizar la temperatura durante un mínimo de una hora, y se ha anotado la temperatura de la suspensión cuando se ha estabilizado. A continuación se ha sumergido el émbolo en la suspensión y se ha movido verticalmente para obtener una mezcla uniforme. De acuerdo con la temperatura, se ha determinado el tiempo de sedimentación utilizando las tablas de la Ley de Stokes.

**d) Pipeteado:** Antes de realizar este proceso se han dispuesto los crisoles tarados cerca de la probeta. Se han pipeteado 25 mL a la altura determinada: 5 ó 10 centímetros, según la temperatura y el tiempo de sedimentación. Estos crisoles se han secado hasta peso constante en estufa a 105 °C. Una vez secos, se han atemperado en un desecador y se han pesado precisando hasta las milésimas.

## **Material y Métodos**

---

e) **Separación de arenas:** El resto del contenido de las probetas se ha pasado por dos tamices apilados con la ayuda de un chorro de agua. De esta forma se ha recogido la arena gruesa (tamiz de 0,6 mm) y la arena fina (tamiz de 0,02 mm).

A partir de estos datos, se ha calculado la textura de los suelos empleando las siguientes ecuaciones:

$$\% \text{ Arcilla} = (P/P \cdot V/V) \cdot 100$$

$$\% \text{ Arena Gruesa} = (\text{Peso crisol arena gruesa}/1^{\text{a}} \text{ fracción mineral}) \cdot 100$$

$$\% \text{ Arena Fina} = (\text{Peso crisol arena fina}/1^{\text{a}} \text{ fracción mineral}) \cdot 100$$

$$\% \text{ Limo} = 100 - (\% \text{ Arcilla} + \% \text{ Arena gruesa} + \% \text{ Arena fina})$$

### **3.2.- METODOLOGÍA PARA ANÁLISIS DE CABELLOS**

Debido a la influencia que presentan diferentes factores en la variabilidad de los niveles de los elementos traza en los cabellos humanos (Sukumar, 2002), y a las posibles limitaciones en el uso de esta matriz (Barbosa y cols., 2005), ha sido necesario tener en cuenta distintas medidas para interpretar los resultados de forma útil y válida.

#### **3.2.1.- Selección de los participantes en el estudio**

Debido al factor de variabilidad que presenta la edad en los niveles de los elementos traza en el cabello del cuero cabelludo (Petering y cols., 1979; Hinwood y cols., 2003), se han seleccionado dos grupos de población claramente definidos: **niños de 6-9 años y adolescentes de 13-16 años**, todos ellos escolarizados en Alcalá de Henares.

Se han descartado aquellos estudiantes que utilizaban productos de cuidado y/o belleza capilares, así como tratamientos de peluquería, debido a que se ha demostrado que los tratamientos de ondulación química y alisado del cabello modifican las uniones disulfuro del pelo, lo que podría influir en los niveles de estos contaminantes (Wilhelm y cols., 2002; Wolfram, 2003; Dakeishi y cols., 2005; Ohno y cols., 2007), aunque existe discrepancia en la comunidad científica (Ohba y cols., 2008).

Otro posible factor a tener en cuenta es el color natural del cabello. Diversos autores han observado que el color del cabello puede afectar al contenido de estas sustancias, si bien existe controversia (Batista y cols., 1996; Grandjean y cols., 2002). Por ello, y con el fin de tener una población lo más homogénea posible, se han recogido muestras sólo en personas con cabellos morenos.

Asimismo, sólo han participado en el estudio los niños y jóvenes de etnia caucasiana, debido a que se han observado diferencias en el contenido de minerales en el cabello en base a la etnia (US EPA, 2003; Wolfram, 2003; Barbosa y cols., 2005).

Tampoco se han seleccionado los adolescentes que han fumado ocasionalmente y/o de forma común, ya que se ha determinado que los niveles de algunos metales han sido significativamente mayores en los cabellos de los fumadores (Wolfspurger y cols., 1994; Hauser y cols., 1999; Özden y cols., 2007; Unkiewicz-Winiarczyk y cols., 2010). Este efecto se ha observado para el Cd, Co, Ni y Pb presente en cabellos de estudiantes de Roma, y en ambos géneros (Vienna y cols., 1995). Por su parte, Unkiewicz-Winiarczyk y cols. (2010), han encontrado diferencias significativas en el contenido de Cd y Pb en los cabellos de población general de Lublin, Polonia.

Por último, los niños y adolescentes que seguían un tratamiento médico de forma habitual han sido descartados, ya que el uso de ciertos fármacos puede afectar a la presencia de estos elementos en el cabello (Lech y cols., 2002a y b). También se han descartado los alumnos que presentaban amalgamas dentales, ya que se ha observado que podría ser una fuente de Hg y otros elementos minerales, como plata, cobre y estaño (Ozdaback y cols., 2008; Fakour y cols., 2010).

### 3.2.2. - Recolección de información y toma de muestras

En primer lugar, se ha procedido a obtener el consentimiento de los Centros que participaron en el estudio, informando previamente a la Junta Directiva del colegio y/o Instituto de los objetivos de este trabajo. Asimismo, sólo han participado aquellos niños cuyos padres han proporcionado su consentimiento a través de la firma de un documento, por el que se permite la toma de una muestra de cabello de su hijo.

La recogida de cabellos se ha llevado a cabo durante varias semanas entre **abril y mayo del 2001**. Para ello, se han recortado ligeros mechones alrededor de la nuca, con unas tijeras libres de vanadio, y se han guardado en bolsitas de polietileno individuales debidamente identificadas, indicado el nombre del colegio o instituto, el sexo y la edad. Estos datos se recogen en la **Tabla 1a y b**, para el colectivo infantil y adolescente, respectivamente, en función de la zona de muestreo. No se han tomado muestras de cabellos infantiles en la Zona 3, debido a la ausencia de colegios.

**Tabla 1a. Número de niños y niñas (6 a 9 años) que han participado en este estudio en cada zona en la que se ha subdividido el área urbana de Alcalá de Henares.**

Zonas	Colegios e Institutos	Número de Individuos	Niños	Niñas
Zona 1	Juan de Austria	21	7	14
Zona 2	Lope de Vega	27	11	16
	Doctora Alcalá	9	4	5
	Dulcinea	24	10	14
Zona 4	Luís Vives	36	15	21



**Tabla 1b. Número de chicos y chicas (13 a 16 años) que han participado en este estudio en cada zona en la que se ha subdividido el área urbana de Alcalá de Henares.**

Zonas	Colegios e Institutos	Número de Individuos	Chicos	Chicas
Zona 1	IES Complutense	10	3	7
	Pablo Picasso	26	3	23
Zona 2	Lope de Vega	3	2	1
	Doctora Alcalá	11	6	5
	IES Ignacio Ellacuría	6	1	5
Zona 3	IES Antonio Machado	24	5	19
Zona 4	Luís Vives	15	8	7
	IES Alonso Quijano	2	1	1

Se ha seleccionado la **región occipital**, debido a que se ha señalado como la mejor zona para la recogida de este indicador biológico, debido a su menor exposición a la contaminación externa (Flynn, 1976; Hopps, 1977; Jenkins, 1979; Bencze, 1990a y b).

Además, sólo se ha guardado para el análisis la porción del cabello más próxima al cuero cabelludo, ya que la porción distal estaría más expuesta a la contaminación exógena (Renshaw y cols., 1972; Alder y cols., 1976).

### **3.2.3. - Preparación de las muestras**

Un modo de eliminar los contaminantes externos del pelo que pueden contener elementos traza es el empleo de tensioactivos no iónicos (Friberg y cols., 1974; Grandjean, 1978). Así, se han observado niveles más bajos de Cd y Pb en cabellos de pescadores que utilizaban jabón para lavarse el pelo, frente a los que sólo lo hacían con agua (Carvalho y cols., 1984). Según Lekouch y cols. (1999), el uso de detergentes no iónicos, sería más conveniente frente al empleo de disolventes orgánicos y al no lavado. Además, Schuhmacher y cols. (1991), han observado que estos tensioactivos no producirían cambios en la composición de los elementos traza del cabello, por lo que serían más valiosos para el pretratamiento de esta matriz con propósito de diagnóstico.

De acuerdo con las referencias bibliográficas, se ha utilizado Triton X-100 (Reis y cols., 2009), según la metodología previamente descrita (Suzuki y cols., 1984; Schuhmacher y cols., 1991, 1993; Foo y cols., 1993; Batista y cols., 1996; Granero y cols., 1998; Chyla y Zyrnicki, 2000; Morton y cols., 2004).

Dicha metodología ha consistido en:

**Lavados** → Cada muestra se ha lavado con una disolución de Triton X-100 al 1% en agua ultrapura durante 5 minutos en un baño de ultrasonidos. Transcurrido este tiempo, se ha eliminado el sobrenadante jabonoso y se ha repetido el proceso con agua ultrapura. Una vez lavados, los cabellos se han aclarado con agua ultrapura cuantas veces ha sido necesario.

**Secado** → Posteriormente se han secado a temperatura ambiente durante un mínimo de 24 horas en papel secante.

**Almacenamiento** → Transcurrido ese tiempo se han guardado en bolsas de polietileno perfectamente selladas e identificadas, y se han almacenado en una habitación bien ventilada, fresca y seca, hasta su empleo.

### **3.2.4. - Análisis del contenido total de metales y metaloides**

Se ha seguido la metodología previamente descrita para el análisis de elementos traza presente en las muestras de cabello por Schuhmacher y cols. (1991, 1993), Granero y cols. (1998) y Nadal y cols. (2005a).

Debido a que tanto la cantidad como la longitud de este tipo de matriz varía de un individuo a otro, se han pesado  $0,100 \pm 0,001$  g de cada muestra en los digestores de teflón.

Cada muestra se ha sometido a una mineralización ácida añadiendo 2 mL de HNO<sub>3</sub> cc. Se ha realizado una predigestión a temperatura ambiente durante 8 horas y seguidamente una digestión a 96 °C durante 12 horas.

Con el fin de separar sustancias no disueltas durante el ataque, se ha filtrado el digerido (Whatman, número 50) y se ha enrasado a 10 mL con agua ultrapura. Cada muestra,

una vez filtrada, se ha almacenado por duplicado en tubos de polietileno de 5 mL de capacidad a -20 °C hasta su análisis elemental.

Los metales y metaloides que se han monitorizado en cada colectivo han sido:

- **Cabellos Infantiles:** Al, As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Ti, Tl, V y Zn.
- **Cabellos Adolescentes:** Al, As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb, Sn, Ti, Tl y Zn.

Se han determinado más elementos traza en la población infantil (Ni y V), debido a que se ha descrito como un colectivo especialmente sensible a la contaminación ambiental (United Nations Reports, 2002; Ortega García y cols., 2005; Ljung y cols., 2007; Madrid y cols., 2008; Demetriades y cols., 2010).

#### **3.2.4.1.- Técnicas analíticas usadas**

Para la determinación mineral de los cabellos se ha utilizado la **espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente o ICP-OES** (Perkin Elmer Elan 6000), debido a que se ha descrito como una técnica rápida, precisa y exacta para el análisis multielemental del cabello (Rodushkin y Axelsson, 2000a y b; Morton y cols., 2002; Goullé y cols., 2005; Lemos y de Carvalho, 2010).

Se ha seguido el mismo procedimiento analítico descrito para la monitorización de los suelos. Los límites de detección para las muestras de cabello se recogen en la Tabla 2.

**Tabla 2. Límites de detección (L.D.) sobre las muestras de cabello ( $\mu\text{g/g}$ ).**

Elemento	L.D. ( $\mu\text{g/g}$ )
Al	0,02
As	0,002
Be	0,005
Cd	0,0005
Cr	0,001
Cu	0,001
Hg	0,001
Mn	0,001
Ni	0,002
Pb	0,001
Sn	0,001
Ti	0,002
Tl	0,0001
V	0,002
Zn	0,002

### 3.2.5. - Niveles de Referencia en cabello

Los Niveles de Referencia se definen como el margen superior (percentil 95) de concentración de un contaminante ambiental observado en la población en un periodo de tiempo dado. Dicha población tiene que ser lo suficientemente grande para cubrir una parte representativa de la población, y deben estar bien caracterizados bajo un estricto control de calidad (Ewers y cols., 1999).

Aunque actualmente no existen Niveles de Referencia oficiales para elementos traza en cabellos, se han comparado los niveles determinados en ambas poblaciones con los "niveles de referencia" aportados en la literatura.

El propósito de estos niveles o concentraciones es tener unos valores guía, con el fin de poder identificar sujetos que hayan sufrido una elevada exposición a un contaminante ambiental. Por ello, son muy útiles para definir una "normalidad" así como para indicar una desviación o posible patología (Iyengar, 1987; Caroli y cols., 1994; Bencko, 1995; Ewers y cols., 1999; Beneš y cols., 2000, 2001, 2002, 2003; Afridi y cols., 2006). También se utilizan para minimizar posibles errores en la interpretación de los resultados, fundamentalmente debidos a la contaminación externa o exógena (Tsanaclis y Wicks, 2008). A pesar de estos beneficios evidentes, estos no se pueden emplear para diagnóstico clínico, ya que no se obtienen de consideraciones toxicológicas (Ewers y cols., 1999).

Hoy en día los niveles de referencia para elementos traza en cabellos son poco fiables, debido a la amplia variedad de factores que influyen en la presencia de estos contaminantes, como son: edad, sexo, tipo de cabello, medioambientales, salud, ocupación, etc. (Caroli y cols., 1992, 1994; Sukumar, 2002).

Por ello, se han considerado los valores de referencia aportados por Seifert y cols. (2000) y Beneš y cols. (2003), debido a que, además de ser los más actuales, cubrían los rangos de edades de las poblaciones de Alcalá monitorizadas. Estos Niveles de Referencia se descubren en las Tablas 3 y 4a y b, para ambos estudios, respectivamente.

**Tabla 3. Niveles de Referencia ( $\mu\text{g/g}$ ) aportados por Seifert y cols., (2000) para la población alemana, adulta (25 a 69 años) y niños (6 a 14 años).**

	Elemento	L.D.*	Máx.	M.A.	M.G.
Niños 6-14 años	Al	1,0	125,0	9,2	6,57
	Pb	0,1	26,9	1,61	1,02
	Cd	0,006	3,66	0,096	0,048
	Cr	0,02	0,89	0,106	0,088
	Cu	0,4	793,0	24,8	14,9
	Mg	1,2	357,0	25,8	16,6
	Zn	2,4	1020,0	155,0	141,0
Adultos 25-69 años	Al	1,0	101,0	4,73	3,21
	Pb	0,1	584,0	2,26	0,96
	Cd	0,006	8,19	0,084	0,046
	Cr	0,02	7,1	0,144	0,114
	Cu	0,4	788,0	19,1	13,6
	Mg	1,2	1200,0	52,5	30,5
	Zn	2,4	2410,0	166,0	156,0

\*L.D.- Límite de detección; Máx.- Máximo; M.A.- Media aritmética; M.G.- Media geométrica.

**Tabla 4a. Niveles de Referencia ( $\mu\text{g/g}$ ) descritos por Beneš y cols., (2003) para la población infantil general checa, niños/as de 9,9 años.**

	Elemento	Min.*	Máx.	M.A.	M.G.
Niños 9,9 años	Cd	0,01	5,45	0,23	0,15
	Cr	0,01	25,0	0,4	0,25
	Cu	1,0	337,0	20,0	14,0
	Hg	0,01	28,0	0,27	0,2
	Pb	0,01	44,8	2,05	1,54
	Se	0,01	4,92	0,36	0,25
	Zn	8,0	642,0	128,0	117,0

\*L.D.- Límite de detección; Máx.- Máximo; M.A.- Media aritmética; M.G.- Media geométrica.

**Tabla 4b. Niveles de Referencia ( $\mu\text{g/g}$ ) aportados Beneš y cols., (2003) para la población checa (niños/as de 9,9 años), en función del sexo.**

	Elemento	Min.*	Máx.	M.A.	M.G.
<b>Chicos</b> 9,9 años	<b>Cd</b>	0,01	3,17	0,2	0,13
	<b>Cr</b>	0,01	25	0,45	0,29
	<b>Cu</b>	1,0	337,0	16,0	12,0
	<b>Hg</b>	0,01	10,6	0,27	0,2
	<b>Pb</b>	0,01	25,7	2,03	1,49
	<b>Se</b>	0,01	4,92	0,38	0,26
	<b>Zn</b>	8,0	570,0	117,0	107,0
<b>Chicas</b> 9,9 años	<b>Cd</b>	0,01	5,45	0,26	0,18
	<b>Cr</b>	0,01	9,73	0,35	0,31
	<b>Cu</b>	1,0	327,0	24,0	15,0
	<b>Hg</b>	0,01	28	0,28	0,24
	<b>Pb</b>	0,01	44,8	2,07	1,57
	<b>Se</b>	0,01	3,14	0,34	0,27
	<b>Zn</b>	8,0	642,0	140,0	105,0

\*L.D.- Límite de detección; Máx.- Máximo; M.A.- Media aritmética; M.G.- Media geométrica.

### 3.3.- TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LAS MUESTRAS

El análisis multielemental realizado en suelos y cabellos se ha sometido a un exhaustivo estudio estadístico. Para ello se ha aplicado una estadística descriptiva, tests paramétricos, no paramétricos y análisis multivariantes. Para llevar a cabo el tratamiento estadístico de los resultados obtenidos tras la monitorización de la población de una forma correcta, adecuada y veraz, debe contarse con, al menos, 20 individuos por grupo (Bencko, 1991). El número de individuos de ambas poblaciones de Alcalá de Henares ha superado este valor mínimo.

Los resultados obtenidos han sido almacenados y procesados mediante Microsoft Office 2003, manejando como base de datos y hoja de cálculo el Excel 2003.

Como programa estadístico se ha utilizado el Statgraphics Plus (versión 5,0 para Windows) y el SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) (versión 15,0 para Windows).

En aquellas muestras en las que el compuesto no ha sido detectado (N.D.), se ha asumido que la concentración del elemento mineral sería la mitad de su límite de detección (N.D. = 1/2 L.D.) (Martí-Cid y cols., 2008; Schuhmacher y cols., 2009).

Para evaluar las posibles diferencias entre grupos, se ha utilizado el test de Levene para verificar igualdad de varianzas. Después, se ha aplicado el test de ANOVA o el de Kruskal-Wallis, dependiendo de si los datos han presentado una distribución normal o no, respectivamente.

Así, los tests paramétricos (como el test de ANOVA) suponen que los datos que se analizan siguen una distribución normal (Gausiana) y una homogeneidad. Los tests estadísticos no paramétricos (como el test de Kruskal-Wallis) presentan la ventaja de que los datos no tienen que presentar una distribución específica, únicamente suponen una continuidad de la distribución de la variable y la independencia de las observaciones, aunque son menos robustos que los paramétricos ya que no tiene en cuenta el valor de los datos, sino su ordenación.

Para cuantificar la variación de la concentración de contaminantes en una matriz durante un periodo de tiempo predefinido se suele aplicar un análisis de ANOVA multifactorial, con varios grados de interacción que dependen de los parámetros que podrían afectar a la presencia de los contaminantes estudiados (García-Delgado y cols., 2007). Por ello, se ha aplicado un análisis de ANOVA multifactorial Tipo III con 2 grados de interacción (periodo de muestreo y zonas o áreas monitorizadas), con un intervalo de confianza del 95% sobre todos los datos obtenidos en los muestreos que se comparan.

### **3.3.1. - Métodos multivariantes**

Los análisis químicos medioambientales generan una gran cantidad de datos cuya interpretación es compleja. Los métodos multivariantes como el Análisis de Componentes Principales, el Análisis de "Clusters", de Correlación de Pearson, etc., combinan una gran cantidad de variables en unas más pequeñas de dimensiones descriptivas. Estas variables van a resumir de forma sistemática la información y pueden dar una visión de la tendencia de los datos.



El **Análisis de Componentes Principales** (PCA) fue introducido a principios del siglo XX (Pearson, 1901; Hotelling, 1933) y es la herramienta de análisis multivariante más utilizada. Este análisis es un método analítico multivariante de los datos, diseñado para extraer la variación sistemática de una base de datos. El objetivo es reconvertir las variables iniciales en unos pocos componentes (Componentes Principales), o factores, que serían una combinación lineal de éstas. La elección de los componentes principales se realiza de tal forma que el primero recoja la mayor proporción posible de la variabilidad original, el segundo la máxima no recogida en el primero, y así sucesivamente (Hotelling, 1933; Velicer, 1976; Barona y Romero, 1996).

Es decir, una vez obtenidos los componentes principales, éstos deben identificarse y averiguar qué información de la muestra resumen, proceso subjetivo que depende del grado de conocimientos que tenga el experto. Habitualmente, se conservan sólo aquellos componentes que recogen la mayor parte de la variabilidad, hecho que permite representar los datos según dos o tres dimensiones si se conservan dos o tres ejes factoriales, pudiéndose identificar entonces grupos naturales entre las observaciones.

Cuando la interpretación de la matriz es difícil, se suele "rotar", empleando la normalización "varimax con Kaiser". Se trata de un método ortogonal de rotación de componentes, que reduce el número de variables con cargas elevadas en un factor, lo que puede mejorar su interpretación.

Por ello, se ha llevado a cabo un Análisis de Componentes Principales y un estudio de Correlación de Pearson entre las diferentes variables determinadas en los suelos, con el fin de establecer fuentes de contaminación comunes a partir de correlaciones significativas entre los elementos traza monitorizados (Birke y Rauch, 2000; Banerjee, 2003; Xu y Tao, 2004; Duzgoren-Aydin y cols., 2006; Rodríguez y cols., 2006; Zhang y cols., 2008, 2010; Aelion y cols., 2008, 2009; Davis y cols., 2009; Yang y cols., 2009; Gong y cols., 2010; Malik y cols., 2010).

Asimismo, se ha realizado un estudio de correlación entre los contaminantes determinados en los suelos con los monitorizados en cabello, para determinar si la presencia mineral en los suelos sería una fuente de exposición para la población de Alcalá de Henares.

### **3.4. - EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN HUMANA**

La **evaluación de la exposición humana** se ha llevado a cabo siguiendo la metodología de **Evaluación de Riesgos (ERs)** propuesta por la **US EPA** (US EPA, 1989a y b), modificada por publicaciones posteriores (US EPA 1991, 1994, 1996a, b y c, 1999, 2005).

Como vías de exposición a los metales y metaloides determinados en los suelos se han considerado: la **oral** (ingestión de partículas de suelo contaminado) y la **inhalatoria** (inhalación de partículas), ya que se han descrito como las más representativas para estos contaminantes en suelos de parques y zonas públicas (Özden y cols., 2007).

Debido a que el escenario de exposición han sido los suelos de los parques públicos de la ciudad de Alcalá de Henares y una zona industrial del extrarradio cercana al Campus Universitario de la Universidad de Alcalá, no se ha tenido en cuenta ni la distancia ni la dirección de la población potencialmente expuesta, ya que se considera que residen o trabajan en las inmediaciones de la propia fuente (ciudad de Alcalá) y que serían los receptores con mayor potencial de exposición.

Se han considerado **tres grupos de población diferentes** (Hawley, 1985): **niños** (alrededor de 6), **adultos** no expuestos (55 años) y **adultos expuestos ocupacionalmente**.

#### **3.4.1. - Ingesta de suelo y predicción exposición oral**

A partir del valor de ingesta de suelo, se puede predecir la exposición oral a adultos y niños, utilizando el criterio descrito por la US EPA (US EPA 1996a, 1997, 2002b, 2004, 2010). Dicho criterio se indica en la Tabla 5.

Para no aplicar factores de absorción gástrica, se ha considerado que la dosis externa es igual a la dosis absorbida, es decir, se absorbe el 100% de los contaminantes presentes en la porción de suelo que se ha ingerido.

**Tabla 5.** Criterio de la US EPA para calcular la exposición a metales y metaloides del suelo.

Población	Ingesta suelo (mg/día)	Peso corporal (Kg)	Velocidad de Inhalación (m <sup>3</sup> /día)
Adultos	50	70	20
Niños	200	15	10

Como se muestra en la Tabla 5, la población infantil presenta un índice de ingesta de suelo diario superior a la población adulta. Esto se puede atribuir a sus características conductuales (actividades *outdoor* y mano-boca, hábitos higiénicos deficientes), etc. (Begerow y cols., 1994; Calabrese y cols., 1997; Schütz y cols., 1997; Maddaloni y cols., 1998; Mielke y cols., 1999; Freeman y cols., 2001; Johnson y Bretsch, 2002; Yáñez y cols., 2003; Ljung y cols., 2007; Madrid y cols., 2008).

La **predicción de la exposición oral** ( $PE_{oral}$ ) se expresa en miligramos del compuesto por kilogramo de peso corporal y día, y se ha utilizado la siguiente fórmula:

$$PE_{oral} \text{ (mg/Kg} \cdot \text{d)} = C \cdot Is / 10^6 / BW$$

$PE_{oral}$  - Predicción exposición oral (mg/Kg · d)

C - Concentración contaminante en suelo (µg/g)

Is - Ingesta de suelo (mg/d)

10<sup>6</sup> - factor conversor unidades

BW- Peso corporal (Kg)

Para estimar la predicción de la exposición de la población adulta trabajadora se ha multiplicado por 250/365 la ecuación anterior, debido a que se ha considerado que este colectivo permanece en el lugar de trabajo durante 5 horas a la semana por 50 semanas de trabajo al año. Por tanto, para estimar la  $PE_{oral}$  de la población trabajadora se ha aplicado la siguiente ecuación:

$$PE_{oral} \text{ (mg/Kg} \cdot \text{d)} = C \cdot I_s / 10^6 / BW \cdot (250/365)$$

### 3.4.2. - Inhalación de partículas resuspendidas y predicción exposición por inhalación

Para establecer la exposición por inhalación de la población de la ciudad de Alcalá de Henares y calcular su exposición por esta vía, se ha utilizado el criterio descrito por la US EPA (1997, 2004).

Este criterio recoge la hipótesis de Hawley (1985), que asume que el 50% de las partículas aéreas que se encuentran en suspensión (partículas que van a ser inhaladas por el ser humano) proceden de la resuspensión de suelos locales. Es decir, la concentración de un contaminante presente en estas partículas sería la mitad de la determinada en el suelo y viene definido como  $F_{res}$  (Fracción de partículas resuspendidas desde el suelo).

Dicha presunción se ha utilizado para calcular la concentración de un contaminante en el aire, mediante la siguiente fórmula:

$$C_{res} = C \cdot C_{pa} \cdot F_{res} \cdot 10^{-6}$$

$C_{res}$  - Concentración de contaminante en las partículas resuspendidas ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

$C$  - Concentración contaminante en suelo ( $\mu\text{g}/\text{g}$ )

$C_{pa}$  - Concentración de partículas en el aire ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

$F_{res}$  - Fracción de partículas resuspendidas desde el suelo = 0,5 (adimensional)

$10^{-6}$  - conversor unidades

Como valor de Concentración de Partículas en el Aire ( $C_{pa}$ ), se han utilizado los valores de  $PM_{10}$ , ya que es la fracción inhalable capaz de penetrar en el tramo traqueobronquial de las vías respiratorias (Samet y cols., 2000a y b; Protonotarios y cols., 2002; Young y cols., 2002; Liu y cols., 2004; Peng y cols., 2005; Pope y Dockery, 2006; Dominici y cols., 2007a y b; Park y Dam, 2010).

Los datos de materia particulada ( $PM_{10}$ ) han sido facilitados por la Dirección General de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid, Red de Calidad del Aire. Se ha utilizado la media anual de  $PM_{10}$  registrada en la ciudad de Alcalá de Henares según el año de muestreo. Dichos valores de concentración media anual han sido de  $54,20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para el año 2000 y de  **$29,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para el año 2001.**

Para calcular la inhalación de partículas resuspendidas, que se expresa en microgramos por día, se ha empleado:

$$\text{Inhp} = C_{\text{res}} \cdot \text{IR}$$

Inhp - Inhalación de partículas resuspendidas ( $\mu\text{g}/\text{día}$ )

$C_{\text{res}}$  - Concentración de contaminante en las partículas resuspendidas ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

IR - Velocidad de inhalación ( $\text{m}^3/\text{día}$ )

Al igual que en la predicción oral, se ha considerado que la dosis externa es igual a la dosis absorbida. Se han empleado los valores de Velocidad de Inhalación (IR) descritos por la US EPA (1997, 2000, 2002, 2004), y que se señalan en la Tabla 5.

## **Material y Métodos**

---

Para el cálculo de la predicción de la exposición por inhalación de partículas, expresada en miligramos del compuesto por kilogramo de peso corporal y día, se ha aplicado la siguiente fórmula:

$$PE_{inh} \text{ (mg/Kg} \cdot \text{ d)} = \text{Inhp} / 10^3 / \text{BW}$$

$PE_{inh}$  - Predicción exposición por inhalación partículas resuspendidas (mg/Kg · d)

Inhp - inhalación de partículas resuspendidas (µg/día)

$10^3$  - factor conversor unidades

BW- Peso corporal (Kg)

Como se ha señalado previamente, para calcular la PE por inhalación de la población adulta trabajadora, se ha utilizado la ecuación:

$$PE_{inh} \text{ (mg/Kg} \cdot \text{ d)} = \text{Inhp} / 10^3 / \text{BW} \cdot (250/365)$$

### **3.5. - CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO SOBRE LA SALUD**

Los procedimientos empleados para la caracterización del riesgo han sido los recomendados por la US EPA (US EPA 1989a, 1996c).

Para ello se han utilizado las tablas "*Preliminary Remediation Goals*" (PRG), publicadas por la US EPA (Tabla PRG, Region 9, San Francisco, US EPA, 17 de mayo del 2010). Dichas tablas se encuentran disponibles en la dirección de Internet de la US EPA y se modifican periódicamente (US EPA 2004, 2010), según van avanzando los conocimientos sobre las diferentes sustancias presentes en el medioambiente y sus efectos sobre la salud.

Se ha caracterizado el riesgo para sustancias con y sin umbral de efecto tóxico, de la siguiente manera:

### **3.5.1. - Riesgo no cancerígeno o tóxico**

En una primera fase, se ha comparado la concentración de los xenobióticos analizados en las muestras de suelo con los **valores considerados como seguros**, aportados por la US EPA (2004, 2010). A partir de estos resultados, se podría estimar si van a aparecer efectos sistémicos o tóxicos en la población que está en contacto con los suelos objeto de estudio.

La US EPA considera dos tipos de suelos diferentes, según su empleo, residencial e industrial, para los que ha propuesto valores umbral para cada contaminante para la población. Los valores considerados como seguros por este organismo para cada elemento traza en función del uso del suelo se detallan en la Tabla 6 (US EPA, 2004, 2010).

Una vez comparado los valores obtenidos con los considerados como seguros, en una segunda fase, se ha calculado el riesgo tóxico según la vía de entrada al organismo. Para ello, se ha utilizado el término de **dosis de referencia crónica** o **RfD** (US EPA, 1988, 1989a). Se trata de un índice de toxicidad que se define como el nivel de exposición diario de una población para el que no existe un riesgo apreciable de efectos adversos durante toda la vida.

Tabla 6. Valores considerados como seguros por la US EPA (2004, 2010) para cada elemento traza, según los usos del suelo.

Elemento	Suelo Residencial (mg/Kg)	Suelo Industrial (mg/Kg)
Aluminio	7,7E+04	9,9E+05
Arsénico	2,2E+01	2,2E+01
Berilio y compuestos	1,6E+02	2,0E+03
Cadmio y compuestos	7,0E+01	8,0E+02
Cromo (Cr <sup>3+</sup> )	1,2E+05	1,5E+06
Cobre	3,1E+03	4,1E+04
Estaño	4,7E+04	6,1E+05
Manganeso	1,8E+03	2,3E+04
Mercurio (sales inorgánicas)	2,3E+01	3,1E+02
Níquel (sales solubles)	1,5E+03	2,0E+04
Plomo y compuestos	4,0E+02	8,0E+02
Talio y compuestos	5,2E+00	6,7E+01
Titanio	1,0E+05	1,0E+05
Vanadio y compuestos	3,9E+02	5,2E+03
Zinc (metálico)	2,3E+04	1,0E+05

El concepto RfD es análogo al de ingesta diaria admisible (IDA) (WHO, 1962), y se obtiene al dividir el NOAEL/LOAEL por un factor de seguridad que es un múltiplo de varios factores entre los que se encuentran los **factores de incertidumbre (UF)**, para compensar la incertidumbre inherente a la extrapolación intra- e inter-especies, etc.

Se ha utilizado un RfD dependiendo de la vía de exposición del contaminante. El valor de referencia utilizado para la exposición oral es la **Dosis de Referencia Oral (RfDo)**, y para la exposición por inhalación se ha utilizado la **Dosis de Referencia por Inhalación (RfDi)** o la **Concentración de Referencia (RfC)**.

El riesgo no cancerígeno o tóxico se expresa como un **Cociente de Peligro (HQ)**. Este cociente relaciona la exposición con RfDo ó RfC, dependiendo de la vía de exposición.



HQ no es un riesgo absoluto sino un potencial de riesgo. Por tanto, la estimación cuantitativa del riesgo tóxico identifica los niveles de exposición por encima de los cuales se pueden encontrar efectos adversos probables, tanto mayores cuanto mayor sea el valor del cociente. Mientras que el riesgo cancerígeno se expresa como un incremento de probabilidad de la existencia de efectos carcinógenos debido a una exposición adicional, el riesgo no cancerígeno se evalúa a través de la exposición total al contaminante que se esté estudiando.

### 3.5.1.1. - Riesgo tóxico oral

Para determinar el riesgo tóxico oral, se ha comparado la exposición oral para cada xenobiótico con su RfDo, mediante la siguiente ecuación:

$$HQ_{\text{oral}} = PE_{\text{oral}} / RfDo$$

$HQ_{\text{oral}}$  - Coeficiente de peligro oral (adimensional)

$PE_{\text{oral}}$  - Predicción exposición oral (mg/Kg · d)

RfDo - Dosis de Referencia oral (mg/Kg · d)

Aunque los RfDs se definen como niveles de seguridad a lo largo de la vida, en el presente estudio se ha utilizado un criterio conservativo para la determinación de la exposición en niños, y que ha sido previamente descrito (Granero y Domingo, 2002). De esta manera, no se ha considerado el factor de ajuste de edad para establecer los efectos no cancerígenos o tóxicos, debido a que este colectivo es el más sensible a los contaminantes ambientales (Tong y Lam, 1998; Mielke y cols., 1999; Mushak y cols., 1992; Schwenk y cols., 2003; Yáñez y cols., 2003).

## Material y Métodos

Se han utilizado los valores de RfDo para todos los elementos traza descritos por la US EPA (US EPA, 2004, 2010), **excepto para el Pb**, para el que se ha aplicado la fórmula  $RfD = PTWI/7$ , donde PTWI es la Ingesta Provisional Tolerable Semanal descrita por la FAO/OMS, siendo de 25  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de peso corporal para este metal (JEFCA, 2000). Los valores de RfDo para los diferentes elementos traza monitorizados se han tomado de las tablas PRGs de la US EPA (US EPA, 2004, 2010), cuyos valores se muestran en la Tabla 7.

**Tabla 7. Valores de Dosis de Referencia oral e inhalatoria para cada elemento (US EPA, 2004, 2010).**

Elemento	RfDo (mg/Kg · d)	RfDi (mg/Kg · d)
Aluminio	1,0E+00	1,4E-03
Arsénico (inorgánico)	3,0E-04	-
Berilio y compuestos	2,0E-03	5,7E-06
Cadmio	5,0E-04	-
Cromo (VI)	3,0E-03	2,2E-06
Cobre y compuestos	4,0E-02	-
Estaño inorgánico	6,0E-01	-
Manganeso	2,4E-02	1,4E-05
Mercurio (sales inorgánicas)	3,0E-04	-
Níquel (sales solubles)	2,0E-02	-
Plomo *	3,5E-03	-
Talio y compuestos	6,6E-05	-
Titanio	4,0E+00	8,6E-03
Vanadio y compuestos	5,0E-03	-
Zinc	3,0E-01	-

\* Se ha utilizado el descrito por la JEFCA (Comité Conjunto de Expertos en Aditivos Alimentarios) (JEFCA, 2000).

**3.5.1.2. - Riesgo tóxico por inhalación**

Se ha estimado también el riesgo tóxico por inhalación. Para ello se ha comparado la exposición por inhalación de partículas resuspendidas con su RfDi, empleando la ecuación:

$$HQ_{inh} = PE_{inh} / RfDi$$

$HQ_{inh}$  - Coeficiente de peligro por inhalación (adimensional)

$PE_{inh}$  - Predicción exposición por inhalación partículas resuspendidas (mg/Kg · d)

RfDi - Dosis de Referencia inhalación (mg/Kg · d)

Hasta la fecha, sólo se han descrito valores de RfDi para el Al, Be, Cr (VI) y Mn (US EPA, 2004), tal y como se indica en la Tabla 7, por lo que sólo se ha podido determinar el riesgo tóxico por inhalación de suelos resuspendidos para estos cuatro elementos, del total de contaminantes monitorizados.

**3.5.2. - Riesgo cancerígeno**

Se han comparado los niveles de los elementos cancerígenos monitorizados en los suelos de Alcalá de Henares (As, Be y sus compuestos, Cd y Cr hexavalente) con aquellos considerados como seguros por la US EPA (2004, 2010). Estos últimos se recogen en la Tabla 8, en función del tipo de suelo.

**Tabla 8. Valores considerados como seguros por la US EPA (2004, 2010) para elementos carcinogénicos, según los usos del suelo.**

<b>Elemento</b>	<b>Suelo Residencial (mg/Kg)</b>	<b>Suelo Industrial (mg/Kg)</b>
<b>Arsénico</b>	3,90E-01	1,60E+00
<b>Berilio y compuestos</b>	-	1,90E+03
<b>Cadmio</b>	1,70E+00	1,70E+00
<b>Cromo (1:6; Cr<sup>+6</sup>:Cr<sup>+3</sup>)</b>	2,90E-01	5,60E+00

## **Material y Métodos**

---

Como se ha descrito previamente, el riesgo cancerígeno se ha cuantificado como un **Exceso de Riesgo Cancerígeno (ER)** para cada vía de exposición considerada. Se trata, por tanto, de un incremento de riesgo debido a la exposición a contaminantes potencialmente cancerígenos presentes en el suelo evaluado.

Se ha calculado aplicando un **factor de pendiente del cáncer (SF)**, expresado en Kg · día/mg. Los valores de SF utilizados se encuentran descritos por la US EPA (US EPA, 2004, 2010), según la vía de exposición al xenobiótico.

El ER representa cuantitativamente la relación entre la dosis de un agente cancerígeno y su incidencia en el desarrollo de tumores, es decir, relaciona la exposición con la probabilidad de sufrir efectos carcinogénicos, obtenidos a partir de estudios de cáncer en animales.

### **3.5.2.1. - Riesgo cancerígeno oral**

El riesgo cancerígeno oral se ha determinado utilizando un **factor de pendiente de cáncer oral** o **SFo**, empleando la siguiente fórmula:

$$ER_{\text{oral}} = PE_{\text{oral}} \cdot SFo \cdot ED / AT$$

$ER_{\text{oral}}$  - Exceso de Riesgo Cancerígeno Oral (adimensional)

$PE_{\text{oral}}$  - Predicción exposición oral (mg/Kg · d)

SFo - Factor de pendiente de cáncer oral (mg/Kg · d)<sup>-1</sup>

ED - Duración de la exposición (años)

AT- Tiempo de vida (años)

Para estimar el ER, se considera la duración de la exposición de un individuo, debido a que describe la probabilidad de desarrollar un cáncer a lo largo de toda su vida. Así, se han utilizado los valores de duración de exposición (ED) y tiempo de vida (AT), descritos por US EPA (1997, 2000), valores que se muestran en la Tabla 9.

**Tabla 9.** Criterio que se ha utilizado para calcular la exposición a elementos traza del suelo.

Población	Duración exposición (años)	Tiempo de vida (años)
Adultos	30	70
Niños	6	70

De todos los elementos traza cancerígenos monitorizados, y hasta la fecha, la US EPA sólo ha señalado valores de SFo para el **As** y **Cr hexavalente** (Tabla 10) (US EPA, 2004, 2010). Por ello, sólo se han podido cuantificar el ER oral a estos contaminantes.

**Tabla 10.** Valor de Factor de pendiente de cáncer oral para el As (US EPA, 2004, 2010).

Elemento	SFo Adulto (Kg·d/mg)	SFo Niños (Kg·d/mg)
Arsénico	1,50E+00	1,50E+00
Cromo (VI)	5,00E-01	5,00E-01

### 3.5.2.2. - Riesgo cancerígeno por inhalación

Se ha calculado también el ER por inhalación para cada elemento traza carcinogénico. Para ello se han utilizado los **índices de pendiente del cáncer por inhalación** o **SFi**. Debido a que la US EPA sólo aporta SFi para la población adulta (US EPA, 2004), se han determinado los SFi para cada colectivo considerado, a través de la siguiente ecuación:

$$SFi \text{ (mg/Kg} \cdot \text{d)}^{-1} = \text{URF (m}^3/\mu\text{g)} \cdot [1 / \text{IR (m}^3/\text{día)}] \cdot \text{BW (Kg)} \cdot 10^3$$

SFi - Factor de pendiente de cáncer por inhalación (mg/Kg · d)<sup>-1</sup>

URF - Factor de unidad de riesgo por inhalación (m<sup>3</sup>/μg)

IR - Índice de inhalación (m<sup>3</sup>/día)

BW - Peso corporal (Kg)

10<sup>3</sup> - conversor unidades

## Material y Métodos

---

Se han utilizado los valores de **factor de Unidad de Riesgo por Inhalación (URF)** descritos por el Departamento de Protección Medioambiental de New Jersey (NJDEP). Estos valores se definen como el exceso de probabilidad de contraer cáncer como resultado de una exposición constante en un período de 70 años a una concentración ambiente de 1 microgramo por metro cúbico ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) para un compuesto determinado (NJDEP, 2009). Los valores de URF para cada xenobiótico se señalan en la Tabla 11 (NJDEP, 2009), y los valores de índice o velocidad de inhalación (IR) y peso corporal (BW), se recogen en la Tabla 5 y son los descritos por la US EPA (US EPA, 1997, 2004).

Asimismo, en la Tabla 12 se muestran los valores de  $\text{SFi} (\text{mg}/\text{Kg} \cdot \text{d})^{-1}$  obtenidos para cada grupo de población estudiado: niños y adultos.

**Tabla 11. Factores de Unidad de Riesgo por inhalación para cada elemento traza (NJDEP, 2009).**

Elemento	URF [ $1/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ ]
Arsénico (inorgánico)	4,30E-03
Berilio	2,40E-03
Cadmio	4,20E-03
Cromo (VI)	1,20E-02
Níquel (refinería)	2,40E-04
Plomo y compuestos	1,20E-05

**Tabla 12. Valores de factor de pendiente de cáncer por inhalación (SFi) para cada elemento traza según el tipo de población.**

<b>Elemento</b>	<b>SFi Adulto (Kg·d/mg)</b>	<b>SFi Niños (Kg·d/mg)</b>
<b>Arsénico (inorgánico)</b>	1,51E+01	6,45E+00
<b>Berilio</b>	8,40E+00	3,60E+00
<b>Cadmio</b>	1,47E+01	6,30E+00
<b>Cromo (VI)</b>	4,20E+01	1,80E+01
<b>Níquel (refinería)</b>	8,40E-01	3,60E-01
<b>Plomo y compuestos</b>	4,20E-02	1,80E-02

Por último, se ha utilizado la siguiente ecuación para determinar el ER por inhalación:

$$ER_{inh} = PE_{inh} \cdot SFi \cdot ED / AT$$

ER<sub>inh</sub> - Exceso de Riesgo Cancerígeno por Inhalación (adimensional)

PE<sub>inh</sub> - Predicción exposición por inhalación de partículas resuspendidas (mg/Kg · d)

SFi - Factor de pendiente de cáncer por inhalación (mg/Kg · d)<sup>-1</sup>

ED - duración de la exposición (años)

AT- tiempo de vida (años)

Se han aplicado los valores de tiempo de vida (AT) y duración de la exposición (ED) descritos por la US EPA (1997, 2000), que se señalan en la Tabla 9.

### **3.5.2.3.- Valoración de los resultados**

Para la valoración de los resultados de la Evaluación de Riesgos y, como se ha señalado previamente, se ha considerado el efecto que presenta cada elemento traza:

- **Efectos cancerígenos.** El límite tolerable del incremento del riesgo cancerígeno individual es de  $1,0E-06$ , es decir, una probabilidad de desarrollar un cáncer de 1 entre 1 millón. Será inaceptable para la salud humana si excede de  $1,0E-04$ .
- **Efectos no cancerígenos o sistémicos.** El cociente de peligrosidad para cada una de las vías de exposición consideradas, debe ser inferior a la unidad.



## ***RESULTADOS Y DISCUSIÓN***



## ***RESULTADOS Y DISCUSIÓN***

---

### **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

#### **1.- SUELOS**

##### **1.1.- MONITORIZACIÓN DE METALES Y METALOIDES EN LAS MUESTRAS DE SUELOS**

A continuación se presentan los resultados de la monitorización de los diferentes xenobióticos determinados en los suelos objeto de estudio, por fecha de muestreo.

##### **1.2.1.- Contenido total metales y metaloides: muestreo I**

Las **Tablas 13** y **14** muestran el sumario estadístico obtenido en el **primer muestreo (julio 2000)** para los elementos traza determinados en la ciudad (suelo urbano) y en el área industrial, respectivamente.

La comparación estadística de cada elemento traza entre zonas se detalla en la **Tabla 15**.

## Resultados y Discusión

Tabla 13. Sumario estadístico del **Muestreo I** de **suelo urbano** para cada uno de los elementos traza analizados ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Muestras	M.A.	M.G.	Mediana	Rango
Al	40	3810,2 $\pm$ 2179,2	3193,1	3804,25	1010,2-9452,4
As	40	3,40 $\pm$ 1,30	3,16	3,49	1,53-6,30
Be	40	0,35 $\pm$ 0,17	0,30	0,34	0,10-0,76
Cd	40	0,07 $\pm$ 0,08	0,05	0,05	0,02-0,51
Cr	40	6,20 $\pm$ 3,36	5,25	6,14	1,58-14,37
Cu	40	6,50 $\pm$ 4,00	5,42	5,76	1,62-21,09
Hg	0	ND	ND	ND	<0,002
Mn	40	94,41 $\pm$ 52,87	81,9	89,15	28,4-291,1
Ni	40	4,29 $\pm$ 2,50	3,51	3,67	0,64-9,96
Pb	40	24,35 $\pm$ 19,98	17,0	19,71	2,68-89,09
Tl	40	0,06 $\pm$ 0,03	0,05	0,05	0,02-0,16
V	40	6,01 $\pm$ 2,87	5,30	5,91	1,86-11,9
Zn	40	31,17 $\pm$ 17,84	26,06	29,26	5,90-78,42

Muestras= número de muestras por encima del L.D.; M.A.= Media aritmética (los resultados se presentan como la media  $\pm$  D.E.); M.G.= Media geométrica; ND= No Detectado.

Tabla 14. Sumario estadístico del **Muestreo I** de **suelo industrial** para cada uno de los elementos traza analizados ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Muestras	M.A.	M.G.	Mediana	Rango
Al	5	11658,6 $\pm$ 5820,5	10605,1	11077,6	5527,8-21140,8
As	5	9,20 $\pm$ 1,45	9,11	9,2	7,52-11,41
Be	5	0,79 $\pm$ 0,40	0,73	0,71	0,42-1,46
Cd	5	0,07 $\pm$ 0,01	0,07	0,07	0,05-0,08
Cr	5	12,96 $\pm$ 4,16	12,46	12,96	8,46-19,51
Cu	5	8,30 $\pm$ 1,67	8,17	8,3	6,62-10,15
Hg	0	ND	ND	ND	<0,002
Mn	5	192,5 $\pm$ 50,76	187,63	192,5	147,4-273,4
Ni	5	10,73 $\pm$ 2,15	10,57	10,73	8,48-14,11
Pb	5	14,44 $\pm$ 5,03	13,63	14,65	7,05-21,25
Tl	5	0,14 $\pm$ 0,06	0,13	0,14	0,07-0,23
V	5	15,10 $\pm$ 2,63	14,93	15,1	12,51-18,86
Zn	5	33,41 $\pm$ 5,52	33,03	33,41	26,08-40,37

Muestras= número de muestras por encima del L.D.; M.A.= Media aritmética (los resultados se presentan como la media  $\pm$  D.E.); M.G.= Media geométrica; ND= No Detectado.

**Tabla 15.** Concentraciones medias en las muestras de suelo del Muestreo I ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Zona Industrial	Zona Urbana	<i>p</i>
Al	11658,6 $\pm$ 5820,5	3810,2 $\pm$ 2179,2	<0,01
As	9,20 $\pm$ 1,45	3,40 $\pm$ 1,30	<0,001
Be	0,79 $\pm$ 0,40	0,35 $\pm$ 0,17	<0,05
Cd	0,07 $\pm$ 0,01	0,07 $\pm$ 0,08	NS
Cr	12,96 $\pm$ 4,16	6,20 $\pm$ 3,36	<0,001
Cu	8,30 $\pm$ 1,67	6,50 $\pm$ 4,00	NS
Hg	ND	ND	-
Mn	192,54 $\pm$ 50,76	94,41 $\pm$ 52,87	<0,01
Ni	10,73 $\pm$ 2,15	4,29 $\pm$ 2,50	<0,001
Pb	14,44 $\pm$ 5,03	24,35 $\pm$ 19,98	NS
Tl	0,14 $\pm$ 0,06	0,06 $\pm$ 0,03	<0,001
V	15,10 $\pm$ 2,63	6,01 $\pm$ 2,87	<0,001
Zn	33,41 $\pm$ 5,52	31,17 $\pm$ 17,84	NS

Los resultados se presentan como la media  $\pm$  DE (en  $\mu\text{g/g}$ ); NS= No hay diferencias significativas ( $p > 0,05$ ); ND= No Detectado.

A pesar de que la comparación de los resultados medioambientales pertenecientes a diferentes zonas y regiones resulta compleja, debido a que las condiciones geológicas, meteorológicas, demográficas e industriales, pueden presentar enormes variaciones de un área a otra, que se refleja en una gran variabilidad en cuanto a los índices de contaminación medioambiental, los resultados obtenidos se han comparado con los descritos en otros estudios similares llevados a cabo en suelos urbanos nacionales como internacionales. Este hecho ha sido señalado también por otros autores, como Li y Feng (2010), ya que los procedimientos analíticos y de muestreo en estudios geoquímicos de suelos urbanos no están universalmente aceptados.

El Hg no se ha detectado en ninguna muestra de suelo (Tablas 13 y 14), lo que indicaría que los niveles de este contaminante en los suelos fueron inferiores al límite de detección del ICP-MS. Este metal, de particular interés en toxicología debido a su fuerte impacto sobre la salud humana, sí se ha detectado en suelos de otras ciudades españolas, como Mieres, Asturias (Loredó y cols., 2003), Sevilla (Rodríguez y cols., 2006) y en suelos de varias ciudades de Tarragona (Llobet y cols., 2000; Nadal y cols., 2004, 2005b, 2007), y Mataró, Barcelona (Mari y cols., 2009b). Se ha descrito también en suelos urbanos de otros países, como Newcastle, Reino Unido (Rimmer y cols., 2005), Glasgow, Escocia y Torino,

## Resultados y Discusión

---

Italia (Rodrigues y cols., 2006), Aveiro, Portugal (Reis y cols., 2009), y Pekín, China (Chen y cols., 2010a). Rodrigues y cols. (2006), han determinado un rango de Hg total de 0,015-6,30  $\mu\text{g/g}$  presente en los suelos monitorizados en los parques de seis ciudades europeas: Aveiro, Glasgow, Ljubljana, Sevilla, Turín y Uppsala. Además, estos autores han observado una gran variabilidad en el contenido de este contaminante neurotóxico en suelos urbanos, tanto en dentro del mismo parque, como entre ciudades. Por su parte, Chen y cols. (2010a), han encontrado un rango de 0,060-0,780  $\mu\text{g/g}$  en suelos muestreados en espacios verdes públicos de Pekín, China.

En relación al contenido de Hg en los suelos del área industrial de Alcalá, otros estudios nacionales sí han detectado trazas de este metal en los suelos, aunque estos soportan una fuerte industria (Nadal y cols., 2004, 2007). También se ha determinado en suelos industriales de otros países, como en Estarreja, Portugal, cuyos autores atribuyen a la presencia de una planta industrial cloro-álcali, fuente de emisión de Hg muy importante (Reis y cols., 2009). Se ha descrito que este metal presenta una elevada variabilidad en suelos (Reis y cols., 2009).

Por otro lado, no se han detectado niveles de Hg en suelos que se han considerado como no contaminados en Tarragona (Nadal y cols., 2007), y en Arenas del Mar, Barcelona (Rovira y cols., 2010a). Estos hechos podrían señalar que los suelos urbanos e industriales de Alcalá de Henares no estarían contaminados por este metal neurotóxico.

Se ha observado que la zona industrial de Alcalá ha presentado niveles significativamente mayores para casi todos los elementos traza analizados, excepto para Cd, Cu, Pb y Zn, que resultaron ser similares (Tabla 15). La mayor contaminación general por estos compuestos en el área industrial se podría atribuir a que ésta presenta y concentra una moderada y diversa actividad industrial, actividad que se ha descrito previamente. El impacto que tiene la industria en los niveles de elementos traza en los suelos está bien descrito (Douay y cols., 2007; Aelion y cols., 2009).

Aunque, *a priori*, se esperaba una presencia similar en ambas zonas de estudio, debido a su cercanía, se ha descrito que los niveles de los metales y metaloides son mayores en las proximidades de las fuentes contaminantes, y disminuyen rápidamente en los primeros 2-5 km, para después hacerlo más lentamente (Martley y cols., 2004; Douay y cols., 2007; Aelion y cols., 2009), efecto que podría explicar las diferencias determinadas. Así, Aelion y cols. (2009), han observado que el Ba, Be, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni y Pb, excepto el

As, se correlacionaron de forma negativa con la distancia del posible foco emisor en suelos urbanos de EEUU.

Además, se ha descrito que la composición de los suelos, incluida la concentración de contaminantes, puede mostrar una elevada variabilidad incluso a pequeñas distancias, y esta variabilidad se incrementaría en ambientes urbanos, debido a la actividad humana (Chen y cols., 2005; Morillo y cols., 2007). Por tanto, la presencia similar de Cd, Cu, Pb y Zn determinada en los suelos monitorizados (Tabla 15) indicaría una fuente de emisión común en ambas zonas, que sería el tráfico, debido a que se ha descrito como la fuente contaminante principal para estos cuatro metales (Cui y cols., 2005; Ljung y cols., 2006; Chen y cols., 2010b; Guney y cols., 2010).

Estudios similares también han observado esta distribución de los elementos traza: mayor contaminación en las áreas industriales y suburbanas, pero niveles de Cd, Cu, Pb y Zn similares, e incluso superiores, en áreas urbanas vs. industriales (Li y Liu, 2001; Imperato y cols., 2003).

Así, se ha observado que la presencia del **Cd** es similar o superior en suelos urbanos, hecho que se atribuye a que este metal se considera un contaminante cosmopolita, debido a que se libera al medio durante la combustión de carbón, petróleo, residuos urbanos y cigarrillos, además de sus usos industriales (Eikmann, 1994; ATSDR, 1993, 2008b; Martín y cols., 2004), y que presenta una gran movilidad en el medio ambiente, lo que provoca una gran dispersión de este metal (Moreno, 2003; Rodríguez y cols., 2006). En relación a los niveles de Cd en los suelos de Alcalá (0,07  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 15), estos han sido menores a los descritos por Nadal y cols. (2007) en suelos urbanos muestreados en varias ciudades de Tarragona (0,14  $\mu\text{g/g}$ ), y similares al observado por Rovira y cols. (2010a) en suelos de Arenas del mar (0,05  $\mu\text{g/g}$ ). Asimismo, han resultado inferiores a los descritos por Ali y Malik (2011), en suelos de parques y zonas verdes de Islamabad, Paquistán (0,07 vs. 3,37  $\mu\text{g/g}$ ).

En relación al área industrial estudiada, la presencia de este metal (0,07  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 15) también ha sido menor a la determinada por Luo y cols. (2009) en suelos urbanos fuertemente industrializados muestreados en las afueras de Pekín, China (0,40  $\mu\text{g/g}$ ), así como a la encontrada en suelos cercanos a una incineradora de residuos sólidos urbanos en Mataró, Barcelona (0,30  $\mu\text{g/g}$ ) (Rovira y cols., 2010).

## Resultados y Discusión

---

Con respecto al **Pb**, aunque la concentración ha resultado ser mucho más elevada en los suelos del área urbana (24,35 vs. 14,44  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 15), esta no ha alcanzado significancia, posiblemente debido a la amplia dispersión que han presentado los datos. Esta variación medioambiental, propia de este contaminante, ha sido bien descrita por la comunidad científica (Chen y cols., 2005; Madrid y cols., 2006; Zhang, 2006). Otros estudios similares de análisis multielemental han observado también niveles superiores de **Pb** en los suelos urbanos vs. industriales (Mielke, 1994; Sutherland y cols., 2000; Nadal y cols., 2004).

La mayor presencia de este elemento tóxico en la zona urbana se podría atribuir a la combustión de gasolinas con compuestos de **Pb**, como el tetrametil- y tetraetil-plomo, debido a que se utiliza como antidetonante (de Miguel y cols., 1997; Erel y cols., 1997; Han y cols., 2002; van Bohemen y Janssen van de Laak, 2003; Nadal y cols., 2004; Anagnostopoulou y Day, 2006; Aelion y cols., 2009), estimándose un rango de este xenobiótico en gasolinas con plomo de 0,3-0,6 g/L (Nriagu, 1991; Harper y cols., 2003). Numerosos trabajos han descrito y relacionado los niveles medioambientales de **Pb** con el uso de estos combustibles (de Miguel y cols., 1997; Sheets y cols., 2001; Figueira y cols., 2002; Parekh y cols., 2002; Imperato y cols., 2003; Ordóñez y cols., 2003; Nadal y cols., 2004; Duzgoren-Aydin y cols., 2004, 2006, 2007; Anagnostopoulou y Day, 2006; Lee y cols., 2006; Nabulo y cols., 2006; Tume y cols., 2008; Wu y cols., 2009, 2010; Dao y cols., 2010; Guney y cols., 2010; Ali y Malik, 2011). La prohibición del empleo de este tipo de gasolinas en España entró en vigor a partir del 1 de Enero de 2002 (R.D. 403/2000), fecha posterior a los muestreos realizados.

Además, se ha observado que los niveles de **Pb** son más elevados en los suelos urbanos monitorizados en el centro/interior de las ciudades disminuyendo hacia los extrarradios/afueras de las mismas, siendo, por tanto, menores en estas últimas. Este efecto fue descrito por primera vez por Mielke y cols. (1983), en suelos de los parques de Baltimore y, posteriormente, en Nueva Orleans (Mielke, 1994), Washington D.C. (Elhelu y cols., 1995), Ibadan, Nigeria (Sridhar y cols., 2000), Syracuse, Nueva York (Jonhson y Bretsch, 2002), Oslo, Noruega (Tijhuis y cols., 2002), Indianapolis, Indiana (Filippelli y cols., 2005), y Pekín, China (Xia y cols., 2011). Este resultado se ha observado no solo para el **Pb**, sino también para el **Cd**, **Cr**, **Cu** y **Zn** en suelos urbanos de Hangzhou, ciudad que se encuentra al este de China y presenta un elevado índice de crecimiento urbanístico en la zona (Lu y cols., 2009b), y para el **Cu**, **Pb** y **Zn** en suelos urbanos de Pekín, China (Xia y cols.,



2011). Estos últimos hechos podrían también justificar la distribución similar de estos cuatro metales (Cd, Cu, Pb y Zn) en los suelos monitorizados.

Esta tendencia en la distribución de la contaminación del Pb en los suelos urbanos se ha atribuido, principalmente, a la densidad del tráfico, debido a que el flujo del tráfico estaría más concentrado en el interior/centro de las ciudades (Angelone y cols., 1995; Mielke y cols., 1997).

Asimismo, se ha descrito en la bibliografía que el efecto del volumen del tráfico se pondría especialmente en evidencia cuando se comparan los niveles de Pb de los suelos de los parques públicos con el monitorizado en el polvo de las carreteras más cercanas a estos. De forma general, se ha observado que el polvo muestreado en las vías de circulación está mucho más contaminado por Pb, ya que representaría la deposición reciente de las emisiones del tráfico, debido a la limpieza periódica de las lluvias (Li y cols., 2001; Djingova y cols., 2003; Hutchinson y Pearson, 2004; Papa y cols., 2010). Así, Duzgoren-Aydin y cols. (2004), han señalado que la media de Pb determinada en los suelos del parque *King George V Memorial Park* ha sido significativamente menor que la encontrada en el polvo de las carreteras más próximas a dicho parque (79,0 vs. 350,0  $\mu\text{g/g}$ ). Resultados similares han sido descritos por Papa y cols. (2010), tras la monitorización de Cd, Cr, Cu, Pb y V en suelos urbanos de Italia.

Por su parte, Chen y cols. (2010b), han encontrado que la presencia de Pb en el polvo de las carreteras está significativa y positivamente correlacionado con el volumen del tráfico. De hecho, Guney y cols. (2010), han observado concentraciones superiores de Cu, Pb y Zn en suelos de carreteras principales vs. secundarias de Estambul, Turquía, hecho que los autores atribuyen a la densidad del tráfico.

Por otro lado, se han determinado también elevadas concentraciones de Pb en suelos en proceso de urbanización, debido al uso de pinturas que contienen compuestos de este metal en las fachadas, etc. (Akhter y Madany, 1993; Gulson y cols., 1995; Shen y cols., 2002; Farfel y cols., 2003; Filipelli y cols., 2005; Gasana y cols., 2006; IARC, 2006b; Salameh y cols., 2008). Así, un estudio de análisis isotópico de Pb en suelos de jardines públicos de Roxbury y Dorchester (EEUU) ha revelado que entre un 40 a 80% del Pb total determinado procedía de pinturas (Clark y cols., 2006).

## Resultados y Discusión

---

Por todo ello, se ha sugerido que la monitorización medioambiental de Pb sería especialmente importante en regiones rurales y en países subdesarrollados, donde el uso de materiales basados en Pb es muy significativo: material de cocina, pinturas, ventanas, tuberías en los hogares así como el uso, hoy en día, de gasolinas con Pb, debido a los escasos recursos que disponen (Mielke y cols., 1983, 1999; Macey y cols., 2001; Filippelli y cols., 2005; Afridi y cols., 2006; Cory-Slechta y cols., 2008; Salameh y cols., 2008), así como en suelos dedicados a la agricultura, ya que se ha observado que el Pb se trasloca fácilmente al tejido vegetal incorporándose en la cadena alimentaria (Finster y cols., 2004).

Con respecto a los niveles de Pb descritos en la bibliografía, de forma general, estos han sido mayores que los monitorizados en los suelos urbanos de Alcalá (2,68-89,09  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 13). Así, Culbarld y cols. (1988) han determinado un rango de 20,0-1.820,0  $\mu\text{g/g}$  en suelos de parques públicos de Gran Bretaña. Boon y Soltanpour, (1992) han observado un rango de 9,2-808  $\mu\text{g/g}$  en suelos de Aspen, EEUU, mientras que Tiller (1992) ha señalado un rango de 5-1.450  $\mu\text{g/g}$  en suelos de Adelaida (Australia). Por su parte, Elless y cols. (2007) han descrito un rango de Pb de 130-5.900  $\mu\text{g/g}$  tras el análisis de muestras de suelos urbanos recogidos en 13 ciudades norteamericanas. Recientemente, Aelion y cols. (2009), han descrito un rango de este neurotóxico de 2,4-288,0  $\mu\text{g/g}$  en 119 muestras de suelos urbanos muestreados en el sureste de EEUU.

Asimismo, la media aritmética de Pb observada en los suelos de Alcalá de Henares (24,35  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 13), ha sido inferior a la descrita por Nadal y cols. (2004), en suelos muestreados en Tarragona en invierno del 2002 (66,1  $\mu\text{g/g}$ ), y mucho menor que la media de 208  $\mu\text{g/g}$  determinada en suelos urbanos de Sevilla (Madrid y cols., 2007). Otros estudios serían la concentración de 63,9  $\mu\text{g/g}$  determinada en suelos urbanos de Guangzhou, China (Guan y Peart, 2006), la media de 231,0  $\mu\text{g/g}$  en suelos de Baltimore, Maryland, EEUU (Yesilonis y cols., 2008), la concentración de 191,0  $\mu\text{g/g}$  determinada por Guney y cols. (2010), en suelos de Estambul, Turquía, y la media de 121,40  $\mu\text{g/g}$  observada en suelos de Sialkot, Paquistán (Malik y cols., 2010). Sin embargo, ha sido superior al descrito por Rovira y cols. (2010a), en suelos de Arenas del Mar (14,5  $\mu\text{g/g}$ ), aunque se podría atribuir a las diferentes densidades de población y tráfico de ambas ciudades.

En relación a los suelos de la zona industrial, los niveles de Pb han sido menores que los determinados en suelos recogidos en un complejo industrial cercano a Tarragona (14,44 vs. 36,3  $\mu\text{g/g}$ ) (Nadal y cols., 2004), y al encontrado en suelos próximos a una incineradora de residuos sólidos urbanos en Mataró, Barcelona (14,44 vs. 35,7  $\mu\text{g/g}$ ) (Rovira y cols., 2010a), así como al descrito por Luo y cols. (2009), en suelos urbanos fuertemente industrializados en las afueras de Pekín, China (14,44 vs. 82,0  $\mu\text{g/g}$ ).

El tráfico también podría justificar la presencia similar del **Cu** y **Zn** observada al comparar ambas zonas (Tabla 15), debido a que se ha descrito como una fuente de emisión importante de estos metales (Jiries y cols., 2001; Imperato y cols., 2003; van Bohemen y Janssen van de Laak, 2003; Tume y cols., 2008; Chen y cols., 2010b; Dao y cols., 2010; Guney y cols., 2010).

La influencia de la cercanía de las carreteras y autopistas sobre la presencia de elementos traza en los suelos urbanos también se ha observado para Cu y Zn en suelos de Roma, Italia (Angelone y cols., 1995), de São Paulo, Brazil (Morcelli y cols., 2005), Galway, Irlanda (Dao y cols., 2010), y de Estambul, Turquía (Guney y cols., 2010), así como para otros elementos traza no monitorizados en este estudio, pero que, hoy en día, presentan una gran trascendencia medioambiental, debido a las nuevas tecnologías, como el platino, paladio y rodio: en suelos de Alemania (Schäfer y cols., 1998), Roma (Cinti y cols., 2002), Perth, Australia (Whiteley y Murray, 2003), São Paulo, Brazil (Morcelli y cols., 2005), y en Braunschweig, Alemania (Wichmann y cols., 2007).

Otros metales que han presentado una mayor concentración en el polvo y suelos recogidos en las autopistas y carreteras con mayor densidad y velocidad del tráfico en Alemania han sido: cerio, lantano, niobio, platino, paladio, rodio, zirconio (Djingova y cols., 2003).

Sin embargo, serían necesarios más estudios sobre el efecto contaminante del tráfico, en especial sobre como afecta su volumen en la presencia de metales y metaloides en suelos urbanos y polvo de carreteras y autopistas, ya que algunos autores han apuntado que el estilo de conducción (paradas/arranques en puntos característicos de estas vías como por ejemplo en: intersecciones, semáforos, etc.), así como la topografía, podrían ejercer una influencia mayor que la propia densidad del tráfico (Whiteley y Murray, 2003; Fliegel y cols., 2004; Hooda y cols., 2007; Wichmann y cols., 2007).

## Resultados y Discusión

---

Además, la monitorización mineral en ambientes urbanos es trascendental debido también a que el auge de los vehículos de diesel en los países desarrollados conlleva la emisión de una mezcla compleja de miles de sustancias orgánicas e inorgánicas, en forma de gases y partículas finas sólidas y/o líquidas, muchas de las cuales aún están sin identificar, debido, entre otras cosas, a que su composición varía en función del tipo de motor, condiciones de funcionamiento, combustible, aceites lubricantes y del sistema de control de las emisiones (McClellan, 1986; WHO, 1996; Morcelli y cols., 2005).

En relación al **Cu**, otra posible fuente de emisión en Alcalá de Henares sería la vía del tren, que atraviesa la ciudad, debido a que se ha determinado que la abrasión de los frenos y de las propias líneas, libera cantidades traza de este metal (Imperato y cols., 2003). La concentración media de **Cu** en Alcalá ha sido inferior a la determinada en suelos de Arenas del Mar, Barcelona (6,50 vs. 12,3  $\mu\text{g/g}$ ) (Rovira y cols., 2010a), y a la encontrada en suelos urbanos monitorizados en EEUU (6,50 vs. 17,0  $\mu\text{g/g}$ ) (Aelion y cols., 2009), así como a la descrita por Malik y cols. (2010), en suelos urbanos de Sialkot, Paquistán (6,50 vs. 26,85  $\mu\text{g/g}$ ), y por Gong y cols. (2010) en suelos urbanos de Wuhan, China (6,50 vs. 35,0  $\mu\text{g/g}$ ). Se ha observado la misma tendencia al comparar la presencia de **Cu** en suelos del área industrial monitorizada (8,30  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 14) con otros estudios similares, como la concentración media determinada en suelos fuertemente industrializados en Pekín, China (48,0  $\mu\text{g/g}$ ) (Luo y cols., 2009).

Asimismo, los niveles de **Zn** en el área urbana de Alcalá han sido menores a los observados por Rovira y cols. (2010a) en suelos de Arenas del Mar, Barcelona (31,17 vs. 75,3  $\mu\text{g/g}$ ). Han mostrado la misma tendencia si se comparan con estudios internacionales, es decir, han sido inferiores a los descritos por Tume y cols. (2008) en suelos urbanos muestreados en un parque de Talcahuano, Chile (31,17 vs. 56,7  $\mu\text{g/g}$ ), y han sido mucho menores a los señalados por Malik y cols. (2010) en suelos urbanos de Sialkot, Paquistán (31,17 vs. 94,20  $\mu\text{g/g}$ ), y a los monitorizados por Lu y cols. (2010) en suelos urbanos situados en el centro de la ciudad de Hangzhou, China (31,17 vs.  $>200,0$   $\mu\text{g/g}$ ), posiblemente debido a ambas ciudades están industrializadas. La presencia de este elemento mineral en los suelos del área industrial estudiada (33,41  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 15) también ha sido inferior a la descrita en suelos próximos a una incineradora de residuos sólidos urbanos en Mataró, Barcelona (97,8  $\mu\text{g/g}$ ) (Rovira y cols., 2010a).

La presencia de **Al** ha sido significativamente superior ( $p < 0,01$ ) en el área industrial de Alcalá (11.658,6 vs. 3.810,2  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 15), posiblemente debido a que se emplea en la producción de vidrio, gomas y cerámica, así como en materiales de construcción (Pérez-Granados y Vaquero, 2002; ATSDR, 2008a), industrias que se encuentran ubicadas en el área industrial monitorizada.

El rango de **Al** determinado en los suelos monitorizados (1.010,2-21.140,8  $\mu\text{g/g}$ ), ha sido inferior al rango que se ha propuesto como normal para suelos dedicados a la agricultura: 10.000,0-300.000  $\mu\text{g/g}$  (Jones y Bennett, 1985). Asimismo, se ha observado una menor contaminación por **Al** en los suelos de Alcalá que en suelos urbanos de Marraquech, Marruecos, para los que se ha determinado una concentración media de 41.400,0  $\mu\text{g/g}$ . Los autores atribuyen estos niveles a la actividad minera, muy próxima a la ciudad, así como a la presencia geoquímica natural de este metal en la zona estudiada (Souad y cols., 2006; Zaida y cols., 2007).

Con respecto al **As**, los niveles de este metaloide determinados en los suelos urbanos (3,40  $\mu\text{g/g}$ ) e industriales (9,20  $\mu\text{g/g}$ ) de Alcalá de Henares (Tabla 15), han sido menores y mayores, respectivamente, que los descritos en suelos no contaminados (7,6  $\mu\text{g/g}$ ) (Frink, 1996), así como similares o menores que los descritos en otros estudios, tanto nacionales como internacionales y para ambas zonas (Llobet y cols., 1999; de Gregori y cols., 2003; Nadal y cols., 2004, 2005b; Luo y cols., 2008; Aelion y cols., 2009; Lu y cols., 2010).

Así, se ha descrito un rango de 10,2-61,0  $\mu\text{g/g}$  en suelos urbanos de Guangzhou, China (Lu y cols., 2010). Por su parte, Liao y cols. (2005), han encontrado un rango de 11,0-1.217,0  $\mu\text{g/g}$  en suelos muestreados en una zona industrial de la ciudad de Chenzhou, China, que se encuentra altamente contaminada por **As** debido a su elevada actividad industrial de explotación de metales. Luo y cols. (2008), han determinado un rango de 5,7-23,0  $\mu\text{g/g}$  en 57 muestras recogidas en cinco zonas industriales en Pekín, China. Asimismo, la concentración media de **As** ha sido inferior (3,40 vs. 4,1  $\mu\text{g/g}$ ) a la observada por Aelion y cols. (2009), en suelos urbanos del sureste de EEUU.

Sin embargo, la contaminación por **As** ha sido inferior en suelos cercanos a un complejo industrial petroquímico en Tarragona, que en los suelos de carácter industrial de Alcalá (6,51 vs. 9,20  $\mu\text{g/g}$ ) (Nadal y cols., 2007), así como en los suelos próximos a una incineradora de residuos sólidos urbanos de Mataró, Barcelona (3,92 vs. 9,20  $\mu\text{g/g}$ ) (Rovira y cols., 2010a).

## Resultados y Discusión

---

Este metaloide y sus compuestos se utilizan de forma intensiva en conservantes de la madera, aleaciones de metales, manufacturas de cristal, material semiconductor, herbicidas, pesticidas, insecticidas, combustión de carbón, etc. (Kumaresan y Riyazuddin, 2001; Liao y cols., 2005), así como en medicina y veterinaria (Eisler, 2004). La presencia significativamente mayor ( $p < 0,001$ ) en los suelos monitorizados en la zona industrial (9,20 vs. 3,40  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 15), se podría atribuir a sus usos, debido a que en esta zona como en los alrededores se encuentran ubicadas diferentes industrias: de manufacturas del cristal y vidrio (Saint Gobain Vetrotex SE., industria de fabricación de fibra de vidrio), laboratorios (Merck Sharp and Dohme, British Petroleum), entre otras.

Con respecto al **Be**, se ha determinado que su presencia ha sido significativamente superior en la zona industrial (0,79 vs. 0,35  $\mu\text{g/g}$ ;  $p < 0,05$ ; Tabla 15). La media aritmética observada en el área urbana ha sido similar, aunque ligeramente más elevada, a la determinada en suelos urbanos de Divarbakir, Turquía (0,35 vs. 0,23  $\mu\text{g/g}$ ) (Yaman y Avci, 2006), así como a la observada en suelos urbanos monitorizados recientemente en el sureste de EEUU (0,35 vs. 0,15  $\mu\text{g/g}$ ) (Aelion y cols., 2008). Asimismo, estos autores, han encontrado niveles de Be por debajo del límite de detección en otros suelos urbanos monitorizados (Davis y cols., 2009). Pero, ha sido levemente inferior a la descrita por Llobet y cols. (2000), en muestras de suelo urbano recogidas en 1998 en Constantí, Tarragona (0,35 vs. 0,44  $\mu\text{g/g}$ ). Posteriormente, dichos autores repitieron el mismo estudio en abril del 2003, y han determinado una media de 0,43  $\mu\text{g/g}$ , concentración muy similar a la descrita previamente (Nadal y cols., 2005b), y un ligero incremento (0,49  $\mu\text{g/g}$ ) en abril del 2004 (Ferré-Huguet y cols., 2007).

A su vez, el rango de Be determinado en la zona industrial de Alcalá (0,42-1,46  $\mu\text{g/g}$ ) ha sido mayor, aunque del mismo orden, que el señalado en suelos cercanos a una planta industrial de este metal (0,33-0,77  $\mu\text{g/g}$ ) (Bhat y Pillai, 1997), así como al indicado por Óvári y cols. (2000), en los suelos recogidos alrededor de una estación de energía que funciona con combustible (0,15-0,68  $\mu\text{g/g}$ ).

Estos resultados podrían sugerir que Alcalá de Henares estaría contaminada por Be, posiblemente debido a la extensión de los usos de este metal, como en las fábricas de cerámicas así como su empleo en joyería y en la fabricación de material electrónico y óptico (Haberman y cols., 1993; Rakic y cols., 1998; Deubner y cols., 2001; Kolanz, 2001; ATSDR, 2002; Taylor y cols., 2003; Stefaniak y cols., 2008). Se ha descrito también que el tráfico

podría ser otra fuente de emisión muy importante para este metal cancerígeno, debido a los vehículos con motor de diesel (WHO, 1996; Ferrís i Tortajada y cols., 2003), aunque serían necesarios más estudios sobre la emisión, presencia y distribución de este metal y sus compuestos en el medio.

Así, en Alcalá se localizan diversas fábricas e industrias que utilizan aparatos electrónicos y que podrían ser fuentes de emisión de Be: informática (Cerosyunos Ingeniería Informática SLL., Repuestos y Suministros del Henares SL.), electrónicas (Suministros Electrónicos Alcalá SL., almacén de material eléctrico que trabaja con el Dpto. de Electrónica de la Universidad de Alcalá y diversas compañías internacionales como Pirelli, Siemens, Osram, Zemper Alta Tecnología, etc.), fotográficas (Estudio Foto Arte SL., Estudio Fotográfico Panta SL., Digifoto Alcalá SL.), así como de vidrios (Saint Gobain Vetrotex SE., fabricante de fibra de vidrio) y cerámicas (Roca y Alcalagress).

Alcalá de Henares es uno de los Municipios de la Comunidad de Madrid con mayor historia como productor de materiales cerámicos, principalmente ladrillos para la construcción, industria que comenzó en los años cuarenta, para satisfacer las necesidades del crecimiento urbanístico exponencial del Madrid de aquella época (del Olmo, 2006). Aunque hoy en día la industria cerámica se encuentra prácticamente desaparecida, excepto por las fábricas de Roca y Alcalagress, la presencia de este contaminante en los suelos de la ciudad es muy importante debido a que presenta una baja movilidad en los suelos (Adriano, 2001; Moreno, 2003).

En relación al **Cr**, se ha observado que su presencia ha sido superior ( $p < 0,001$ ) en los suelos del área industrial de Alcalá de Henares (12,96 vs. 6,20  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 15). Esto se podría atribuir a sus aplicaciones, debido a que se utiliza en la fabricación de muchos productos de uso común y que presentan una fuerte demanda, siendo los más destacados: la producción de acero inoxidable, la industria de cromado electrolítico y en la fabricación de pigmentos (Barnhart, 1997; Frantzen, 1998; WHO, 1998; ATSDR, 1993, 2008c; Moreno, 2003).

El contenido de este metal en la superficie de los suelos de la zona industrial de Alcalá de Henares ha sido menor que el determinado en los suelos urbanos de una zona industrial de Talcahuano, Chile (12,96 vs. 52,2  $\mu\text{g/g}$ ), polígono con una fuerte actividad metalúrgica, entre otras (Tume y cols., 2008), y similar al descrito por Nadal y cols. (2004), en suelos cercanos a un polígono industrial de Tarragona (12,96 vs. 13,8  $\mu\text{g/g}$ ), así

## Resultados y Discusión

---

como al determinado por Rovira y cols., (2010a) en los suelos recogidos en las cercanías de una incineradora de residuos sólidos urbanos de Mataró, Barcelona (12,96 vs. 11,1  $\mu\text{g/g}$ ). Asimismo, la presencia de este contaminante en los suelos urbanos estudiados ha sido inferior a la observada en suelos muestreados en la ciudad de Tarragona (6,20 vs. 10,2  $\mu\text{g/g}$ ) (Nadal y cols., 2004), así como en suelos urbanos del sureste de EEUU (6,20 vs. 24,0  $\mu\text{g/g}$ ) (Aelion y cols., 2009), y en suelos procedentes de Wuhan, ciudad fuertemente industrializada de China (6,20 vs. 85,0  $\mu\text{g/g}$ ) (Gong y cols., 2010). Además, la media aritmética de Cr ha sido mucho menor que la encontrada en suelos urbanos de Sialkot, Paquistán (6,20 vs. 155,0  $\mu\text{g/g}$ ) (Malik y cols., 2010), posiblemente debido a la elevada industria de teñido que soporta.

La presencia de Mn también ha resultado ser significativamente superior en el área industrial estudiada (192,54 vs. 94,41  $\mu\text{g/g}$ ;  $p < 0,01$ ; Tabla 15), posiblemente debido a que en esta zona se concentran fuentes emisoras de este elemento mineral. Este hecho está en concordancia con lo apuntado por Mahanta y Bhattacharyya (2011), que han observado niveles mucho mayores de este metal en los suelos de un área industrial (433,6  $\mu\text{g/g}$ ) que en los muestreados en los parques públicos (355,7  $\mu\text{g/g}$ ) de la ciudad de Guwahati, India. Las medias aritméticas determinadas en los suelos de Alcalá han sido mucho menores, para ambas zonas, que los descritos por estos autores, así como por Gong y cols. (2010), en suelos de Wuhan, China (630,0  $\mu\text{g/g}$ ), hecho que se podría atribuir a la fuerte industrialización y densidad de población que soportan ambas ciudades. Pero serían necesarios más estudios que expliquen la distribución aquí observada, ya que Sanz y Nogué (1997) han descrito que el uso de Mn como antidetonante en las gasolinas sin Pb es una fuente significativa.

Las fuentes del Ni al medio ambiente también podrían explicar la mayor contaminación ( $p < 0,001$ ) por este elemento en los suelos de la zona industrial (10,73 vs. 4,29  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 15), ya que se ha descrito que una de las principales fuentes antropogénicas de este contaminante es la actividad industrial (García, 1996; Sunderman 2001; Olmedo y cols., 2010). Sin embargo, Mahanta y Bhattacharyya (2011), han observado recientemente una tendencia contraria, es decir, niveles de Ni superiores en suelos muestreados en una zona residencial y en parques públicos frente a los suelos recogidos en un área industrial de Guwahati, India, hecho que atribuyen a que las fuentes de este elemento: baterías y productos metalúrgicos, principalmente, son más comunes en las áreas urbanas de la ciudad.



La concentración media de Ni ha sido inferior a la descrita en suelos de Constantí, Tarragona (4,29 vs. 14,01  $\mu\text{g/g}$ ) (Ferré-Huguet y cols., 2007), así como a la observada por Aelion y cols. (2009) en suelos urbanos del sureste de EEUU (4,29 vs. 6,4  $\mu\text{g/g}$ ), y a la determinada en suelos urbanos de la ciudad industrializada de Sialkot, Paquistán (4,29 vs. 85,46  $\mu\text{g/g}$ ) (Malik y cols., 2010). La presencia de este contaminante en ambas áreas de Alcalá monitorizadas también han resultado inferiores a las determinadas por Ali y Malik (2011), en parques y zonas verdes (4,29 vs. 90,81  $\mu\text{g/g}$ ), así como en áreas urbanas/industriales de Islamabad, Paquistán (10,73 vs. 92,47  $\mu\text{g/g}$ ), posiblemente debido a la fuerte industria y crecimiento demográfico de esta ciudad.

Respecto al Tl, metal muy poco estudiado en ambientes terrestres (Rao y cols., 2008), se ha determinado que los niveles en suelos de Alcalá, tanto urbanos como industriales, han sido mucho menores que los descritos en otros estudios. Tremel y cols. (1997a y b), han observado un rango de 0,13-1,54  $\mu\text{g/g}$  en suelos franceses; y Wenqi (1992), un rango de 0,29-1,17  $\mu\text{g/g}$  en suelos de China, frente a los de Alcalá: 0,02-0,16  $\mu\text{g/g}$  y 0,07-0,23  $\mu\text{g/g}$ , para la zona urbana e industrial, respectivamente (Tablas 13 y 14). La media aritmética determinada en los suelos del área industrial estudiada también ha sido menor que la descrita por Rovira y cols. (2010a) en suelos cercanos a una incineradora de residuos sólidos urbanos de Mataró, Barcelona (0,14 vs. 0,21  $\mu\text{g/g}$ ).

Asimismo, la concentración de Tl en la zona urbana de Alcalá (0,06  $\mu\text{g/g}$ ) ha sido inferior a la determinada en Constantí, Tarragona, en suelos monitorizados en 1998 (0,11  $\mu\text{g/g}$ ), y en 2003 (0,12  $\mu\text{g/g}$ ) (Nadal y cols., 2005b), así como en un muestreo posterior llevado a cabo en la misma ciudad en 2004 (0,12  $\mu\text{g/g}$ ) (Ferré-Huguet y cols., 2007). De la misma forma, también ha sido menor que la determinada en Arenas del Mar, Barcelona (0,25  $\mu\text{g/g}$ ) (Rovira y cols., 2010a).

Se ha descrito que el rango de Tl en suelos no contaminados sería de 0,01-3  $\mu\text{g/g}$  (Fergusson, 1990), dentro del cual se encuentran los niveles de este metal determinados en los suelos objeto de estudio (0,02-0,23  $\mu\text{g/g}$ ). Estudios más recientes sugieren que este rango se reduciría a 0,08-1,5  $\mu\text{g/g}$  para estos suelos (Jakubowska y cols., 2007), límite que también incluiría los niveles observados en Alcalá.

## Resultados y Discusión

---

La contaminación por este elemento se atribuye fundamentalmente a sus usos en la industria electrónica y cementera, así como al empleo del carbón y petróleo (Chandler y Scott, 1986; ATSDR, 1995; Lis y cols., 2003; Moreno, 2003; Xiao y cols., 2004a; Al-Najar y cols., 2005; Das y cols., 2006; Hassanien y cols., 2007). Por ello, la mayor presencia de Tl ( $p < 0,001$ ) observada en los suelos del área industrial (0,14 vs. 0,06  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 15), se podría atribuir a las emisiones de la industria electrónica así como empleo de carburantes. Pero, habría que realizar más estudios sobre la geoquímica y biogeoquímica de este contaminante en los suelos, debido a que no se conoce bien como se emite y distribuye este metal, ni por procesos naturales ni antropogénicos (Xiao y cols., 2004a y b; Sánchez-Chardi, 2007; Rao y cols., 2008; Vanek y cols., 2010), y que se trata de un metal altamente tóxico para la biota y el ser humano (Peter y Viraraghavan, 2005; Cvjetko y cols., 2010).

En relación al V, se han observado niveles significativamente superiores en la zona industrial (15,10 vs. 6,01  $\mu\text{g/g}$ ;  $p < 0,001$ ; Tabla 16). La presencia de este metal en Alcalá ha sido inferior a la descrita por Nadal y cols. (2007), tanto en suelos urbanos (6,01 vs. 23,5  $\mu\text{g/g}$ ) como industriales (15,10 vs. 22,7  $\mu\text{g/g}$ ), muestreados en la Provincia de Tarragona, así como a la determinada por Rovira y cols. (2010a) en suelos de Mataró (6,01 vs. 43,3  $\mu\text{g/g}$ ) y Arenas del Mar, Barcelona (6,01 vs. 75,0  $\mu\text{g/g}$ ).

Por otro lado, al comparar los resultados determinados en los suelos de los parques públicos de Alcalá en Julio de 2000, en conjunto, con los descritos en otros estudios, se ha observado que, de forma general, la presencia de los elementos traza monitorizados ha sido similar y/o inferior en los suelos objeto de estudio.

Así, se ha observado que los niveles de Cd, Cu, Pb y Zn analizados en Alcalá han sido mucho menores que los determinados en 594 muestras de suelos de parques públicos de Hong Kong, China (Li y cols., 2001). Estos autores, a su vez, los han comparado con otras ciudades europeas como Londres y Glasgow, atribuyendo la mayor contaminación de Cd, Cu, Pb y Zn en las ciudades europeas a su larga historia industrial.

Los niveles de Cd, Cr, Cu, Pb y Zn del área urbana de Alcalá también han sido mucho menores que los descritos en otro estudio más reciente realizado también en Hong Kong sobre 236 muestras de suelos urbanos (Lee y cols., 2005), así como para el Cr, Cu, Ni, Pb y Zn determinados en parques públicos de Guangzhou, China (Guan y Peart, 2006).

Con respecto a estudios europeos, los suelos de ciudades fuertemente industrializadas como Turín (Italia) han presentado también una contaminación mucho más elevada por Cu, Cr, Ni, Pb y Zn que los de Alcalá de Henares (Biasioli y cols., 2006). Se observó la misma tendencia para el Cr, Cu, Pb y Zn en los suelos de Nápoles, Italia (Imperato y cols., 2003).

A su vez, los suelos de Newcastle, ciudad con una fuerte historia industrial del Reino Unido, se han encontrado mucho más contaminados por As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni y Zn que los monitorizados en los suelos objeto de estudio, para ambas zonas (Rimmer y cols., 2006).

En relación a España, la media geométrica de Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V y Zn determinada en los suelos urbanos de Alcalá ha sido inferior a la descrita en suelos muestreados en los parques públicos, zonas verdes y suelos no urbanizados de Avilés, Principado de Asturias (Ordóñez y cols., 2003). Esto podría ser debido a que Avilés es una ciudad con una marcada industria de hierro y acero, y de producción de metales no ferreos.

Sin embargo, se han observado niveles inferiores de Cu, Mn y Pb en los suelos de parques públicos de Sevilla, mientras que la presencia de Cr y Ni ha sido superior en estos últimos (Madrid y cols., 2002).

Asimismo, y aunque los estudios de monitorización mineral en suelos de la Comunidad Autónoma de Madrid son tremendamente escasos, se han comparado los resultados obtenidos con un estudio similar realizado por de Miguel y cols. (1998), en suelos muestreados en Julio de 1994 en la ciudad de Madrid. En general, los niveles de todos los elementos traza determinados en los suelos urbanos de Alcalá han sido menores que los observados en los suelos urbanos de Madrid. Las medias aritméticas descritas por de Miguel y cols. (1998), han sido: Al (75.428,0  $\mu\text{g/g}$ ), As (<4,0  $\mu\text{g/g}$ ), Be (3,48  $\mu\text{g/g}$ ), Cd (<1,0  $\mu\text{g/g}$ ), Cr (74,7  $\mu\text{g/g}$ ), Cu (71,7  $\mu\text{g/g}$ ), Mn (437,0  $\mu\text{g/g}$ ), Ni (14,1  $\mu\text{g/g}$ ), Pb (161,0  $\mu\text{g/g}$ ), V (30,4  $\mu\text{g/g}$ ) y Zn (210,0  $\mu\text{g/g}$ ). Esta mayor contaminación sería lógica, debido a la mayor densidad de fuentes de emisión antropológicas. Los estudios de monitorización ambiental en esta Comunidad Autónoma deberían incrementarse debido a que sus Municipios son los más densamente poblados de España, y por ello, donde los efectos adversos de una contaminación edáfica serían más devastadores.

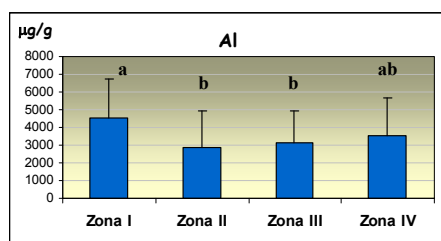
## Resultados y Discusión

Recientemente se ha descrito que los suelos de los alrededores de una mina, cercana a Bustarviejo, Madrid, están muy contaminados por Cd, Cu, Mn y Zn (Moreno-Jiménez y cols., 2009). Aunque no son suelos urbanos, los niveles de estos cuatro metales han sido muy superiores a los determinados en Alcalá, para ambas zonas, lo que sería lógico, debido al elevado grado de contaminación por elementos traza que presentan los suelos cercanos a las minas, fundamentalmente por la oxidación de los materiales pirríticos.

### 1.2.1.1- Contenido total de metales y metaloides en el área urbana: muestreo I

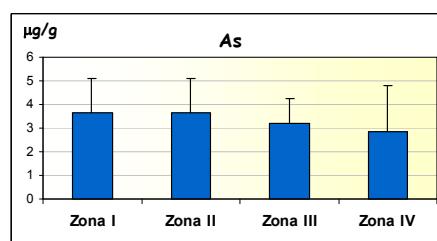
A continuación se recogen, en forma de gráfico de barras, las concentraciones determinadas para cada una de las subzonas en las que se ha dividido el área urbana, y su significación estadística, para cada contaminante monitorizado en julio de 2000 (Figuras 2 a 13).

**Figura 2.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de aluminio en cada zona de la ciudad (Muestreo I).

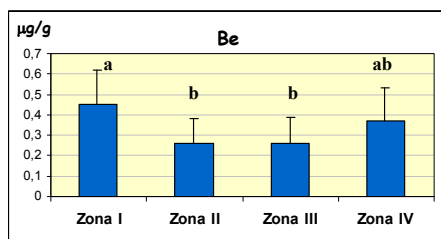


Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra son diferentes significativamente.

**Figura 3.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de arsénico en cada zona de la ciudad (Muestreo I).

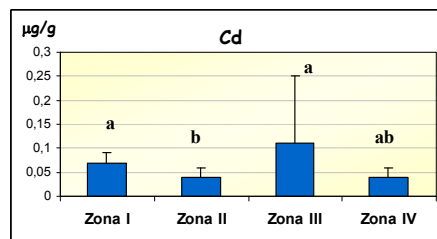


**Figura 4.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de berilio en cada zona de la ciudad (Muestreo I).



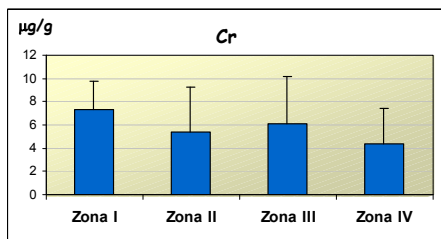
Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra son diferentes significativamente.

**Figura 5.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cadmio en cada zona de la ciudad (Muestreo I).

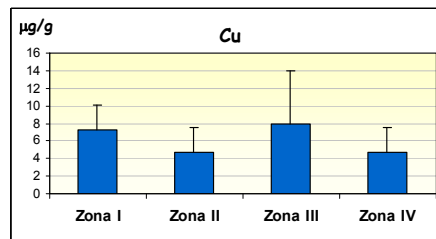


Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra son diferentes significativamente.

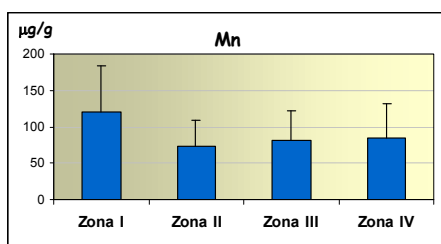
**Figura 6.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **chromo** en cada zona de la ciudad (Muestreo I).



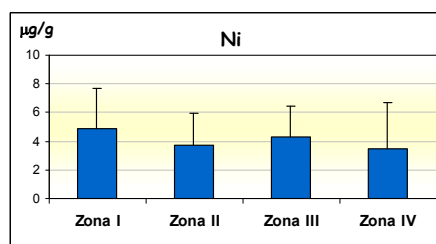
**Figura 7.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **cobre** en cada zona de la ciudad (Muestreo I).



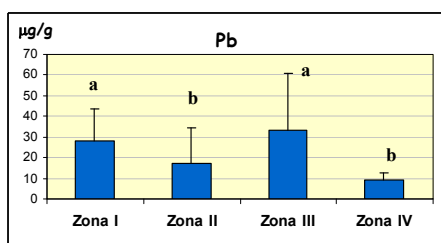
**Figura 8.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **manganeso** en cada zona de la ciudad (Muestreo I).



**Figura 9.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **níquel** en cada zona de la ciudad (Muestreo I).

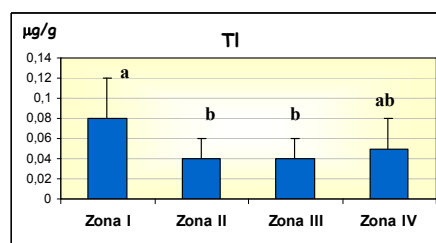


**Figura 10.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **plomo** en cada zona de la ciudad (Muestreo I).



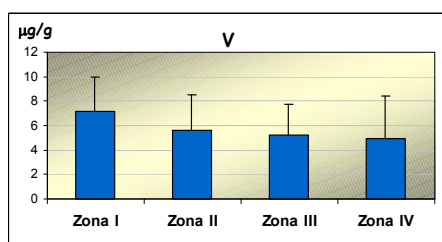
Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra son diferentes significativamente.

**Figura 11.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **talio** en cada zona de la ciudad (Muestreo I).

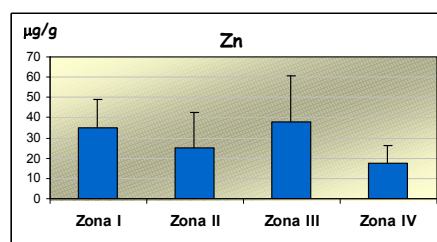


Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra son diferentes significativamente.

**Figura 12.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de vanadio en cada zona de la ciudad (Muestreo I).



**Figura 13.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de zinc en cada zona de la ciudad (Muestreo I).



Debido a que las observaciones del Pb no han mostrado una distribución normalizada, se ha llevado a cabo una transformación logarítmica de todos los valores obtenidos de este metal en el las muestras urbanas, para comparar las cuatro zonas de este área entre si. Esta transformación se utiliza para estabilizar las variaciones en los datos sobre los que se va a realizar un ANOVA (Xu y Tao, 2004).

Sólo se han encontrado diferencias significativas al comparar las zonas urbanas entre si para el Al ( $p < 0,001$ ), Be ( $p < 0,001$ ), Cd ( $p < 0,05$ ), Pb ( $p < 0,05$ ) y Tl ( $p < 0,05$ ) (Figuras 2 a 13).

Con respecto al Pb, la variabilidad zonal encontrada ( $p < 0,05$ ), también ha sido descrita en otros trabajos similares llevados a cabo en suelos urbanos a lo largo del globo (Chen y cols., 2005; Zhang, 2006). Resultados análogos han sido descritos por Wang y cols. (2006a), en suelos muestreados en diferentes puntos de Nanjing, China. Estos autores explican la variabilidad de la distribución del Pb en los ecosistemas urbanos, a los diferentes grados y fuentes de emisión de este metal, así como a los diferentes grados de asociación de este contaminante con el tamaño de las partículas que componen estos suelos.

De manera general, se puede observar que la zona "más contaminada" por metales y metaloides sería la denominada Zona I (Figuras 2-13). Sin embargo, esta es la que presenta una mayor densidad de zonas verdes, y, por tanto, una menor densidad de tráfico y edificios (Figura 1), por lo que debería ser, *a priori*, una de las menos contaminadas. Este hecho, podría atribuirse a una multitud de factores, que se describen a continuación.

Las muestras de suelo constituyen un monitor de la emisión de contaminantes en el tiempo (Wagner, 1995), y es precisamente esta condición la que hace que la influencia de la meteorología (principalmente la fuerza y dirección del viento, y el régimen de precipitaciones), así como las diferentes actividades antropogénicas emisoras de contaminantes (industrias, la calefacción y el tráfico, fundamentalmente), no sean homogéneas en el tiempo, provocando lo que se denomina **contaminación difusa** (European Commission, 2006b; Tume y cols., 2008), que hace que la presencia de contaminantes en el suelo no siga el patrón esperado en un principio.

Por tanto, los niveles de los contaminantes serían un reflejo de varias fuentes a la vez, tanto naturales (geológicas, hidrológicas, meteorológicas), como antropogénicas (Shakour y El-Taleb, 1995; de Miguel y cols., 1998, 1999; Charlesworth y Lees, 1999; Facchinelli y cols., 2001; Rodrigues y cols., 2006; Rodríguez y cols., 2006; Einax y Kraft, 2002; Cui y cols., 2004, Rimmer y cols., 2006; Wong y cols., 2006; Aelion y cols., 2009; Davis y cols., 2009; Yang y cols., 2009; Li y Feng, 2010; Mahanta y Bhattacharyya, 2011), muchas de las cuales son desconocidas.

Además, y como se ha descrito previamente, la concentración de contaminantes en los suelos puede mostrar una elevada variabilidad incluso a pequeñas distancias, especialmente en ambientes urbanos (de Miguel y cols., 1998; Chen y cols., 2005; Rodrigues y cols., 2006; Morillo y cols., 2007; Dao y cols., 2010). De esta forma, la identificación de la fuente o fuentes emisoras, tanto naturales como antropogénicas, así como la posible justificación de la presencia de un elemento dado en este tipo de suelos (también denominados antroposuelos), entraña un grado de complejidad elevado, en base a las características inherentes que lo definen, como es la elevada perturbación que reciben del ser humano debido a las actividades industriales, las infraestructuras, el tráfico, el tipo de suelo y la climatología de la zona, etc. (Cicchella y cols., 2003; Martley y cols., 2004; Ljung y cols., 2006a; Rimmer y cols., 2006; Duzgoren-Aydin, 2007). Por su parte, Dao y cols. (2010), recientemente han señalado que la fuerte variación de la presencia de metales en una pequeña área urbana hace que sea muy difícil realizar un muestreo que sea apropiado en estudios geoquímicos.

## **Resultados y Discusión**

---

Estos hechos se producen de forma más significativa en parques y jardines públicos, donde los suelos se encuentran distorsionados periódicamente por la irrigación, deposición de abono, aplicación de pesticidas, eliminación de plantas de ornamentación, pisoteo propio de los visitantes, etc., que los va a hacer tremendamente complejos (de Miguel y cols., 1998; Martley y cols., 2004; Rimmer y cols., 2006; Wong y cols., 2006).

La complejidad que presenta el análisis de la variabilidad de la presencia de elementos traza en este tipo de estudios, así como la determinación de fuentes emisoras, también se ha descrito en trabajos de monitorización de isótopos de estos contaminantes, como el Pb (Duzgoren-Aydin, 2007; Thornton y cols., 2008), aunque es uno de los contaminantes más estudiados.

Otro efecto que va a afectar de forma determinante a la variabilidad de los elementos encontrada en los suelos de las ciudades, es que estas se encuentran sometidas a un fuerte crecimiento urbanístico, debido al crecimiento demográfico. Así, las Naciones Unidas han determinado que más del 45% de la población mundial reside actualmente en áreas urbanas (UNFPA, 2004). Este fenómeno de expansión afecta tremendamente a los suelos urbanos (Chen, 2007; Doygun y cols., 2008).

Por todo ello, algunos autores han propuesto que es necesario incorporar técnicas nuevas para investigar en este campo (Wong y cols., 2006).

En la actualidad, la comunidad científica conoce muy poco sobre las fluctuaciones de los elementos traza en los antroposuelos, no hay hipótesis que expliquen y/o justifiquen su dispersión y biodisponibilidad en este medio. Esto es debido a que, aunque haya un elevado número de estudios, las hipótesis vertidas sobre la variación de la presencia de estos contaminantes en el suelo son inconexas entre si. Así, aunque se ha relacionado la densidad de tráfico con el nivel de Pb en suelo, algunos autores han encontrado concentraciones superiores de este metal en zonas con una relativa limitación de tráfico, frente a aquellas con una elevada densidad, como Ruiz-Cortés y cols. (2005), en suelos de Sevilla.



**1.2.2. - Contenido total metales y metaloides: muestreo II**

Se han analizado los siguientes elementos en las 100 muestras de suelos recogidas en diciembre de 2000: Al, As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Tl, V y Zn, siguiendo la metodología anteriormente descrita. A diferencia del primer muestreo, se ha determinado Sn.

Aunque es una práctica común excluir en posteriores determinaciones aquellas sustancias que presenten frecuencias de detección inferiores al 5 % en un análisis previo (Lagoy, 1994), se ha analizado el Hg en todos los muestreos debido a su interés toxicológico (Feng y Qiu, 2008), a pesar de que no ha sido detectado en ninguna de las muestras del primer muestreo.

Las **Tablas 16** y **17** contienen el sumario estadístico obtenido tras el análisis mineral de los suelos recogidos en el segundo muestreo para cada elemento traza monitorizado en la zona urbana e industrial, respectivamente.

La comparación estadística entre ambas zonas para cada elemento traza se muestra en la **Tabla 18**. En ella se recoge también la media aritmética que se ha obtenido para cada xenobiótico monitorizado.

## Resultados y Discusión

Tabla 16. Sumario estadístico del **Muestreo II** de **suelo urbano** para cada uno de los elementos traza analizados ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Muestras	M.A.	M.G.	Mediana	Rango
Al	80	4908,05 $\pm$ 2740,38	4176,89	4134,72	1032,13-12661,8
As	80	4,48 $\pm$ 2,38	3,95	3,93	1,30-13,91
Be	74	0,52 $\pm$ 0,33	0,44	0,46	0,17-1,92
Cd	79	0,10 $\pm$ 0,06	0,08	0,08	0,02-0,27
Cr	80	8,82 $\pm$ 5,53	7,38	7,92	2,44-33,25
Cu	75	8,20 $\pm$ 3,72	7,34	7,40	2,50-17,45
Hg	0	ND	ND	ND	<0,002
Mn	79	120,04 $\pm$ 51,2	108,75	115,6	37,97-251,82
Ni	80	5,59 $\pm$ 3,24	4,75	5,13	1,37-18,11
Pb	80	30,86 $\pm$ 26,81	21,89	24,76	2,71-134,12
Sn	80	0,14 $\pm$ 0,13	0,10	0,10	0,03-0,79
Tl	80	0,09 $\pm$ 0,05	0,08	0,09	0,02-0,22
V	80	8,24 $\pm$ 3,83	7,31	8,16	2,58-20,27
Zn	80	43,17 $\pm$ 26,11	36,64	36,24	12,86-126,66

Muestras= número de muestras por encima del L.D.; M.A.= Media aritmética (los resultados se presentan como la media  $\pm$  D.E.); M.G.= Media geométrica; ND= No Detectado.

Tabla 17. Sumario estadístico del **Muestreo II** de **suelo industrial** para cada uno de los elementos traza analizados ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Muestras	M.A.	M.G.	Mediana	Rango
Al	20	10135,90 $\pm$ 3750,55	9349,44	9992,83	3031,18-16254,0
As	20	7,25 $\pm$ 2,42	6,90	7,26	3,24-14,47
Be	20	0,67 $\pm$ 0,28	0,61	0,66	0,22-1,17
Cd	20	0,10 $\pm$ 0,02	0,09	0,09	0,06-0,15
Cr	18	11,95 $\pm$ 2,67	11,67	11,28	6,77-17,76
Cu	20	8,85 $\pm$ 1,93	8,64	8,86	5,43-11,92
Hg	0	ND	ND	ND	<0,002
Mn	19	192,72 $\pm$ 56,8	182,55	200,22	64,42-283,8
Ni	17	8,92 $\pm$ 1,25	8,84	8,96	7,17-11,86
Pb	19	19,04 $\pm$ 8,95	17,33	17,2	5,92-40,23
Sn	20	0,12 $\pm$ 0,08	0,10	0,11	0,04-0,37
Tl	20	0,15 $\pm$ 0,05	0,14	0,15	0,05-0,25
V	19	11,94 $\pm$ 2,83	11,61	11,53	6,50-16,79
Zn	19	34,53 $\pm$ 6,27	33,99	33,72	25,44-47,48

Muestras= número de muestras por encima del L.D.; M.A.= Media aritmética (los resultados se presentan como la media  $\pm$  D.E.); M.G.= Media geométrica; ND= No Detectado.

**Tabla 18.** Concentraciones medias en las muestras de suelo del **Muestreo II** ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Zona Industrial	Zona Urbana	P
Al	10135,90 $\pm$ 3750,55	4908,05 $\pm$ 2740,38	<0,001
As	7,25 $\pm$ 2,42	4,48 $\pm$ 2,38	<0,001
Be	0,67 $\pm$ 0,28	0,52 $\pm$ 0,33	<0,05
Cd	0,10 $\pm$ 0,02	0,10 $\pm$ 0,06	NS
Cr	11,95 $\pm$ 2,67	8,82 $\pm$ 5,53	<0,01
Cu	8,85 $\pm$ 1,93	8,20 $\pm$ 3,72	NS
Hg	ND	ND	-
Mn	192,72 $\pm$ 56,80	120,04 $\pm$ 51,23	<0,001
Ni	8,92 $\pm$ 1,25	5,59 $\pm$ 3,24	<0,001
Pb	19,04 $\pm$ 8,95	30,86 $\pm$ 26,81	NS
Sn	0,12 $\pm$ 0,08	0,14 $\pm$ 0,13	NS
Tl	0,15 $\pm$ 0,05	0,09 $\pm$ 0,05	<0,001
V	11,94 $\pm$ 2,83	8,24 $\pm$ 3,83	<0,001
Zn	34,53 $\pm$ 6,27	43,17 $\pm$ 26,11	NS

Los resultados se presentan como la media  $\pm$  DE (en  $\mu\text{g/g}$ ); NS= No hay diferencias significativas ( $p > 0,05$ ); ND= No Detectado.

Al igual que en el muestreo preliminar, se ha observado una mayor contaminación por elementos traza, en general, en los suelos muestreados en diciembre de 2000 en la zona industrial. Así, la concentración de estos contaminantes ha sido significativamente mayor en la zona industrial, excepto para el Cd, Cu, Pb, Sn y Zn (Tabla 18). En relación al Hg, y en concordancia con el muestreo previo, este no ha sido detectado en ninguna de las muestras recogidas (Tabla 16 y 17).

Asimismo, no se han determinado diferencias significativas entre zonas para el Cd, Cu, Pb y Zn, al igual que en el muestreo I (Tabla 15). La presencia de Pb ha sido mayor en los suelos urbanos (30,86 vs. 19,04  $\mu\text{g/g}$ ), aunque no ha revelado significancia posiblemente debido a su variabilidad medioambiental.

Con respecto al Sn, elemento que ha sido monitorizado por primera vez en este muestreo, no se han observado diferencias significativas entre estas dos áreas (Tabla 18). Esto podría ser debido a que este metal es muy ubicuo en el medio debido a sus usos ampliamente extendidos, como en la industria conservera y madera, así como en la producción de plásticos y diversos plaguicidas (Chiba y cols., 1994; Moreno, 2003; ATSDR, 2005b; Gerasimchuk y cols., 2007). Se emplea también en la fabricación de los frenos de los

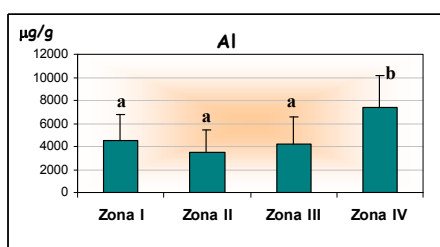
## Resultados y Discusión

vehículos de transporte (Valcav y Valcav, 1992; Ball y cols., 1998; Leung y Jiao, 2006). Con respecto a la presencia de este metal, la concentración media determinada en los suelos urbanos de Alcalá ha sido inferior (Tabla 18), aunque del mismo orden, que la descrita por Llobet y cols. (2000), en suelos urbanos de Constantí, Tarragona (0,36 vs. 0,14  $\mu\text{g/g}$ ).

### 1.2.2.1- Contenido total de metales y metaloides en el área urbana: muestreo II

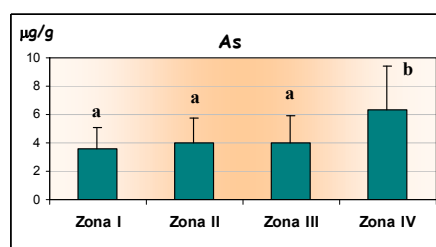
Por otro lado, también se han comparado entre si las concentraciones observadas entre las diferentes zonas en las que se ha subdividido el área urbana, de los diferentes elementos estudiados en diciembre de 2000 (Figuras 14 a 26).

**Figura 14.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de aluminio en cada zona de la ciudad (Muestreo II).



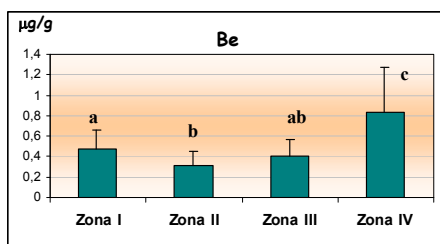
Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra, son diferentes significativamente.

**Figura 15.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de arsénico en cada zona de la ciudad (Muestreo II).



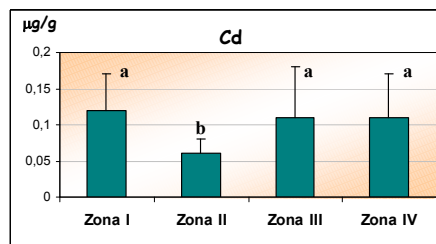
Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra, son diferentes significativamente.

**Figura 16.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de berilio en cada zona de la ciudad (Muestreo II).



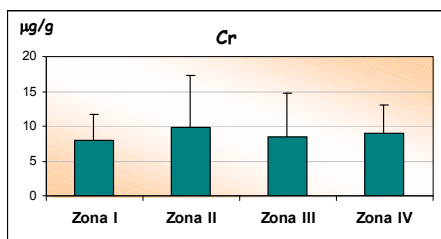
Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra, son diferentes significativamente.

**Figura 17.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cadmio en cada zona de la ciudad (Muestreo II).

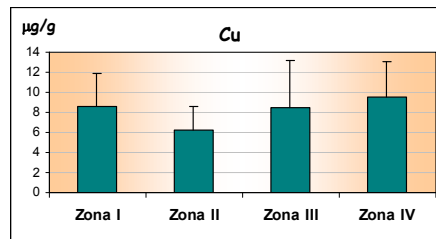


Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra, son diferentes significativamente.

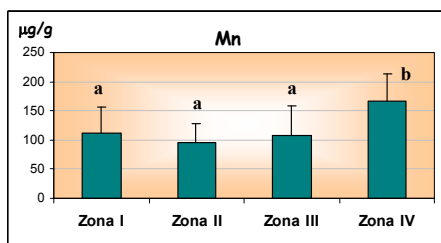
**Figura 18.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **chromo** en cada zona de la ciudad (Muestreo II).



**Figura 19.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **cobre** en cada zona de la ciudad (Muestreo II).

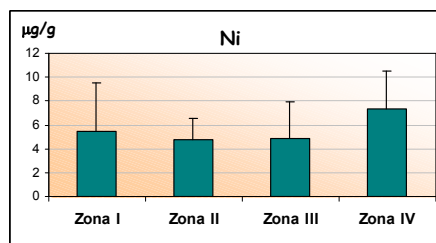


**Figura 20.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **manganeso** en cada zona de la ciudad (Muestreo II).

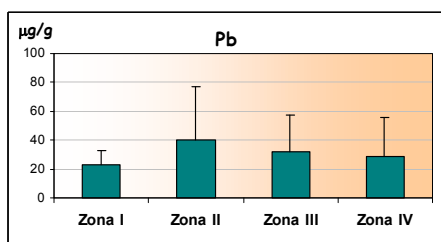


Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra, son diferentes significativamente.

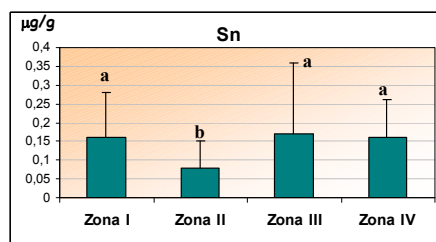
**Figura 21.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **níquel** en cada zona de la ciudad (Muestreo II).



**Figura 22.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **plomo** en cada zona de la ciudad (Muestreo II).



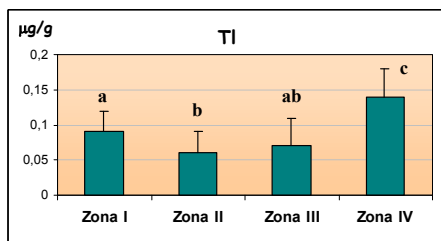
**Figura 23.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **estaño** en cada zona de la ciudad (Muestreo II).



Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra, son diferentes significativamente.

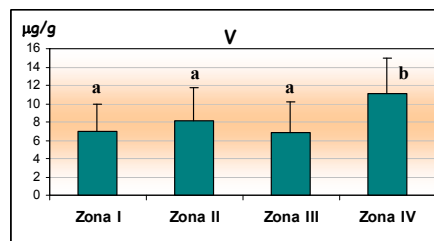
## Resultados y Discusión

**Figura 24.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **talio** en cada zona de la ciudad (Muestreo II).



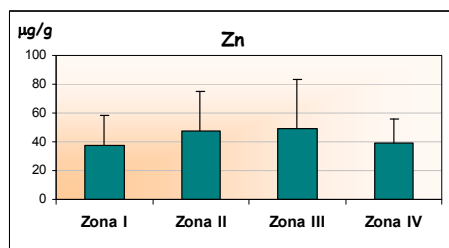
Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra, son diferentes significativamente.

**Figura 25.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **vanadio** en cada zona de la ciudad (Muestreo II).



Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra, son diferentes significativamente.

**Figura 26.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **zinc** en cada zona de la ciudad (Muestreo II).



Este estudio ha revelado diferencias significativas en la presencia de los siguientes xenobióticos entre las subzonas urbanas: Al ( $p < 0,001$ ), As ( $p < 0,01$ ), Be ( $p < 0,001$ ), Cd ( $p < 0,001$ ), Mn ( $p < 0,001$ ), Sn ( $p < 0,05$ ), Tl ( $p < 0,001$ ) y V ( $p < 0,001$ ) (Figuras 14 a 26).

De manera contraria al primer muestreo, no se han hallado diferencias significativas para el **Pb**, hecho que se podría atribuir a la amplia dispersión medioambiental propia de este contaminante. Además, en este muestreo, la presencia de **As**, **Mn** y **V** en los suelos sí han mostrado variabilidad entre las subzonas urbanas (muestreo II vs. muestreo I).

En relación al **Sn**, metal que no ha sido monitorizado en el muestreo anterior, se han encontrado diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) en los suelos urbanos estudiados (Figura 23).

Como se ha descrito previamente, encontrar una hipótesis que explique la distribución y variabilidad de la presencia de estos contaminantes encontrada es complejo, y atribuible a numerosas causas. Esta complejidad se ha puesto de manifiesto en numerosos estudios (Luo y cols., 2009; Omar y cols., 2009). Además, este hecho adquiere más relevancia si se considera que el Pb ha mostrado una distribución diferente en los suelos monitorizados en unos pocos meses. Por ello, es necesario realizar más estudios que puedan proporcionar luz a estos hechos.

Además, sería interesante aplicar en un futuro un estudio de Sistema de Información Geográfica (GIS) sobre todos estos datos, para analizar la estructura y distribución espacial de los elementos traza en los suelos (McGraph y cols., 2004; Saby y cols., 2006; Aelion y cols., 2008; Davis y cols., 2009; Wu y cols., 2009; Yang y cols., 2009; Gong y cols., 2010). A partir de ese estudio se podrían identificar fuentes de emisión comunes en los suelos monitorizados, al cartografiar sobre la zona estudiada la distribución de estos contaminantes.

### **1.2.3.- Contenido total metales y metaloides: muestreo III**

Por último, se han monitorizado los siguientes elementos: **Al, As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Ti, Tl, V y Zn** en las **137 muestras** de suelos recogidas en **julio del 2001**, siguiendo la metodología anteriormente descrita. En este muestreo se ha analizado además el **Ti**, con el objeto de incrementar el valor científico de este estudio.

En este muestreo, además, se ha llevado a cabo la caracterización de los diferentes parámetros físico-químicos, según la metodología previamente descrita.

Las **Tablas 19 y 20** recogen el sumario estadístico obtenido para los elementos analizados en el tercer muestreo, en la ciudad y en la zona industrial respectivamente.

La **Tabla 21** muestra las diferencias significativas encontradas al comparar los niveles de cada elemento en las dos zonas de estudio.

## Resultados y Discusión

Tabla 19. Sumario estadístico del **Muestreo III** de **suelo urbano** para cada uno de los elementos traza analizados ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Muestras	M. A.	M. G.	Mediana	Rango
Al	97	5797,7 $\pm$ 2646,03	5135,27	5455,14	762,02-12672,0
As	96	4,83 $\pm$ 2,10	4,45	4,25	1,87-11,68
Be	97	0,75 $\pm$ 0,50	0,62	0,61	0,17-2,57
Cd	91	0,11 $\pm$ 0,06	0,10	0,10	0,03-0,33
Cr	89	8,37 $\pm$ 3,67	7,41	8,49	1,32-16,45
Cu	95	10,78 $\pm$ 6,44	8,99	9,39	2,21-38,08
Hg	97	ND	ND	ND	<0,002
Mn	95	99,27 $\pm$ 40,09	90,15	93,36	17,91-188,17
Ni	97	6,56 $\pm$ 0,49	6,54	6,68	4,49-7,15
Pb	96	41,32 $\pm$ 47,59	26,24	28,51	3,03-290,46
Sn	93	0,31 $\pm$ 0,08	0,30	0,33	0,16-0,58
Ti	95	77,91 $\pm$ 45,34	66,27	67,53	15,31-234,93
Tl	97	0,12 $\pm$ 0,05	0,11	0,11	0,03-0,25
V	96	9,05 $\pm$ 4,04	8,10	8,54	1,65-18,29
Zn	90	34,51 $\pm$ 16,50	29,94	34,39	5,81-78,67

Muestras= número de muestras por encima del L.D.; M.A.= Media aritmética (los resultados se presentan como la media  $\pm$  D.E.); M.G.= Media geométrica; ND= No Detectado.

Tabla 20. Sumario estadístico del **Muestreo III** de **suelo industrial** para cada uno de los elementos traza analizados ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Muestras	M. A.	M. G.	Mediana	Rango
Al	22	11261,4 $\pm$ 5082,5	9864,12	10939,7	2497,9-18623,4
As	20	6,63 $\pm$ 1,12	6,54	6,69	4,62-8,76
Be	22	0,86 $\pm$ 0,40	0,75	0,96	0,22-1,38
Cd	21	0,09 $\pm$ 0,03	0,09	0,09	0,04-0,16
Cr	22	12,57 $\pm$ 3,32	12,09	12,86	6,22-17,23
Cu	18	8,90 $\pm$ 1,18	8,82	8,92	6,84-10,86
Hg	22	ND	ND	ND	<0,002
Mn	22	159,0 $\pm$ 53,78	148,48	168,48	58,41-235,84
Ni	22	6,61 $\pm$ 0,50	6,59	6,80	5,37-7,13
Pb	21	21,92 $\pm$ 11,21	19,42	18,71	5,74-50,61
Sn	21	0,29 $\pm$ 0,06	0,29	0,32	0,18-0,36
Ti	22	76,67 $\pm$ 56,13	54,79	60,73	10,79-190,60
Tl	22	0,19 $\pm$ 0,07	0,17	0,21	0,04-0,28
V	20	13,84 $\pm$ 2,93	13,51	14,02	7,37-18,12
Zn	21	28,24 $\pm$ 8,71	26,7	29,2	10,01-49,62

Muestras= número de muestras por encima del L.D.; M.A.= Media aritmética (los resultados se presentan como la media  $\pm$  D.E.); M.G.= Media geométrica; ND= No Detectado.



**Tabla 21.** Concentraciones medias en las muestras de suelo del Muestreo III ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Zona Industrial	Zona Urbana	<i>p</i>
Al	11261,4 $\pm$ 5082,5	5797,7 $\pm$ 2646,03	<0,001
As	6,63 $\pm$ 1,12	4,83 $\pm$ 2,10	<0,001
Be	0,86 $\pm$ 0,40	0,75 $\pm$ 0,50	NS
Cd	0,09 $\pm$ 0,03	0,11 $\pm$ 0,06	NS
Cr	12,57 $\pm$ 3,32	8,37 $\pm$ 3,67	<0,001
Cu	8,90 $\pm$ 1,18	10,78 $\pm$ 6,44	NS
Hg	ND	ND	-
Mn	158,99 $\pm$ 53,78	99,27 $\pm$ 40,09	<0,001
Ni	6,61 $\pm$ 0,50	6,56 $\pm$ 0,49	NS
Pb	21,92 $\pm$ 11,21	41,32 $\pm$ 47,59	NS
Sn	0,29 $\pm$ 0,06	0,31 $\pm$ 0,08	NS
Ti	76,67 $\pm$ 56,13	77,91 $\pm$ 45,34	NS
Tl	0,19 $\pm$ 0,07	0,12 $\pm$ 0,05	<0,001
V	13,84 $\pm$ 2,93	9,05 $\pm$ 4,04	<0,001
Zn	28,24 $\pm$ 8,71	34,51 $\pm$ 16,50	NS

Los resultados se presentan como la media  $\pm$  DE (en  $\mu\text{g/g}$ ); NS= No hay diferencias significativas ( $p > 0,05$ ); ND= No Detectado.

Al comparar las dos áreas de estudio entre si en este muestreo, se ha observado que, de forma general, la **zona industrial se encuentra más contaminada**, lo que está en concordancia con los anteriores muestreos. No se han encontrado diferencias significativas para el Be, Cd, Cu, Ni, Pb, Sn, Ti y Zn, entre ambas zonas (Tabla 21).

Asimismo, tampoco se ha detectado **Hg** en este muestreo (Tablas 19 y 20). Sin embargo, aunque no se haya determinado en ninguno de los muestreos, sería interesante llevar a cabo una monitorización de este metal neurotóxico en muestras de polvo en suspensión y/o aire, debido a que la deposición aerea se ha descrito como una fuente de acumulación de Hg en suelos y aguas (Miller y cols., 2003; Engle y cols., 2005; Wu y cols., 2009).

De manera contraria a los muestreos anteriores, el **Be** y **Ni** no han revelado diferencias significativas entre zonas, aunque su distribución ha sido similar: niveles ligeramente más elevados en el área industrial. Esto podría deberse a los usos antropogénicos de ambos metales: el Be en la fabricación de piezas electrónicas de automóviles, televisores, etc (Zhang, 2006), industria que se encuentra en expansión

## **Resultados y Discusión**

---

debido a nuestra cultura consumista, y el empleo del Ni como bitumen en la fabricación del asfalto, siendo su mayor componente, así como su emisión en los gases de los vehículos (Afridi y cols., 2006). No obstante, serían necesarios más estudios ya que, al parecer, la concentración de Be en los suelos no se ha correlacionado de forma significativa con la distancia a la fuente de emisión (Aelion y cols. 2009), y podría haber más factores involucrados en el incremento de este metal en los suelos urbanos de Alcalá.

El Ti se ha monitorizado sólo en este muestreo, y ha mostrado niveles similares en ambas zonas (77,91 vs. 76,67  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 21). Este hecho podría indicar una contribución similar de las fuentes contaminantes. Se trata de un metal muy desconocido a pesar de que su uso y presencia es común en la vida cotidiana, ya que se emplea como base en pinturas para papel, cerámica y cosmética (Moreno, 2003), y se encuentra también en llantas y neumáticos (Valcav y Valcav, 1992; Ball y cols., 1998; Leung y Jiao, 2006). Por tanto, y debido a su empleo en la fabricación de implantes dentales, biomateriales (prótesis e implantes, entre otros) y material quirúrgico (Banovetz y cols., 1996; Pienkowski y cols., 1998; Jacobs y cols., 1999; Wang y cols., 1999; Rocca y cols., 2001; Kasai y col., 2003; Iavicoli y cols., 2004; Piozzi y cols., 2009; Bozkus y cols., 2011), así como en nanotecnología (Fauce, 2008), productos e industrias que se encuentran en expansión, sería interesante incluir el Ti en futuros estudios de monitorización. Los niveles de este metal en los suelos urbanos de Alcalá han sido mucho menores que los determinados por de Miguel y cols. (1998), en suelos urbanos de la ciudad de Madrid en julio de 1994 (77,91 vs. 2.135,0  $\mu\text{g/g}$ ), posiblemente debido a que esta ciudad se encuentra mucho más poblada y soporta más densidad de tráfico que Alcalá de Henares.

Asimismo, se han observado niveles ligeramente más elevados de Cd, Cu, Pb y Zn en los suelos del área urbana. Esta mayor presencia, aunque leve, en Alcalá de Henares, se podría atribuir fundamentalmente al tráfico, debido a que, y como se ha señalado previamente, es una de las fuentes principales en ambientes urbanos (Chen y cols., 2010b). Estos cuatro elementos traza se encuentran en combustibles, lubricantes y aceites de coches (Li y Liu, 2001). Pero, y al igual que en los anteriores muestreos, la presencia de estos contaminantes en los suelos urbanos de Alcalá ha sido similar o inferior a la descrita en otros estudios similares, como el realizado por Jensen y cols. (2009), en suelos urbanos contaminados de Copenhague.

Con respecto al **Pb**, se ha observado la misma distribución de la contaminación descrita en los anteriores muestreos, es decir, niveles de Pb superiores en los suelos monitorizados en el área urbana (41,32 vs. 21,92  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 21), y sin revelar diferencias significativas. Este efecto se ha descrito también en otras ciudades, y se ha atribuido principalmente a la distribución del tráfico (Mielke y cols., 1983, 1994, 1997; Elhelu y cols., 1995; Sridhar y cols., 2000; Jonhson y Bretsch, 2002; Tijhuis y cols., 2002; Filippelli y cols., 2005).

A su vez, tanto el **Cu** como el **Zn** se han relacionado con la abrasión mecánica de los vehículos, fuente de emisión que podría explicar los niveles ligeramente superiores encontrados en la zona urbana (Jiries y cols., 2001; Imperato y cols., 2003; Guney y cols., 2010). Así, el Cu se emitiría a través de la corrosión de piezas del sistema de frenado y del radiador, y el Zn derivaría del desgaste de las llantas de los coches (Mielke y cols., 1999; van Bohemen y Janssen van de Laak, 2003).

Con respecto al **Cd**, una fuente importante de éste en los suelos estudiados sería la aplicación de fertilizantes tipo fosfato, debido a su contenido en este metal (Garrett, 2000; Li y cols., 2001; Guvenç y cols., 2003; Satarug y cols., 2003; Sun y cols., 2006, 2008; Huang y cols., 2007; Abril y cols., 2008). Así, Huang y cols. (2007), han determinado un contenido de Cd de 0,009-2,58 mg/kg en estos fertilizantes. Asimismo, se han observado trazas de Cu en este tipo de fertilizantes (IFA-UNEP, 1998). Por lo tanto, esta fuente podría explicar la presencia ligeramente superior de estos contaminantes en la ciudad, ya que este tipo de fertilizantes se han aplicado en los suelos de los parques públicos monitorizados.

Otra posible fuente antropogénica de Cd, que podría explicar su ligero aumento en los suelos urbanos, podría ser el consumo de cigarrillos, mayoritario en la ciudad. Así, se ha descrito que un cigarrillo contiene entre 1 a 2  $\mu\text{g}$  (Watanabe y cols., 1987; Martín y cols., 2004), debido a que la planta de tabaco, *Nicotiana tabacum* L., puede absorber cantidades significativas de Cd y Pb del suelo muy fácilmente (Weaver y cols., 1996; Nnorom y cols., 2005; Lugon-Moulin y cols., 2006).

También hay que considerar aquellas vías de emisión de Cd derivadas de sus aplicaciones: baterías, pigmentos, recubrimientos metálicos y plásticos, como, por ejemplo, su empleo en la fabricación de los neumáticos de los vehículos, debido a la elevada resistencia a la corrosión que presenta este metal (ATSDR, 2008b). En la ciudad de Alcalá de Henares, se

## Resultados y Discusión

---

ubicar numerosas fábricas y talleres de reparación de vehículos (como Unibus y Servicios SA., empresa dedicada a la fabricación de carrocerías para vehículos de motor, remolques y semirremolques), fábricas de baterías (como Abelló-Linde SA., dedicada a la fabricación de pilas y baterías), fabricación de fibras de vidrio (Saint Gobain Vetrotex SE.) e industrias plásticas (como Holanplast Ibérica SA.). Sin embargo, serían necesarios más estudios, ya que es un metal muy ubicuo y que se encuentra de forma natural en la corteza terrestre (Fishbein, 1981; Adriano, 2001).

Se ha propuesto que estos cuatro elementos: Cd, Cu, Pb y Zn, serían buenos indicadores de contaminación urbana en estudios ambientales (Li y cols., 2001). Por otro lado, Lu S. y cols (2010), han descrito que un incremento en la presencia de Cd, Cr, Cu, Pb y Zn en suelos urbanos, y especialmente de Cd y Zn, indicaría que las fuentes de emisión de estos elementos son antropogénicas.

En relación al Cr, y al igual que en los anteriores muestreos, se ha observado que su presencia ha sido significativamente mayor en los suelos de la zona industrial (12,57 vs. 8,37  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 21), posiblemente debido a sus usos industriales (Barnhart, 1997; Frantzen, 1998; WHO, 1998; Moreno, 2003; ATSDR, 2008c). Sin embargo, sería conveniente realizar más estudios para conocer las fuentes de emisión de este metal, debido a que recientemente se ha observado que los niveles de Cr en suelos urbanos cercanos a unas plantas de manufacturado de acero en Al-Jiza, Jordania, han sido menores que la presencia de otros elementos traza relacionados con esta importante fuente antropogénica: Cd, Pb y Zn (Al-Khashman y Shawabkeh, 2010).

Se han encontrado niveles significativamente mayores de Tl en los suelos de la zona industrial (0,19 vs. 0,12  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 21), posiblemente debido a sus aplicaciones en la industria electrónica (Chandler y Scott, 1986; ATSDR, 1995; Moreno, 2003; Hassanien y cols., 2007). Pero, y como se ha descrito previamente, la identificación y justificación, tanto de la presencia de un elemento traza dado, como de su fuente, entraña un grado de complejidad elevado, especialmente con el Tl, ya que no hay conocimientos científicos suficientes sobre su geoquímica ambiental (Xiao y cols., 2004a y b; Yang y cols., 2005; Jakubowska y cols., 2007; Madejón y cols., 2007; Sánchez-Chardi, 2007; Rao y cols., 2008). Esta dificultad se ha indicado en numerosos estudios de análisis multielemental de suelos, tanto urbanos como industriales (Facchinelli y cols., 2001; Einax y Kraft, 2002; Cui y cols., 2004, Martley y cols., 2004; Rimmer y cols., 2006).

Por tanto, se deben realizar más estudios de monitorización ambiental de Tl, especialmente en ecosistemas urbanos, con el fin de tener más conocimientos sobre sus fuentes de emisión, presencia y distribución. Esto adquiere más relevancia debido a que se ha relacionado la presencia de Tl en el medio con el desarrollo de enfermedades cardiovasculares (Wappelhorst y cols., 2000; Heim y cols., 2002), y a que se asimila y pre-concentra con enorme facilidad en verduras, hortalizas y plantas, posiblemente debido a la afinidad geoquímica entre el Tl<sup>+</sup> y el K<sup>+</sup> (Tremel y cols., 1997b; Tremel y Mench, 1997a y b; Leblang y cols., 1999; Scheckel y cols., 2004; Tyler, 2004; Xiao y cols., 2004a y b; Madejón y cols., 2005).

Por otro lado, la concentración de metales y metaloides determinados en este muestreo se han comparado también con los monitorizados en otras ciudades, tanto españolas como extranjeras. Se ha observado que, de forma general, y al igual que en los anteriores muestreos, los suelos de Alcalá de Henares, tanto urbanos como industriales, están menos contaminados.

Así, en relación a trabajos nacionales, Sánchez-Martín y cols. (2000), han encontrado niveles de Cd y Pb superiores en suelos de los parques públicos de Salamanca (0,21-0,95 y 20,1-92,16 µg/g) y Valladolid (0,07-0,59 y 18,1-233 µg/g), respectivamente, que los aquí monitorizados (0,03-0,33 y 3,03-290,46 µg/g; Tabla 19).

Asimismo, los niveles de As, Cd, Cr, Hg, Mn, Ni y V en suelos muestreados en abril del 2003 en Constantí, Tarragona, han resultado ser mayores que los de Alcalá, similares en ambas ciudades para el Pb, Sn y Tl y superiores para el Be en estos últimos (0,44 vs. 0,75 µg/g) (Nadal y cols., 2005b).

Otro estudio llevado a cabo en diversas ciudades en la Provincia de Tarragona en invierno de 2005 ha revelado niveles similares de Cd y Pb, mayores de Cr, Hg, Mn y V, pero menores de As (3,82 vs. 4,83 µg/g), que los observados en los suelos urbanos de Alcalá (Nadal y cols., 2007). Asimismo, los niveles de Cd, Cr, Hg, Mn, Pb y V en los suelos de la zona industrial de Alcalá han sido inferiores a los monitorizados en suelos recogidos alrededor de un complejo petroquímico en Tarragona, excepto para el As, cuyos niveles han sido similares (6,63 vs. 6,51 µg/g) (Nadal y cols., 2007).

## Resultados y Discusión

Con respecto a estudios europeos, los niveles de Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V y Zn, determinados en los suelos urbanos de Jakobstad (Finlandia) han sido superiores a los de Alcalá, mientras que las concentraciones de As y Tl han sido similares (Peltola y Åström, 2003).

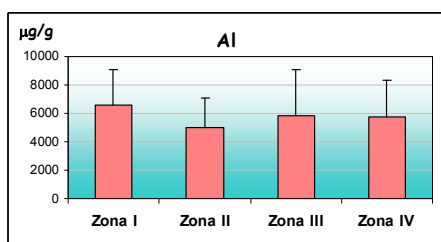
Chen y cols. (2005), han observado niveles mucho más elevados de Cu, Ni, Pb y Zn en los suelos de los parques públicos de Pekín, China. Estos autores han encontrado que los niveles de Cu y Pb más elevados se correspondían con las muestras de suelos recogidos en los parques más antiguos, y que presentaban un mayor tránsito de visitantes y de vehículos.

Los niveles de As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb y Zn encontrados en los suelos urbanos estudiados también han sido menores si se comparan con los determinados en suelos de parques públicos de Turín, Italia (Biasioli y Ajmone-Marsan, 2007).

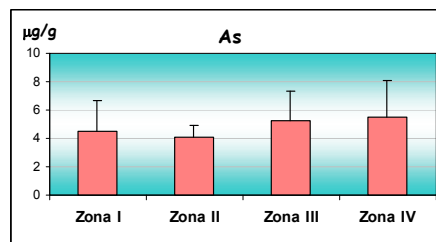
### 1.2.3.1- Contenido total de metales y metaloides en el área urbana: muestreo III

Por último, y al igual que en los anteriores estudios, se han comparado entre si las concentraciones de cada elemento traza determinadas en cada zona en las que se ha subdividido el área urbana monitorizada en junio de 2001 (Figuras 27 a 40).

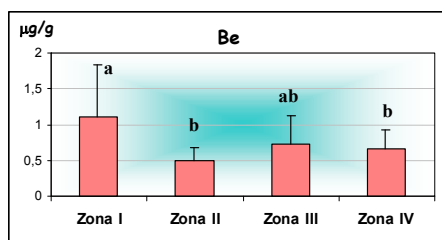
**Figura 27.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de aluminio en cada zona de la ciudad (Muestreo III).



**Figura 28.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de arsénico en cada zona de la ciudad (Muestreo III).

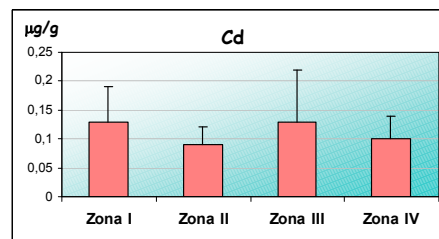


**Figura 29.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de berilio en cada zona de la ciudad (Muestreo III).

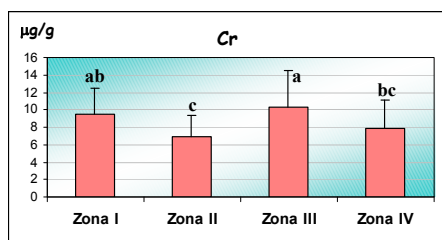


Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra, son diferentes significativamente.

**Figura 30.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cadmio en cada zona de la ciudad (Muestreo III).

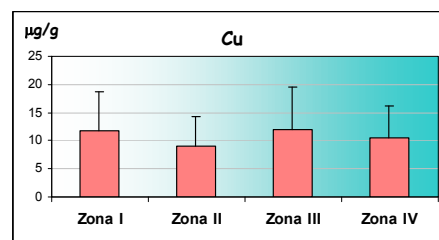


**Figura 31.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cromo en cada zona de la ciudad (Muestreo III).

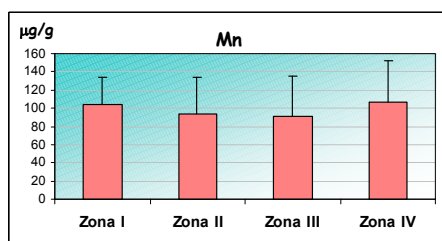


Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra, son diferentes significativamente.

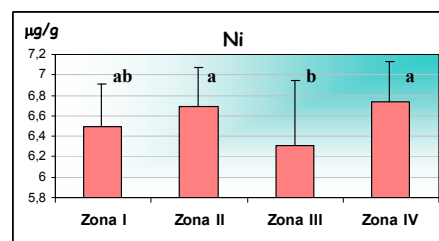
**Figura 32.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cobre en cada zona de la ciudad (Muestreo III).



**Figura 33.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de manganeso en cada zona de la ciudad (Muestreo III).

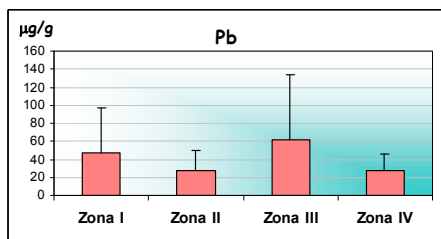


**Figura 34.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de níquel en cada zona de la ciudad (Muestreo III).

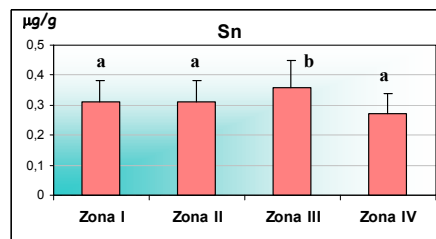


Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra, son diferentes significativamente.

**Figura 35.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **plomo** en cada zona de la ciudad (Muestreo III).

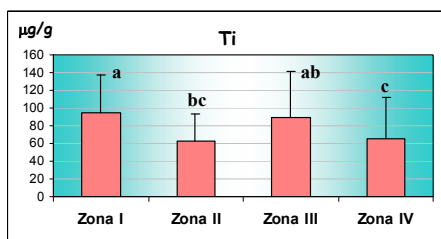


**Figura 36.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **estaño** en cada zona de la ciudad (Muestreo III).



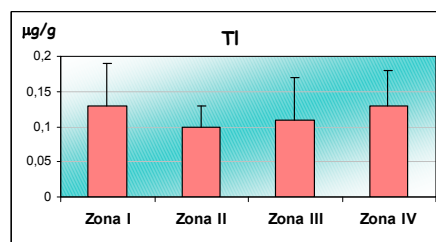
Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra, son diferentes significativamente.

**Figura 37.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **titanio** en cada zona de la ciudad (Muestreo III).

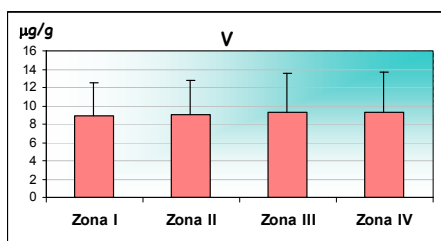


Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra, son diferentes significativamente.

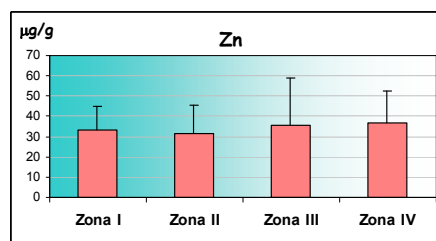
**Figura 38.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **talio** en cada zona de la ciudad (Muestreo III).



**Figura 39.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **vanadio** en cada zona de la ciudad (Muestreo III).



**Figura 40.** Concentraciones medias de las muestras de suelo  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de **zinc** en cada zona de la ciudad (Muestreo III).





En los suelos recogidos en julio de 2001, sólo se han determinado diferencias significativas para el Be ( $p < 0,001$ ), Cr ( $p < 0,05$ ), Ni ( $p < 0,01$ ), Sn ( $p < 0,01$ ) y Ti ( $p < 0,05$ ), entre las diferentes subzonas del área urbana (Figuras 27 a 40).

Si se comparan con los estudios previos, únicamente el Be ha mostrado diferencias significativas en todos los muestreos, siendo su presencia significativamente más elevada en las subzonas I y IV, aunque dichas concentraciones medias han variado en función del muestreo (Figuras 4, 16 y 29). Se desconoce una posible explicación que explique este hecho, aunque se podría atribuir al gran número de fuentes de emisión de este mineral (Ferrís i Tortajada y cols., 2003; Stefaniak y cols., 2008) existentes en las ciudades.

Sin embargo, y como se ha indicado anteriormente, determinar una posible justificación de la presencia de los elementos traza en este tipo de suelos entraña un grado de complejidad elevado, debido a la proximidad de las subzonas y a que la emisión de los mismos no es homogénea en el tiempo (Charlesworth y Lees, 1999; Facchinelli y cols., 2001; Einax y Kraft, 2002; Cui y cols., 2004; Rimmer y cols., 2006; Wong y cols., 2006).

Debido a que el número de estos contaminantes determinados en los suelos ha sido muy elevado y, por tanto, el volumen de datos ha sido muy grande, **se ha creído conveniente la aplicación de métodos estadísticos multivariantes**, entre ellos, un estudio de **Análisis de Componentes Principales (PCA)** y de **Correlación de Pearson**. Estos métodos multivariantes, como se ha descrito previamente, permitirían la caracterización geoquímica de factores geogénicos y/o antropogénicos, así como su posible efecto en las muestras (Birke y Rauch, 2000; Granero y Domingo, 2002; Banerjee, 2003; Schuhmacher y cols., 2003; Xu y Tao, 2004; Nadal y cols., 2005b; Duzgoren-Aydin y cols., 2006; Lee y cols., 2006; Rodríguez y cols., 2006; Zhang y cols., 2008; Aelion y cols., 2008, 2009; Davis y cols., 2009; Huang y cols., 2009; Malik y cols., 2010; Xia y cols., 2011). Los resultados obtenidos se recogen a continuación, de forma respectiva, para cada tipo de estudio.

### **1.2.4.- Estudio de componentes principales de las variables analizadas en el muestreo III**

Se ha llevado a cabo un **Análisis de Componentes Principales** sobre los metales y metaloides (variables) determinados en el tercer muestreo con el fin de reducir el número de variables a unos componentes que son función lineal de las variables originales, así como identificar aquellos elementos que presenten una distribución similar (Granero y Domingo, 2002; Banerjee, 2003; Schuhmacher y cols., 2003; Xu y Tao, 2004; Nadal y cols., 2005b; Duzgoren-Aydin y cols., 2006; Lee y cols., 2006; Aelion y cols., 2008, 2009; Davis y cols., 2009; Malik y cols., 2010).

Se han considerado las variables cuantitativas **Al, As, Be, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sn, Ti, Tl, V y Zn** para la matriz conjunta de la totalidad de las muestras de suelo recogidas en **julio de 2001**, ya que presenta los índices de contaminación más recientes. Los componentes se han obtenido aplicando el criterio de Kaiser, según el cual, se han elegido aquellos factores que han presentado un autovalor mayor que la unidad (Ferrán, 1996, Guvenç y cols., 2003).

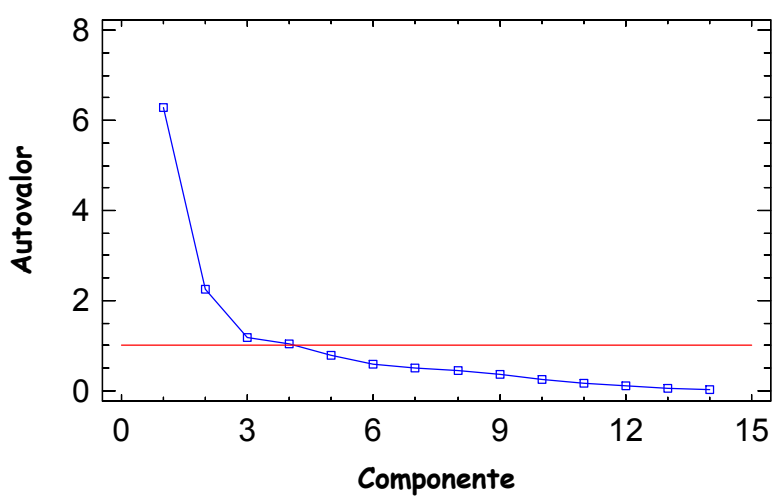
El PCA para el tercer muestreo, en el que se han estandarizado los datos, ha revelado **4 factores**, es decir, se trata de un modelo de 4 dimensiones, que se explicaría con el 76,65% de la varianza. En la Tabla 22, se recogen los primeros resultados obtenidos a partir de la matriz de correlaciones, en la que se indican los autovalores para cada uno de los componentes, porcentaje de varianza y porcentaje acumulado de varianza.

**Tabla 22.** Análisis de componentes principales de la matriz de datos del **Muestreo III**.

Componente	Autovalor	Varianza (%)	Varianza acumulada
1	6,281	44,86	44,86
2	2,25	16,07	60,94
3	1,163	8,31	69,24
4	1,037	7,41	76,65
5	0,774	5,53	82,18
6	0,591	4,22	86,4
7	0,509	3,64	90,04
8	0,437	3,12	93,16
9	0,367	2,62	95,79
10	0,241	1,72	97,51
11	0,174	1,24	98,75
12	0,097	0,69	99,44
13	0,058	0,41	99,85
14	0,021	0,15	100

Los cuatro factores determinados se pueden observar también en la gráfica de sedimentación obtenida tras el PCA (Figura 41).

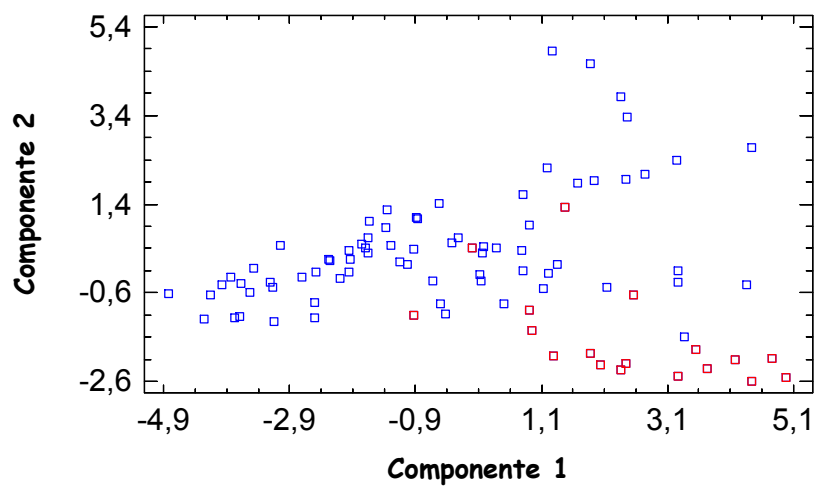
**Figura 41.** Gráfica de Sedimentación.



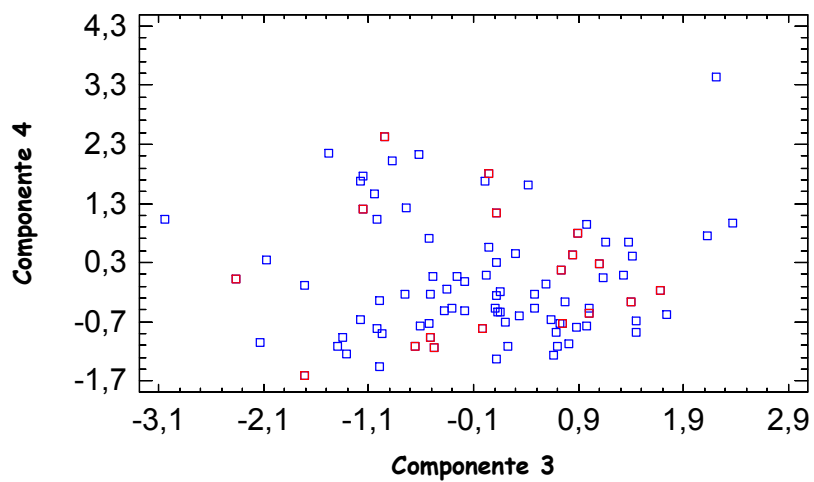
## Resultados y Discusión

Las Gráficas de Dispersión de Datos del PCA se recogen de dos en dos componentes (debido a los 4 Componentes Principales) en las Figuras 42 y 43. En ellas se indican en rojo los suelos recogidos en la zona industrial.

**Figura 42.** Gráfica de dispersión de datos, PCA muestreo III, componentes 1 y 2.



**Figura 43.** Gráfica de dispersión de datos, PCA muestreo III, componentes 3 y 4.



En estas figuras se pueden distinguir claramente dos zonas, la industrial (rojo) de la urbana (azul), debido a que las muestras recogidas en el área industrial se agrupan a mayores concentraciones. Por tanto, el análisis de PCA confirmaría los resultados obtenidos previamente, es decir, el área industrial se encuentra, de forma general, más contaminada por estos elementos.

Por otro lado, los pesos de cada variable o Componentes Principales se recogen en la Tabla 23, y las Gráficas de Pesos de los Componentes Principales, se muestran de dos en dos, en las Figuras 44 y 45.

**Figura 44.** Gráfica de pesos del PCA muestreo III, componentes 1 y 2.

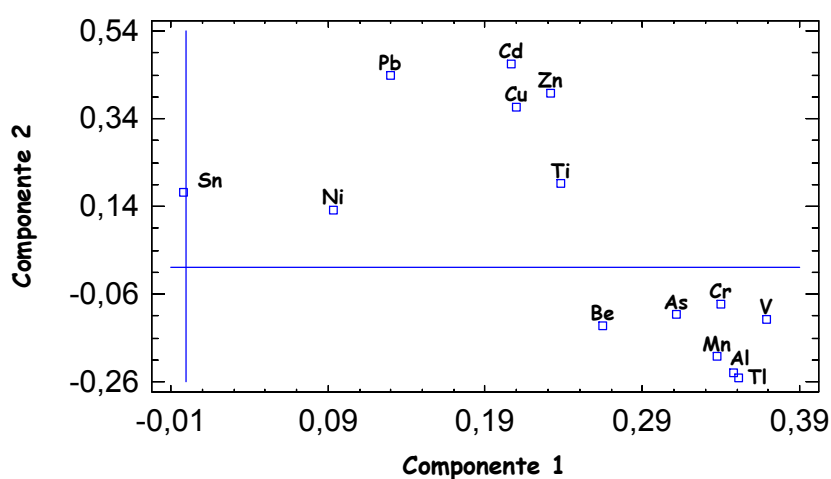


Figura 45. Gráfica de pesos del PCA muestreo III, componentes 3 y 4.

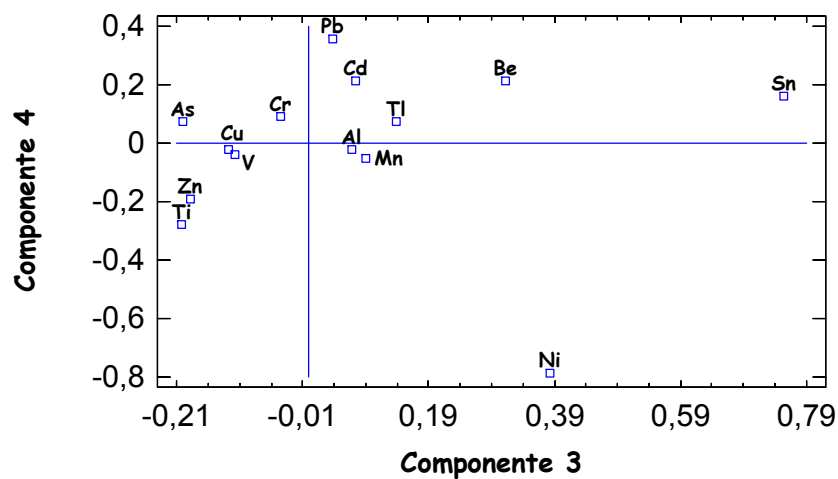


Tabla 23. Pesos de cada componente del PCA del Muestreo III.

Elemento	Componente			
	1	2	3	4
Al	0,348	-0,241	0,068	-0,021
As	0,312	-0,107	-0,201	0,076
Be	0,265	-0,131	0,312	0,214
Cd	0,206	0,466	0,075	0,213
Cr	0,340	-0,083	-0,045	0,092
Cu	0,210	0,367	-0,128	-0,022
Mn	0,338	-0,203	0,090	-0,051
Ni	0,093	0,132	0,383	-0,786
Pb	0,130	0,439	0,037	0,357
Sn	-0,002	0,173	0,754	0,161
Ti	0,238	0,193	-0,202	-0,278
Tl	0,351	-0,251	0,138	0,072
V	0,369	-0,118	-0,117	-0,039
Zn	0,232	0,399	-0,188	-0,190

El primer componente del PCA, que ha explicado el porcentaje mayor de varianza (**44,86%**; Tabla 22), ha estado positivamente correlacionado con **Al, As, Cr, Mn, Tl y V** (Tabla 23).

El segundo componente, con el **16,07%** de la varianza, ha presentado una elevada y positiva correlación con **Cd, Cu, Pb y Zn**.

El tercer componente, con un **8,31%** de la varianza, se ha encontrado correlacionado positivamente para **Be y Ni**, y muy correlacionado para **Sn**.

El cuarto componente, con sólo un **7,41%** de la varianza, ha estado muy correlacionado para **Pb**.

Según de Miguel y cols. (1997), los elementos traza determinados en los suelos urbanos podrían dividirse en tres grupos en función de su fuente de emisión: naturales (aluminio, galio, manganeso, itrio, etc.), que serían aquellos cuya presencia dependería del tipo de suelo; antropogénicos (bario, cobre, plomo, zinc, etc.), emitidos por fuentes de origen antropológico como industrias, tráfico, etc.; y un tercer grupo (calcio, hierro, níquel, uranio, etc.), metales que sufren cambios geoquímicas así como aquellos cuyo origen es mixto. De forma similar, Birke y Rauch (2000), sugieren dos grupos principales: naturales y antropogénicos.

Dantu (2009) ha propuesto dos clústeres para antroposuelos monitorizados en un distrito urbano de Andhra Pradesh, India: geológico (bario, rubidio, estroncio, vario, itrio, zirconio) y antropológico/geogénico (arsénico, cobalto, cromo, cobre, molibdeno, níquel, plomo, zinc).

Asimismo, Ordóñez y cols. (2003), han descrito en suelos urbanos de Avilés, Asturias, que los elementos traza se distribuyen en dos clústeres: uno antropogénico (plata, cadmio, cobre, plomo, zinc, etc.), reflejo de la actividad urbana (principalmente tráfico) e industrial de la ciudad, y un segundo, que incluye elementos de origen natural (lantano, manganeso, magnesio, potasio, torio, etc.) así como origen mixto (antimonio, arsénico, hierro, mercurio, vanadio, etc.).

## Resultados y Discusión

---

En función de estas hipótesis, el Análisis de Componentes Principales realizado confirmaría lo que se ha sugerido previamente: que habría una clara influencia del tráfico en la separación de los clústeres, debido a que uno de los Componentes Principales (**PC2**) está positivamente correlacionado con **Cd, Cu, Pb y Zn**, metales que se han descrito como **buenos indicadores de contaminación por fuentes antropogénicas o "contaminación urbana"** (Bloemen y cols., 1995; Li y cols., 2001, 2004; Ljung y cols., 2006a; Zhang, 2006; Xia y cols., 2011). Además, el cuarto Componente Principal (**PC4**) está también positivamente correlacionado para el **Pb**.

El **PC1** se ha correlacionado de forma positiva con aquellos elementos traza cuyo origen principal se ha propuesto que sería **geológico/geogénico** (de Miguel y cols., 1997; Manta y cols., 2002; Ordóñez y cols., 2003; Yay y cols., 2008; Gong y cols., 2010): **Al, As, Cr, Mn, Tl y V** (Tabla 23). A su vez, este análisis mostraría que la zona más contaminada sería el área industrial (como se puede observar en las Figuras 42 y 43), hecho que confirmaría los resultados previamente señalados.

Esta separación se ha determinado en otros estudios similares realizados en suelos urbanos, como el llevado a cabo por Ljung y cols. (2006a) en suelos muestreados en Uppsala (Suiza), los cuales han observado dos clústeres, uno para elementos cuyo origen principal es natural o geológico (**Al, As, Cr, Mn, Ni, Fe**) y otro para elementos emitidos fundamentalmente por el ser humano: **Cd, Cu, Pb, Hg y Zn**. Por su parte, Gong y cols. (2010), han encontrado que el **Cd, Cu, Hg, Pb y Zn** proceden de fuentes antrópicas, el **Co, Cr y Mn**, presentan un origen natural, y el **Ni** una combinación de ambas fuentes, en suelos urbanos de Wuhan, China. De la misma manera, Xia y cols. (2011), han señalado que la distribución del **Cd, Cu, Pb y Zn** en suelos de Pekín estaría influida por fuentes antropogénicas, mientras que la del **Cr y Ni**, procedería de fuentes naturales.

Con respecto al **Cr**, Li y cols. (2004) han indicado que este metal se encuentra geoquímicamente asociado con los elementos más abundantes de los suelos: **Al, Fe y Mn**, señalando un origen natural, tendencia que se habría observado en los suelos monitorizados.

Asimismo, numerosos estudios han concluido que el **Cu, Ni, Pb y Zn**, en suelos de áreas urbanas, provienen de fuentes antropogénicas (Li y cols., 2004; Möller y cols., 2005; Malik y cols., 2010). Otros han relacionado al **Cd, Pb y Zn** presentes en suelos urbanos de Amman, Jordania, con fuentes antropogénicas locales (Al-Khashman y Shawabkeh, 2010).



Por su lado, Davis y cols. (2009), han propuesto fuentes de emisión mixtas para el Cu y Ni, es decir, una combinación de fuentes naturales y antropogénicas.

El As ha mostrado un comportamiento diferente según el tipo de suelo. En suelos rurales se ha asociado con aquellos elementos de origen natural, pero en suelos urbanos aparece agrupado con el Pb, presentando una distribución muy compleja (Davis y cols., 2009). Esto hecho podría indicar que el As presente en los suelos de Alcalá procedería de fuentes naturales como antropogénicas, aunque serían necesarios más estudios.

A pesar de que este análisis se ha descrito como una buena herramienta para identificar aquellos contaminantes que presentan una distribución similar con el fin de identificar posibles fuentes de emisión comunes (Granero y Domingo, 2002; Schuhmacher y cols., 2003; Nadal y cols., 2005b; Banerjee, 2003; Duzgoren-Aydin y cols., 2006; Aelion y cols., 2008; Gong y cols., 2010), se ha indicado que presenta ciertas limitaciones, fundamentalmente debido a la carencia de conocimientos que hay sobre el comportamiento de estos xenobióticos en el medio (Korre, 1999; Lin, 2002; Zhang y cols., 2008).

Además, la interpretación de este tipo de estudios sería más compleja en suelos de carácter urbano (antroposuelos), debido a las características propias que lo definen, y que han sido indicadas previamente. Este efecto se ha observado de forma clara por Davis y cols. (2009), los cuales han realizado un análisis de componentes principales en diversos suelos rurales y urbanos, concluyendo que los resultados más complejos se observaron en éstos últimos.

### **1.2.5. - Estudio de correlación en muestras de suelo: muestreo III**

Asimismo, se ha realizado un estudio de **Correlación de Pearson** para todas las variables cuantitativas estudiadas en el tercer muestreo: **Al, As, Be, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sn, Ti, Tl, V, Zn** y parámetros físico-químicos (**pH, conductividad eléctrica, porcentaje de materia orgánica y textura**), con el fin de poder estimar el grado de correlación entre ellas (García y Millán, 1998; Li y Feng, 2010). Se han considerado estos últimos debido a que diversos estudios explican las posibles relaciones entre los metales y metaloides y las características del suelo a los diferentes parámetros físico-químicos que los caracterizan (Adriano, 1986; Murray y cols., 1999, 2004; Gezer y cols., 2005; Vanek y cols., 2010).

## Resultados y Discusión

Todas las muestras de suelo recogidas en julio de 2001 se han sometido a una serie de análisis físico-químicos: determinación del pH, conductividad eléctrica (C.E.), contenido en materia orgánica (M.O.) y determinación de la textura (fracción de arena, arcilla y limo), siguiendo la metodología anteriormente descrita. En la Tabla 24 a y b se muestran los valores de cada parámetro estudiado en suelos, para las diferentes zonas analizadas en el muestreo III.

**Tabla 24a.** Características físico-químicas de los suelos del muestreo III determinados en cada zona de estudio.

Zona	pH	C.E. (mS/cm)	M.O. (%)
1	7,68 ± 0,22bc	697,4 ± 476,9bc	1,22 ± 0,70 <sup>a</sup>
2	7,65 ± 0,26b	834,9 ± 324,6b	1,22 ± 0,43 <sup>a</sup>
3	7,97 ± 0,33ac	540,0 ± 343,1c	1,36 ± 0,50 <sup>a</sup>
4	7,68 ± 0,47b	521,8 ± 222,4c	2,86 ± 1,94b
Industrial	8,18 ± 0,20 <sup>a</sup>	245,1 ± 60,9 <sup>a</sup>	1,15 ± 0,51 <sup>a</sup>

Los valores, media ± DE, de la misma fila con diferente letra son significativamente diferentes.

Los suelos estudiados, en general, son moderadamente básicos (rango de pH de 7,65 a 8,17), siendo la zona industrial la que presenta los suelos con pHs más básicos. Los valores de pH han sido similares a los observados por otros autores para suelos de otras ciudades españolas en estudios similares, como San Martín de la Vega, Madrid, con un rango de 7,72-8,09 (Chicharro y cols., 1998), Tarragona (Schuhmacher y cols., 2003), y Sevilla, cuyo rango de pH determinado en suelos de parques públicos ha sido de 7,6-8,3 (Madrid y cols., 2004).

Los niveles de conductividad eléctrica (C.E.), han sido moderados y del mismo orden a los señalados por Chicharro y cols. (1998), en suelos de San Martín de la Vega (0,17-0,27 dS/m), así como los determinados por Madrid y cols. (2004), en suelos urbanos de Sevilla (0,11-0,31 dS/m).

En relación al contenido en materia orgánica (M.O.) determinado en los suelos estudiados, estos han sido bajos, y mucho menores a los encontrados en otros suelos españoles: 2,6-10,8% en suelos de San Martín de la Vega, Madrid (Chicharro y cols., 1998), 5,0-30,0% en suelos de Sevilla (Madrid y cols., 2004), y 17,3-31,6% en suelos urbanos de Tarragona (Nadal y cols., 2004). Este hecho es sorprendente debido a que se esperaba un

elevado contenido en M.O. en los suelos estudiados, ya que la capa superior de los suelos urbanos, generalmente, se encuentra cubierta de hierba y materia vegetal. Sin embargo, la mayor parte de los suelos muestreados no presentaban cobertura herbácea, y/o esta se encontraba en muy mal estado.

**Tabla 24b.** Textura de los suelos del muestreo III determinados en cada zona de estudio.

Zona	Arena Fina (%)	Arcilla (%)	Limo (%)
1	40,35b	2,42 <sup>a</sup>	37,32b
2	31,74 <sup>a</sup>	7,88b	44,09c
3	34,01 <sup>a</sup>	16,30c	41,48c
4	49,47b	7,06b	27,20 <sup>a</sup>
<b>Industrial</b>	46,88b	4,38 <sup>a</sup>	36,16b

Los valores, media  $\pm$  DE, de la misma fila con diferente letra son significativamente diferentes.

La textura de los suelos objeto de estudio es **areno-limoso** (FAO, 1977; Brady y Weil., 2001), resultado que ha sido presumible debido a que los suelos proceden de los parques públicos de la ciudad, que son de naturaleza arenosa.

De forma general, estos porcentajes han sido similares a los determinados en suelos de San Martín de la Vega, Madrid (Chicharro y cols., 1998), cuyos valores son: 69,3-76,6% de arena fina, 11,8-17,8% de limo y 9,4-14,9% de arcilla. Sin embargo, el contenido en arcillas es mucho menor que el descrito en otros suelos, como el rango de 95-453% de arcillas encontrado en los suelos de los parques públicos de Sevilla (Madrid y cols., 2004), y 8,4-29,1% de arcilla determinados en los suelos de los parques de Salamanca (Sánchez-Camazano y cols., 1994).

Teniendo en cuenta estos resultados, no podríamos establecer una posible tendencia en la presencia y distribución, *a priori*, de los elementos minerales que se han monitorizado en las diferentes zonas. Además, hay que tener en cuenta que estas zonas se encuentran muy próximas entre si, y a que los elementos minerales se movilizan y/o retienen en los suelos, debido a su compleja naturaleza (Chlopecka y cols., 1996; Dang y cols., 2002).

## **Resultados y Discusión**

---

Para el estudio de correlación de Pearson, se han considerado todas las variables de forma directa, excepto el Cu y Pb, para los que se ha aplicado una transformación logarítmica (aplicación de logaritmos neperianos en todas las muestras), para normalizar su distribución. De forma general, cuando las observaciones presentan una elevada variabilidad en los resultados, la comunidad científica acepta la estandarización de los mismos como un paso previo al análisis estadístico (Xu y Tao, 2004).

El estudio de Correlación de Pearson ha revelado los siguientes resultados, que se recogen en una matriz en la Tabla 25.

Este estudio ha mostrado que el **Al, As, Be, Cd, Cr, Mn, Tl y V** se han correlacionado de forma positiva y significativa entre si, aunque los coeficientes de correlación no han sido muy elevados. Este hecho podría indicar un origen común para estos contaminantes, origen que sería natural o antropogénico, si se tienen en cuenta las hipótesis descritas previamente sobre las fuentes de emisión de estos elementos traza (de Miguel y cols., 1997; Birke y Rauch, 2000).

Aunque serían necesarios más estudios a este respecto, ya que los bajos coeficientes de correlación indicarían múltiples fuentes potenciales de emisión de estos xenobióticos en el área urbana monitorizada, y se ha señalado que este tipo de estudios es limitado (Zhang y cols., 2008; Li y Feng, 2010), nuestros resultados estarían en concordancia con los descritos por Aelion y cols. (2009). Estos autores han señalado recientemente que los metales y metaloides monitorizados en suelos urbanos presentan menos correlaciones significativas entre si que los determinados en suelos rurales, lo que sería un reflejo de una mayor variedad de fuentes en el área urbana.

Asimismo, se han correlacionado de forma significativa y positiva el **Cd, Cu, Pb y Zn** entre si, indicando una fuerte interrelación entre ellos, así como fuentes de emisión comunes, posiblemente antropogénicas. Numerosos estudios similares han observado una correlación significativa para el **Cd, Cu, Pb y Zn** en suelos urbanos (Mielke y cols., 2000; Madrid y cols., 2002, 2004; Hursthouse y cols., 2004; Ruiz-Cortés y cols., 2005; Al-Khashman y Shawabkeh, 2006). De forma general, la comunidad científica lo atribuye a un probable origen común para dichos elementos, siendo esta fuente principal, el tráfico.

Tabla 25. Matriz de correlaciones de las variables estudiadas en el muestreo III, indicando los coeficientes de correlación y su significación estadística.

	Al	As	Be	CD	Cr	Ln Cu	Mn	Ni	Ln Pb	Sn	Ti	Ti	V	Zn	Conduct	pH	MO	Arcilla	Limo	Arena
Al																				
As	0.632a																			
Be	0.604	0.380																		
CD	0.220	0.301	0.391																	
Cr	0.764	0.676	0.436	0.344																
Ln Cu	0.453	0.495	0.380	0.621	0.594															
Mn	0.878	0.637	0.531	0.274	0.720	0.514														
Ni	0.093	0.033	0.068	0.025	0.021	0.149	0.139													
Ln Pb	0.307	0.341	0.271	0.651	0.495	0.786	0.353	0.112												
Sn	0.001	0.000	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
Ti	0.899	0.694	0.789	0.319	0.699	0.462	0.849	0.123	0.306	-0.051	0.394									
V	0.785	0.798	0.535	0.382	0.794	0.765	0.765	0.182	0.472	-0.091	0.535	0.815								
Zn	0.001	0.000	0.068	0.000	0.000	0.000	0.000	0.223	0.000	0.476	0.000	0.001	0.000							
Conduct	0.405	0.133	0.769	0.317	0.178	0.554	0.056	-0.226	0.923	0.395	0.075	0.384	0.117	-0.013						
pH	0.134	0.636	0.001	0.25	0.526	0.032	0.844	0.419	0.000	0.145	0.791	0.158	0.679	0.964	-0.181					
MO	0.142	-0.062	-0.234	0.111	-0.394	-0.175	-0.543	-0.243	-0.098	0.389	0.421	-0.488	-0.317	-0.292	-0.181					
Arcilla	0.213	-0.089	0.364	-0.161	0.263	0.035	0.049	0.111	0.485	0.606	-0.024	0.092	0.039	0.055	0.401	-0.008	-0.238			
Limo	0.449	0.245	0.339	0.13	0.253	0.591	-0.342	0.170	0.217	0.068	0.300	0.017	0.178	-0.087	0.171	0.278	-0.213	0.265		
Arena	0.093	0.379	0.217	0.643	0.362	0.021	0.213	0.545	0.438	0.809	0.278	0.952	0.526	0.759	0.542	0.316	0.447	0.340	-0.908	
	-0.442	-0.163	-0.44	-0.014	-0.306	-0.497	0.208	-0.169	-0.367	-0.400	-0.200	-0.084	-0.135	0.054	-0.307	-0.174	0.259	-0.637	-0.908	
	0.099	0.561	0.101	0.961	0.267	0.060	0.457	0.548	0.178	0.277	0.476	0.767	0.632	0.850	0.265	0.535	0.352	0.011	0.000	

a= Coeficiente de correlación (r); b= Número de muestras; c= Valor de significación.

## Resultados y Discusión

---

Por tanto, los resultados de este análisis multivariante podrían corroborar las hipótesis descritas previamente sobre las diferencias encontradas entre ambas zonas monitorizadas y su separación.

Por otro lado, a diferencia con otros trabajos que describen una fuerte correlación entre el contenido en materia orgánica y el pH del suelo con los elementos traza (Chicharro y cols., 1998; Madrid y cols., 2004, 2006; Nadal y cols., 2004; Ruiz-Cortés y cols., 2005; Al-Khashman y Shawabkeh, 2006; de Vries y cols., 2007a; Hossain y cols., 2009), en este estudio sólo se ha determinado esta correlación en los suelos monitorizados para el Cr y M.O. ( $r= 0,53$ ;  $p<0,05$ ), y Mn y pH ( $r= -0,54$ ;  $p<0,05$ ) (Tabla 25).

La casi ausencia de correlación entre los elementos minerales y las características físico-químicas de los suelos se podría atribuir al bajo contenido en M.O. de los mismos (Ljung y cols., 2006b), ya que se ha descrito que los elementos minerales se retienen más conforme mayores son los valores de pH y la M.O. (Ge y cols., 2000).

De esta forma, y como se ha indicado previamente, los niveles de M.O. presentes en los suelos de Alcalá: 0,23-6,14% área urbana y 0,25-17,06% área industrial (Tabla 24a), han sido iguales o menores que los determinados en los trabajos que han descrito una fuerte correlación: Chicharro y cols. (1998), han señalado un rango de 2,6-10,8% en los suelos de San Martín de la Vega, Madrid; Nadal y cols. (2004), un rango de 2,61-9,47% en suelos urbanos de Tarragona; Madrid y cols. (2004), han observado un rango de 5,0-30,0% en los suelos de los jardines de un parque público en Sevilla; y Ruiz-Cortés y cols. (2005), han indicado un rango de 17,3-31,6% en suelos de Sevilla.

El bajo contenido en M.O. de los suelos objeto de estudio podría ser debido a las características propias de un parque público situado en una zona urbana, es decir, a la casi ausencia de vegetación, principalmente hierba, así como el excesivo pisoteo del hombre que perturba el ciclo vital de los organismos propios del suelo y que se van a incorporar a él (Vetterlein y Hüttl, 1999; Ljung y cols., 2006b). Además, las características climatológicas propias de los países Mediterráneos: veranos cálidos y secos, y la elevada pluviometría durante el otoño, provocarían una reducción en el contenido orgánico de los suelos (Cala y cols., 2005).

Sin embargo, se ha descrito que elevados coeficientes de correlación entre las propiedades físico-químicas (pH, C.E., M.O., contenido de carbonatos y textura) y los metales y metaloides, señalan una fuente natural, es decir, la presencia de estos elementos traza está directamente relacionada con la naturaleza de la roca madre que ha formado el suelo (Chen y cols., 1999; Qadir y cols., 2008; Malik y cols., 2010). Teniendo en cuenta estas evidencias, podríamos indicar que el origen de los contaminantes monitorizados en Alcalá de Henares es principalmente antropogénico.

### 1.2.6. - Variación temporal/estacional: muestreo I y II

Para estimar las posibles variaciones en los niveles de los elementos traza estudiados, se han comparado los diferentes muestreos entre sí. En primer lugar, se ha analizado la **variación temporal (estacional) entre julio y diciembre del año 2000** (primer y segundo muestreo). Los porcentajes de variación obtenidos para cada elemento traza, así como su significación estadística, se muestran en las Tablas 26 y 27, para suelos urbanos e industriales, respectivamente.

**Tabla 26.** Concentraciones medias de metales ( $\mu\text{g/g}$ ) y porcentajes de variación en **suelos urbanos** de los **muestreos I y II** (julio del 2000 y diciembre del 2000).

Elemento	Julio 2000	Diciembre 2000	Variación (%)	<i>p</i>
Al	3810,2 $\pm$ 2179,2	4908,05 $\pm$ 2740,38	28,81	<0,01
As	3,40 $\pm$ 1,30	4,48 $\pm$ 2,38	31,76	<0,01
Be	0,35 $\pm$ 0,17	0,52 $\pm$ 0,33	48,57	<0,001
Cd	0,07 $\pm$ 0,08	0,10 $\pm$ 0,06	42,86	<0,05
Cr	6,20 $\pm$ 3,36	8,82 $\pm$ 5,53	42,26	<0,01
Cu	6,50 $\pm$ 4,00	8,20 $\pm$ 3,72	26,15	<0,01
Mn	94,41 $\pm$ 52,87	120,04 $\pm$ 51,23	27,15	<0,01
Ni	4,29 $\pm$ 2,50	5,59 $\pm$ 3,24	30,30	<0,05
Pb	24,35 $\pm$ 19,98	30,86 $\pm$ 26,81	26,73	NS
Tl	0,06 $\pm$ 0,03	0,09 $\pm$ 0,05	50,00	<0,001
V	6,01 $\pm$ 2,87	8,24 $\pm$ 3,83	37,10	<0,001
Zn	31,17 $\pm$ 17,84	43,17 $\pm$ 26,11	38,50	<0,01

Los resultados se presentan como la media  $\pm$  DE (en  $\mu\text{g/g}$ ); NS= No hay diferencias significativas ( $p > 0,05$ ).

## **Resultados y Discusión**

---

En primer lugar se ha observado que todos los porcentajes de variación de los elementos traza monitorizados en la ciudad han sido positivos, lo que indica que la **presencia de estos contaminantes ha aumentado de julio a diciembre del 2000** (Tabla 26).

Estos porcentajes han sido significativamente diferentes para todos los minerales estudiados excepto para el **Pb**, cuyos niveles han aumentado en un 26,73%, posiblemente debido a la amplia dispersión que han presentado los valores de concentración de este metal en los suelos estudiados, característica que ha sido discutida previamente en nuestro estudio.

La acumulación de estos contaminantes en los suelos de los parques públicos de la ciudad de Alcalá de Henares de verano a invierno apuntaría a que los metales y metaloides se liberan en la ciudad especialmente en otoño e invierno posiblemente debido al aumento de las actividades antropogénicas que emiten éstos contaminantes al medio en esta época del año.

La influencia del cambio estacional en la presencia de metales y metaloides en los suelos ha sido descrita en numerosos estudios similares (Aiyesanmi, 2005; Onweremadu y cols., 2007), resultando un aumento de la presencia de elementos traza en suelos urbanos de verano a invierno (Nowak y Kozłowski, 1998; Sharma y cols., 2007). En este sentido, Mari y cols. (2009b) han observado un incremento en los niveles de As, Cd, Cr y Ni en suelos de Castellolí y Ódena (Barcelona), entre julio a diciembre de 2007, excepto para el Pb, que ha mostrado una tendencia contraria. Se desconoce una posible explicación para estos hechos, aunque los autores atribuyen la disminución del Pb a la prohibición de las gasolinas con este metal. Además, han observado que la presencia de As, Cd, Cr, Ni y Pb permanece constante y aumenta en los suelos de Copons, Barcelona, en este mismo periodo.



**Tabla 27.** Concentraciones medias de metales ( $\mu\text{g/g}$ ) y porcentajes de variación en **suelos industriales** de los **muestreos I y II** (julio del 2000 y diciembre del 2000).

Elemento	Julio 2000	Diciembre 2000	Variación (%)	<i>p</i>
<b>Al</b>	11658,6 $\pm$ 5820,5	10135,90 $\pm$ 3750,55	-8,69	NS
<b>As</b>	9,20 $\pm$ 1,45	7,25 $\pm$ 2,42	-7,88	NS
<b>Be</b>	0,79 $\pm$ 0,40	0,67 $\pm$ 0,28	-8,48	NS
<b>Cd</b>	0,07 $\pm$ 0,01	0,10 $\pm$ 0,02	42,29	<0,05
<b>Cr</b>	12,96 $\pm$ 4,16	11,95 $\pm$ 2,67	-9,22	NS
<b>Cu</b>	8,30 $\pm$ 1,67	8,85 $\pm$ 1,93	6,63	NS
<b>Mn</b>	192,54 $\pm$ 50,76	192,72 $\pm$ 56,80	0,09	NS
<b>Ni</b>	10,73 $\pm$ 2,15	8,92 $\pm$ 1,25	-8,31	NS
<b>Pb</b>	14,44 $\pm$ 5,03	19,04 $\pm$ 8,95	31,86	NS
<b>Tl</b>	0,14 $\pm$ 0,06	0,15 $\pm$ 0,05	7,14	NS
<b>V</b>	15,10 $\pm$ 2,63	11,94 $\pm$ 2,83	-7,91	NS
<b>Zn</b>	33,41 $\pm$ 5,52	34,53 $\pm$ 6,27	3,35	NS

Los resultados se presentan como la media  $\pm$  DE (en  $\mu\text{g/g}$ ); NS= No hay diferencias significativas ( $p > 0,05$ ).

A diferencia con el área urbana, no se han observado cambios significativos en los niveles de los elementos traza determinados en suelos del área industrial, excepto para el **Cd**, el cual ha experimentado un aumento del 42,29% ( $p < 0,05$ ) (Tabla 27). Aunque, y al igual que sucede con la zona urbana, se ha observado un incremento substancial en la presencia del **Pb** (31,86%) en estos suelos, aunque sin ser significativo, posiblemente debido a la dispersión descrita previamente.

El incremento del **Cd** observado en los suelos del área industrial, se podría justificar a la propia actividad industrial que caracteriza esta área, debido a la amplitud de aplicaciones que presenta este metal (ATSDR, 2008b). Asimismo, el aumento del Cd también se ha observado en el área urbana (Tabla 26), siendo los porcentajes de variación similares en ambas zonas, de alrededor del 43%. Este hecho podría indicar una fuente de contaminación común, posiblemente el tráfico, efecto que ha sido observado previamente cuando se han comparado ambas zonas. Además, se ha descrito que el Cd presenta una movilidad ambiental más elevada que la mayoría de los metales, propiedad que lo convierte en un contaminante cosmopolita (Moreno, 2003; García-Delgado y cols., 2007; Sipter y cols., 2008).

## Resultados y Discusión

### 1.2.7.- Variación temporal/estacional: muestreo II y III

En la Tablas 28 y 29 se indican los porcentajes de variación obtenidos de diciembre del 2000 a julio del 2001, para cada uno de los elementos monitorizados en la zona urbana e industrial, respectivamente.

**Tabla 28.** Concentraciones medias de metales ( $\mu\text{g/g}$ ) y porcentajes de variación en **suelos urbanos** de los **muestreos II y III** (diciembre del 2000 y julio de 2001).

Elemento	Diciembre 2000	Julio 2001	Variación (%)	<i>p</i>
Al	4908,05 $\pm$ 2740,38	5797,70 $\pm$ 2646,03	18,13	<0,05
As	4,48 $\pm$ 2,38	4,83 $\pm$ 2,10	7,81	NS
Be	0,52 $\pm$ 0,33	0,75 $\pm$ 0,50	44,23	<0,001
Cd	0,10 $\pm$ 0,06	0,11 $\pm$ 0,06	10,00	NS
Cr	8,82 $\pm$ 5,53	8,37 $\pm$ 3,67	-4,90	NS
Cu	8,20 $\pm$ 3,72	10,78 $\pm$ 6,44	31,46	<0,01
Mn	120,04 $\pm$ 51,23	99,27 $\pm$ 40,09	-8,27	<0,001
Ni	5,59 $\pm$ 3,24	6,56 $\pm$ 0,49	17,35	<0,01
Pb	30,86 $\pm$ 26,81	41,32 $\pm$ 47,59	33,89	NS
Sn	0,14 $\pm$ 0,13	0,31 $\pm$ 0,08	121,43	<0,001
Tl	0,09 $\pm$ 0,05	0,12 $\pm$ 0,05	33,33	<0,001
V	8,24 $\pm$ 3,83	9,05 $\pm$ 4,04	9,83	NS
Zn	43,17 $\pm$ 26,11	34,51 $\pm$ 16,50	-7,99	<0,01

Los resultados se presentan como la media  $\pm$  DE (en  $\mu\text{g/g}$ ); NS= No hay diferencias significativas ( $p > 0,05$ ).

A diferencia con el estudio de variación elemental anterior, de julio a diciembre de 2000, que ha revelado un incremento de todos los xenobióticos monitorizados en la zona urbana (Tabla 26), en este análisis, **no se han observado diferencias significativas en los niveles de As, Cd, Cr, Pb y V.** Además, el **Mn** (-8,27%;  $p < 0,001$ ) y el **Zn** (-7,99%;  $p < 0,01$ ) han disminuido significativamente en la época estudiada (Tabla 28). Aunque, y al igual que en el estudio previo, se ha observado la misma tendencia para el **Al, Be, Cu, Ni y Tl**, es decir, han aumentado de forma significativa, y el **Pb** también (+33,89%), pero sin mostrar significancia, lo que está en concordancia con lo descrito previamente para este contaminante (Tabla 28).

En relación al **Mn**, se ha descrito una tendencia similar en los suelos urbanos de Constantí, Tarragona, es decir, se ha observado una disminución de este contaminante en suelos urbanos, aunque el análisis ha sido de un año de duración, de 2003 (268,6  $\mu\text{g/g}$ ) a 2004 (238,1  $\mu\text{g/g}$ ) (Ferré-Huguet y cols., 2007). El Zn no ha sido determinado en este estudio.

El contaminante que ha presentado el mayor incremento de diciembre de 2000 a Julio de 2001 de todos los elementos traza monitorizados ha sido el **Sn** (121,43%;  $p < 0,001$ ). Este hecho se podría atribuir a las fuentes de emisión del Sn y sus compuestos, fundamentalmente los plásticos y su fabricación, y a que son contaminantes inmóviles una vez depositados en los suelos (Chiba y cols., 1994; ATSDR, 2005b; Gerasimchuk y cols., 2007; Moser y cols., 2009). Así, en Alcalá de Henares se encuentran ubicadas varias fábricas e industrias que producen y venden plásticos: Cartón Plástico S.A., Val Servicios S.L., Bolsera Alcaláina, Plásticos Guadalajara S.L., etc., así como en los alrededores de la ciudad: Budelpack Alcalá S.L., Plasteuropa Embases Flexibles S.A., Creación Plásticos Industriales S.I., Coexpan, Ecobolsa., Plásticos y Transformados S.A., Industrias Plásticas Trilla SA., etc., hecho que podría haber influido en el aumento exponencial del Sn en los suelos estudiados. Este contaminante, una vez depositado en los suelos, se habría acumulado con el tiempo, dado su carácter de inmovilidad en estos (ATSDR, 2005b).

Otra fuente de emisión de Sn, que podría explicar su aumento en Alcalá, sería el tráfico, ya que se ha descrito como una fuente de este metal, debido a que se emplea en la fabricación de los frenos de los vehículos de transporte (Valcav y Valcav, 1992; Ball y cols., 1998; Leung y Jiao, 2006).

Por tanto, de forma general, la presencia de los elementos traza en los suelos urbanos, ha permanecido constante, e incluso ha disminuido ligeramente para algunos elementos, de diciembre de 2000 a julio de 2001. Este hecho se podría atribuir a las características climatológicas de la zona de estudio: el mayor índice de lluvias sumado al menor índice de evaporación, podría provocar una disminución de los elementos traza en la capa superior de los suelos, por lixiviación natural de los metales a las capas profundas. Este proceso natural se produce de forma más significativa en los suelos de naturaleza arenosa debido a su mayor porosidad (Madrid y cols., 2004, 2007), textura que ha sido predominante en los suelos estudiados (31,74-49,47%) (Tabla 24b).

## **Resultados y Discusión**

---

Resultados similares se han observado en estudios de variación multielemental en suelos urbanos españoles. Así, Madrid y cols. (2004), no han encontrado diferencias significativas en el contenido de Cr, Cu, Mn, Ni y Pb en suelos de parques y zonas verdes de Sevilla, entre otoño del 2000 y verano del 2001, excepto para el Zn, que ha disminuido significativamente ( $p < 0,05$ ). Los autores atribuyen este efecto a su elevada movilidad en los suelos, especialmente en los de naturaleza arenosa, dado que la movilidad del Zn en suelos está bien descrita (Sipter y cols., 2008).

Con respecto a estudios internacionales, Onweremadu y cols. (2007), han observado que la concentración media de Cd, Cr, Ni, Hg y Pb ha disminuido en suelos urbanos de Nigeria entre enero y julio del 2005, debido a la naturaleza arenosa de la zona y al efecto de las lluvias, que son significativamente mayores en julio. Sin embargo, la época de lluvias en los países Mediterráneos es la contraria: veranos templados y secos con fuertes e intermitentes lluvias durante el otoño (Cala y cols., 2005), por lo que habría que realizar más estudios de variación mineral estacional, que puedan explicar el efecto observado en los suelos estudiados.

La comunidad científica no ha determinado hoy en día hipótesis que expliquen las pequeñas fluctuaciones estacionales que sufren los elementos traza en los suelos, siendo este estudio muy complejo y debido a numerosos factores. De forma general, se atribuye a las propiedades físico-químicas de los suelos así como de los elementos traza, y a las diferentes actividades antropogénicas y características climatológicas (dirección del viento y régimen de precipitaciones) propias de cada zona, aunque existen discrepancias con respecto al posible efecto de estos factores sobre la presencia y variación elemental en los suelos (He y cols., 2004; Wong y cols., 2006; de Vries y cols., 2007a; Sharma y cols., 2007; Schuhmacher y cols., 2009).

Algunos autores han observado que el contenido en materia orgánica de los suelos, por el que presentan una especial afinidad estos contaminantes, así como el pH, son más elevados en verano que en invierno (Sharma y cols., 2007). Aunque sólo se han determinado estas propiedades en los suelos recogidos en julio de 2001, si se tiene en consideración que estas características son mayores en verano, se podría presuponer que el contenido en elementos traza disminuiría de julio a diciembre de 2000 y aumentaría de diciembre de 2000 a julio de 2001, variación que estaría en desacuerdo con nuestros resultados. Sin embargo, sería conveniente profundizar en este campo, realizando un estudio similar

extendido en el tiempo, con el objeto de determinar posibles hipótesis que justifiquen las variaciones aquí encontradas, ya que se ha observado una correlación muy baja entre la M.O. y el pH y los elementos traza en los suelos monitorizados, hecho que se ha discutido previamente.

**Tabla 29.** Concentraciones medias de metales ( $\mu\text{g/g}$ ) y porcentajes de variación en **suelos industriales** de los **muestreos II y III** (diciembre del 2000 y julio de 2001).

Elemento	Diciembre 2000	Julio 2001	Variación (%)	<i>p</i>
<b>Al</b>	10135,90 $\pm$ 3750,55	11261,40 $\pm$ 5082,5	11,10	NS
<b>As</b>	7,25 $\pm$ 2,42	6,63 $\pm$ 1,12	-9,14	NS
<b>Be</b>	0,67 $\pm$ 0,28	0,86 $\pm$ 0,40	28,36	NS
<b>Cd</b>	0,10 $\pm$ 0,02	0,09 $\pm$ 0,03	-9,00	NS
<b>Cr</b>	11,95 $\pm$ 2,67	12,57 $\pm$ 3,32	5,19	NS
<b>Cu</b>	8,85 $\pm$ 1,93	8,90 $\pm$ 1,18	0,56	NS
<b>Mn</b>	192,72 $\pm$ 56,80	158,99 $\pm$ 53,78	-8,25	<0,05
<b>Ni</b>	8,92 $\pm$ 1,25	6,61 $\pm$ 0,50	-7,41	NS
<b>Pb</b>	19,04 $\pm$ 8,95	21,92 $\pm$ 11,21	15,13	NS
<b>Sn</b>	0,12 $\pm$ 0,08	0,29 $\pm$ 0,06	141,67	<0,05
<b>Tl</b>	0,15 $\pm$ 0,05	0,19 $\pm$ 0,07	26,67	NS
<b>V</b>	11,94 $\pm$ 2,83	13,84 $\pm$ 2,93	15,91	NS
<b>Zn</b>	34,53 $\pm$ 6,27	28,24 $\pm$ 8,71	-8,18	NS

Los resultados se presentan como la media  $\pm$  DE (en  $\mu\text{g/g}$ ); NS= No hay diferencias significativas ( $p > 0,05$ ).

Con respecto a la contaminación por elementos traza en la zona industrial, esta **no ha aumentado de forma significativa en los suelos muestreados de diciembre del 2000 a julio del 2001** (Tabla 29), **excepto para el Mn y Sn**. Estos resultados, de forma general, han sido similares al estudio de variación previo realizado de julio a diciembre de 2000, en el que sólo se ha observado un incremento significativo para el **Cd** (Tabla 27), es decir, los niveles de contaminación por metales en los suelos del área industrial, de forma general, se han manteniendo constantes en el tiempo.

La escasa variabilidad estacional de los elementos traza determinada en estos suelos de carácter industrial se ha observado también en otras matrices directamente relacionadas con los suelos, como en muestras de aire recogidas en la zona industrial de Sant Adrià del Besòs, Barcelona, para las que no se ha determinado ninguna variación significativa estacional para cualquiera de los contaminantes monitorizados: As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sn, Tl y V, así como dibenzo-p-dioxinas y dibenzofuranos policlorados y bifenilos policlorados (Mari y cols., 2008).

En relación al **Mn**, su concentración ha disminuido un -8,25% ( $p < 0,05$ ), en suelos de la zona industrial de diciembre de 2000 a julio de 2001 (Tabla 29). Ferré-Huguet y cols. (2007), han observado una tendencia similar (-5,0%;  $p < 0,001$ ) en los suelos cercanos a una Incineradora de Residuos Sólidos Urbanos de Constantí, Tarragona, aunque su estudio de variación temporal fue de un año (abril del 2003 a 2004). Dichos autores no han propuesto ninguna hipótesis que explique esta tendencia, y lo atribuyen a numerosos factores y a la complejidad que presentan estos estudios.

De manera contraria, la presencia de **Sn** ha aumentado un 141,67% ( $p < 0,05$ ) entre ambos muestreos (Tabla 29), hecho que estaría en concordancia con el incremento observado en la zona urbana en la misma época, y que se ha comentado previamente.

El análisis de variación estacional ha revelado la carencia de conocimientos científicos que tenemos hoy en día sobre los efectos de diversos factores, especialmente climatológicos, sobre la presencia, distribución y variación de contaminantes en los suelos, y la dificultad que presentan este tipo de estudios para determinar posibles hipótesis que expliquen las variaciones observadas en los suelos. Además, los trabajos de monitorización elemental en suelos en España, y en concreto, en suelos urbanos, son muy escasos. Sería, por tanto, aconsejable que estos aspectos cambiaran en los próximos años, debido al peligro potencial que tiene un suelo contaminado sobre la salud y el medio ambiente.

### **1.2.8. - Variación temporal/anual: muestreo I y III**

Por último, se ha determinado la variación de los elementos traza entre julio del 2000 a julio del 2001. Los resultados de este estudio se muestran en las Tablas 30 y 31, para suelos urbanos e industriales, respectivamente. No se ha podido cuantificar la variación anual del Sn y el Ti, ya que estos metales no se han monitorizado en el primer muestreo.

**Tabla 30.** Concentraciones medias de metales ( $\mu\text{g/g}$ ) y porcentajes de variación en **suelos urbanos** de los **muestreos I y III** (Julio del 2000 y Julio del 2001).

Elemento	Julio 2000	Julio 2001	Variación (%)	<i>p</i>
<b>Al</b>	3810,20 $\pm$ 2179,20	5797,70 $\pm$ 2646,03	52,16	<0,001
<b>As</b>	3,40 $\pm$ 1,30	4,83 $\pm$ 2,10	42,06	<0,001
<b>Be</b>	0,35 $\pm$ 0,17	0,75 $\pm$ 0,50	114,28	<0,001
<b>Cd</b>	0,07 $\pm$ 0,08	0,11 $\pm$ 0,06	57,14	<0,001
<b>Cr</b>	6,20 $\pm$ 3,36	8,37 $\pm$ 3,67	35,00	<0,001
<b>Cu</b>	6,50 $\pm$ 4,00	10,78 $\pm$ 6,44	65,85	<0,001
<b>Mn</b>	94,41 $\pm$ 52,87	99,27 $\pm$ 40,09	5,15	NS
<b>Ni</b>	4,29 $\pm$ 2,50	6,56 $\pm$ 0,49	52,91	<0,001
<b>Pb</b>	24,35 $\pm$ 19,98	41,32 $\pm$ 47,59	69,69	<0,05
<b>Tl</b>	0,06 $\pm$ 0,03	0,12 $\pm$ 0,05	100,00	<0,001
<b>V</b>	6,01 $\pm$ 2,87	9,05 $\pm$ 4,04	50,58	<0,001
<b>Zn</b>	31,17 $\pm$ 17,84	34,51 $\pm$ 16,50	10,71	NS

Los resultados se presentan como la media  $\pm$  DE (en  $\mu\text{g/g}$ ); NS= No hay diferencias significativas ( $p > 0,05$ ).

La presencia de **todos los elementos traza ha aumentado de forma significativa en los antroposuelos en un año, excepto el Mn (+5,15%) y Zn (+10,71%),** cuyo incremento no ha mostrado diferencias. Los contaminantes que han presentado el porcentaje de variación mayor han sido el Be (+114,28%) y el Tl (+100,0%), seguidos del Pb (+69,69%) y Cu (+65,85%) (Tabla 30).

Este incremento colectivo podría estar en concordancia con la naturaleza de estos contaminantes, es decir, su condición inorgánica y la extensión de sus usos industriales y domésticos, que los hace ubicuos, persistentes y no biodegradables en los suelos (Kabata-Pendias y Pendias, 2001; Imperato y cols., 2003; Wong y cols., 2006; Aelion y cols., 2008; Massas y cols., 2008; Jensen y cols., 2009; Poggio y cols., 2009), y, consecuencia de ello, los elementos traza se irían acumulando en el medioambiente. Se ha descrito que los metales se acumulan en los primeros 30 centímetros del suelo (Teutsch y cols., 2001; Turer y cols., 2001). En este sentido, Guney y cols. (2010), han observado que el Cu, Pb y Zn presentan una baja movilidad en esta matriz, al comparar las concentraciones determinadas en la superficie (0-2 cm.) con una zona más profunda (19-21 cm.), en suelos muestreados en las proximidades de las autopistas de Estambul, Turquía.

## Resultados y Discusión

---

Los usos del **Be**, principalmente en materiales ópticos, electrónicos y cerámicas (Haberman y cols., 1993; Rakic y cols., 1998; Deubner y cols., 2001; Kolanz, 2001; Taylor y cols., 2003; Yaman y Avci, 2006; Stefaniak y cols., 2008), podrían justificar el incremento del 114,28% ( $p < 0,001$ ; Tabla 30) observado en el medio urbano, debido al crecimiento de la demanda y empleo de materiales electrónicos como ordenadores, videos, aparatos de cocina y de juegos, etc., propio de nuestra sociedad. Se podría atribuir también al tráfico, debido al aumento de los motores diesel en los vehículos tipo turismo en las ciudades de la Unión Europea como Alemania, Bélgica, Austria, España, Francia, Italia, etc., ya que se han determinado niveles de este contaminante en las emisiones de estos motores. Así, en España han pasado de representar un 12,8% en 1991 al 53,3% en el 2000, respecto al total de vehículos (Ferrís i Tortajada y cols., 2003).

Otros estudios también han mostrado un aumento de **Be** en suelos urbanos. Así, Ferré-Huguet y cols. (2007), han descrito un aumento de **Be** en suelos urbanos de Constantí, Tarragona, entre 2003 a 2004. Este efecto, sin embargo, no lo han observado en un estudio previo, de 1998 a 2003, realizado en la misma zona (Nadal y cols., 2005b).

Asimismo, la fuerte demanda de materiales electrónicos y combustibles fósiles en la época de estudio, así como el consumo de tabaco, podrían explicar también el incremento significativo del **Tl** (+100,0%,  $p < 0,001$ ) en los suelos urbanos de Alcalá (Tabla 30), ya que se han descrito como fuentes de emisión de este contaminante (Krivan y cols., 1994; ATSDR, 1995; Moreno, 2003; Xiao y cols., 2004a y b; Pappas y cols., 2006, 2007), y a que permanece en suelos sin degradarse durante años (Lis y cols., 2003; Moreno, 2003). Sin embargo, un aumento de **Tl** tan elevado en estos suelos (+100,0%), implica que sería deseable una monitorización continuada de este metal, así como la reducción de sus emisiones en Alcalá, debido a que presenta un serio peligro para la salud humana (Peter y Viraraghavan, 2005; Ammendola y cols., 2007; Lu y cols., 2007; Cvjetko y cols., 2010). Además, en los pocos estudios que hay que determinen este contaminante en suelos, no se han observado incrementos significativos de **Tl** en otras ciudades españolas, como Constantí, Tarragona (Nadal y cols., 2005b; Ferré-Huguet y cols., 2007). Por ello, y como se ha comentado previamente, deben aunarse esfuerzos en incrementar los conocimientos sobre la geoquímica del **Tl** en el medioambiente: su presencia, emisión y distribución (Xiao y cols., 2004a y b; Yang y cols., 2005; Jakubowska y cols., 2007; Madejón y cols., 2007).



Con respecto al **Pb**, su aumento significativo en los suelos urbanos de Alcalá de Henares (+69,69%; Tabla 29), se podría atribuir al empleo de carburantes con este metal, fuente de emisión principal de este contaminante. Este efecto está bien descrito por la comunidad científica (Biasioli y cols., 2006; Lee y cols., 2006; Duzgoren-Aydin, 2007; Chen y cols., 2010b; Rovira y cols., 2010a, 2011a). Aunque el uso de este tipo de gasolinas ha disminuido drásticamente desde el 2000 al 2001, debido a la prohibición de su empleo a partir del 1 de enero de 2002 (Real Decreto 403/2000, del 24 de marzo), su presencia en los suelos objeto de estudio ha aumentado posiblemente debido a que el Pb y sus compuestos tienen muy baja movilidad en suelos, siendo retenido en los primeros 20 centímetros de éste (Mielke y cols., 1983; Tume y cols., 2006, 2008; Laidlaw y cols., 2005; Guney y cols., 2010). Se ha descrito también, que el Pb tiene una vida media de 700 años, por lo que la contaminación por este elemento va a persistir durante muchas generaciones (Semlali y cols., 2004; Christoforidis y Stamatidis, 2009; Wei y cols., 2009). Por ello, la presencia y acumulación del Pb y sus compuestos en el medio ambiente, representa un grave problema de salud pública a largo plazo (Kurkjian y Flegal, 2003; Lejano y Ericson, 2005). Además, tanto la gasolina sin plomo como el diesel contienen, *per se*, niveles ultratrazas de este elemento (Wang y cols., 2006b).

La relevancia de los estudios de evaluación mediambiental se ha demostrado con la prohibición del uso de gasolinas con Pb o derivados de éste, ya que se ha observado una reducción en los niveles de este metal en el aire, en el polvo y suelos, y en la vegetación de las ciudades a partir de su prohibición (Duzgoren-Aydin y cols., 2004; Nadal y cols., 2004; Dao y cols., 2010; Chen y cols., 2010b; Rovira y cols., 2010a). Así, Nadal y cols. (2007), han descrito una disminución de 66,1 a 42,0 mg/kg en suelos urbanos en Tarragona, desde el 2002 al 2005, aunque ésta no ha sido significativamente diferente, después de la prohibición de la venta de gasolinas con Pb en España. Este efecto también se ha observado en otras ciudades europeas, como Atenas y Tesalónica, una vez prohibido el empleo de este tipo de carburantes en Grecia (Anagnostopoulou y Day, 2006). Sin embargo, Shi y cols. (2010), han observado que su presencia ha aumentado con el tiempo en los sedimentos depositados en las calles urbanas y suburbanas después de la prohibición, ya que se trata de un metal persistente y no biodegradable. Resultados similares han sido también descritos en suelos de Cataluña (Rovira y cols., 2011a).

## Resultados y Discusión

---

Asimismo, el éxito de la prohibición del uso de carburantes con Pb se ha puesto de manifiesto también a nivel biológico, ya que se ha correlacionado con una reducción de los niveles de Pb en sangre total (Moline y cols., 1999; Wilhelm y cols., 2002; Roma-Torres y cols., 2007), así como en cabello humano (Wilhelm y cols., 2002; Nadal y cols., 2005a).

Otra posible fuente de emisión de Pb en Alcalá de Henares podría ser la fabricación de plásticos (Štupar y cols., 2007; Luo y cols., 2009; Siddiqui y cols., 2009). Se han determinado niveles de Cd, Cr y Pb en varios tipos de plásticos, ya que estos elementos tóxicos se emplean como pigmentos y/o estabilizantes (Sakurai y cols., 2006). Como se ha descrito previamente, en Alcalá se encuentran ubicadas varias fábricas e industrias dedicadas a los plásticos (Cartón Plástico S.A., Val Servicios S.L., Bolsera Alcaláina, Plásticos Guadalajara S.L., etc.), industrias que podrían haber contribuido en el incremento de Pb monitorizado en los suelos estudiados entre ambos muestreos. Además, el consumo de estos materiales, y la subsiguiente generación de residuos plásticos, se han incrementado de forma dramática a nivel mundial en los últimos años, lo que ha provocado un serio problema de salud ambiental (Valavanidis y cols., 2008; Siddiqui y cols., 2009).

El consumo de cigarrillos podría haber contribuido al incremento de la presencia de Pb en los suelos del área urbana (Bell y cols., 1992; Lugon-Moulin y cols., 2006; Pappas y cols., 2007).

La variación del **Al** del +52,16% ( $p < 0,001$ ; Tabla 30) en los suelos urbanos en este periodo de tiempo se podría atribuir principalmente al tráfico, fuente que está en constante aumento en la zona monitorizada. Este elemento se ha determinado en los humos de escape, ya que se emplea en la fabricación de los frenos de los vehículos (Valcav y Valcav, 1992; Ball y cols., 1998). Otras posibles fuentes de emisión en la ciudad serían las relacionadas con sus usos en la fabricación y formulación de una gran cantidad de productos de uso cotidiano, cuya demanda se habría incrementado debido al crecimiento de la ciudad: desodorantes, vidrios, gomas, cerámicas, fertilizantes, materiales de construcción, etc. (Pérez-Granados y Vaquero, 2002; ATSDR, 2008a; Angerer y cols., 2007; Datta y cols., 2007; Huang y cols., 2007).

El incremento observado del **As** en los suelos urbanos en este período (42,06%;  $p < 0,001$ ; Tabla 29) se podría atribuir también a sus usos, entre otros, la producción de cristales, cerámicas y materiales semiconductores (Kumaresan y Riyazuddin, 2001; Roberts y cols., 2002), cuyo consumo ha sido relevante, debido al proceso de urbanización que ha

sufrido la ciudad. Por su parte, el tráfico también habría tenido un efecto sumatorio, debido a que se ha descrito que se emite un total de 0,199 toneladas/año de As a través de esta vía de emisión (van Bohemen y Janssen van de Laak, 2003). Además, este metaloide y sus compuestos se consideran inmóviles en suelos (Moreno, 2003), por lo que su presencia iría creciendo con el tiempo, a través de estas fuentes.

El **Cd** también ha aumentado en el área urbana monitorizada (57,14%;  $p < 0,001$ ; Tabla 30). Este incremento significativo se podría atribuir a todas las fuentes descritas previamente, y principalmente al volumen del tráfico (Li y Liu, 2001; Romero y cols., 2008; Chen y cols., 2010b; Xia y cols., 2011), y al empleo de fertilizantes tipo fosfato en los suelos estudiados (Garrett, 2000; Guvenç y cols., 2003; Satarug y cols., 2003; Sun y cols., 2006, 2008; Huang y cols., 2007; Abril y cols., 2008). Debido a su persistencia en el medio ambiente, el aumento del consumo de productos de uso común que contienen Cd: pinturas y tintas de impresión, esmaltes, plásticos, textiles, caucho, lacas, vidrios, etc. (Romero y cols., 2008), así como los productos de nueva generación como los nanomateriales (Fowler, 2009), podrían haber contribuido al efecto observado.

Por su parte, la concentración de **Cr** se ha incrementado en un 35% ( $p < 0,001$ ) en los suelos de Alcalá de Henares (Tabla 30), posiblemente debido a que sus fuentes antropogénicas han aumentado con el tiempo, como el consumo de productos y material de acero inoxidable, fuente de emisión de Cr relevante en los ecosistemas urbanos (WHO, 1998; Afridi y cols., 2006; ATSDR, 2008c), o la fabricación de plásticos (Sakurai y cols., 2006; Valavanidis y cols., 2008; Bernardo y cols., 2009). Además, se trata de un metal que es prácticamente insoluble en agua y su movilidad en suelos es limitada (Moreno, 2003; ATSDR, 2008c), por lo que sería lógico pensar que este va a aumentar con el transcurso del tiempo en el área urbana.

Se ha encontrado un aumento significativo del **Cu** en la ciudad (+65,85%;  $p < 0,001$ ; Tabla 30), posiblemente debido a que se emplea aleado junto con el Ni, para el que se ha observado también la misma tendencia (+52,91%;  $p < 0,001$ ; Tabla 30), en la fabricación del sistema de frenado de los vehículos, para reemplazar el tradicional tubo de acero (Miner, 1993; Li y cols., 2004). De esta forma, el volumen de tráfico y el desgaste propio de los automóviles, van a liberar de forma más o menos continuada estos dos elementos al medio urbano.

## Resultados y Discusión

---

El Ni, por su lado, también se encuentra en numerosos utensilios de uso cotidiano en nuestra sociedad: niquelados, monedas, llaves, relojes, joyas, instrumentos de cocina, etc. (IARC, 1990; Jensen y cols., 2003; ATSDR, 2005a), baterías y productos metalúrgicos (Charlesworth y Lees, 1999), y su presencia en la composición del asfalto (Afridi y cols., 2006), productos ampliamente demandados por la sociedad, serían fuentes que podrían explicar el incremento de Ni observado en los suelos urbanos en un año (+52,91%;  $p < 0,001$ ; Tabla 30).

Con respecto al V, se ha observado también un aumento significativo en los suelos urbanos (50,58%;  $p < 0,001$ ; Tabla 30), posiblemente debido al tráfico y a la calefacción, ya que este metal se encuentra en los combustibles fósiles, principalmente en el petróleo (IARC, 2006a; ATSDR, 2009). Resultados similares se han observado en Constantí, Tarragona, para los que se ha determinado un aumento significativo de V en las muestras de suelos de 1998 a 2003 (Nadal y cols., 2005b), así como un incremento de 2003 a 2004, en un muestreo posterior llevado a cabo en la misma ciudad (Ferré-Huguet y cols., 2007). Asimismo, Nadal y cols. (2007), han relacionado un incremento significativo de V en suelos urbanos muestreados en Tarragona, del 2002 al 2005, con la cercanía de un complejo industrial petroquímico.

De forma general, estos resultados estarían en concordancia con los descritos por otros autores en estudios similares de variación temporal de metales y metaloides en suelos. La comunidad científica describe que el desarrollo económico y la continua urbanización e industrialización promueven, a su vez, una emisión continua y constante de estos contaminantes al medio y, en especial, el ambiente urbano (Li y cols., 2001; Madrid y cols., 2002, 2004; Chen y cols., 2005; Afridi y cols., 2006; Lee y cols., 2006; Biasioli y Ajmone-Marsan, 2007; Chen, 2007; Huang y cols., 2007; Wu y cols., 2009). Así, el volumen de residuos sólidos urbanos ha aumentado de forma significativa en las últimas décadas (Madrid y cols., 2007).

Por ello, los elementos traza se van acumulando con el tiempo en los suelos de las ciudades, debido al continuo proceso de urbanización y al aumento de la intensidad de las diferentes actividades antropogénicas (Czarnowska y cols., 1983; Lee y cols., 2006; Ljung y cols., 2006a; Biasioli y Ajmone-Marsan, 2007; Chen, 2007; Civeira y Lavado, 2008; Dantu, 2009; Lu S. y cols., 2009b; Wu y cols., 2009; Guney y cols., 2010; Papa y cols., 2010; Ali y

Malik, 2011), fuentes emisoras que, de manera lógica, se incrementan con el desarrollo económico (Wu y cols., 2009).

Estos resultados indicarían que Alcalá de Henares se encontraba, y se encuentra, en un proceso continuo de desarrollo, crecimiento y urbanización. El Instituto Nacional de Estadística (INE) recoge este crecimiento demográfico y urbanístico en los censos de población municipales llevados a cabo desde 1842 hasta el 2001, censos que elabora cada diez años desde 1900 y que los muestra en la página web oficial del instituto ([www.ine.es](http://www.ine.es)). Durante este tiempo, la población residente (equivalente a la de derecho) en el municipio de Alcalá de Henares ha crecido de 5.153 habitantes en 1842 a 137.169 habitantes en 1981, 159.355 habitantes en 1991 y 176.434 habitantes en 2001, y el número de viviendas se ha incrementado de 864 hogares en 1842 a 35.895 hogares en 1981, 44.166 hogares en 1991 y, por último, 56.680 hogares en 2001.

Sin embargo, sería deseable profundizar más en este tipo de estudios, debido a que otros autores han apuntado lo contrario. Así, un estudio similar llevado a cabo en suelos urbanos de Constantí, Tarragona, entre 1998 y 2003, ha revelado un incremento significativo sólo para el Ni y V, sobre una batería de elementos traza (Nadal y cols., 2005b).

**Tabla 31.** Concentraciones medias de metales ( $\mu\text{g/g}$ ) y porcentajes de variación en **suelos industriales** de los **muestreos I y III** (julio del 2000 y julio del 2001).

Elemento	Julio 2000	Julio 2001	Variación (%)	<i>p</i>
Al	11658,60 $\pm$ 5820,50	11261,40 $\pm$ 5082,5	-0,32	NS
As	9,20 $\pm$ 1,45	6,63 $\pm$ 1,12	-27,93	<0,001
Be	0,79 $\pm$ 0,40	0,86 $\pm$ 0,40	8,86	NS
Cd	0,07 $\pm$ 0,01	0,09 $\pm$ 0,03	28,57	NS
Cr	12,96 $\pm$ 4,16	12,57 $\pm$ 3,32	-3,01	NS
Cu	8,30 $\pm$ 1,67	8,90 $\pm$ 1,18	7,23	NS
Mn	192,54 $\pm$ 50,80	158,99 $\pm$ 53,78	-17,42	NS
Ni	10,73 $\pm$ 2,15	6,61 $\pm$ 0,50	-38,40	<0,001
Pb	14,44 $\pm$ 5,03	21,92 $\pm$ 11,21	51,80	NS
Tl	0,14 $\pm$ 0,06	0,19 $\pm$ 0,07	35,71	NS
V	15,10 $\pm$ 2,63	13,84 $\pm$ 2,93	-8,34	NS
Zn	33,41 $\pm$ 5,52	28,24 $\pm$ 8,71	-15,47	NS

Los resultados se presentan como la media  $\pm$  DE (en  $\mu\text{g/g}$ ); NS= No hay diferencias significativas ( $p > 0,05$ ).

## Resultados y Discusión

---

A diferencia con el área urbana (Tabla 30), de forma general, los niveles de los elementos traza analizados en suelos de la zona industrial se han mantenido prácticamente constantes a lo largo del año de estudio (Tablas 31). Resultados similares se han descrito en suelos muestreados en un complejo industrial químico/petroquímico de Tarragona, el más importante del sureste de Europa (Nadal y cols., 2007). En estos suelos no se han encontrado diferencias significativas en el contenido de As, Cd, Cr, Hg, Mn y Pb, del 2002 al 2005, pero sí un incremento significativo para el V, cuyos autores atribuyen a los combustibles fósiles, así como el refinado y tratado del petróleo, productos que se tratan industrialmente en la zona estudiada y que son una de las fuentes más importantes de V. Asimismo, Ferré-Huguet y cols. (2007), no han observado diferencias significativas para el As, Be, Cd, Cr, Mn, Pb, Sn, Tl y V, aunque sí para el Ni (-4,7%;  $p < 0,001$ ), en suelos recogidos en los alrededores de una Incineradora de Residuos Sólidos Urbanos en Constantí, Tarragona, entre 2003 a 2004.

En nuestro estudio **no se han encontrado diferencias significativas** en los niveles de contaminantes en los suelos de la **zona industrial de julio de 2000 a julio de 2001, excepto para el As (-27,93%;  $p < 0,001$ ), y Ni (-38,40%;  $p < 0,001$ )**. El Pb, ha sido el metal que ha presentado un aumento más considerable en esta zona (+51,80%), seguido del Tl (35,71%) y el Cd (28,57%), aunque estos incrementos no han sido significativos (Tabla 31).

Encontrar una posible explicación para la disminución significativa del As y Ni en el área industrial de Alcalá, es muy compleja, y debida a numerosos factores, muchos de los cuales desconocemos. En esta línea, Ferré-Huguet y cols. (2007), han relacionado las diferencias determinadas en los suelos recogidos en las proximidades de una incineradora en Constantí, Tarragona (Be, Cr, Sn y V de 1998 a 2004, y Ni de 2003 a 2004), a diversos y numerosos factores, entre ellos la cantidad y composición química de los residuos que destruyen en esos períodos de tiempo, la cercanía de industrias petroquímicas a la incineradora, así como el tráfico pesado de la zona. Estos autores también han observado una disminución de la presencia de As del 2003 al 2004 (-13,5%), aunque sin ser significativa.

De forma general, el análisis de variación elemental anual en Alcalá podría indicar que las fuentes de emisión contaminantes en la zona industrial serían más o menos constantes en el tiempo, por lo que no se observaría un cambio drástico en el contenido de elementos traza en los suelos en un periodo de tiempo tan corto. Sin embargo, en la zona urbana, tanto las emisiones como las vías de emisión, aumentarían con el tiempo, debido al constante desarrollo. Esto sería lógico, ya que un aumento de la densidad demográfica provoca un aumento en el número de medios de transporte y en la producción de residuos, así como un incremento en el consumo de energía, petróleo y diversos materiales, efectos que se podrían reflejar en los niveles de estos contaminantes en los suelos urbanos. Estos hechos han sido bien descritos por otros autores previamente (Cotrufo y cols., 1995; Sawicka-Kapusta y cols., 2003). Así, de Miguel y cols. (1998), Chen y cols. (2005), y Zhang (2006), han señalado que las concentraciones de los elementos traza en suelos urbanos fluctúan considerablemente debido a la mayor variabilidad de las fuentes emisoras en estos ecosistemas.

Numerosos trabajos han descrito la complejidad para determinar una o varias hipótesis que expliquen o justifiquen las diferencias encontradas en los suelos en este tipo de estudios, fundamentalmente debido a que podría atribuirse a numerosos factores (de Kimpe y Morel, 2000; Reimann y de Caritat, 2000; Ljung y cols., 2006a y b; Wong y cols., 2006; Rodrigues y cols., 2006; Biasioli y Ajmone-Marsan, 2007; Duzgoren-Aydin, 2007; Nadal y cols., 2007; Ferré-Huguet y cols., 2007; Davis y cols., 2009; Schuhmacher y cols., 2009). Así, Schuhmacher y cols. (2009) han observado que los niveles de As, Cd, Co, Cr, Hg, Ni y V disminuyeron de forma significativa, excepto el Zn, que no reveló significancia, en suelos muestreados en los alrededores de una planta cementera en Vallcarca, Cataluña, de 2003 al 2006, fluctuaciones que los autores lo atribuyen a una multitud de factores.

Esto adquiere más relevancia en suelos de carácter urbano o antroposuelos, debido a las características especiales que los definen (FAO, 1990), descritas previamente: capa muy heterogénea distorsionada por la actividad humana así como una gran cantidad de fuentes emisoras concentradas en el espacio, contaminación difusa, etc. Además, se encuentran constantemente sometidos a una fuerte manipulación y degradación durante la construcción y reconstrucción de las diferentes infraestructuras que componen una ciudad (Civeira y Lavado, 2008).

## Resultados y Discusión

### 2.- EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN HUMANA

En la Tabla 32 se expresan los índices de Exposición Oral diario (mg/kg-día) obtenidos para cada elemento traza monitorizado y cada colectivo considerado, según la zona de muestreo.

Tabla 32. Índices de Predicción de Exposición Oral, para los diferentes grupos de población considerados, según la zona de muestreo (Muestreo III).

Elemento	Predicción Exposición Oral (mg/kg-día)		
	Zona Urbana		Zona Industrial
	Adultos	Niños	Trabajadores
Al	4,14E-03	7,73E-02	5,51E-03
As	3,45E-06	6,44E-05	3,24E-06
Be	5,36E-07	1,00E-05	4,21E-07
Cd	7,86E-08	1,47E-06	4,40E-08
Cr	5,98E-06	1,12E-04	6,15E-06
Cu	7,70E-06	1,44E-04	4,35E-06
Mn	7,09E-05	1,32E-03	7,78E-05
Ni	4,69E-06	8,75E-05	3,23E-06
Pb	2,95E-05	5,51E-04	1,07E-05
Sn	2,21E-07	4,13E-06	1,42E-07
Ti	5,57E-05	1,04E-03	3,75E-05
Tl	8,57E-08	1,60E-06	9,30E-08
V	6,46E-06	1,21E-04	6,77E-06
Zn	2,47E-05	4,60E-04	1,38E-05



La **Tabla 33** recoge los valores de predicción de la exposición diaria por inhalación (mg/kg-día) para cada contaminante monitorizado en ambas zonas y colectivo considerado.

**Tabla 33. Índices de Predicción de Exposición por Inhalación**, para los diferentes grupos de población considerados, según la zona de muestreo (**Muestreo III**).

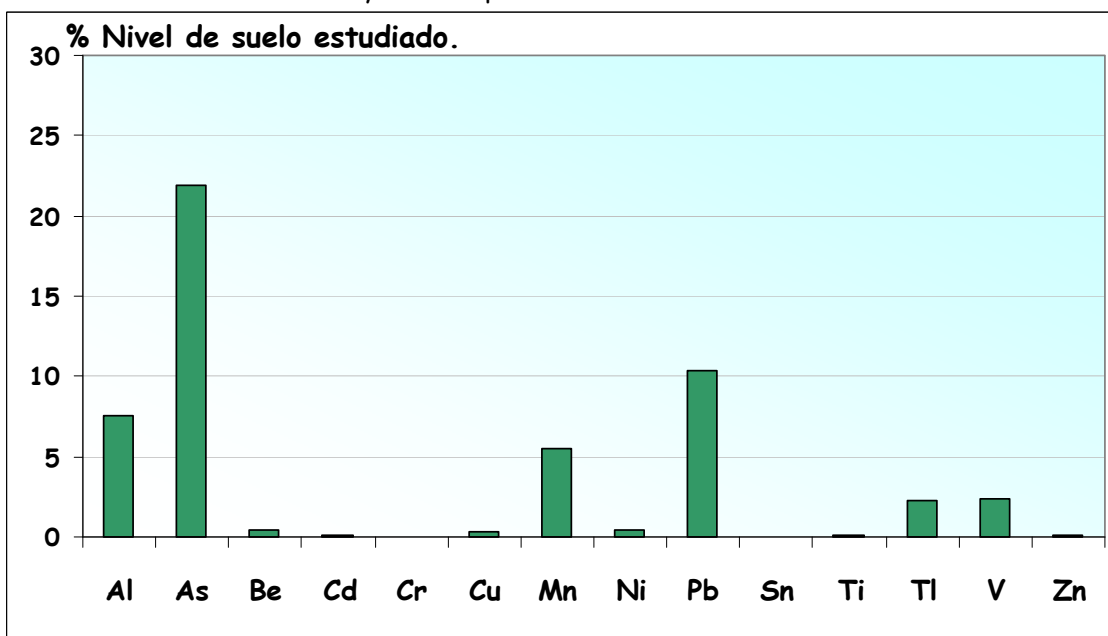
Elemento	Predicción Exposición por Inhalación (mg/kg-día)		
	Zona Urbana		Zona Industrial
	Adultos	Niños	Trabajadores
<b>Al</b>	2,41E-05	5,61E-05	5,97E-05
<b>As</b>	2,00E-08	4,68E-08	3,52E-08
<b>Be</b>	3,11E-09	7,26E-09	4,56E-09
<b>Cd</b>	4,56E-10	1,06E-09	4,77E-10
<b>Cr</b>	3,47E-08	8,10E-08	6,67E-08
<b>Cu</b>	4,47E-08	1,04E-07	4,72E-08
<b>Mn</b>	4,12E-07	9,61E-07	8,43E-07
<b>Ni</b>	2,72E-08	6,35E-08	3,51E-08
<b>Pb</b>	1,71E-07	4,00E-07	1,16E-07
<b>Sn</b>	1,29E-09	3,00E-09	1,54E-09
<b>Ti</b>	3,23E-07	7,54E-07	4,07E-07
<b>Tl</b>	4,98E-10	1,16E-09	1,01E-09
<b>V</b>	3,75E-08	8,76E-08	7,34E-08
<b>Zn</b>	1,43E-07	3,34E-07	1,50E-07

### 3- CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO SOBRE LA SALUD

#### 3.1.- RIESGO NO CANCERÍGENO O TÓXICO

Como paso previo a la Estimación del Riesgo No Cancerígeno o Tóxico, se han comparado los niveles de los elementos traza monitorizados en julio de 2001 con los niveles considerados como seguros por la US EPA (2004, 2010), para la población que vive en áreas residenciales y trabaja en zonas industriales (Tabla 6). Este análisis se muestra en las Figuras 46 y 47, para la zona urbana (residencial) e industrial, respectivamente.

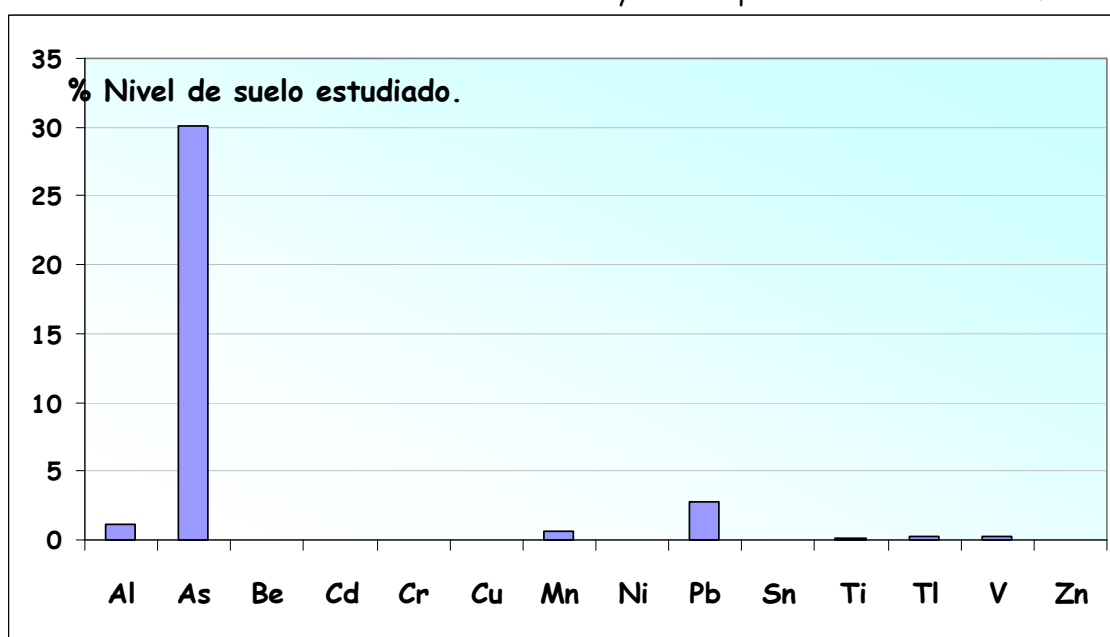
Figura 46. Riesgos No Cancerígenos: comparación entre los niveles de los elementos de suelos de Alcalá de Henares y los PRG para una zona residencial.



Las concentraciones de todos los metales y metaloides determinadas en los suelos urbanos de Alcalá están por debajo de las consideradas como seguras por la US EPA (2004, 2010). Los contaminantes que han mostrado los mayores porcentajes de nivel de suelo monitorizado han sido el **As** y el **Pb**, seguidas del **Al**, **Mn**, **V** y **Tl** (Figura 46).

Con respecto al **Pb**, el límite para definir áreas que requieren un tratamiento o limpieza en suelos de parques (suelos recreativos) en los EEUU para garantizar la salud humana es de 400 mg/Kg (US EPA, 2001; Elless y cols., 2007; Abel y cols., 2010), nivel que no ha sido superado en los suelos estudiados. Así, el rango de Pb determinado en los suelos urbanos recogidos en julio de 2001 ha sido de 3,03-290,46 mg/Kg (Tabla 19). Sin embargo, si se considera el valor máximo contemplado por Italia, de 100 mg/Kg (GRER, 1996), sí se ha superado ampliamente el límite de seguridad en diversos puntos de la ciudad.

**Figura 47. Riesgos No Cancerígenos:** comparación entre los niveles de los elementos de suelos de la zona industrial de Alcalá de Henares y los PRG para una zona industrial.



Se ha observado la misma tendencia para los contaminantes monitorizados en la zona industrial de Alcalá, es decir, los niveles de todos los elementos traza determinados han sido menores que los considerados como seguros (US EPA, 2004, 2010). **El As y Pb, seguidos del Al y Mn**, han sido los contaminantes que han mostrado los mayores porcentajes de nivel de suelo estudiado en esta zona (Figura 47).

Por tanto, los niveles de los elementos traza analizados en los suelos de Alcalá de Henares, en ambas zonas, *a priori*, serían seguros, para la población que reside o trabaja allí.

Estos resultados han sido similares a los descritos en la bibliografía. Ferré-Huguet y cols. (2007), han determinado que las concentraciones de Be, Cd, Cr, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Tl y V en suelos urbanos de Constantí, Tarragona, se han encontrado dentro del rango de seguridad (US EPA, 2004, 2010). Asimismo, de Miguel y cols. (2007), han observado que el As, seguido del Pb, Cr, Al y Mn, han sido los elementos que han presentado los mayores porcentajes de nivel de suelo monitorizado en 20 parques municipales de ocio infantil y juvenil en Madrid, pero no han superado la concentración considerada como segura por la US EPA (2004, 2010).

### **3.1.1. - Riesgo tóxico oral**

Se han determinado los **Índices o Cocientes de Riesgo Tóxico Oral ( $HQ_{oral}$ )** para cada contaminante monitorizado en los suelos, según la metodología previamente descrita (Granero y Domingo, 2002). Los Índices obtenidos, que son un cociente entre la predicción de la exposición oral diaria (Tabla 32) y la RfDo para cada elemento traza (Tabla 7), se recogen en la **Tabla 34**, para los diferentes grupos de población considerados.

**Tabla 34. Cocientes de Riesgo Tóxico Oral** para cada elemento traza analizado en suelos alcaliños (Muestreo III), para la **Población Adulta, Infantil y Adulta Expuesta Laboralmente**.

Elemento	Zona Urbana		Zona Industrial
	HQ <sub>oral</sub> Adulto	HQ <sub>oral</sub> Niños	HQ <sub>oral</sub> Trabajadora
Al	4,14E-03	7,73E-02	5,51E-03
As	1,15E-02	2,15E-01	1,08E-02
Be	2,68E-04	5,00E-03	2,10E-04
Cd	1,57E-04	2,93E-03	8,81E-05
Cr	1,99E-03	3,72E-02	2,05E-03
Cu	1,93E-04	3,59E-03	1,09E-04
Mn	2,95E-03	5,52E-02	3,24E-03
Ni	2,34E-04	4,37E-03	1,62E-04
Pb	8,43E-03	1,57E-01	3,06E-03
Sn	3,69E-07	6,89E-06	2,36E-07
Ti	1,39E-05	2,60E-04	9,38E-06
Tl	1,30E-03	2,42E-02	1,41E-03
V	1,29E-03	2,41E-02	1,35E-03
Zn	8,22E-05	1,53E-03	4,61E-05

Estos resultados indican, para todos los colectivos estudiados, que **no existiría un riesgo potencial de sufrir ninguna posible patología de etiología tóxica**, derivada de la ingestión de los diferentes elementos analizados en estos suelos, debido a que todos los cocientes de riesgo se han encontrado por debajo de la unidad (nivel umbral).

Pero, y aunque no se ha sobrepasado el umbral de seguridad, sería conveniente vigilar, e incluso disminuir, la presencia de As y Pb (Michalke y cols., 2009). El Centro de Control y Prevención de Enfermedades de EEUU ha observado que, tras una reducción de los niveles de Pb en los suelos, se reduce significativamente su presencia en la sangre de la población (CDC, 1991).

## Resultados y Discusión

---

Estudios recientes, han descrito, que algunos contaminantes inorgánicos, entre ellos el Pb, serían mucho más tóxicos de lo que se pensaba *a priori*, incluso a niveles más bajos que los que se presumían como seguros (Canfield y cols., 2003; Järup, 2003; Gump y cols., 2008). Así, los niveles de plumbemia por debajo del nivel considerado como seguro (10  $\mu\text{g}/\text{dL}$ ), afectarían también al cociente intelectual de los niños (Esteban y cols., 1999; Schwartz y cols., 2001; Canfield y cols., 2003; Cory-Slechta y cols., 2004; Needleman, 2004). Otros trabajos han determinado, también, que la exposición a Pb durante el desarrollo, podría resultar en una aceleración en el declive de la función del SNC asociado con el envejecimiento (Laidlaw y cols., 2005; Lanphear y cols., 2005; Dorea y Donangelo, 2006; Verstraeten y cols., 2008; Kim y cols., 2009; Sanders y cols., 2009). Además, dado que se ha descrito una acumulación de Pb en los tejidos en niños expuestos medioambientalmente (Pusapukdepob y cols., 2007), sería lógico pensar que una exposición crónica a este metal en el ecosistema del niño, incluso a niveles bajos, podría producir efectos tóxicos a medio y/o largo plazo.

También, se han asociado niveles de Pb en suelos superiores a 165  $\mu\text{g}/\text{g}$ , con niveles de plumbemia en niños superiores al límite de seguridad de 10  $\mu\text{g}/\text{dL}$  (DEFRA y US EPA, 2002). Esta concentración ha sido superada en algunos puntos de muestreo de suelos urbanos de la ciudad de Alcalá de Henares (3,03-290,46  $\mu\text{g}/\text{g}$ ; Tabla 19).

Además, para el establecimiento del nivel de seguridad a Pb y sus compuestos presentes en suelos residenciales e industriales (US EPA, 2004, 2010), la US EPA no ha tenido en cuenta las evidencias descritas por la IARC (2006b), que señalan que el Pb inorgánico es probablemente carcinogénico para el ser humano (Grupo 2A).

Por tanto, todos estos resultados podrían sugerir que sería necesaria una revisión de los niveles de As y Pb considerados como seguros en suelos. Este hecho ha sido previamente señalado por otros autores, y para diferentes elementos, como el As, Cd, Hg y Pb (Nadal y cols., 2004, 2005b; de Vries y cols., 2007b; Gump y cols., 2008), y aquellos que, hasta hoy, se han considerado inertes, como los elementos del grupo del platino (Kalbitz y cols., 2008).

**3.1.2. - Riesgo tóxico por inhalación**

El riesgo tóxico derivado de la inhalación de suelos resuspendidos se ha determinado solo para el **Al, Be, Cr, Mn y Ti**, debido a que, hasta la fecha, sólo se disponen de valores de RfDi para estos metales (Tabla 7) (US EPA, 2004).

Para ello se han calculado los cocientes de riesgo por inhalación a partir de los RfDi y los índices de predicción de la exposición por inhalación (mg/Kg-día), siguiendo la metodología previamente descrita. Los valores obtenidos que se exponen en la **Tabla 35**, para todos los colectivos considerados.

**Tabla 35. Cocientes de Riesgo Tóxico por Inhalación para cada metal analizado en suelos alcaláinos (Muestreo III), para la Población Adulta, Infantil y Adulta Expuesta Laboralmente.**

Elemento	Zona urbana		Zona Industrial
	HQ <sub>inh</sub> Adulta	HQ <sub>inh</sub> Niños	HQ <sub>inh</sub> Trabajadora
<b>Al</b>	1,72E-02	4,01E-02	4,27E-02
<b>Be</b>	5,46E-04	1,27E-03	8,00E-04
<b>Cr</b>	1,58E-02	3,68E-02	3,03E-02
<b>Mn</b>	2,94E-02	6,86E-02	6,02E-02
<b>Ti</b>	3,76E-05	8,77E-05	4,73E-05

Debido a que todos los cocientes de riesgo tóxico por inhalación (HQ<sub>inh</sub>), para estos metales, se han encontrado por debajo de 1, en todos los grupos de población considerados (Tabla 35), se podría indicar que, a priori, **no existe un riesgo potencial de sufrir alguna patología tóxica derivada de la inhalación de estos contaminantes contenidos en los suelos resuspendidos**, para ambas áreas de Alcalá.

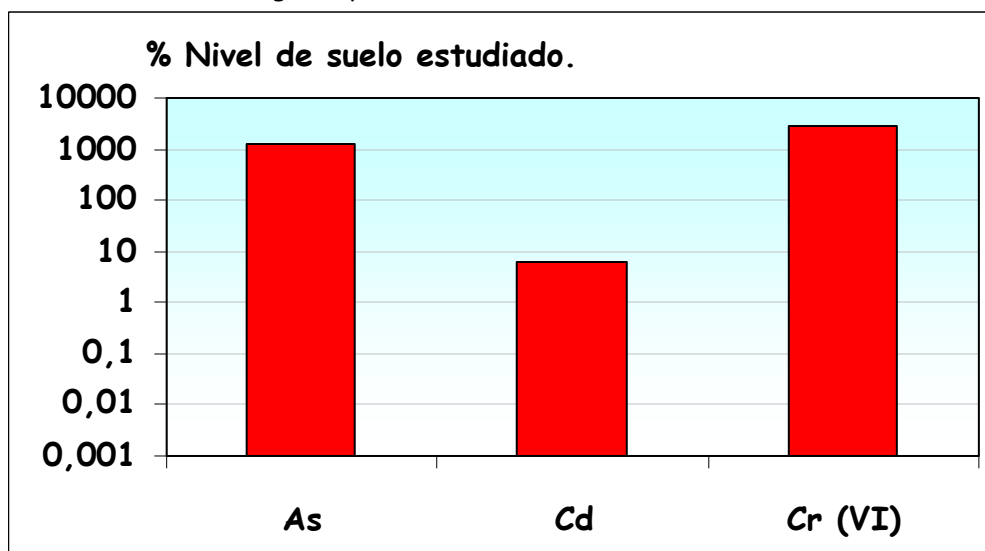
### 3.2. - RIESGO CANCERÍGENO

Como paso previo a la estimación del riesgo cancerígeno, se han comparado los niveles de los contaminantes estudiados con aquellos considerados como seguros para la población que vive en áreas residenciales y en áreas industriales, niveles que se indican en las tablas PRGs (US EPA, 2004, 2010), y que se han recogido en la Tabla 8.

Debido a que no se ha realizado un estudio de especiación, se ha asumido que el Cr hexavalente presente en suelo sería 1/6 del Cr total determinado, ya que sólo se considera esta forma como cancerígena (US EPA, 2004, 2010; Beaumont y cols., 2008).

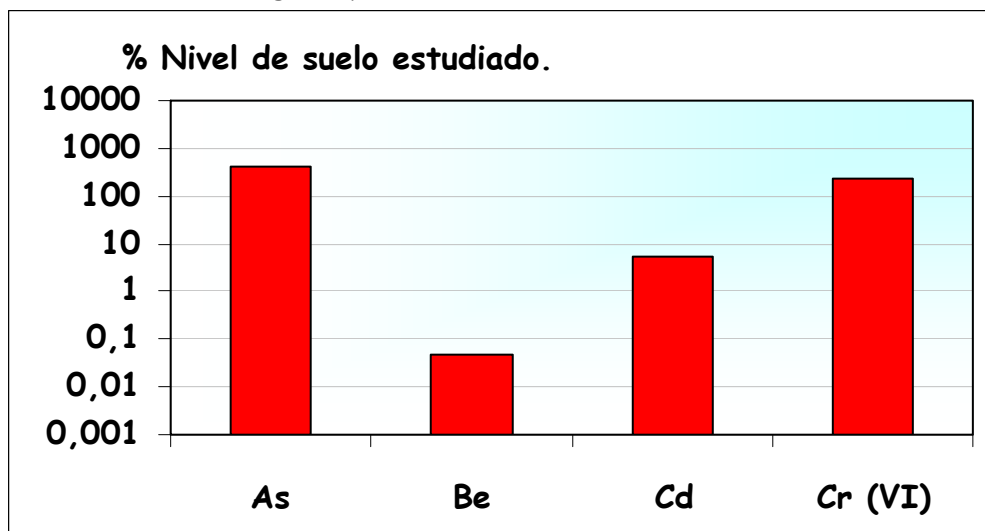
Las Figuras 48 y 49, muestran las gráficas comparativas para los suelos monitorizados, en la zona urbana e industrial, respectivamente.

**Figura 48. Riesgos Cancerígenos:** comparación entre los niveles de los elementos traza de los suelos urbanos de Alcalá de Henares, con los considerados como seguros para un área residencial (US EPA, 2004, 2010).





**Figura 49. Riesgos Cancerígenos:** comparación entre los niveles de los elementos traza de los suelos industriales de Alcalá de Henares, con los considerados como seguros para una zona industrial (US EPA, 2004, 2010).



Las concentraciones de **Be** y **Cd**, han sido menores que los límites de referencia descritos por la US EPA (2004, 2010). No ha ocurrido así para el **As**, cuyas concentraciones medias de 4,83 y 6,63  $\mu\text{g/g}$  en suelos urbanos e industriales, respectivamente, de Alcalá de Henares (Tabla 21), han sido mucho mayores que aquellas considerados como seguros para no tener un riesgo potencial de sufrir alguna patología de tipo carcinogénico a lo largo de la vida: 0,39 y 1,6  $\mu\text{g/g}$ , respectivamente, para suelos urbanos e industriales (Tabla 8) (US EPA, 2004, 2010). También el **Cr (VI)** ha superado la concentración considerada como segura: (8,37 vs. 0,29  $\mu\text{g/g}$ ) y (12,57 vs. 5,6  $\mu\text{g/g}$ ), en suelos urbanos e industriales, respectivamente.

Por tanto, **estos resultados podrían señalar que existiría un riesgo potencial, a priori, de padecer un cáncer a lo largo de la vida por exposición al As y Cr (VI) presentes en los suelos de ambas áreas de Alcalá de Henares.**

Sin embargo, se ha descrito que es común que los niveles de **As** sean superiores en suelos a los considerados como seguros por la US EPA, dependiendo de sus usos. En este sentido, Anke (1987) ha encontrado una concentración media de 40  $\mu\text{g/g}$  en suelos supuestamente no contaminados, nivel muy superior a los observados en Alcalá. Por su parte, Frink (1996), ha determinado un contenido total de 7,6  $\mu\text{g/g}$ , también en suelos no

## **Resultados y Discusión**

---

contaminados, nivel superior al encontrado en el área urbana (4,83  $\mu\text{g/g}$ ) aunque del mismo orden y similar al descrito en el área industrial (6,63  $\mu\text{g/g}$ ) (Tabla 21).

Asimismo, se ha observado una menor presencia de As en los suelos monitorizados en comparación con los descritos en otros estudios llevados a cabo en suelos españoles, tanto urbanos como industriales (Llobet y cols., 1999; Nadal y cols., 2004, 2005b, 2007; Rovira y cols., 2010b, 2011a). Así, Nadal y cols. (2007), han señalado una concentración media de este contaminante de 6,51 y 3,82  $\mu\text{g/g}$ , en suelos industriales y urbanos, respectivamente, de Tarragona. Además, estos autores, han encontrado una media aritmética de 4,23  $\mu\text{g/g}$  en 5 muestras de suelos de una zona que consideraron como no contaminada, concentración que ha sido muy similar a la descrita en la zona urbana de Alcalá (4,23 vs. 4,83  $\mu\text{g/g}$ ).

Sin embargo, de manera contraria, Schuhmacher y cols. (2009), en un estudio de monitorización elemental realizado en 2006 en suelos cercanos a una planta cementera en Vallcarca, Cataluña, han encontrado niveles menores de As que los determinados en el área industrial de Alcalá (4,01 vs. 6,63  $\mu\text{g/g}$ ). Pero, estos autores, en un muestreo posterior llevado a cabo en la misma zona en 2009 (Rovira y cols., 2011a), han observado una concentración de 9,79  $\mu\text{g/g}$ , media que ha sido superior a la de Alcalá (6,63  $\mu\text{g/g}$ ). También se han observado niveles de este metaloide mucho menores en suelos de Arenas del Mar (0,92 vs. 4,83  $\mu\text{g/g}$ ), así como en suelos próximos a una incineradora de residuos sólidos urbanos en Mataró, Barcelona (3,92 vs. 6,63  $\mu\text{g/g}$ ) (Rovira y cols., 2010a).

Se ha encontrado también una mayor presencia de As en suelos a lo largo del globo. Así, Diawara y cols. (2006), han determinado un rango de As en suelos urbanos de Pueblo, Colorado, EEUU (56,6-66,5  $\mu\text{g/g}$ ) mucho más elevado que el observado en suelos urbanos de Alcalá (1,87-11,68  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 19). Gallagher y cols. (2008), han señalado un rango de 13,3 a 384,0  $\mu\text{g/g}$ , en suelos urbanos monitorizados en el Liberty State Park, Nueva Jersey, EEUU. Por su parte, Aelion y cols. (2009), han descrito un rango de 0,66-42,1  $\mu\text{g/g}$  en 119 muestras de suelos urbanos en el sureste del mismo país.

Además, se ha descrito que el rango normal de As en suelos no contaminados sería de 1 a 40  $\mu\text{g/g}$  (Thornton y Farago, 1997; ATSDR, 2007a). Así, Dudka y Millar (1999), han propuesto que el umbral de seguridad podría ser de 40  $\mu\text{g/g}$  (nivel que no supondría un riesgo de padecer un cáncer para los organismos expuestos).

Por ello, y al igual que otros autores han propuesto previamente (Nadal y cols., 2005b), sería necesario volver a evaluar el nivel considerado como seguro por la US EPA (2004, 2010), ya que, si se tienen en cuenta las observaciones realizadas, podría ser ligeramente más elevado del señalado.

Sin embargo, debido a la toxicidad del As (Michalke y cols., 2009; Straif y cols., 2009), y a que se ha observado una mayor contaminación por este metaloide en la ciudad de Alcalá de Henares frente a otras ciudades españolas (Schuhmacher y cols., 2009; Rovira y cols., 2010a), así como un incremento en los suelos urbanos estudiados de más de un 40% en un sólo año (Tabla 30), hace necesaria la adopción de medidas para disminuir la contaminación por este elemento traza en los suelos alcaláinos. Pero, se ha descrito que este contaminante presenta una distribución compleja, que hace muy complicada la aplicación de estrategias para minimizar su presencia y exposición (Davis y cols., 2009).

Con respecto al Cr, hay que tener en cuenta que este nivel de seguridad se ha establecido sólo para las formas hexavalentes, y en nuestro estudio se ha determinado Cr total. Por tanto, no se podría señalar que exista un riesgo potencial para salud de la población, sin realizar un estudio de especiación en los suelos objeto de análisis.

### 3.2.1. - Riesgo cancerígeno oral

Como se ha indicado previamente, la US EPA, hasta la fecha, sólo ha propuesto valores de **SFo para el As y Cr hexavalente** (US EPA, 2004, 2010; Tabla 10), por lo que sólo se ha podido cuantificar el **Exceso de Riesgo Oral para estos contaminantes** del total de elementos carcinogénicos monitorizados. Según los colectivos considerados, los índices de **ER oral** determinados para el As han sido de: 2,22E-06 y 2,09E-06 para la población adulta y adulta trabajadora, respectivamente, y de 8,29E-06, para la población infantil. Respecto al Cr (VI), estos han sido de: 1,28E-06 y 1,32E-06, para los adultos y trabajadores, y de 4,78E-06, para los niños,

Todos los índices de riesgo cancerígeno oral a estos elementos traza han superado el límite de seguridad (1,0E-06), por lo que **existiría un riesgo potencial de padecer un tipo de cáncer a lo largo de la vida por exposición oral a As y a Cr (VI)** a través de la ingesta de los suelos estudiados, y para todos los grupos de población considerados. Sin embargo, y como se ha descrito previamente, sería necesario realizar un estudio de

## **Resultados y Discusión**

---

especiación de Cr presente en los suelos monitorizados, con el fin de determinar este posible riesgo.

Resultados similares se han observado en otros estudios. Así, Schuhmacher y cols. (2009), y Rovira y cols. (2010b, 2011a), han determinado un exceso de riesgo por ingestión de As presente en suelos de Cataluña. Incluso se han descrito numerosos episodios de intoxicación en diferentes poblaciones a lo largo del globo, incluyendo a niños, que residen en zonas con suelos contaminados por As y sus compuestos (Mandal y Suzuki, 2002; Liao y cols., 2004, 2005; Hinwood y cols., 2004; Carrizales y cols., 2006).

Debido a esto, y aunque existan discrepancias en la comunidad científica con respecto a los niveles de As en los suelos y su efecto sobre la salud, como se ha indicado anteriormente, la presencia de este metaloide en los suelos estudiados debería disminuirse, así como reducir sus posibles fuentes de emisión. Asimismo, es conveniente realizar estudios de evaluación ambiental de As en el ecosistema estudiado debido a que se ha relacionado una exposición medioambiental crónica a niveles bajos de este contaminante con riesgos para la salud humana, entre ellos cáncer de piel, de estómago y del tracto respiratorio (Huang y Dasgupta, 1999; Matschullat y cols., 2000; Eisler, 2004).

Además, la presencia de este tóxico en los suelos estudiados adquiere una especial relevancia si se considera que entre un 30% al 88% del As total ingerido por el ser humano procede del suelo (Díaz-Barriga y cols., 1993), y, aún más, cuando se trata de niños con comportamiento de geofagia. Sin embargo, sería interesante llevar a cabo un estudio de especiación del As presente en estos suelos, debido a que cada especie y compuesto de As presenta unos efectos y unos grados de toxicidad diferentes entre si (Anthemidis y cols., 2005). De hecho, Latva y cols. (2000), han descrito que las formas de As inorgánicas predominan en los suelos frente a las orgánicas, siendo las primeras mucho más nocivas para los seres vivos.

Por otro lado, Gbepa y cols. (2010), han señalado que los estudios de bioaccesibilidad de elementos minerales presentes en los suelos a nivel gastrointestinal en el ser humano, constituyen una herramienta adicional para caracterizar mejor los riesgos que tienen sobre la salud humana los sitios contaminados. En este sentido, Lu y cols. (2010), recientemente han observado que la bioaccesibilidad del As y Pb contenido en suelos urbanos de Guangzhou, han sido significativamente menores que el 100%, y dependen de una multitud de parámetros de los suelos: pH, M.O., distribución del tamaño de las

partículas que lo constituyen, etc. Este hecho, pondría de manifiesto que los actuales niveles considerados como seguros para ambos elementos, estarían sobreestimados.

Resultados similares para el Pb han sido determinados por Sialelli y cols. (2010), en suelos urbanos de Glasgow, Reino Unido. Asimismo, Roussel y cols. (2010), en un estudio de bioaccesibilidad oral al Cd, Pb y Zn presentes en suelos urbanos, han concluido que la incorporación de este tipo de análisis en las estimaciones de riesgo podría dar una información más realista para la Evaluación de Riesgos. Sin embargo, Demetriades y cols. (2010), han descrito que el bajo pH de los fluidos gástricos, facilitaría la bioaccesibilidad del Pb a través de su presencia en suelos y polvo de las casa. Teniendo en cuenta estos hechos, se debería realizar un análisis de bioaccesibilidad de los elementos traza monitorizados, en concreto, para el As y Pb.

### 3.2.2. - Riesgo cancerígeno por inhalación

En la actualidad, el Departamento de Protección Medioambiental de Nueva Jersey (NJDEP, 2009), sólo dispone de valores de URF para **As, Be, Cd, Cr (VI), Ni y Pb**, por lo que sólo se han determinado valores de SFi para estos contaminantes (Tabla 12). A partir de estos últimos, se han cuantificado los valores de ER por inhalación ( $ER_{inhalación}$ ) para cada grupo de población considerado (Tabla 36).

**Tabla 36. Exceso de Riesgo por Inhalación para cada metal analizado en suelos alcalinos (Muestreo III), para la Población Adulta, Infantil y Adulta Expuesta Laboralmente.**

Elemento	Zona Urbana		Zona Industrial
	$ER_{inhalación}$ Adulto	$ER_{inhalación}$ Niño	$ER_{inhalación}$ Adulto
<b>As</b>	1,29E-07	2,58E-08	2,27E-07
<b>Be</b>	1,12E-08	2,24E-09	1,64E-08
<b>Cd</b>	2,87E-09	5,75E-10	3,01E-09
<b>Cr (VI)</b>	6,25E-07	1,25E-07	1,20E-06
<b>Ni</b>	9,80E-09	1,96E-09	1,26E-08
<b>Pb</b>	3,09E-09	6,17E-10	2,09E-09

Los índices de  $ER_{\text{inhalación}}$  obtenidos han sido menores que el límite de seguridad considerado ( $1,0E-06$ ), excepto para el Cr (VI) por inhalación para la población adulta expuesta laboralmente ( $1,20E-06$ ), por lo que la **inhalación ocupacional de Cr presente en suelos en suspensión en el área industrial de Alcalá podría producir un incremento en la incidencia de cáncer para este segmento de la población**. Otros autores también han determinado un ER por inhalación de Cr para la población adulta en suelos españoles, en concreto en suelos urbanos de Tarragona (Nadal y cols., 2004, 2005b), y en suelos muestreados en las cercanías de una planta cementera en Vallcarca, Cataluña (Schuhmacher y cols., 2009).

Sin embargo, el ER observado para este contaminante podría deberse a que la US EPA ha considerado para el Cr total que el ratio de concentración entre el Cr (VI) y el Cr (III) en suelos es de 1:6 (US EPA, 2004, 2010). Pero, y a pesar del cálculo conservativo, se deberían controlar y disminuir las emisiones de este contaminante en Alcalá, ya que Gharaibeh y cols. (2010), han señalado que la concentración de metales y metaloides en muestras de polvo y suelos resuspendidos sufren pequeñas variaciones día a día, e incluso hora a hora, por lo que los niveles de estos elementos monitorizados no serían un valor exacto sino puntual, pudiendo repercutir en la salud humana de diferentes modos. A partir de este hecho, estos autores han señalado que es necesaria una reducción general de la presencia de contaminantes a niveles aceptables sería de gran interés medioambiental.

Sin embargo, aunque se acepta de forma general el nivel de riesgo cancerígeno de  $1,0E-06$  como la máxima protección para la salud humana, se considera como aceptable para carcinógenos los valores de  $1,0E-06$  a  $1,0E-04$  (Nadal y cols., 2010; Rovira y cols., 2011a; Hu y cols., 2011), por lo que, *a priori*, no existiría ningún ER por ingestión e inhalación a todos los elementos traza monitorizados en los suelos de Alcalá.

Debido al hecho de que el ser humano actualmente tiende a vivir en las ciudades y que, de acuerdo con las Naciones Unidas, más del 45% de la población mundial reside actualmente en áreas urbanas (UNFPA, 2004), los estudios de Evaluación de Riesgos (ERs) serían imprescindibles para prevenir diversas patologías derivadas de la exposición a los diferentes contaminantes presentes en el medio urbano, medio que se está convirtiendo en el hábitat del hombre.

Además, la ERs sería una herramienta preventiva eficaz para la salud, especialmente indicada en medios urbanos en los que se liberan diariamente cantidades importantes de tóxicos o xenobióticos potencialmente tóxicos, debido a las numerosas actividades antropogénicas.

Por otro lado, y debido a que en la naturaleza coexisten a menudo múltiples contaminantes, especialmente en ecosistemas urbanos, la ERs para un contaminante individual no podría ser suficiente para predecir el riesgo derivado de mezclas de contaminantes (Cui y cols., 2004; Wang y Fowler, 2008). En este estudio se ha considerado cada elemento traza de forma individual, es decir, no se han considerado los posibles efectos aditivos o sinérgicos de estos contaminantes, por lo que la ERs no estaría completa. Estos efectos aditivos se están estudiando en la actualidad (Wang y Fowler, 2008).

Por tanto, es preciso instar al desarrollo de estudios de ERs en medianas y grandes urbes, que se deben centrar especialmente en la época pediátrica, por su significación, con el fin de conocer con mayor exactitud la situación de riesgo para la población.

## Resultados y Discusión

### 4.- CABELLOS

Se ha procedido a la monitorización de metales y metaloides en los cabellos de la población escolar y residente en Alcalá de Henares, como un modo de valorar una posible exposición ambiental a estos contaminantes. Los resultados obtenidos para la población infantil y adolescente de Alcalá, se muestran a continuación.

#### 4.1.- MONITORIZACIÓN DE METALES Y METALOIDES EN LAS MUESTRAS DE CABELLOS INFANTILES

Para el análisis de elementos traza en las muestras de cabellos infantiles (117 niños de 6-9 años), se ha seguido la metodología previamente descrita (Schuhmacher y cols., 1991, 1993; Granero y cols., 1998; Nadal y cols., 2005a). Las Tablas 37, 38 y 39 muestran los resultados obtenidos tras la monitorización de Al, As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Ti, Tl, V y Zn, en los cabellos de la población infantil general, masculina y femenina, de forma respectiva.

Tabla 37. Niveles de los elementos traza observados en los cabellos de la población infantil general ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Muestras	M.A.	M.G.	Mediana	Rango
Al	115	9,05 $\pm$ 7,68	6,35	6,15	0,88-38,63
As	0	ND	ND	ND	<0,002
Be	0	ND	ND	ND	<0,005
Cd	22	0,52 $\pm$ 0,24	0,46	0,46	0,16-0,99
Cr	114	0,66 $\pm$ 0,15	0,64	0,64	0,33-1,00
Cu	117	19,24 $\pm$ 26,02	11,27	9,32	1,14-138,84
Hg	114	1,10 $\pm$ 0,91	0,82	0,75	0,16-4,86
Mn	104	0,30 $\pm$ 0,20	0,25	0,23	0,11-1,00
Ni	58	0,42 $\pm$ 0,32	0,30	0,23	0,11-2,46
Pb	117	1,48 $\pm$ 1,29	1,03	1,16	0,12-7,85
Sn	110	1,29 $\pm$ 0,52	1,19	1,28	0,43-2,87
Ti	39	0,88 $\pm$ 0,60	0,73	0,69	0,13-2,92
Tl	0	ND	ND	ND	<0,0001
V	24	0,44 $\pm$ 0,41	0,32	0,27	0,12-1,77
Zn	116	85,58 $\pm$ 47,06	64,55	87,16	8,25-181,54

Muestras= número de muestras por encima del L.D.; M.A.= Media aritmética (los resultados se presentan como la media  $\pm$  D.E.); M.G.= Media geométrica; ND= No Detectado.



**Tabla 38.** Niveles de los elementos traza observados en los cabellos de la población infantil masculina ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Muestras	M.A.	M.G.	Mediana	Rango
Al	47	6,00 $\pm$ 5,48	4,28	3,70	0,88-22,45
As	0	ND	ND	ND	<0,002
Be	0	ND	ND	ND	<0,002
Cd	7	0,59 $\pm$ 0,23	0,53	0,62	0,17-0,93
Cr	45	0,67 $\pm$ 0,16	0,65	0,67	0,33-1,00
Cu	47	12,01 $\pm$ 13,92	7,91	7,96	1,14-68,46
Hg	47	1,17 $\pm$ 0,99	0,84	0,74	0,16-4,15
Mn	42	0,33 $\pm$ 0,23	0,27	0,22	0,13-1,00
Ni	12	0,58 $\pm$ 0,64	0,40	0,42	0,11-2,46
Pb	47	1,71 $\pm$ 1,60	1,15	1,24	0,13-7,85
Sn	45	1,36 $\pm$ 0,65	1,22	1,31	0,43-2,87
Ti	13	0,95 $\pm$ 0,49	0,82	0,85	0,27-1,71
Tl	0	ND	ND	ND	<0,0001
V	13	0,48 $\pm$ 0,49	0,35	0,27	0,13-1,77
Zn	47	82,84 $\pm$ 45,41	62,83	85,4	8,82-147,96

Muestras= número de muestras por encima del L.D.; M.A.= Media aritmética (los resultados se presentan como la media  $\pm$  D.E.); M.G.= Media geométrica; ND= No Detectado.

## Resultados y Discusión

Tabla 39. Niveles de los elementos traza observados en los cabellos de la población infantil femenina ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Muestras	M.A.	M.G.	Mediana	Rango
Al	68	11,17 $\pm$ 8,29	8,34	8,77	1,15-38,63
As	0	ND	ND	ND	<0,002
Be	0	ND	ND	ND	<0,005
Cd	15	0,48 $\pm$ 0,24	0,43	0,43	0,16-0,99
Cr	69	0,65 $\pm$ 0,14	0,63	0,64	0,40-0,94
Cu	70	24,09 $\pm$ 30,81	14,31	13,33	1,15-138,84
Hg	67	1,05 $\pm$ 0,87	0,81	0,76	0,18-4,86
Mn	62	0,27 $\pm$ 0,17	0,23	0,23	0,11-0,76
Ni	46	0,38 $\pm$ 0,34	0,28	0,22	0,11-1,56
Pb	70	1,31 $\pm$ 1,02	0,96	1,13	0,12-4,82
Sn	65	1,24 $\pm$ 0,41	1,18	1,28	0,53-2,42
Ti	26	0,85 $\pm$ 0,66	0,69	0,65	0,13-2,92
Tl	0	ND	ND	ND	<0,0001
V	11	0,38 $\pm$ 0,30	0,29	0,27	0,12-0,89
Zn	69	87,44 $\pm$ 48,40	65,75	87,39	8,25-181,54

Muestras= número de muestras por encima del L.D.; M.A.= Media aritmética (los resultados se presentan como la media  $\pm$  D.E.); M.G.= Media geométrica; ND= No Detectado.

Al comparar los resultados obtenidos tras el análisis de los elementos traza en las muestras de cabellos infantiles con los valores de referencia propuestos en la bibliografía, se ha observado que los niveles de Al, Cu, Pb y Zn han sido similares o inferiores a los valores de referencia estimados en población de 6 a 14 (Seifert y cols., 2000) (Tabla 3), mientras que la presencia de Cd (0,52 vs. 0,096  $\mu\text{g/g}$ ) y Cr (0,66 vs. 0,106  $\mu\text{g/g}$ ), ha sido mayor en los cabellos de los alcaláinos (Tabla 37).

Asimismo, se ha determinado que la concentración media de Cu, Pb y Zn ha sido semejante o inferior que la propuesta como referencia para una población de 9,9 años (Tabla 4a) (Beneš y cols., 2003), excepto para el Cd (0,52 vs. 0,23  $\mu\text{g/g}$ ), Cr (0,66 vs. 0,40  $\mu\text{g/g}$ ) y Hg (1,10 vs. 0,27  $\mu\text{g/g}$ ), que han resultado más elevadas en la población infantil objeto de estudio (Tabla 37). Estos resultados, podrían señalar, *a priori*, una ligera exposición ambiental a Cd, Cr y Hg en la población infantil general estudiada. Pero, teniendo en cuenta que hoy en día no se conocen Niveles de Referencia para esta matriz (Kilic y cols., 2004), serían necesarios más estudios que sustenten esta hipótesis.

Por otro lado, no se han detectado niveles de **As**, **Be** y **Tl** en ninguna de las muestras de cabellos infantiles analizadas (n=117; Tabla 37). Estos resultados coinciden con otros estudios similares realizados sobre población española (Granero y cols., 1998; Nadal y cols., 2005; Ferré-Huguet y cols., 2009), aunque estos últimos han monitorizado grupos de población de edades diferentes: 11-13, 12-14, y 12-14 años, respectivamente.

Debido a que el cabello permite la investigación retrospectiva de una exposición pasada y crónica a elementos traza (Pragst y Balikova, 2006), y a que se ha propuesto que la presencia de estos contaminantes en los cabellos sería un reflejo de la exposición medioambiental (Takao y cols., 1991; Chłopicha y cols., 1995; Nowak y cols., 1998; Marques y cols., 2007), así como un indicador del estado mineral (metabólico) del individuo (Štupar y cols., 2007), **se podría decir que la población infantil de Alcalá de Henares no habría sufrido una exposición medioambiental crónica a As, Be y Tl**, ya que no han sido detectados en ninguna de las muestras analizadas (Tabla 37). Este hipótesis se podría sustentar también, en que el cabello es uno de los vehículos de excreción mayoritarios para los elementos traza que se han absorbido y asimilado (Sukumar, 2002; Cespón-Romero y Yebra-Biurrun, 2007).

Con respecto al **As**, numerosos estudios han observado una relación entre la exposición medioambiental y la presencia y/o aumento de este contaminante en el cabello. Así, Díaz-Barriga y cols. (1993), han relacionado niveles de **As** elevados en niños de 3 a 6 años de la comunidad de Morales, en San Luis Potosí, Mexico (media geométrica de 9,87  $\mu\text{g/g}$ ), con la cercanía a la ciudad de un complejo de fundición. Por su parte, Liao y cols. (2005), han monitorizado un rango de **As** de 0,5-62,8  $\mu\text{g/g}$  en población adulta residente en una ciudad fuertemente contaminada por este tóxico, frente al determinado en cabellos de población residente de una zona no contaminada, cuyo rango ha sido de L.D.-0,8  $\mu\text{g/g}$ .

Por ello, se ha descrito que cabello sería un monitor adecuado en el ser humano de exposición medioambiental a **As** (Liao y cols., 2005; Hinwood y cols., 2008). Asimismo, la monitorización de **As** en la población infantil es muy importante debido a que, sumado a su trascendencia toxicológica, recientemente se ha relacionado una exposición a **As** en fetos y bebés, con terribles consecuencias sobre el cerebro y el sistema nerviosos a largo plazo, como una pérdida de inteligencia, así como con un daño permanente en su posterior desarrollo (Dakeishi y cols., 2006).

## Resultados y Discusión

---

En relación al **Be**, Drolet-Vives y cols. (2009), han señalado que el cabello sería un buen indicador biológico para estimar la exposición medioambiental a este contaminante, en un estudio reciente realizado sobre ratones. Con respecto al hombre, su biomonitorización es muy importante, debido a que se ha descrito que puede permanecer en el organismo durante años, pudiendo provocar daños a nivel neurológico que, hoy en día, son desconocidos (Caussy y cols., 2003). Sin embargo, a pesar de la trascendencia de este potente tóxico sobre la salud humana, la bibliografía existente sobre su presencia en cabellos es muy limitada.

Asimismo, existen muy pocos trabajos que monitoricen **Tl** en los cabellos, aunque se trata de un metal muy tóxico (Ammendola y cols., 2007; Lu y cols., 2007; Cvjetko y cols., 2010), y que se acumula principalmente en los órganos anejos: uñas y cabello (Das y cols., 2006). Brockhaus y cols. (1981) y Dolgner y cols. (1983), han relacionado los niveles ultratrazas de **Tl** encontrados en los cabellos de individuos de edades inferiores a 20 años en Lengerich, Alemania, con la cercanía de una gran planta cementera, la cual emitía polvo con elevadas cantidades de este metal.

Debido a que se ha propuesto que el rango normal de **Tl** en cabello sería de 0,001 a 0,010  $\mu\text{g/g}$  (Brockhaus y cols., 1981), y que la vía de exposición principal para el ser humano es la alimentaria, siendo la ingesta media diaria estimada de  $<2 \mu\text{g/día}$  (Das y cols., 2006), se podría concluir que la población general infantil monitorizada en Alcalá de Henares no habría estado expuesta a este contaminante por ninguna vía de exposición.

Por otro lado, y a diferencia con los demás contaminantes biomonitorizados en los cabellos de la población infantil, el **Cd** y el **V** han sido detectados en muy pocas muestras, en concreto 22 (7 niños y 15 niñas; Tablas 38 y 39) y 24 (13 niños y 11 niñas; Tablas 38 y 39), respectivamente. Estos resultados coinciden con los descritos en población joven catalana, de 12-14 años, ya que ambos elementos se han detectado sólo en unas cuantas muestras de cabello (Nadal y cols., 2005a; Ferré-Huguet y cols., 2009). Además, la media aritmética determinada en la población infantil general ha sido menor que la descrita en población de 6-7 años (0,52 vs. 0,71  $\mu\text{g/g}$ ), y similar a la encontrada en niños de 8-9 años (0,52 vs. 0,59  $\mu\text{g/g}$ ), ambos de la Provincia de Tarragona (Bosque y cols., 1991).

El **Cd** prácticamente no ha sido detectado en la población objeto de estudio, posiblemente debido a que este colectivo prácticamente no está expuesto al humo del tabaco, debido a que se ha descrito como una de las principales fuentes de exposición a este metal cancerígeno (Elinder y cols., 1994; Starug y Moore, 2004; Starug y cols., 2004; Hinwood y cols., 2008). Así, un estudio reciente llevado a cabo sobre población masculina residente en la ciudad de Pakistán ha revelado que la presencia de Cd era significativamente superior en cabello y sangre de población saludable fumadora (Kazi y cols., 2008a). Por su parte, Gerhardsson y Lundh (2010), han observado niveles significativamente mayores de Cd en sangre de mujeres embarazadas fumadoras frente a las que no fuman.

Sin embargo, a pesar del bajo número de muestras que han mostrado niveles de Cd en cabellos por encima del L.D., se ha observado que la concentración media de Cd en los cabellos de la población infantil general alcaláina ha sido mayor que la descrita por Kordas y cols. (2010), en los cabellos de bebés de 6-37 meses de Montevideo, Uruguay (0,52 vs. 0,28  $\mu\text{g/g}$ ), así como por Ferré-Huguet y cols. (2009), en la población de 12-14 años de Constantí, Tarragona (0,52 vs. 0,02  $\mu\text{g/g}$ ), aunque ambos estudios han sido realizados en poblaciones de edades diferentes. Estos últimos han determinado que la presencia de este metal carcinogénico en el cabello de este colectivo disminuye a lo largo del tiempo, desde 1998 al 2007, aunque sólo lo han detectado en muy pocas muestras.

Al comparar los niveles de Cd encontrados con los descritos en estudios internacionales, se ha observado que el rango determinado en la población infantil alcaláina (0,16-0,99  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 37) ha sido ligeramente superior, aunque dentro del mismo orden, que el descrito por Rodushkin y Alexon (2000b), en la población de ciudades de tamaño medio en Suiza (0,01-0,36  $\mu\text{g/g}$ ). Pero, de manera contraria, ha sido mucho menor que el rango determinado por Liu y cols. (2001), en cabellos muestreados en habitantes de Kashine, Isla de Tsushima, Japón, zona altamente contaminada por este elemento traza (6,6-364,2  $\mu\text{g/g}$ ). Asimismo, la presencia de este elemento cancerígeno ha sido superior en la población de 6-10 años de Hyderabad, Pakistán (Shah y cols., 2010), tanto para niños (0,59 vs. 2,1  $\mu\text{g/g}$ ), como para niñas (0,48 vs. 1,5  $\mu\text{g/g}$ ).

## Resultados y Discusión

---

Aunque el Cd ha sido detectado sólo en 22 de las 117 muestras de cabellos alcaláinos (Tabla 37), su biomonitorización es muy importante, ya que se acumula de forma gradual en el cuerpo humano, principalmente hígado, riñón y sistema óseo, siendo su vida media de unos 30 años (Revis y cols., 1981; Elinder y cols., 1983; Tomera y cols., 1991; Vahter y cols., 1996; Jaleel y cols., 2001; Dickel y cols., 2002; Järup y Akesson, 2009), por lo que puede afectar al niño en un futuro. Presenta, además, una elevada neurotoxicidad (Ong y cols., 2006; Romero y cols., 2008), y está clasificado como carcinogénico y disruptor endocrino (Henson y Chedrese, 2004; Romero y cols., 2008; Fowler, 2009; Järup y Akesson, 2009; Joseph, 2009).

Con respecto al V, xenobiótico que se ha determinado sólo en este grupo poblacional, se ha observado que su concentración media en los cabellos de la población infantil general estudiada ha sido mucho mayor que la cuantificada en la población de 12-14 años de Constantí, Tarragona (0,44 vs. 0,03  $\mu\text{g/g}$ ) (Ferré-Huguet y cols., 2009). Asimismo, la media aritmética de este tóxico ha sido superior en el colectivo monitorizado que la descrita en 655 niños de 3-6 años residentes en el área metropolitana y en pequeños núcleos urbanos cercanos de Korea (0,44 vs. 0,08  $\mu\text{g/g}$ ) (Park y cols., 2007). Sin embargo, ha sido menor que la determinada en niños de 11 a 13 años de Praga (0,44 vs. 123,0  $\mu\text{g/g}$ ) (Kučera y cols., 1992).

Debido al bajo número de muestras en las que se ha detectado Cd y V, se podría asumir que, de forma general, la población infantil de Alcalá no habría sufrido una exposición crónica a Cd y V.

Sin embargo, el V es un metal muy poco biomonitorizado en el ser humano, por lo que sería interesante llevar a cabo más estudios similares. Este hecho adquiere mayor relevancia si se considera que en las pocas muestras en las que se ha detectado este elemento ha mostrado una mayor concentración que la descrita en la bibliografía, y a que se ha observado un incremento de este contaminante en los suelos urbanos de Alcalá superior al 50% en sólo un año (Tabla 30). Además, la IARC (2006a), ha señalado que hay evidencias suficientes para clasificar al pentaóxido de vanadio como cancerígeno en animales.

El Al, junto con el Tl, es uno de los elementos traza que ha sido menos analizado en estudios de biomonitorización humana, aunque se trata de un metal potencialmente neurotóxico (Domingo, 2000; Flaten, 2001; Becaria y cols., 2002; Exley, 2005; Verstraeten y cols., 2008; Michalke y cols., 2009; Tripathi y cols., 2009; Unkiewicz-Winiarczyk y cols., 2010). Asimismo, el cabello podría ser un indicador biológico válido de este contaminante cosmopolita, ya que Unkiewicz-Winiarczyk y cols. (2010), han apuntado, recientemente, que la piel y sus componentes excretarian Al del organismo, aunque son necesarios más estudios a este respecto. En relación a su presencia, se ha observado que los niveles analizados de Al en los cabellos infantiles alcaláinos han sido similares a los niveles de referencia descritos por Seifert y cols. (2000) (9,05 vs. 9,20  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 48 vs. 3), así como a los observados por Park y cols. (2007), en un estudio realizado con 655 niños de 3-6 años residentes en el área metropolitana y en pequeños núcleos urbanos de Korea (9,05 vs. 8,78  $\mu\text{g/g}$ ).

Se ha creído conveniente comparar los niveles de Al con los determinados en colectivos de edades diferentes, debido a la falta de estudios descrita previamente. En este sentido, los niveles de este contaminante han sido similares a la concentración media encontrada en 573 niños marroquíes de 0 a 12 meses de Marrakech (9,05 vs. 9,50  $\mu\text{g/g}$ ) (Souad y cols., 2006; Zaida y cols., 2007). Estos autores atribuyen la concentración de Al en los cabellos de la población infantil marroquí a la elevada contaminación observada en los suelos urbanos, así como a diferentes fuentes dietéticas, como las leches infantiles preparadas. Debido a que la concentración media de Al observada en los suelos marroquíes ha sido 10 veces superior a la monitorizada en julio de 2001 en los suelos urbanos de Alcalá de Henares (41.400,0 vs. 5.797,7  $\mu\text{g/g}$ ), y a que los niveles de este metal han sido similares en los cabellos en ambos colectivos, se podría señalar que la población infantil estudiada se encontraría expuesta a Al a través de otras fuentes, además de la ingesta/inhalación de suelos, como podría ser la dietética.

Así, se ha descrito que la vía de exposición alimentaria es una de las más significativas para el Al, debido a que este se emplea en el tratamiento del agua de consumo (Rondeau, 2002; Campbell y cols., 2004; Souad y cols., 2006; ATSDR, 2008a; Bakar y cols., 2010), y a que se utiliza en la industria farmacéutica, como antiácido, y en la alimentaria, para producir emulsiones, modificar texturas, etc. (Pérez-Granados y Vaquero, 2002; ATSDR, 2008a; Wong y cols., 2010). Asimismo, el empleo de material y utensilios de cocina que contienen Al se ha descrito como una fuente importante para el ser humano (Reinke y cols., 2003; Yaman y cols., 2003).

## Resultados y Discusión

---

Otra posible fuente de exposición a este metal neurotóxico, descrita recientemente, sería la aplicación de las vacunas profilácticas que contienen coadyuvantes de Al, como el fosfato de aluminio ( $AlPO_4$ ), hidróxido de aluminio ( $AlOH$ ) y sulfato hidrofosfato de aluminio amorfo, compuestos que se emplean con el fin de incrementar la respuesta inmune (Eldred y cols., 2006; Caulfield y cols., 2007; Ophorst y cols., 2007; Lin y cols., 2008; Clapp y cols., 2011). Algunos ejemplos son la triple vacuna de la difteria, tetanos y polio (Netterlid y cols., 2004; Bergfors y cols., 2005), así como las vacunas de *Haemophilus influenzae* tipo B, neumococos, hepatitis A y B, rabia y tetanos (Shingde y cols., 2005; Mishra y cols., 2007), fórmulas con las que se inmunizan bebés y niños, aunque son necesarios más estudios que relacionen esta posible vía de exposición con la población objeto de estudio.

La biomonitorización del Al en este colectivo también es muy importante, debido a que se ha descrito que los bebés, neonatos y niños, presentan una baja detoxificación a causa de la inmadurez de su sistema urinario, hecho que va a facilitar los efectos neurotóxicos del Al por su bioacumulación en el organismo (Bishop y cols., 1989; Bouglé y cols., 1997; Souad y cols., 2006; Zaida y cols., 2007). Además, la exposición a este metal afecta a nivel del sistema endocrino y óseo, influyendo en el crecimiento y desarrollo normal del niño expuesto (Wilhelm e Idel, 1996; Lorenzo y cols., 1999; Campbell y cols., 2004; Exley, 2004, 2005).

En relación al Cr, se ha observado que la concentración media determinada en el colectivo infantil de Alcalá de Henares ha sido superior que la monitorizada en 655 niños de 3-6 años de Korea (0,66 vs. 0,47  $\mu g/g$ ) (Park y cols., 2007). Sin embargo, la media aritmética infantil alcalaína ha sido mucho menor que la determinada en 86 niños escolares de 6-11 años de la Región de Puglia en el Sureste de Italia, para ambos sexos, chicos (0,67 vs. 5,4  $\mu g/g$ ) y chicas (0,65 vs. 2,7  $\mu g/g$ ) (Perrone y cols., 1996). También ha resultado inferior a la concentración observada por Shah y cols. (2010), tanto en niñas (0,65 vs. 3,8  $\mu g/g$ ), como en niños (0,67 vs. 3,8  $\mu g/g$ ), de 6-10 años de Hyderabad, Pakistán.

Hay muy pocos trabajos que biomonitoricen Cr en los cabellos de la población española, especialmente en el segmento infantil objeto de estudio, hecho que hace necesaria la comparación con otros trabajos de edades diferentes. Así, la presencia de Cr ha sido superior en los cabellos de los niños alcalaínos de 6-9 años frente a la encontrada en 124 chicos de 11-13 años de Tarragona (0,66 vs. 0,22  $\mu g/g$ ) (Granero y cols., 1998). Sin



embargo, estos autores han determinado que la presencia de este metal se ha incrementado hasta una media de  $0,97 \mu\text{g/g}$ , en el mismo colectivo, de 1998 al 2007 (Ferré-Huguet y cols., 2009), concentración media que ha sido muy superior a la observada aquí.

Con respecto al **Cu**, Kempson y cols. (2007), han sugerido que el cabello sería una buena matriz para la biomonitorización de este micro-nutriente, debido a que su presencia no se ha visto alterada de forma significativa por procesos exógenos. Sin embargo, existe controversia a este respecto (Rodrigues y cols., 2008). Se ha observado que la media aritmética determinada en los cabellos de la población de 1 a 10 años de Chakwal, una zona rural de Pakistán (Khalique y cols., 2005), ha sido similar a la encontrada en niñas ( $22,12$  vs.  $24,09 \mu\text{g/g}$ ), e inferior a la de los niños ( $8,06$  vs.  $12,01 \mu\text{g/g}$ ), escolarizados en Alcalá. Estos autores han concluido que la población pakistaní monitorizada no ha estado expuesta a niveles ambientales de Cu perjudiciales para la salud. Sin embargo, los niveles de este bioelemento han sido mayores en el colectivo alcaláino, que en 86 niños de 6-11 años residentes en el sureste de Italia, para niños ( $12,01$  vs.  $10,0 \mu\text{g/g}$ ), y para niñas ( $24,09$  vs.  $9,7 \mu\text{g/g}$ ) (Perrone y cols., 1996).

Existen muy pocos trabajos que determinen Cu en el cabello de población española. Sin embargo, los niveles de la población infantil de Alcalá han sido muy similares a los encontrados en los estudiantes de la Universidad de Alcalá (20 a 24 años), tanto para chicos ( $12,01$  vs.  $12,47 \mu\text{g/g}$ ), como para chicas ( $24,09$  vs.  $23,34 \mu\text{g/g}$ ) (González-Muñoz y cols., 2008), aunque se trata de un colectivo de edades muy diferentes al estudiado.

Uno de los metales más monitorizados en el cabello es el **Hg** (Myers y cols., 2003; Bartell y cols., 2004; Grandjean y cols., 2004; Davidson y cols., 2006; Debes y cols., 2006; Montuori y cols., 2006; Anwar y cols., 2007; Díez y cols., 2007, 2008; Marques y cols., 2007; Umbangtalad y cols., 2007; Cejchanová y cols., 2008; Feng y cols., 2008; Li y cols., 2008; Sakamoto y cols., 2008; Tsuchiya y cols., 2008; Fakour y cols., 2010; Freire y cols., 2010; Gerhardsson y Lundh, 2010). Se ha descrito que el cabello sería un buen biomarcador de exposición a este metal (Budtz-Jørgensen y cols., 2004; Liu y cols., 2008; Wranová y cols., 2009), debido a que se ha observado una correlación significativa lineal entre la concentración media de Hg total determinada en cabello con los niveles encontrados en sangre total (Grandjean y cols., 1992; Morrissette y cols., 2004; Berglund y cols., 2005). Así, Sakamoto y cols. (2007), han encontrado una correlación significativa del Hg en sangre del cordón umbilical con el determinado en el cabello de los fetos. Asimismo, se ha

## Resultados y Discusión

---

propuesto, como factor conversor, 1:250 para pasar de Hg total presente en cabello a Hg en sangre total (Hightower y Moore, 2003). Por su parte, Cernichiari y cols. (1995), han indicado que el contenido de Hg en cabello se correlaciona con la presencia en cerebro.

Se ha observado que los niveles de Hg total en los cabellos estudiados (0,16-4,86  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 37), se encuentran dentro del rango descrito en población general de Madrid (1,29-129,47  $\mu\text{g/g}$ ), aunque la media geométrica de Hg total ha sido mucho mayor en estos últimos (0,82 vs. 7,96  $\mu\text{g/g}$ ) (Gonzalez y cols., 1985). Asimismo, ha sido similar al rango (0,16-4,86 vs. 0,19-5,63  $\mu\text{g/g}$ ), como a la media aritmética (1,10 vs. 0,94  $\mu\text{g/g}$ ), descrita para población preescolar española (Díez y cols., 2009). Por otro lado, la presencia de este neurotóxico ha resultado ser inferior a la determinada en otras poblaciones. Así, se ha observado que la media geométrica de Hg ha sido menor a la determinada en niños/as de 4 años de la Provincia de Granada (0,82 vs. 1,55  $\mu\text{g/g}$ ) (Freire y cols., 2010), mientras que el rango ha sido mucho menor al determinado en los residentes de Camboya (0,69-190  $\mu\text{g/g}$ ) (Agusa y cols., 2005), aunque el rango de edades sobre el que se ha realizado este último es mucho más amplio.

Sin embargo, los niveles de Hg total en el colectivo infantil alcalaino han sido ligeramente superiores a los descritos en otros estudios similares, tanto nacionales como internacionales. Así, Batista y cols. (1996), han observado una media geométrica de Hg total de 0,77  $\mu\text{g/g}$  en los cabellos de 233 niños de 6 a 16 años de Flix, Tarragona y Tortosa (Tarragona) frente a la determinada en nuestro estudio: 0,82  $\mu\text{g/g}$ . También ha sido mayor que la media geométrica determinada en niños de 7 años de las Islas Feroe, Dinamarca (0,82 vs. 0,60  $\mu\text{g/g}$ ) (Budtz-Jørgensen y cols., 2004), y mucho mayor si se compara con la media geométrica de 0,18  $\mu\text{g/g}$  de Hg, encontrada en los cabellos de 245 niños de 8 a 10 años de Dusseldorf, Alemania (Wilhelm y cols., 2002). Asimismo, la concentración media de Hg total analizada en el colectivo estudiado (1,10  $\mu\text{g/g}$ ) ha sido superior a la biomonitorizada en 130 niños españoles de 4 años de la Ribera del Ebro (0,720  $\mu\text{g/g}$ ) y de Menorca (0,48  $\mu\text{g/g}$ ) (Montuori y cols., 2006).

La presencia elevada de Hg total en los cabellos de la población infantil residente en Alcalá de Henares, se podría atribuir a la exposición de Hg a través de la dieta, principalmente el consumo de pescado y alimentos de origen marino, debido a que se ha sido descrita como la mayor fuente de exposición a este metal para el ser humano (Grandjean y cols., 1992; Batista y cols., 1996; Lebel y cols., 1997; Malm, 1998; dos Santos y cols., 2000;

Llobet y cols., 2003; Ortega García y cols., 2003, 2005; Pinheiro y cols., 2003, 2006, 2007; Dellinger, 2004; Falcó y cols., 2006; Montuori y cols., 2006; Martí-Cid y cols., 2007, 2008; Murata y cols., 2007; Passos y cols., 2007; Feng y cols., 2008; Herreros y cols., 2008; Liu y cols., 2008; Kelly y cols., 2008; Tsuchiya y cols., 2008; Cheng y cols., 2009; Díez y cols., 2009; Reis y cols., 2009; US EPA, 2009; Wranová y cols., 2009; Freire y cols., 2010; Gerhardsson y Lundh, 2010; Martorell y cols., 2010; Ramon y cols., 2011). Esta fuente podría ser una de las más significativas para este colectivo, ya que no se han detectado niveles de Hg en ninguna de las muestras de suelos recogidos en Alcalá de Henares, en todos los muestreos realizados (Tablas 13, 16 y 19).

De hecho, numerosos autores han observado una correlación lineal positiva y significativa entre el consumo de pescado y la presencia de Hg en el pelo (Batista y cols., 1996; Lee y Lee, 1999; Frery y cols., 2001; Clarkson, 2002; Hightower y Moore, 2003; Myers y cols., 2003; Bartell y cols., 2004; Grandjean y cols., 2004; Johnsson y cols., 2004; Morton y cols., 2004; Davidson y cols., 2006; Debes y cols., 2006; Rojas y cols., 2007; Pinheiro y cols., 2007, 2008; Díez y cols., 2008; Dórea, 2010b), así como entre el consumo de alimentos de origen marino y la concentración de Hg en sangre (WHO, 1990; Sakamoto y cols., 2002, 2007). Estas correlaciones se han determinado también en grandes estudios epidemiológicos, como el llevado a cabo sobre la población general alemana: German Environmental Survey (GerES). Así, Schulz y cols., (2007a), recogen los valores obtenidos del GerES en niños alemanes de 0 a 17 años.

El consumo de pescado y marisco se encuadra de forma tradicional en la cocina española, que se encuentra dentro de la Cocina Mediterránea (Pesch y cols., 2002; Dapcich y cols., 2004; Bondia-Pons y cols., 2007; Díez y cols., 2009). La denominada **Dieta Mediterránea** promueve el consumo de pescado, al menos, dos veces por semana (Dapcich y cols., 2004; Haugen y cols., 2008). Se considera que España es el país europeo que más pescado consume (Welch y cols., 2002), y el segundo del mundo (Ministerio de Sanidad y Consumo, 2009). Así, Martí-Cid y cols. (2008), han descrito recientemente, que el grupo de alimentos de pescados y mariscos, es una fuente de exposición mayoritaria a Hg para la población infantil y adolescente de Cataluña, tras realizar un estudio de análisis de estos alimentos en doce ciudades de esta Comunidad Autónoma. Resultados similares han sido encontrados por Freire y cols. (2010), en un estudio de consumo de pescado en población pre-escolar (4 años) de la Provincia de Granada.

## Resultados y Discusión

---

Con respecto a la Comunidad Autónoma de Madrid, se ha observado que la presencia de Hg excedería el Nivel Máximo de Residuos (MRL, valor proporcionado por la Agencia para las Sustancias Tóxicas y el Registro de la Enfermedad de los EEUU, ATSDR) en el 90% de las muestras de carne de pez de tiburón (*Xiphias gladius*), y alrededor del 35% de las porciones muestreadas de emperador (*Luvarus imperialis*), tras la monitorización de Hg en pescados comercializados en la ciudad de Madrid (Herreros y cols., 2008). Sin embargo, Sahuquillo y cols. (2007), han estimado que la ingesta de Hg en población general española con un peso menor o igual a 60 kg a través del consumo de hasta 25 tipos de pescado y marisco, sería menor que la Ingesta Provisional Tolerable Semanal (PTWI: 1,6  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de peso corporal), valor descrito por el Comité de Expertos en Aditivos Alimentarios (JEFCA) de la FAO/OMS, pero sí excedería el límite marcado por el Consejo Nacional de Investigación de los EEUU (NRC) (0,7  $\mu\text{g}/\text{Kg}$  de peso corporal por semana).

Asimismo, se ha observado un incremento de As, Hg y Pb en alimentos de origen marino después del cocinado, en concreto: atún, merluza y sardinas, obtenidos en mercados e hipermercados de Reus, Tarragona (Perelló y cols., 2008), por lo que, aunque los niveles de los elementos traza en pescado fresco sean bajos, podrían afectar a la salud humana al ser cocinados.

Además, los niños van a estar expuesto a Hg, principalmente metilmercurio, desde su estadio más temprano, debido a que este neurotóxico atraviesa fácilmente la barrera transplacentaria. De esta forma, el feto va a estar expuesto a través de la dieta de la madre (Ortega García y cols., 2002, 2005, 2007; Liu y cols., 2008; Díez y cols., 2009; Ramon y cols., 2011), lo que puede producir daños neurológicos (Oken y cols., 2005; Jedrychowski y cols., 2006; Castoldi y cols., 2008; Ramon y cols., 2011).

El Hg, y sus compuestos, son fácilmente asimilados por los peces, donde se va a bioacumular y biomagnificar, especialmente en especies carnívoras o depredadoras, pasando así a la cadena trófica (CEC, 2006; Rojas y cols., 2007; Liu y cols., 2008). Sin embargo, la ingesta de pescado es una fuente muy importante de energía, proteínas y micronutrientes esenciales para el ser humano, que contribuye al crecimiento y desarrollo adecuado de los niños (Mozaffarian y Rimm, 2006; Ortega García y cols., 2007; Nakashima, 2008; Abelson y cols., 2011; Ström y cols., 2011), y es adecuada para promover una buena salud cardiovascular (Chrysohoou y cols., 2007; Mozaffarian, 2009). En base a esto, las autoridades competentes deberán considerar los efectos derivados del consumo de

pescado y alimentos de origen marino, como crustáceos y moluscos, tanto los beneficiosos como los peligrosos, como un paso previo para la recomendación del consumo de este grupo de alimentos (Dellinger, 2004; Gochfeld y Burger, 2005; Smith y Sahyoun, 2005; CEC, 2006; Levenson y Axelrad, 2006; Budtz-Jørgensen y cols., 2007; Myers y cols., 2007; Ortega García y cols., 2007; Oken y Bellinger, 2008; Tsuchiya y cols., 2008; Freire y cols., 2010; Abelsohn y cols., 2011; Ström y cols., 2011). Así, en Europa, la Comisión Europea ha recomendado algunas restricciones con respecto al consumo de especies marinas, especialmente las depredadoras, especialmente en niños y mujeres embarazadas y que dan el pecho (CEC, 2006).

Además, sería interesante llevar a cabo un estudio epidemiológico nutricional sobre la población infantil y adolescente de Alcalá de Henares, con el fin de determinar el impacto que presenta la Dieta Mediterránea en el estado mineral de estos colectivos, debido a que el consumo de pescado y mariscos se ha descrito también como una fuente de exposición relevante a As (Llobet y cols., 2003; Fattorini y cols., 2004; Falcó y cols., 2006; Angerer y cols., 2007; Perelló y cols., 2008; Martorell y cols., 2010), aunque este metaloide no haya sido detectado en los cabellos monitorizados (Tabla 37).

Recientemente, nuestro grupo de investigación ha llevado a cabo este tipo de estudio sobre población estudiante universitaria de la CCAA de Madrid, observado que la ingesta de As, Cd, Hg y Pb, no ha representado un exceso de riesgo para este colectivo, aunque presenta un rango de edades superiores a los aquí considerados (González-Muñoz y cols., 2008). Sin embargo, Martí-Cid y cols. (2008) y Martorell y cols. (2010), han observado que el consumo de pescados, mariscos y cereales, contribuyen con cantidades significativas a la ingesta de As total en población infantil y adolescente de Cataluña.

Por otro lado, otra posible fuente de exposición a Hg importante para la población estudiada, descrita recientemente, y al igual que para el Al, sería la administración de vacunas que emplean timerosal como conservante (Pichichero y cols., 2002; Burbacher y cols., 2005; Crespo-López y cols., 2005; Clarkson y Magos, 2006; Eldred y cols., 2006; Clifton, 2007; Marques y cols., 2007; Berman y cols., 2008; Dórea, 2008, 2010a; Oken y Bellinger, 2008; Dórea y cols., 2010). Esto es debido a que se ha estimado que estas fórmulas contienen hasta un 49,6% de etilmercurio por peso de conservante, es decir, aproximadamente 25 µg de etilmercurio por dosis de vacuna infantil (Tan y Parkin, 2000; Redwood y cols., 2001).

## Resultados y Discusión

---

De hecho, algunos autores han relacionado un incremento de la presencia de Hg en el cabello de bebés y niños tras la inmunización con vacunas que contienen dicho conservante, como la vacuna de la hepatitis B, que se administra en el nacimiento, y la triple vacuna de la difteria, tetanos y polio, cuya dosis se aporta a los 2, 4 y 6 meses (Redwood y cols., 2001; Marques y cols., 2007). En base a estos indicios, se ha prohibido la comercialización de fórmulas con timerosal en los EEUU, excepto la vacuna de la influenza, que se administra de forma rutinaria a niños y mujeres embarazadas, así como en la Unión Europea, desde el 2004 (Marques y cols., 2007). Sin embargo, esta fuente es, hoy en día, controvertida, debido a que se ha observado que el etilmercurio se elimina rápidamente a través del tracto digestivo, presentando una vida media muy corta (Pichichero y cols., 2002; Burbacher y cols., 2005). Por tanto, serían necesarios más estudios, fundamentalmente epidemiológicos, que justifiquen esta vía.

A pesar de que el rango de Hg monitorizado en la población infantil de Alcalá (0,16-4,86  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 37), ha sido ligeramente superior al determinado en otros estudios similares, este no ha superado el límite umbral de Hg total en cabello propuesto por la OMS, nivel que señalaría posibles efectos neurotóxicos en el individuo derivados de una exposición a este metal:  $<10 \mu\text{g/g}$  por peso seco (WHO, 1990). Por ello, los resultados de la monitorización de Hg total en los cabellos de la población infantil alcalaína podrían indicar, *a priori*, que no se ha producido una exposición crónica a este metal nefrotóxico, que haya podido provocar un daño o inducir una patología, en este colectivo.

Sin embargo, recientemente, se ha relacionado una exposición a bajos niveles de metilmercurio en fetos y bebés, con daños a largo plazo sobre el corazón, cerebro y el sistema nervioso, así como problemas permanentes en su desarrollo (Landrigan y cols., 2007; Murata y cols., 2006, 2007; Sakamoto y cols., 2007; Díez, 2009), incluyendo daños en el aprendizaje, lenguaje y déficit de atención (Castoldi y cols., 2008). Así, se ha relacionado una concentración de Hg total en cabello igual o superior a  $1 \mu\text{g/g}$  en niños, con daños cognitivos, en la memoria y en el área verbal (Freire y cols., 2010), nivel que ha sido superado en muchos niños alcalaínos (47 de 117 muestras), siendo el rango de este metal de 0,16-4,15  $\mu\text{g/g}$  (Tabla 37).

Por su parte, Grandjean y cols. (1997, 1999a y b), han observado disfunciones neuropsicológicas en niños de 7-12 años de madres con niveles de Hg total en cabello menores al límite establecido como umbral por la OMS ( $<10 \mu\text{g/g}$ ) (WHO, 1990), en pueblos rurales asentados en el valle del Río Tapajos, Brasil, y en población residente de las Islas Faroe, Dinamarca. Por su parte, Abdelouahab y cols. (2008), han descrito un daño en la glándula tiroideas en la población expuesta a niveles medioambientales muy bajos de Hg. Teniendo en cuenta estos hechos, se ha propuesto que se debería re-evaluar el valor del límite de tolerancia para Hg descrito por este Organismo Internacional (Pinheiro y cols., 2006; Crespo-López y cols., 2007; Landrigan y cols., 2007; Murata y cols., 2007; Sakamoto y cols., 2007).

Además, existen evidencias de que niveles de Hg en cabellos de hombres adultos superiores a  $2 \mu\text{g/g}$  podrían incidir en un aumento del riesgo de sufrir enfermedades cardiovasculares (Liu y cols., 2008), nivel umbral que también ha sido superado en algunos niños alcaláinos ( $0,16-4,15 \mu\text{g/g}$ ; Tabla 37). Por lo tanto, y teniendo en cuenta la elevada toxicidad del Hg para el ser humano, y que el consumo de pescado está muy extendido en nuestro país, los estudios de biomonitorización de Hg serían fundamentales para la prevención y protección de la población española, aunque no se determine este contaminante en los suelos.

Con respecto al **Mn**, elemento mineral esencial, pero que es un potente neurotóxico (Mergler y Baldwin, 1997; Mergler y cols., 1999; Gerber y cols., 2002; Woolf y cols., 2002; Sagvolden y cols., 2005; Fitsanakis y cols., 2006; Wasserman y cols., 2006; Wright y cols., 2006; Bowler y cols., 2007; García y cols., 2007; Michalke y cols., 2007, 2009), especialmente en niños (Brenneman y cols., 2000; Sagvolden y cols., 2005; Kim y cols., 2009; Henn y cols., 2010), se ha observado que su concentración media en los cabellos del colectivo infantil estudiado ha sido menor que la encontrada en bebés de 6 a 37 meses de Montevideo, Uruguay ( $0,30$  vs.  $2,16 \mu\text{g/g}$ ) (Kordas y cols., 2010), y similar a la descrita en chicos de 12-14 años de Tarragona ( $0,30$  vs.  $0,29 \mu\text{g/g}$ ) (Granero y cols., 1998). Sin embargo, estos últimos han observado una disminución de Mn ( $0,29$  a  $0,19 \mu\text{g/g}$ ) en este colectivo de 1998-2007, en un estudio posterior de variación temporal (Ferré-Huguet y cols., 2009), valor que ha sido ligeramente inferior, aunque del mismo orden, que el encontrado en Alcalá.

## Resultados y Discusión

---

Además, la media aritmética de Mn ha sido mucho menor que la monitorizada en 46 niños de 6 a 15 años escolarizados en una pequeña localidad situada a 130 kilómetros de Québec, Canada (0,30 vs. 5,1  $\mu\text{g/g}$ ) (Bouchard y cols., 2007). Estos autores han relacionado la presencia de Mn en los cabellos con la elevada concentración de este micro-nutriente en las aguas de consumo humano, en las que se encuentra de forma natural. Además, Bouchard y cols. (2007), han propuesto como Nivel Máximo Tolerable a Mn una concentración de 3  $\mu\text{g/g}$  en cabello, por encima del cual, se observarían daños a nivel del sistema nervioso en niños: disminución de la memoria verbal y del cociente intelectual, así como daños en el sistema neuromuscular. Sin embargo, este nivel no ha sido sobrepasado en el colectivo infantil biomonitorizado (0,11-1,00  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 37).

Estos resultados podrían señalar que la población escolar de 6-9 años de Alcalá no habría sufrido una exposición crónica medioambiental a Mn. Sin embargo, son necesarios más estudios, debido a que Rodrigues y cols. (2008), recientemente han señalado que el cabello no sería una matriz adecuada para la biomonitorización de este oligoelemento, debido a la ausencia de correlación encontrada para este oligoelemento entre cabello y sangre total.

En relación al Ni, se ha observado que la concentración determinada en los cabellos del colectivo infantil ha sido menor que el descrito en otros colectivos españoles, aunque estos son de edades diferentes. Así, se ha encontrado que la media aritmética de este metal cancerígeno en los cabellos de los alcaláinos de 6-9 años, ha sido menor que la descrita por Granero y cols. (1998), en residentes de Tarragona de 11-13 años, tanto en chicos (0,58 vs. 0,70  $\mu\text{g/g}$ ), como en chicas (0,38 vs. 0,59  $\mu\text{g/g}$ ). Estos autores, en un estudio de variación elemental llevado a cabo sobre el mismo colectivo en Tarragona, ha revelado también mayores niveles de este metal (0,42 vs. 0,94  $\mu\text{g/g}$ ) (Ferré-Huguet y cols., 2009). Esta menor presencia en la población infantil se podría atribuir a la menor exposición de este colectivo al humo del tabaco, debido a sus hábitos de vida y a que el humo contiene Ni (Kollmeier y cols., 1990; Torjussen y cols., 2003; ATSDR, 2005a), aunque serían necesarios más estudios. Por otro lado, la presencia de este contaminante en la población infantil estudiada también ha sido mucho menor que la encontrada en el cabello de 134 niños (0,58 vs. 6,9  $\mu\text{g/g}$ ), y 132 niñas (0,38 vs. 6,9  $\mu\text{g/g}$ ) de 6-10 años de Hyderabad, Pakistán (Shah y cols., 2010).



Otro de los metales que, junto con el Hg, ha sido ampliamente biomonitorizado en diferentes matrices en el ser humano, y a lo largo del globo, es el Pb (Nadal y cols., 2005a; Bergdahl y Skerfving, 2008; Salameh y cols., 2008; Mitra y cols., 2009; Sanders y cols., 2009; Weuve y cols., 2009; Lemos y de Carvalho, 2010; Shah y cols., 2010). El rango de este metal tóxico (Michalke y cols., 2009), analizado en los cabellos de la población infantil general de Alcalá de Henares (0,12-7,85  $\mu\text{g/g}$ ), ha sido muy semejante al encontrado por Rodushkin y Axelsson (2000b), en ciudades de tamaño medio de Suiza (0,22-7,26  $\mu\text{g/g}$ ).

Asimismo, la concentración media de Pb encontrada en los cabellos estudiados ha sido mucho menor que la media aritmética observada en niños de 3 a 6 años de Roma, Italia (1,48 vs. 9,39  $\mu\text{g/g}$ ) (Sanna y cols., 2003), y menor que la monitorizada en la población de 11-13 años de la zona metropolitana de Tarragona en 1998 (1,48 vs. 6,51  $\mu\text{g/g}$ ) (Granero y cols., 1998). También ha resultado inferior, tanto para niñas (1,31 vs. 6,4  $\mu\text{g/g}$ ), como para niños (1,71 vs. 7,2  $\mu\text{g/g}$ ), que la señalada por Shah y cols. (2010) en población de 6-10 años residentes en Hyderabad, Pakistán. Sin embargo, ha sido mucho mayor que la media aritmética determinada en el mismo colectivo en 2002 por estos autores (1,48 vs. 0,39  $\mu\text{g/g}$ ), en un estudio de variación temporal llevado a cabo en la misma zona (Nadal y cols., 2005a), y mucho mayor que la encontrada en 2007 (1,48 vs. 0,14  $\mu\text{g/g}$ ) (Ferré-Huguet y cols., 2009).

Los niveles de Pb monitorizados también han sido ligeramente mayores que los hallados en un estudio similar realizado en Dusseldorf, Alemania (Wilhelm y cols., 2002). Estos autores han observado una media aritmética de Pb de 1,25  $\mu\text{g/g}$  y una media geométrica de 0,87  $\mu\text{g/g}$ , en 245 niños de 8 a 10 años.

La mayor presencia de este metal en la población infantil de Alcalá, se podría atribuir al uso de gasolinas con Pb, ya que estos combustibles se han empleado en España hasta el 1 de enero del 2002 (R.D. 403/2000), es decir, casi un año después de haber recogido los cabellos de la población estudiada (primavera de 2001). Así, Wilhelm y cols. (2002), han analizado el contenido de Pb en el cabello recogido durante la primavera de 1996 en Dusseldorf, Alemania, ocho años después de la prohibición de estos combustibles en Alemania (1988). Por su parte, Ferré-Huguet y cols. (2009), han llevado a cabo el muestreo de cabellos en Tarragona en la primavera de 2007, varios años después de la prohibición en nuestro país. De hecho, estos autores han relacionado la disminución

## **Resultados y Discusión**

---

significativa de Pb en los cabellos de la población joven catalana de 12-14 años desde 1998 al 2007, con la disminución y prohibición de estos carburantes en España.

Por otro lado, y al igual que se ha descrito para el As y el Hg, otra posible fuente de exposición a Pb para la población de Alcalá sería la alimentaria, especialmente a través del consumo de pescado, ya que se han determinado los mayores niveles de As, Hg y Pb en estos alimentos (Llobet y cols., 2003; Falcó y cols., 2006; Martí-Cid y cols., 2007; Perelló y cols., 2008). Sin embargo, serían necesarios más estudios debido a que se ha descrito que el consumo de pez espada y emperador comercializados en Madrid no sería relevante para la estimación de la PTWI de Pb en mujeres y niños (Herrerros y cols., 2008).

A pesar de que el Pb es uno de los elementos traza más estudiado, hoy en día no se conoce su valor límite biológico en cabello, debido, en parte, a la carencia de correlación con otros biomarcadores, que sugieren una exposición a éste (Strumylaite y cols., 2004; Bergdahl y Skerfving, 2008). Por tanto, no sería posible determinar una sobreexposición a Pb, o concluir que un individuo no ha sido expuesto a este elemento traza, incluso cuando no se han detectado niveles en cabello (Strumylaite y cols., 2004).

Sin embargo, numerosos autores han propuesto que el empleo del cabello sería adecuado en estudios de biomonitorización de exposición a Pb debido a que sí se ha correlacionado significativamente la presencia de este metal en cabello con la plumbemia, tanto en niños como en población general (Freedman y cols., 1980; Foo y cols., 1993; Wilhelm e Idel, 1996; Chłopicka y cols., 1998, 2001; Black y cols., 2002; Wilhelm y cols., 2002; Sanna y cols., 2003; Afridi y cols., 2006; Štupar y cols., 2007; Rodrigues y cols., 2008; Mitra y cols., 2009; Kordas y cols., 2010), aunque existe controversia a este respecto (Štupar y cols., 2007; Rodrigues y cols., 2008). Así, Huel y cols. (2008), han señalado recientemente que el cabello del recién nacido sería un buen indicador biológico para estimar una acumulación de Pb por exposición a niveles más bajos de los que se han asociado con daños cognitivos.

A pesar de las limitaciones de esta matriz como biomonitor de Pb (Barbosa y cols., 2005; Rodrigues y cols., 2008; Sanna y cols., 2008; Kordas y cols., 2010), un grupo de investigadores americanos ha propuesto un límite de Pb en cabellos de 9 µg/g, a través de la determinación de este metal en niños y desviaciones en la percepción visual (Marlowe y cols., 1983). Este límite también ha sido propuesto por Revich (1994), tras estudiar su presencia en cabellos de niños de 5 a 7 años de la antigua URSS. Ninguna de las muestras

infantiles estudiadas ha alcanzado este nivel límite, siendo los niveles más elevadas en cabellos de niños de 7,85  $\mu\text{g/g}$  y de 4,82 en niñas  $\mu\text{g/g}$ . Según Furmar y Laleli (2000), el cabello contiene generalmente menos de 5  $\mu\text{g/g}$  de Pb, y concentraciones superiores a 25  $\mu\text{g/g}$ , indicarían una elevada exposición a este xenobiótico. Por tanto, se podría señalar que el colectivo infantil alcaláino no habría sufrido una exposición crónica a este contaminante.

Sin embargo, este contaminante debería ser monitorizado en todas las poblaciones de riesgo (individuos jóvenes y ancianos) (Bazzi y cols., 2008; Gaitens y cols., 2009; Sanders y cols., 2009; Weuve y cols., 2009), con el fin de tener una mejor y mayor vigilancia frente a posibles efectos negativos por exposición a este contaminante medioambiental.

Además, este tipo de estudios adquieren más relevancia en los niños pertenecientes a grupos minoritarios y/o a familias con bajos ingresos, ya que estos colectivos no suelen participar en trabajos de monitorización mineral (Mielke y cols., 1999; Macey y cols., 2001; Cory-Slechta y cols., 2008), y a que estos grupos presentan un riesgo mayor debido, entre otros factores, a que suelen residir en viviendas antiguas con fachadas y pinturas basadas en Pb, y a la falta de higiene que presentan estos hogares (Mielke y cols., 1983; Filippelli y cols., 2005; Afridi y cols., 2006; Salameh y cols., 2008; Gaitens y cols., 2009; Lin y cols., 2009). Se ha señalado también, que las deficiencias nutricionales de elementos esenciales incrementarían la toxicidad del Pb y sus compuestos (Bazzi y cols., 2008).

Por ello, el Consejo de la Comunidad Europea, mediante la Directiva 77/312/CEE, del 29 de marzo de 1977, requiere a todos los miembros de la Unión Europea, que deberían tomar las medidas necesarias para aplicar un procedimiento común de monitorización biológica para estimar la exposición de la población a Pb fuera del medio de trabajo. Así, los estudios de monitorización biológica más extendidos se han llevado a cabo en población infantil y adulta de diversas ciudades de Alemania desde 1979, utilizando diferentes matrices como saliva, sangre, cabello, uñas y dientes (Wilhelm y cols., 2002, 2007).

El Sn es un elemento poco monitorizado en este tipo de estudios, a pesar de que se trata de un metal neurotóxico (Moser y cols., 2009). Se ha observado que la media geométrica de Sn ha sido superior en los cabellos de la población infantil estudiada: 1,19  $\mu\text{g/g}$  (Tabla 37) que la encontrada en población de 0-15 años del área metropolitana de Nueva York, EEUU: 0,56  $\mu\text{g/g}$  (Creason y cols., 1975), aunque el rango de edades ha sido mayor en este último. Esta mayor concentración podría atribuirse a la elevada presencia de

## **Resultados y Discusión**

---

este metal encontrado en los suelos urbanos de Alcalá de Henares, como se ha discutido previamente.

En relación al **Ti**, el rango monitorizado en los cabellos de la población infantil alcaláina (0,13-2,92  $\mu\text{g/g}$ ) (Tabla 37), ha sido mucho menor que el descrito por Tomaseo-Ponzetta y cols. (1998), en población de 17 a 60 años de Indonesia (0,95-17,3  $\mu\text{g/g}$ ), aunque el colectivo estudiado presenta un rango de edades mayor. Se trata de un elemento muy poco monitorizado en esta matriz a lo largo del globo, aunque presenta una fuerte demanda en nuestras sociedades debido a su multitud de aplicaciones (Banovetz y cols., 1996; Pienkowski y cols., 1998; Jacobs y cols., 1999; Wang y cols., 1999; Rocca y cols., 2001; Kasai y col., 2003; Moreno, 2003; Iavicoli y cols., 2004; Faunce, 2008; Piozzi y cols., 2009; Bozkus y cols., 2011).

Si bien se considera un metal seguro para la vida, y que no ha sido clasificado como carcinogénico a día de hoy, estudios recientes llevados a cabo en ratas, han mostrado que el empleo de biomateriales basados en este metal, ha provocado trastornos genotóxicos y citotóxicos a nivel de pulmón, riñón e hígado (Piozzi y cols., 2009). Además, se ha descrito que un tercio de los pacientes con implantes de aleaciones de Ti en la médula espinal han presentado niveles anormales de este elemento en el cabello (Kasai y cols., 2003). Teniendo en cuenta estas evidencias, sería interesante incluir al Ti en futuros estudios de biomonitorización en la población general, en especial en individuos con implantes basados en este elemento, ya que es un metal muy desconocido. Además, la presencia de este metal en los ecosistemas urbanos podría incrementarse en los próximos años, debido a que se encuentra también en llantas y neumáticos (Valcav y Valcav, 1992; Ball y cols., 1998; Leung y Jiao, 2006).

Con respecto al **Zn**, elemento traza esencial para el ser humano (Memon y cols., 2007; Haase y cols., 2008; Qin y cols., 2009), se ha observado que la concentración media (85,58 vs. 151,0  $\mu\text{g/g}$ ) y el rango (8,25-181,54 vs. 89,8-312,0  $\mu\text{g/g}$ ), determinado en los cabellos del colectivo infantil (Tabla 37), han sido inferiores a los descritos en 31 niños polacos de 6 a 10 años (Lech, 2002a y b). Asimismo, la presencia de este elemento mineral ha sido mucho menor en la población estudiada si lo comparamos con un estudio similar llevado a cabo sobre un colectivo de 266 pakistanies de 6-10 años de Hyderabad, tanto para niños (82,84 vs. 225,1  $\mu\text{g/g}$ ), como para niñas (87,44 vs. 230,0  $\mu\text{g/g}$ ). Este hecho podría indicar que la población infantil monitorizada presentaría una carencia o deficiencia

de este micro-nutriente, ya que se ha propuesto que el cabello sería un buen biomonitor de Zn, debido a que su presencia en esta matriz no se vería alterada de forma significativa por procesos exógenos (Kempson y cols., 2007), y a que se ha sugerido que existen evidencias de que niveles bajos de este bioelemento en el cabello de niños bien nutridos reflejarían un estatus subóptimo (Gibson y cols., 2008).

Sin embargo, los niveles de este elemento mineral en los cabellos del colectivo estudiado han sido similares al rango de referencia descrito para población general de 6 a 14 (2,4-1020  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 3) (Seifert y cols., 2000), así como al rango de referencia propuesto para una población general de 9,9 años (8,0-642,0; Tabla 4a) (Beneš y cols., 2003). Además, la media aritmética encontrada en los niños de Alcalá de Henares ha sido superior a la analizada en 655 niños de Korea de 3-6 años (85,58 vs. 69,99  $\mu\text{g/g}$ ) (Park y cols., 2007). Teniendo en cuenta estas evidencias, y a que recientemente se ha relacionado una carencia de Zn con un incremento del riesgo de padecer cáncer (Memon y cols., 2007), la biomonitorización de este oligoelemento en cabello podría ser utilizada como una herramienta preventiva.

Por tanto, sería recomendable realizar una biomonitorización de Zn en aquellas poblaciones en desarrollo, con predominio en la dieta de cereales, legumbres y tubérculos, debido al elevado contenido en fitatos que presentan, sustancias que impiden la absorción de este bioelemento a nivel del tracto gastrointestinal (Ganapathy y Volpe, 1999; Lönnnerdal, 2000; Soh y cols., 2002; Memon y cols., 2007; Shah y cols., 2010).

**Tabla 40.** Niveles de los elementos traza determinados en los **cabellos infantiles por sexos** ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Niños	Niñas	P
Al	6,00 $\pm$ 5,48	11,17 $\pm$ 8,29	<0,001
As	ND	ND	-
Be	ND	ND	-
Cd	0,59 $\pm$ 0,23	0,48 $\pm$ 0,24	NS
Cr	0,67 $\pm$ 0,16	0,65 $\pm$ 0,14	NS
Cu	12,01 $\pm$ 13,92	24,09 $\pm$ 30,81	<0,01
Hg	1,17 $\pm$ 0,99	1,05 $\pm$ 0,87	NS
Mn	0,33 $\pm$ 0,23	0,27 $\pm$ 0,17	NS
Ni	0,58 $\pm$ 0,64	0,38 $\pm$ 0,34	NS
Pb	1,71 $\pm$ 1,60	1,31 $\pm$ 1,02	NS
Sn	1,36 $\pm$ 0,65	1,24 $\pm$ 0,41	NS
Ti	0,95 $\pm$ 0,49	0,85 $\pm$ 0,66	NS
Tl	ND	ND	-
V	0,48 $\pm$ 0,49	0,38 $\pm$ 0,30	NS
Zn	82,84 $\pm$ 45,41	87,44 $\pm$ 48,40	NS

Los resultados se presentan como la media  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ); NS= No hay diferencias significativas ( $p > 0,05$ ); ND= No Detectado.

Por último, se han evaluado las posibles diferencias significativas derivadas del sexo en la presencia de los contaminantes monitorizados en los cabellos de los niños. Los resultados obtenidos se muestran en la **Tabla 40**.

De todos los metales y metaloides muestreados en cabellos de la población infantil de Alcalá de Henares, **sólo han sido dependientes del sexo el Al** ( $p < 0,001$ ) y **el Cu** ( $p < 0,01$ ). Para ambos metales, su concentración ha sido de **casi el doble en la población infantil femenina**, para el Al: 11,17 vs. 6,00  $\mu\text{g/g}$ ; y para el Cu: 24,09 vs. 12,01  $\mu\text{g/g}$  (Tabla 40).

Sin embargo, se ha observado que los niveles de todos los elementos traza biomonitorizados en este colectivo y que no han mostrado diferencias entre sexos, han sido ligeramente mayores en los niños, excepto para el Zn. Esto se podría atribuir a que los niños son más activos y pasan más tiempo jugando fuera de casa, en parques y zonas de juegos, y que por tanto, estarían más expuestos a los elementos traza, aunque este hecho no ha sido demostrado (Kordas y cols., 2010).

El Al es un metal poco monitorizado en este tipo de estudios. Sin embargo, y de forma contraria al efecto observado en la población infantil de Alcalá, se ha descrito que no existe dependencia del sexo en la presencia de este metal neurotóxico en los cabellos de la población general francesa ( $42 \pm 11$  años; 27 mujeres y 22 hombres) (Chappuis y cols., 1988), aunque se tratan de colectivos de edades muy diferentes. Por tanto, serían necesarios más estudios, ya que, además, se desconoce también cómo afecta la edad en la excreción de Al a través del cabello, especialmente en edades tempranas.

En relación al Cu, se han encontrado niveles significativamente superiores de este micro-nutriente en cabellos y sangre de población femenina (Ghayour y cols., 2005; Kazi y cols., 2008b). En este sentido, Khaliq y cols. (2005), han atribuido que, de forma general, los niveles significativamente mayores en los cabellos de las niñas pakistaníes de 1 a 10 años (22,12 vs. 8,06  $\mu\text{g/g}$ ), serían debidas a diferencias metabólicas y fisiológicas derivadas del sexo. Sin embargo, serían necesarios más estudios, ya que Perrone y cols. (1996), no han observado diferencias significativas entre sexos para el Cu en los cabellos de 86 niños de 6-11 años residentes en la Región de Puglia, Italia. Además, Shah y cols. (2010), no han encontrado diferencias significativas en el contenido de este elemento mineral en el cabello de 134 niños y 132 niñas residentes en Hyderabad, Pakistán.

Con respecto al Pb, aunque no se han encontrado diferencias significativas, estos han sido ligeramente elevados en la población infantil masculina estudiada (1,71 vs. 1,31  $\mu\text{g/g}$ ). Esta diferencia la han indicado otros autores. Así, Ferré-Huguet y cols. (2009), han observado una mayor concentración de Pb en la población joven masculina de 12-14 años de Constantí, Tarragona (0,60 vs. 0,52  $\mu\text{g/g}$ ). Wilhelm y cols. (2002), han señalado niveles mayores de este metal neurotóxico en el cabello de 245 niños de 8 a 10 años de Dusseldorf, Alemania, efecto que atribuyen a diferencias en los hábitos de juegos. Dunicz-Sokolowska y cols. (2006a), han descrito esta misma tendencia en un estudio realizado sobre 4000 polacos de edades comprendidas entre los 1 a 10 años.

## **Resultados y Discusión**

---

De manera contraria, otros estudios han observado un efecto opuesto en la presencia de Pb en los cabellos debido al sexo, es decir, mayores niveles en la población femenina (Schuhmacher y cols., 1991; Sturaro y cols., 1994; Wolfspenger y cols., 1994; Vienna y cols., 1995; Granero y cols., 1998). Así, Sanna y cols. (2008), han encontrado que el Pb se tiende a acumular en los cabellos de la población femenina de 10-15 años residentes en tres ciudades de Cerdeña, Italia.

Por tanto, algunos estudios han descrito diferencias significativas en los niveles de algunos elementos traza en cabellos entre sexos en población escolar (Wilhelm y cols., 1994, 2002; Dickman y cols., 1998; Sakai y cols., 2000; Seifert y cols., 2000; Senofonte y cols., 2000; Yasutake y cols., 2003; Khalique y cols., 2005; Bouchard y cols., 2007; Kordas y cols., 2010), y otros no (Mortada y cols., 2002; Olivero y cols., 2002; Nadal y cols., 2005a; Ferré-Huguet y cols., 2009). Además, aquellos autores que han encontrado diferencias significativas debidas al sexo, han señalado una distribución contraria para el mismo xenobiótico en función de cada estudio.

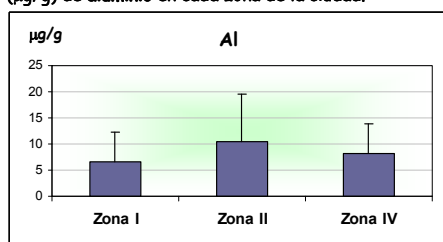
Por su lado, Bouchard y cols. (2007), han señalado niveles significativamente mayores de Mn en los cabellos de la población femenina, tras la biomonitorización de este oligoelemento en niños de 6 a 15 años escolarizados en una pequeña localidad en Québec, Canada, frente al colectivo infantil estudiado, que no han mostrado diferencias significativas entre sexos (Tabla 39). Asimismo, Senofonte y cols. (2000), tampoco han encontrado dependencia en la presencia de este bioelemento en los cabellos debida al sexo, en un estudio llevado a cabo en niños de Roma, Italia, de 3-15 años. Sin embargo, Sakai y cols. (2000), han descrito niveles significativamente superiores de Mn en los cabellos de la población masculina de Japón, de 6 meses a 20 años. Por su parte, Shah y cols. (2010), han observado niveles mayores de Fe, Cd y Pb en los chicos, similares de Cr, Cu, Ni, y mayores de Zn en las chicas, en un estudio realizado con 266 niñas/os de 6-10 años residentes en Hyderabad, Pakistán. Por ello, hoy en día, no se han propuesto hipótesis que expliquen las fluctuaciones de los elementos traza en el cabello derivadas del sexo.



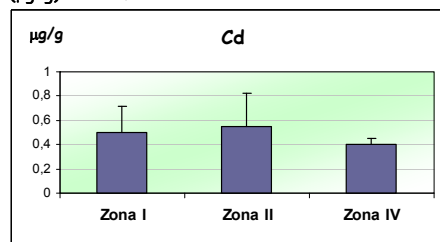
**4.1.1.- Contenido total de metales y metaloides en los cabellos infantiles en función de la zona de muestreo**

Por otro lado, se ha creído interesante estudiar la posible influencia de la zona en la que se ha subdividido el área urbana de Alcalá de Henares, en el contenido mineral determinado en el cabello de la población infantil. A continuación, se recogen en forma de gráfico de barras (Figuras 50 a 61), las concentraciones medias ( $\mu\text{g/g}$ ) determinadas para cada elemento traza en los cabellos de este colectivo, en cada subzona, así como su significación estadística. No se han tomado muestras para este colectivo en la subzona III, tal y como se ha reflejado en la tabla 1a.

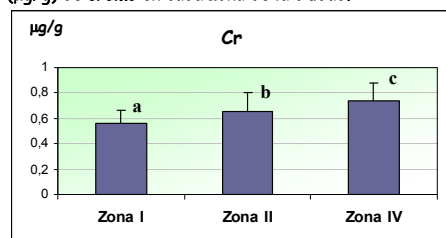
**Figura 50.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de aluminio en cada zona de la ciudad.



**Figura 51.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cadmio en cada zona de la ciudad.

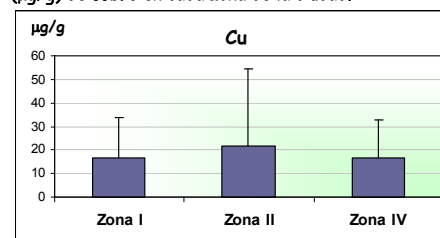


**Figura 52.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cromo en cada zona de la ciudad.

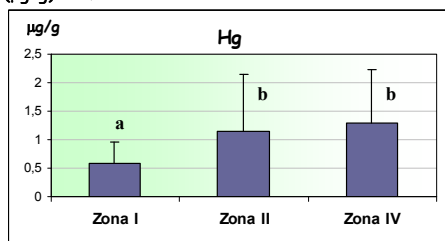


Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra son diferentes significativamente.

**Figura 53.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cobre en cada zona de la ciudad.

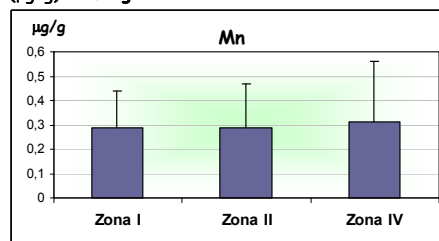


**Figura 54.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de mercurio en cada zona de la ciudad.

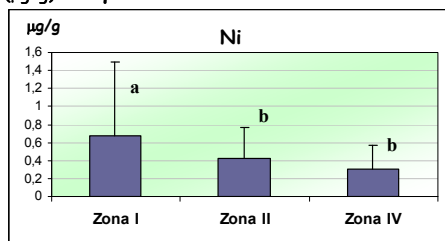


Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra son diferentes significativamente.

**Figura 55.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de manganeso en cada zona de la ciudad.

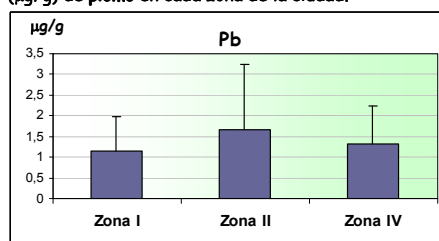


**Figura 56.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de níquel en cada zona de la ciudad.

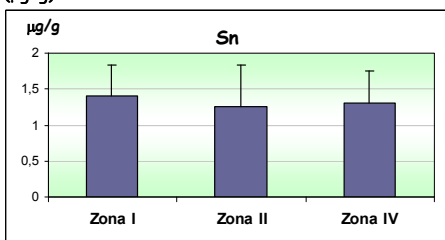


Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra son diferentes significativamente.

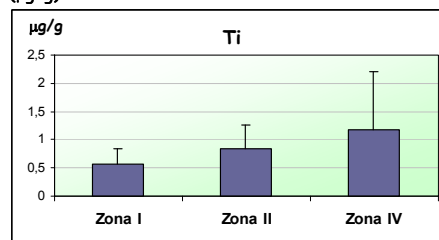
**Figura 57.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de plomo en cada zona de la ciudad.



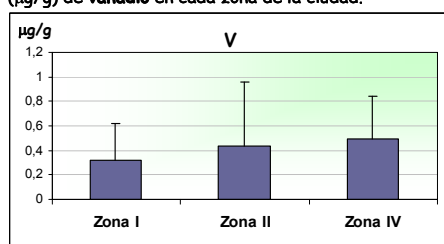
**Figura 58.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de estaño en cada zona de la ciudad.



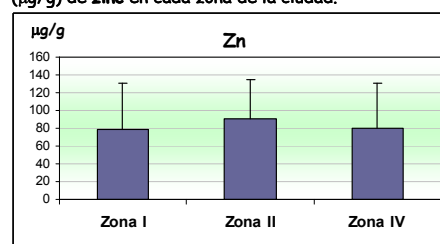
**Figura 59.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de titanio en cada zona de la ciudad.



**Figura 60.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de vanadio en cada zona de la ciudad.



**Figura 61.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población infantil general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de zinc en cada zona de la ciudad.



No se han encontrado diferencias significativas entre las diferentes zonas en las que se ha dividido la ciudad, para casi todos los elementos minerales monitorizados, excepto para el **Cr** ( $p < 0,001$ ), **Hg** ( $p < 0,01$ ) y **Ni** ( $p < 0,05$ ) (Figuras 50 a 61).

En la bibliografía, las diferencias determinadas en la presencia de metales y metaloides en el cabello entre zonas, se han atribuido, de forma general, a factores ambientales, geográficos y socioeconómicos, así como a hábitos nutricionales, aunque hoy en día son desconocidos (Granero y cols., 1998; Özden y cols., 2007). A esto, hay que añadir que, este tipo de estudios son limitados en niños, especialmente cuando no se ha identificado una fuente específica de exposición y/o riesgo, ya que se suelen realizar en aquellas regiones en las que puede existir un riesgo específico, como un complejo de fundición (Díaz-Barriga y cols., 1993), o en ciudades que están fuertemente industrializadas, como Tarragona (Granero y cols., 1998). Por tanto, y al igual que se ha descrito previamente para los suelos, encontrar una o varias hipótesis que expliquen las fluctuaciones aquí encontradas es complejo, debido, entre otros factores, a la proximidad de las zonas de estudio.

Teniendo en cuenta estas evidencias, las escasas diferencias significativas observadas se podrían atribuir fundamentalmente a diferentes factores que afectarían al metabolismo de estos compuestos y/o a su movilización, desde la sangre, y otros órganos, al cabello, aunque serían necesarios más estudios debido a la carencia de información que existe actualmente sobre la cinética de excreción de estos contaminantes a través de esta vía (ATSDR, 2001; Seidel y cols., 2001; Harkins y Susten, 2003; Rodriguez y cols., 2008).

Por tanto, las diferencias significativas encontradas en el contenido de Cr, Hg y Ni en el cabello de la población infantil de Alcalá podrían señalar una posible influencia de la alimentación, frente a los demás factores descritos, ya que el consumo de alimentos es una vía de exposición importante para estos tres elementos (Batista y cols., 1996; Granero y cols., 1998; McDowell y cols., 2004; Cheng y cols., 2009; Wranová y cols., 2009). En este sentido, otro posible factor que incidiría de manera especial en este colectivo sería el nivel socioeconómico familiar, ya que este afecta directamente en los hábitos nutricionales de los niños/as.

### **4.1.2.- Análisis de correlación de los elementos determinados en las muestras de cabellos infantiles**

Se ha llevado a cabo un **estudio de correlación de Pearson** para las variables cuantitativas analizadas en cabellos infantiles: **Al, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, y Zn**. Se ha necesitado aplicar una transformación logarítmica a las variables debido a que no han presentado una distribución normal, excepto el Cr, Sn y Zn, que se han considerado de forma directa, por su distribución normalizada en todas las muestras (Tabla 41).

No se ha encontrado una correlación significativa para ninguno de los xenobióticos monitorizados de forma general, excepto para el Al, que se ha correlacionado con la mayoría de las variables de este estudio, pero con un coeficiente de correlación muy pequeño: de forma positiva y significativa con el Cu ( $r= 0,245$ ;  $p<0,01$ ) y Pb ( $r= 0,225$ ;  $p<0,05$ ), y de forma negativa y significativa con el Mn ( $r= -0,282$ ;  $p<0,01$ ) y Sn ( $r= -0,220$ ;  $p<0,05$ ). También se ha encontrado correlación entre el Sn y el Cu ( $r= -0,203$ ;  $p<0,05$ ).

La ausencia de correlación significativa general observada indicaría que no existe una fuente de exposición común para estos xenobióticos en el colectivo biomonitorizado.

Tabla 41. Matriz de correlaciones de las variables estudiadas, indicando los coeficientes de correlación, y las significaciones para las muestras de cabellos de la población infantil.

	Ln Al	Cr	Ln Cu	Ln Hg	Ln Mn	Ln Ni	Ln Pb	Sn	Zn
Ln Al									
Cr	0,099a 112b 0,299c								
Ln Cu	0,245 115 0,008	0,047 114 0,644							
Ln Hg	0,063 113 0,510	0,120 111 0,209	-0,001 114 0,996						
Ln Mn	-0,282 103 0,004	-0,135 101 0,180	-0,090 104 0,365	-0,033 102 0,740					
Ln Ni	0,119 57 0,377	-0,112 57 0,407	0,025 58 0,851	-0,050 55 0,715	0,007 55 0,962				
Ln Pb	0,225 115 0,016	0,174 114 0,065	-0,023 117 0,808	0,152 114 0,106	-0,044 104 0,655	0,060 58 0,656			
Sn	-0,220 108 0,022	0,070 107 0,471	-0,203 110 0,033	0,109 107 0,263	0,005 99 0,962	0,115 55 0,405	0,174 110 0,069		
Zn	-0,069 114 0,463	-0,052 114 0,585	0,157 116 0,094	0,061 113 0,525	0,093 103 0,352	-0,104 58 0,438	-0,122 116 0,193	-0,126 109 0,193	

a= Coeficiente de correlación (r); b= Número de muestras; c= Valor de significación.

Estudios realizados en nuestro laboratorio con roedores a los que se han suministrado diferentes dosis de nitrato de aluminio, han mostrado una posible interacción entre el Al y algunos elementos traza y/o oligoelementos (como el Cu y Zn), al determinar el contenido mineral en diferentes tejidos y órganos después de la intoxicación (Granero y cols., 2003). Otros autores también han observado una posible interacción entre el Al y diferentes metales, aunque los fundamentos bioquímicos y metabólicos hoy en día son desconocidos.

El estudio de correlación de los elementos traza y ultratrazas monitorizados en los cabellos es muy importante debido a su posible empleo como herramienta para determinar posibles patologías. Se ha descrito que la presencia excesiva de metales tóxicos con una deficiencia simultánea de oligoelementos, en este indicador biológico, podría indicar un desorden metabólico debido a numerosas patologías (Huang y cols., 1991; Howell y cols.,

2000; Beneš y cols., 2001; Miekeley y cols., 2001; Sukumar, 2002; Kilic y cols., 2004; Kang y cols., 2007; Pasha y cols., 2007; Afridi y cols., 2008a y b; Dastyeh y cols., 2008; Kazi y cols., 2008a y b; Afridi y cols., 2010).

Teniendo en cuenta las evidencias descritas en la literatura, y a partir de los resultados del análisis de correlación, se podría concluir que, *a priori*, no se ha observado ninguna patología en la población infantil de Alcalá de Henares debida a la exposición a estos contaminantes.

### **4.2.- MONITORIZACIÓN DE METALES Y METALOIDES EN LAS MUESTRAS DE CABELLOS ADOLESCENTES**

Se han determinado, en las muestras de cabello de la población escolar adolescente de Alcalá (**96 individuos de 13 a 16 años**), los siguientes metales y metaloides: **Al, As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb, Sn, Ti, Tl y Zn**. Los resultados obtenidos para cada uno de los xenobióticos estudiados se recogen en las **Tablas 42, 43 y 44**, para el **colectivo adolescente general, masculino y femenino**, respectivamente. Asimismo, **se han comparado entre sí los niveles de los contaminantes encontrados en el cabello de ambos colectivos (Tabla 45)**.

## Resultados y Discusión

**Tabla 42.** Niveles de elementos traza observados para la población **adolescente general** ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Muestras	M.A.	M.G.	Mediana	Rango
Al	63	5,31 $\pm$ 2,73	4,43	4,76	0,16-11,87
As	0	ND	ND	ND	<0,002
Be	0	ND	ND	ND	<0,005
Cd	15	0,11 $\pm$ 0,14	0,07	0,04	0,02-0,52
Cr	96	0,50 $\pm$ 0,13	0,48	0,47	0,25-0,81
Cu	89	11,99 $\pm$ 6,85	10,58	9,02	4,91-40,01
Hg	91	0,55 $\pm$ 0,40	0,43	0,44	0,09-2,41
Mn	88	0,14 $\pm$ 0,08	0,12	0,12	0,03-0,45
Pb	89	0,70 $\pm$ 0,52	0,54	0,61	0,11-2,65
Sn	93	1,52 $\pm$ 0,53	1,42	1,49	0,34-3,15
Ti	96	0,87 $\pm$ 0,19	0,85	0,86	0,48-1,42
Tl	0	ND	ND	ND	<0,0001
Zn	96	148,25 $\pm$ 25,6	146,16	144,21	101,0-235,12

Muestras= número de muestras por encima del L.D.; M.A.= Media aritmética (los resultados se presentan como la media  $\pm$  D.E.); M.G.= Media geométrica; ND= No Detectado.

**Tabla 43.** Niveles de elementos traza observados para la población **adolescente masculina** ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Muestras	M.A.	M.G.	Mediana	Rango
Al	15	4,86 $\pm$ 3,12	3,53	4,37	0,16-11,01
As	0	ND	ND	ND	<0,002
Be	0	ND	ND	ND	<0,005
Cd	0	ND	ND	ND	<0,0005
Cr	28	0,47 $\pm$ 0,14	0,45	0,44	0,25-0,74
Cu	26	7,81 $\pm$ 1,37	7,70	7,88	5,37-10,40
Hg	27	0,65 $\pm$ 0,54	0,49	0,51	0,09-2,41
Mn	23	0,12 $\pm$ 0,05	0,10	0,11	0,03-0,24
Pb	26	0,53 $\pm$ 0,29	0,45	0,54	0,15-1,36
Sn	27	1,27 $\pm$ 0,42	1,19	1,34	0,34-2,14
Ti	28	0,82 $\pm$ 0,15	0,81	0,81	0,47-1,13
Tl	0	ND	ND	ND	<0,0001
Zn	28	132,70 $\pm$ 14,9	131,92	129,57	104,65-170,6

Muestras= número de muestras por encima del L.D.; M.A.= Media aritmética (los resultados se presentan como la media  $\pm$  D.E.); M.G.= Media geométrica; ND= No Detectado.

## Resultados y Discusión

**Tabla 44.** Niveles de elementos traza observados para la **población adolescente femenina** ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Muestras	M.A.	M.G.	Mediana	Rango
Al	48	5,45 $\pm$ 2,62	4,76	4,99	0,46-11,87
As	0	ND	ND	ND	<0,002
Be	0	ND	ND	ND	<0,005
Cd	15	0,11 $\pm$ 0,14	0,07	0,04	0,02-0,52
Cr	68	0,51 $\pm$ 0,13	0,49	0,48	0,29-0,81
Cu	63	13,71 $\pm$ 7,45	12,07	12,10	4,91-40,01
Hg	64	0,50 $\pm$ 0,31	0,41	0,41	0,09-1,29
Mn	65	0,15 $\pm$ 0,09	0,13	0,13	0,04-0,45
Pb	63	0,77 $\pm$ 0,57	0,59	0,63	0,11-2,65
Sn	66	1,62 $\pm$ 0,54	1,52	1,62	0,58-3,15
Ti	68	0,90 $\pm$ 0,20	0,87	0,87	0,49-1,42
Tl	0	ND	ND	ND	<0,0001
Zn	68	154,66 $\pm$ 26,4	152,46	153,54	101,01-235,1

Muestras= número de muestras por encima del L.D.; M.A.= Media aritmética (los resultados se presentan como la media  $\pm$  D.E.); M.G.= Media geométrica; ND= No Detectado.

**Tabla 45.** Concentraciones medias de elementos traza en los cabellos de la población infantil y adolescente ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Población Infantil	Población Adolescente	P
Al	9,05 $\pm$ 7,68	5,31 $\pm$ 2,73	<0,01
As	ND	ND	-
Be	ND	ND	-
Cd	0,52 $\pm$ 0,24	0,11 $\pm$ 0,14	<0,001
Cr	0,66 $\pm$ 0,15	0,50 $\pm$ 0,13	<0,001
Cu	19,24 $\pm$ 26,02	11,99 $\pm$ 6,85	<0,05
Hg	1,10 $\pm$ 0,91	0,55 $\pm$ 0,40	<0,001
Mn	0,30 $\pm$ 0,20	0,14 $\pm$ 0,08	<0,001
Pb	1,48 $\pm$ 1,29	0,70 $\pm$ 0,52	<0,001
Sn	1,29 $\pm$ 0,52	1,52 $\pm$ 0,53	<0,01
Ti	0,88 $\pm$ 0,60	0,87 $\pm$ 0,19	NS
Tl	ND	ND	-
Zn	85,58 $\pm$ 47,06	148,25 $\pm$ 25,6	<0,001

Los resultados se presentan como la media  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ); NS= No hay diferencias significativas ( $p > 0,05$ ); ND= No Detectado.



En primer lugar, se han comparado los niveles de Al, Cd, Cr, Cu, Pb y Zn monitorizados en los cabellos del colectivo adolescente de Alcalá con los valores de referencia propuestos por Seifert y cols. (2000), para una población general saludable de 6 a 14 años (**Tabla 3**). La media aritmética de estos contaminantes han sido iguales o inferiores que las medias de referencia, excepto para el Cr, que ha sido superior en la población alcaláina (0,50 vs. 0,11  $\mu\text{g/g}$ ). Este último también ha mostrado un efecto similar en los cabellos infantiles analizados.

Asimismo, y en concordancia con el colectivo infantil estudiado, la presencia mineral de Cd, Cr, Cu, Hg, Pb y Zn en los cabellos de la población adolescente monitorizada ha sido similar a la propuesta como referencia para una población general saludable de 9,9 años (Beneš y cols., 2003), excepto para el Cr (0,50 vs. 0,40  $\mu\text{g/g}$ ), Hg (0,55 vs. 0,27  $\mu\text{g/g}$ ) y Zn (148,25 vs. 128,0  $\mu\text{g/g}$ ), que han sido más elevadas en los alcaláinos (**Tabla 4b**).

Por otro lado, los resultados del análisis del contenido mineral del cabello adolescente alcaláino se han comparado con los descritos en otros estudios similares, tanto de carácter nacional como internacional, así como con los obtenidos en el colectivo infantil. Así, y de forma general, se ha observado que los niveles de estas sustancias han sido similares o inferiores en las muestras estudiadas.

Al igual que para la población infantil (**Tabla 37**), los **niveles de As, Be y Tl, han resultado menores que el L.D.**, en todas las muestras de cabellos monitorizados en el colectivo adolescente (**Tabla 42**). Asimismo, la presencia del Cd ha sido detectada en muy pocas muestras: 15 de los 97 adolescentes que han participado en el estudio (**Tabla 42**). Estos resultados se han correlacionado con los descritos por Nadal y cols. (2005a), que no han detectado niveles de As, Be, Cd y Tl en ninguna de las muestras de cabellos recogidas en 134 chicos de 12-14 años de Tarragona. Estos autores, en un estudio de variación multielemental en cabello llevado a cabo sobre el mismo colectivo en 2007, han obtenido el mismo resultado (Ferré-Huguet y cols., 2009).

Debido a que no se han detectado niveles de As, Be y Tl, en los cabellos de esta población, se podría indicar que, y en concordancia con el colectivo infantil, no existirían evidencias suficientes de una exposición medioambiental a estos contaminantes en la población adolescente de Alcalá de Henares.

## Resultados y Discusión

---

Además, al considerar que el análisis de As en los cabellos se utiliza como un indicador de larga exposición a As inorgánico, debido a su elevada inmovilidad en la queratina del cabello (Díaz-Barriga y cols., 1993; Koons y Peters, 1994; Chiou y cols., 1997; Lin y cols., 1998; Chowdhury y cols., 2000), y a que su presencia se incrementa de forma dosis-dependiente en esta matriz, conforme se acrecienta su concentración en el medio (Hinwood y cols., 2003), se podría señalar que la exposición medioambiental a este metaloide ha sido insignificante en ambos colectivos estudiados. Este hecho es especialmente importante si se tiene en cuenta que, y como se ha descrito previamente, la concentración de As determinada en los suelos de Alcalá de Henares (4,83  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 19) ha superado la concentración considerada como segura para suelos residenciales (0,39  $\mu\text{g/g}$ ) por la US EPA (US EPA, 2010).

Con respecto al Al, los niveles monitorizados en los cabellos de la población adolescente (4,86  $\mu\text{g/g}$ ), han resultado significativamente inferiores ( $p < 0,01$ ; Tabla 45) a los encontrados en la población infantil (9,05  $\mu\text{g/g}$ ). La disminución de la presencia de este tóxico podría deberse a la inmadurez del aparato urinario de los neonatos, bebés y niños pequeños, sistema que es la vía de excreción principal de Al, lo que provocaría que este contaminante se bioacumularía en el cuerpo, debido a su nula o baja detoxificación (Bishop y cols., 1989; Bouglé y cols., 1997), hecho que provocaría un aumento de la presencia de este metal en los órganos anejos. Este efecto estaría en concordancia con lo descrito por Paschal y cols. (1989), que han observado que la presencia de Al disminuye en el cabello con la edad, en un estudio llevado a cabo sobre población general de Atlanta, EEUU. Asimismo, Zakrgynska-Fontaine y cols. (1998), han encontrado que las mayores concentraciones de este potente neurotóxico se encuentran en el cabello del segmento más joven de la población general francesa. Recientemente, Yasuda y cols. (2009), han señalado que la concentración de Al sería extraordinariamente mayor en el cabello de bebés y niños.

Al comparar los niveles de Al determinados en los cabellos de los adolescentes alcaláinos (Tabla 42, 43 y 44) con otros estudios, se ha encontrado que su presencia ha sido inferior en el colectivo estudiado. Así, la concentración media de este metal neurotóxico ha sido mucho menor a la descrita por Unkiewicz-Winiarczyk y cols. (2010), en población general de 20 a 30 años de Lublin, Polonia, tanto en hombres (4,86 vs. 49,8  $\mu\text{g/g}$ ), como en mujeres (5,45 vs. 45,4  $\mu\text{g/g}$ ), aunque se trata de un colectivo de edades muy diferentes. Asimismo, la media geométrica de este metal también ha sido muy inferior a la obtenida en

población general de Indonesia de 17-60 años (4,43 vs. 146,5  $\mu\text{g/g}$ ) (Tommaseo-Ponzetta y cols., 1998).

En relación a la presencia del **Cd** en esta matriz, y a pesar del bajo número de muestras en las que se ha detectado, esta ha resultado significativamente superior en el colectivo infantil estudiado (0,52 vs. 0,11  $\mu\text{g/g}$ ;  $p < 0,001$ ; Tabla 45). Este hecho estaría en concordancia con otros estudios que han descrito niveles mayores de Cd en los cabellos en edades infantiles (Wibowo y cols., 1986; Lekouch y cols., 1999). Así, Bosque y cols. (1991), han señalado que la presencia de este contaminante disminuiría en el pelo con la edad, independientemente del sexo, en un estudio llevado a cabo sobre 226 niños de 6-14 años residentes en áreas rurales e industriales de la Provincia de Tarragona. Por otro lado, el rango de este contaminante determinado en la población adolescente residente en Tarragona (11 muestras de un total de 134;  $< 0,03$ - $0,26$   $\mu\text{g/g}$ ) (Nadal y cols., 2005a), ha sido del mismo orden que el observado en Alcalá (15 muestras de un total de 96) (0,02-0,52  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 56). Además, la concentración media de Cd encontrado en el pelo de las chicas adolescentes alcaláinas ha resultado inferior a la señalada en un estudio similar realizado sobre 760 escolares de 11 a 13 años de Estambul, Turquía (0,11 vs 53,38  $\mu\text{g/g}$ ) (Özden y cols., 2007). Los últimos explican la elevada presencia de este metal en los cabellos debido a que Estambul es una ciudad fuertemente industrializada y con elevado tráfico.

La presencia del **Cr** ha sido también significativamente mayor en los cabellos de la población general infantil alcaláina que en la adolescente (0,66 vs. 0,50  $\mu\text{g/g}$ ;  $p < 0,001$ ; Tabla 45). Se ha observado que, independientemente del sexo, este micro-nutriente aumenta en esta matriz desde el nacimiento hasta los 8 años de edad, y entonces disminuye hasta los 16, en un estudio llevado a cabo en 336 sujetos del sur de Italia, desde los 4 meses a los 16 años (Perrone y cols., 1996). Con respecto a los niveles de Cr encontrados en el colectivo adolescente, estos han sido menores que los determinados en población italiana de 12-16 años, tanto en chicos (0,47 vs. 1,3  $\mu\text{g/g}$ ), como en chicas (0,51 vs. 1,1  $\mu\text{g/g}$ ). Pero, la concentración media de este metal ha resultado ser mayor que la descrita por Granero y cols. (1998), en sujetos de 11-13 años de Tarragona (0,50 vs. 0,22  $\mu\text{g/g}$ ). Sin embargo, estos autores han observado que su presencia se ha incrementado de 0,22 a 0,97  $\mu\text{g/g}$ , de 1998 al 2007, en población de 12-14 años de Tarragona (Ferré-Huguet y cols., 2009), concentración de Cr que ha sido muy superior a la hallada (0,50  $\mu\text{g/g}$ ).

## Resultados y Discusión

---

Con respecto al **Cu**, se ha encontrado también que su presencia ha resultado significativamente superior en el colectivo infantil estudiado (19,29 vs. 11,99  $\mu\text{g/g}$ ;  $p < 0,05$ ; Tabla 45). Este hecho también estaría en concordancia con los resultados descritos por Perrone y cols. (1996), que han determinado que los niveles de Cu en cabello aumentaron desde el nacimiento hasta los ocho años, para luego disminuir, tras la monitorización de 336 sujetos de tres colectivos de edades diferentes residentes en la región del Puglia, sur de Italia: neonatos, niños y adolescentes. En relación a los niveles de este bioelemento que se han encontrado en los cabellos de la población estudiada, estos han sido superiores a los descritos en el colectivo adolescente (11-16 años) italiano, tanto en chicos (7,81 vs. 6,2  $\mu\text{g/g}$ ) como en chicas (13,71 vs. 8,4  $\mu\text{g/g}$ ) (Perrone y cols., 1996).

El rango de **Hg** total determinado en la población adolescente de Alcalá (0,09-2,41  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 42), ha sido significativamente menor ( $p < 0,001$ ; Tabla 45) que el monitorizado en el colectivo infantil (0,16-4,86  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 37), hecho que estaría en concordancia con los efectos encontrados en los anteriores elementos biomonitorizados.

Al comparar los niveles de Hg analizados en este colectivo con otros estudios, se ha observado que, y de forma general, la presencia de este potente tóxico ha sido menor en los cabellos de los estudiantes alcaláinos. Así, la concentración media de Hg total ha sido inferior que la señalada en sujetos de 11-13 años de Tarragona (0,55 vs. 0,90  $\mu\text{g/g}$ ) (Granero y cols., 1998). Este grupo de investigadores ha observado, en un estudio posterior de variación temporal, una disminución en los niveles de este metal de 1998 a 2007, encontrando una media aritmética de 0,63  $\mu\text{g/g}$  en 2007 (Ferré-Huguet y cols., 2009), valor que continua siendo superior al descrito en este estudio.

Además, se ha encontrado que la media geométrica de Hg total determinada en el colectivo adolescente de Alcalá ha resultado mucho menor que la descrita por Gonzalez y cols. (1985), en población general de Madrid (0,43 vs. 7,96  $\mu\text{g/g}$ ), si bien el segmento estudiado por estos autores ha sido mucho mayor. También ha resultado menor que la media geométrica de Hg biomonitorizada en individuos de 14 años de las Islas Feroe, Dinamarca (0,43 vs. 0,96  $\mu\text{g/g}$ ) (Budtz-Jørgensen y cols., 2004).

Asimismo, se ha observado que la concentración media de Hg total monitorizada (0,09-2,41  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 42) ha sido menor que el límite umbral propuesto por la OMS ( $< 10$   $\mu\text{g/g}$ ), por encima del cual es probable que se desarrolle una neurotoxicidad por exposición a este metal (WHO, 1990). Además, la media de Hg total hallada en la población

adolescente masculina ha sido inferior a la media de Hg descrita por Liu y cols. (2008), a partir de la cual, se incrementaría el riesgo de la incidencia de enfermedades cardiovasculares en la población adulta ( $2 \mu\text{g/g}$ ), aunque se trata de un rango propuesto para el hombre adulto. Sin embargo, se ha encontrado que el contenido de Hg total en el cabello de 15 adolescentes alcaláinos excede el nivel umbral de  $1 \mu\text{g/g}$ , relacionado con daños cognitivos y neurológicos (Freire y cols., 2010), hecho que hace necesario un estudio más detallado de las fuentes de exposición de este metal en la población, con el fin de poder tomar las medidas preventivas y correctoras necesarias.

La menor presencia de Hg en la población adolescente estudiada estaría en concordancia con lo señalado por Pesch y cols. (2002), los cuales han descrito que los niveles de Hg total se correlacionarían de forma negativa con la edad, en un estudio llevado a cabo sobre 245 niños de 8 a 10 años. Sin embargo, Budtz-Jørgensen y cols. (2004), han observado una dependencia contraria con la edad, es decir, la presencia de Hg total aumentaría con la edad en esta matriz.

Por otra parte, la mayor presencia de este metal neurotóxico determinada en edades infantiles podría deberse a que los niños serían más sensibles a la contaminación medioambiental. Esta mayor susceptibilidad respondería a una exposición mayor debida a sus hábitos higiénicos y de juegos, que incrementarían la oportunidad de ingesta/inhalación potencial de contaminantes presentes en los suelos y el polvo, comportamiento que sumado a su mayor índice de absorción, favorecería la entrada de los diferentes contaminantes en este colectivo (Saad y Hassanién, 2001; Romic y Romic, 2003; Schwenk y cols., 2003; Ljung y cols., 2007; Umbangtalad y cols., 2007; Demetriades y cols., 2010; Gbepa y cols., 2010; Landrigan y cols., 2010). Además, los niños consumen más alimentos y beben más agua por unidad de peso corporal que los adultos, debido a su tasa de crecimiento, por lo que podrían estar más expuestos a la contaminación a través de fuentes dietéticas (Bearer, 1995; Edward y cols., 1998; Ortega García y cols., 2002, 2007; Scheuplein y cols., 2002; Johnsson y cols., 2004).

Teniendo en cuenta estos hechos, y a que la presencia de este elemento mineral en los suelos de la ciudad han resultado ser inferiores al límite de detección en todos los muestreos realizados, podríamos proponer la vía alimentaria como fuente principal de exposición a Hg para la población de Alcalá, ya que la ingesta de pescado es la principal vía de exposición para el ser humano. Además, debido a la inmadurez anatómico-funcional

## **Resultados y Discusión**

---

propia de la edad pediátrica, la capacidad de detoxificación y excreción de los contaminantes es diferente en niños que en adultos (Landrigan y cols., 1998, 2010; Ferrís i Tortajada, 2002a y b; Suk y cols., 2003). Estas hipótesis, no sólo podrían explicar el mayor contenido de Hg encontrado en el colectivo infantil alcaláino, sino también el del resto de elementos traza biomonitorizados. Así, se ha descrito que la mayor fuente de exposición para el Cd en personas no fumadoras es la alimentaria (Järup y Akesson, 2009).

Sin embargo, sería interesante monitorizar los niveles de Hg en el polvo de las casas y de los diferentes colegios objeto de estudio, así como el resto de elementos traza estudiados, ya que se ha descrito como una vía significativa de exposición a metales en los niños, como el Pb (Demetriades y cols., 2010). Además, serían necesarios más estudios debido a que existe una gran discrepancia en la bibliografía con respecto a cómo afectaría la edad en la presencia de estos contaminantes en los cabellos, especialmente para el Hg (Gonzalez y cols., 1985; McDowell y cols., 2004; de Sá y cols., 2006; Pinheiro y cols., 2006, 2007, 2008; Anwar y cols., 2007; Liu y cols., 2008; Reis y cols., 2009).

Con respecto al **Mn**, se ha determinado que la concentración media en los cabellos de la población adolescente alcaláina ha sido significativamente inferior a la infantil (0,14 vs. 0,30  $\mu\text{g/g}$ ;  $p < 0,001$ ; Tabla 45). Sin embargo, ambas medias han resultado similares a la monitorizada en chicos de 12-14 años de Tarragona (0,19  $\mu\text{g/g}$ ) (Ferré-Huguet y cols., 2009). Esta mayor presencia en el colectivo infantil se podría deber a que los bebés y los niños son especialmente sensibles a la toxicidad de este metal, ya que los neonatos acumulan más Mn que los adultos, debido a que presentan una mayor absorción de este micro-nutriente (Brenneman y cols., 2000; Gerber y cols., 2002). Sin embargo, la media estudiada ha sido mucho más baja que la determinada en niños de 6 a 15 años escolarizados en una pequeña localidad situada a 130 km de Québec, Canada (0,14 vs. 5,1  $\mu\text{g/g}$ ) (Bouchard y cols., 2007). Además, estos autores, han descrito una tendencia contraria con la edad, es decir, han observado que la presencia de Mn se ha correlacionado linealmente con la edad, aunque hay que indicar que no han considerado diferentes factores que podrían afectar a la presencia de este oligoelemento en los cabellos, como sería el tiempo de residencia en la comunidad o la dieta. Estas discrepancias indican que son necesarios más estudios sobre la excreción de elementos minerales esenciales a través del cabello.

En relación a los niveles de **Pb** en los cabellos del colectivo adolescente alcalaino (Tabla 42), se ha observado que estos han sido menores que los descritos en otros estudios. Así, la concentración media ha sido menor que la encontrada en los adolescentes de 10 a 13 años de Kaunas, Lituania (0,11-2,65  $\mu\text{g/g}$  vs. L.D.-129,0  $\mu\text{g/g}$ ) (Strumylaite y cols., 2004). También ha sido inferior la media aritmética estudiada (0,70  $\mu\text{g/g}$ ), que la determinada en chicos de 10 a 15 años de Portoscuso (11,85  $\mu\text{g/g}$ ) y Sestu (3,19  $\mu\text{g/g}$ ), ambas ciudades de Italia, y de su capital: 7,65  $\mu\text{g/g}$ , media obtenida en un grupo de 9 a 13 años de Roma (Sanna y cols., 2003). Asimismo, ha resultado menor que la biomonitorizada en 760 estudiantes de 11 a 13 años de Estambul, Turquía (0,70 vs. 2,41  $\mu\text{g/g}$ ) (Özden y cols., 2007). Estos últimos han explicado la elevada presencia de este metal a que Estambul es una ciudad con elevada densidad de tráfico y que no han prohibido el uso de gasolinas con plomo.

Por otra parte, la presencia de **Pb** en los cabellos estudiados ha resultado ser también significativamente inferior a la encontrada en el colectivo infantil (0,70 vs. 1,48  $\mu\text{g/g}$ ;  $p < 0,001$ ; Tabla 45). Esto podría atribuirse, como se ha indicado previamente, a la mayor vulnerabilidad de la población más joven ante cualquier contaminante medioambiental (Lanphear y Roghmann, 1997; Baghurst y cols., 1999; Saad y Hassanien, 2001; Lane y Kemper, 2001; Ferrís i Tortajada y cols., 2002a y b, 2003; Ljung y cols., 2007; Bao y cols., 2009; Demetriades y cols., 2010). Así, se ha estimado que los niños inhalan 2 ó 3 veces más **Pb** por unidad de peso corporal que los adultos debido a su mayor índice metabólico y a la mayor actividad física (Wibowo y cols., 1986; Schell, 1991; Fitzgerald y cols., 1998). También se ha descrito que los niños presentan un porcentaje de absorción gastrointestinal de este metal superior a los adultos (Tuthill, 1996; Schütz y cols., 1997).

El mismo efecto de la edad en los niveles de **Pb** en cabellos ha sido observado también por otros autores (Schuhmacher y cols., 1996a; Sanna y cols., 2003; Dunicz-Sokolowska y cols., 2006a y b). También se ha puesto de manifiesto en estudios de biomonitorización de este tóxico en sangre, observando los niveles máximos en edades de 1 a 5 frente a 6 a 12 años (de Freitas y cols., 2007). Sin embargo, Perrone y cols. (1996), han observado que el **Pb** aumenta en los cabellos con el tiempo, en chicos y chicas de 4 meses a 15 años.

## Resultados y Discusión

---

Por otro lado, y de manera contraria a los demás elementos traza, se ha observado que los niveles de **Sn** han sido significativamente superiores en los cabellos del colectivo adolescente (1,52 vs. 1,29  $\mu\text{g/g}$ ;  $p < 0,01$ ; Tabla 45). Asimismo, se ha encontrado que la presencia de este metal en los adolescentes alcaláinos ha sido mucho más elevada que la determinada en las muestras recogidas en adolescentes de Tarragona en 2002 (1,52 vs. 0,13  $\mu\text{g/g}$ ) (Nadal y cols., 2005a). Esta diferencia podría atribuirse a que la presencia de **Sn** en los suelos urbanos de Alcalá de Henares (0,31  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 24) ha sido superior a la señalada en los suelos urbanos de Tarragona (0,17  $\mu\text{g/g}$ ; muestreo realizado en abril 2003; Nadal y cols., 2005b). Sin embargo, no existen evidencias suficientes que sustenten esta hipótesis, debido a que no se ha observado ninguna relación entre la presencia medioambiental de metales en los suelos de Alcalá de Henares con los biomonitorizados en cabello, tras realizar un estudio de correlación entre ambas matrices (suelos-cabellos), análisis que se recoge en el Punto 2.3., de este trabajo.

Con respecto al **Ti**, la media aritmética encontrada en los cabellos de los adolescentes ha sido similar a la determinada en la población infantil (0,87 vs. 0,88  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 45). Con respecto a los niveles encontrados, se ha observado que, el rango de **Ti** en el colectivo estudiado (0,48-1,42  $\mu\text{g/g}$ ) ha sido menor que el señalado por Tomaseo-Ponzetta y cols. (1998), en población general de 17 a 60 años de Indonesia (0,95-17,3  $\mu\text{g/g}$ ). Asimismo, ha sido inferior al descrito en cabellos muestreados en pacientes con implantes basados en este metal (0,90-23,5  $\mu\text{g/g}$ ) (Kasai y cols., 2003).

Al igual que para el **Sn**, se ha observado que la presencia del **Zn** en los cabellos de la población de Alcalá ha aumentado con la edad de forma significativa, con independencia del sexo (85,58 vs. 148,25  $\mu\text{g/g}$ ;  $p < 0,001$ ; Tabla 45). Este hecho estaría en concordancia con otros estudios, que han descrito que la concentración de **Zn** se incrementa de forma gradual hasta los 20 años, para chicos y chicas (Sakai y cols., 2000). Estos últimos han atribuido este hecho a que se requieren mayores cantidades de este micro-nutriente durante el crecimiento, especialmente en el período de la adolescencia. Sin embargo, Perrone y cols. (1996), han señalado, al igual que para el **Cr** y **Cu**, que la presencia de **Zn** en el cabello aumentaría desde los 4 meses hasta los 8 años, para luego disminuir hasta los 16, en sujetos italianos.



En relación a los niveles de Zn encontrados en los cabellos del colectivo adolescente, estos han sido menores que los monitorizados en 41 adolescentes polacos de 11 a 15 años (148,25 vs. 187,0  $\mu\text{g/g}$ ), aunque han mostrado rangos similares (101,0-235,12 vs. 120,0-298,0  $\mu\text{g/g}$ ) (Lech, 2002a y b). También ha sido inferior a la descrita por Wang y cols. (2008), en el cabello de 148 chicas de 15-17 años del norte de Taiwan (154,66 vs. 166,9  $\mu\text{g/g}$ ). Estos autores han encontrado una correlación significativa y positiva entre la presencia de Zn en los cabellos con los logros académicos, es decir, han determinado mayores niveles de este oligoelemento en los cabellos de las estudiantes con mayor rendimiento curricular. Este efecto se podría tener en cuenta en futuros estudios de biomonitorización multielemental llevados a cabo en la población escolar y estudiante.

De manera general, y aunque existen evidencias científicas de que la presencia de metales y metaloides en los cabellos aumenta con el tiempo (Sakai y cols., 2000; Amaral y cols., 2008; Unkiewicz-Winiarczyk y cols., 2010), **numerosos estudios han puesto de manifiesto que los niveles de estos contaminantes han sido superiores en la porción más joven de la población general** (Hartwell y cols., 1983; Maravelias y cols., 1989; Schuhmacher y cols., 1996a; Lekouch y cols., 1999; Sanna y cols., 2003). Así, Kordas y cols. (2010), han observado que la presencia de As, Cd y Pb, ha sido superior en los cabellos de bebés de 6-37 meses, que en los de sus respectivas madres. Estos trabajos estarían en concordancia con lo observado en la población de Alcalá: niveles significativamente superiores de la mayoría de los metales en los cabellos infantiles: Al, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn y Pb. La mayor presencia de estas sustancias en las edades más tempranas se podría atribuir a las **características fisiológicas de este colectivo**, que se han comentado previamente: elevados índices de absorción, etc. (Wibowo y cols., 1986; Tuthill, 1996; Schütz y cols., 1997; Lekouch y cols., 1999; Martí-Cid y cols., 2007; Tume y cols., 2008).

Asimismo, se ha evaluado el posible **efecto del sexo en la presencia de los contaminantes biomonitorizados en el cabello de la población adolescente**, resultados que se recogen en la **Tabla 46**.

## Resultados y Discusión

Tabla 46. Niveles de los elementos traza determinados en los **cabellos adolescentes por sexos** ( $\mu\text{g/g}$ ).

Elemento	Chicos	Chicas	P
Al	4,86 $\pm$ 3,12	5,45 $\pm$ 2,62	NS
As	ND	ND	-
Be	ND	ND	-
Cd	ND	0,11 $\pm$ 0,14	<0,001
Cr	0,47 $\pm$ 0,14	0,51 $\pm$ 0,13	NS
Cu	7,81 $\pm$ 1,37	13,71 $\pm$ 7,45	<0,001
Hg	0,65 $\pm$ 0,54	0,50 $\pm$ 0,31	NS
Mn	0,12 $\pm$ 0,05	0,15 $\pm$ 0,09	NS
Pb	0,53 $\pm$ 0,29	0,77 $\pm$ 0,57	<0,001
Sn	1,27 $\pm$ 0,42	1,62 $\pm$ 0,54	<0,01
Ti	0,82 $\pm$ 0,15	0,90 $\pm$ 0,20	NS
Tl	ND	ND	-
Zn	132,70 $\pm$ 14,9	154,66 $\pm$ 26,4	<0,001

Los resultados se presentan como la media  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ); NS= No hay diferencias significativas ( $p > 0,05$ ); ND= No Detectado.

Se han encontrado diferencias significativas entre ambos sexos para el Cd, Cu, Pb, Sn y Zn, cuyos niveles han sido mayores en los cabellos de la **población adolescente femenina** (Tabla 46). A su vez, los elementos que han presentado diferencias debidas al género en la población infantil, Al y Cu, también han sido más elevados en las niñas (Tabla 40). Sin embargo, el Al no ha mostrado dependencia con la edad en el colectivo adolescente alcaláino, aunque esto estaría en concordancia con lo descrito por Chappuis y cols. (1998), que no han encontrado diferencias significativas entre sexos en población general francesa ( $42 \pm 11$  años), así como lo señalado por Unkiewicz-Winiarczyk y cols. (2010), que tampoco han observado diferencias en los cabellos de la población general de 20 a 30 años de Lublin, Polonia. Sin embargo, ambos trabajos han sido realizados sobre grupos de población de edades muy diferentes a los colectivos estudiados en Alcalá.

Otros autores también han encontrado niveles significativamente más elevados de metales y metaloides en el cabello de la población femenina (Vienna y cols., 1995; Nowak y Chmielnicka, 2000; Beneš y cols., 2003; Pereira y cols., 2004; Khalique y cols., 2005; González-Muñoz y cols., 2008). Además, Khalique y cols. (2005), han observado en un estudio realizado en población rural paquistaní de 3 a 100 años, que la presencia de Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mg, Ni, Fe y Zn, aumentaría con la edad en los cabellos de las mujeres y, excepto el Co, Cr, Cu, disminuiría en los hombres. Esta acumulación en el cabello con el tiempo en la población femenina estaría en concordancia con la presencia significativamente superior de algunos metales encontrada en las chicas adolescentes (Tabla 46).

Sin embargo, Granero y cols. (1998), no han determinado ninguna diferencia significativa en el contenido de Cd, Cr, Hg, Mn, Ni, Pb y Sn, en los cabellos de 124 chicos de 11 a 13 años de Constantí, Tarragona, excepto para el As, que han sido mayores en las chicas ( $p < 0,05$ ). Estos resultados han sido semejantes a los descritos en estudios posteriores de variación elemental en el cabello del mismo colectivo, realizados por los mismos autores en 2002, en el que se han analizado 134 muestras de cabellos de chicos de 12 a 14 años (Nadal y cols., 2005a), y en 2007, 96 muestras de sujetos de Tarragona de 12-14 años (Ferré-Huguet y cols., 2009), aunque en estos dos últimos no se han detectado niveles de As.

El Cd es el elemento traza que ha presentado una mayor influencia debida al género en la población adolescente, ya que sólo se ha detectado en los cabellos de las chicas (Tabla 46). Este hecho estaría en concordancia con aquellos estudios que han encontrado una mayor concentración de Cd en cabellos de chicas (Wolfsperger y cols., 1994; Vienna y cols., 1995; Liu y cols., 2001; Beneš y cols., 2003). Así, Bosque y cols. (1991), han determinado niveles de Cd significativamente superiores en las niñas ( $p < 0,05$ ), en un estudio llevado a cabo sobre 226 niños de 6-14 años de la Provincia de Tarragona.

Sin embargo, diferentes autores han observado una correlación debida al género diferente, es decir, mayores concentraciones de Cd en cabello de la población joven masculina (Chłopicka y cols., 1995, 1998; Nowak y Chmielnicka, 2000). Así, Dunicz-Sokolowska y cols. (2006b), han encontrado niveles significativamente mayores de Cd en el cabello de los chicos, tras la monitorización de 3420 polacos de 10 a 20 años. Asimismo, un estudio similar llevado a cabo por nuestro grupo de investigación con estudiantes de 20 a 24 años de la Universidad de Alcalá, ha revelado una concentración de este metal

## Resultados y Discusión

---

significativamente superior ( $p < 0,01$ ) en los cabellos de los chicos (González-Muñoz y cols., 2008), aunque este efecto se ha observado en grupos de población de edades superiores a los de la población objeto de estudio. Por otro lado, Unkiewicz-Winiarczyk y cols. (2010), no han hallado diferencias significativas en el contenido de Cd en el cabello de un colectivo estudiante no fumador de 20 a 30 años de Lublin, Polonia.

Se ha descrito que la absorción gastrointestinal de Cd es mayor en chicas, especialmente cuánto más bajos son los depósitos de hierro en el cuerpo (Buchet y cols., 1990; Berglund y cols., 1994; Andersen y cols., 2004; Rubio y cols., 2006; Kippler y cols., 2009), lo que podría explicar su presencia sólo en los cabellos de la población adolescente femenina biomonitorizada. Pero, se ha descrito en población catalana, que los chicos consumen más alimentos por peso corporal que las chicas, ingiriendo, por tanto, más contaminantes, como, por ejemplo: As, Cd, Hg y Pb a través de pescado y marisco (Martí-Cid y cols., 2007). Estos autores, han observado los mismos hechos en un estudio reciente llevado a cabo con chicos de 4-9 años y adolescentes de 10-19 años catalanes (Martorell y cols., 2010). Debido a esto, el contenido mineral del cabello en los chicos debería ser, *a priori*, superior, hecho que no ocurre en ambos grupos de población monitorizados.

Por tanto, actualmente no se ha encontrado evidencias científicas que expliquen el efecto del sexo en la presencia de Cd en los cabellos. Además, numerosos estudios han descrito que no existiría una dependencia del sexo en la presencia de Cd en sangre total y en suero. Así, Farzin y cols. (2008), no han encontrado diferencias en la presencia de Cd en suero debidas al sexo en población general de 6 a 62 años de Teherán, Irán. Por su parte, Ferré-Huguet y cols. (2009), no han observado una dependencia del sexo en los niveles de Cd en sangre total en un estudio llevado a cabo sobre población de 12-14 años de Tarragona. Asimismo, Batárióvá y cols. (2006), también han señalado que no habría una relación con el sexo tras la biomonitorización de este tóxico en sangre total de 333 niños de la República Checa.

En cuanto al **Cu**, Perrone y cols. (1996), han encontrado niveles significativamente superiores de este micro-nutriente en los cabellos de la población femenina adolescente italiana de 12-16 años, al igual que en la población estudiada (13,71 vs. 7,81  $\mu\text{g/g}$ ;  $p < 0,001$ ; Tabla 46). Asimismo, se ha señalado que su presencia es también superior en la sangre monitorizada en población femenina (Bárány y cols., 2002). Estos autores han observado que la concentración de este metal esencial ha sido significativamente mayor en sangre

total de chicas adolescentes, de 15 a 17 años, de Suiza. Sin embargo, existe controversia en el efecto del sexo en la excreción de Cu por esta matriz. Así, se ha observado un efecto contrario debido al sexo en los niveles de este metal, es decir, niveles significativamente superiores ( $p < 0,01$ ) de Cu en los cabellos de la población de 6 meses a 20 años masculina japonesa (Sakai y cols., 2000). Por su parte, Dunicz-Sokolowska y cols. (2006b), no han encontrado dependencia del sexo en la presencia de este bioelemento en el cabello de población polaca de 10 a 20 años. Este último hecho también ha sido descrito en suero por Arvanitidou y cols. (2007). Estos autores no han hallado diferencias significativas en los niveles de Cu en esta matriz en 105 chicos de 3 a 14 años de Thrace, Grecia.

Con respecto a los niveles de Pb, éstos también han sido significativamente mayores en las chicas adolescentes (0,53 vs. 0,77  $\mu\text{g/g}$ ;  $p < 0,001$ ; Tabla 46). Este efecto estaría en concordancia con el apuntado por Sanna y cols. (2008), que han observado que este contaminante tiende a acumularse en los cabellos de la población femenina, tras la biomonitorización de 193 chicos de 10-15 años que residen en tres núcleos urbanos de Cerdeña. Asimismo, se ha observado una mayor concentración de Pb en las estudiantes ( $p < 0,05$ ) de 20 a 24 años de la Universidad de Alcalá (González-Muñoz y cols., 2008).

Pero, aunque se ha sido descrito el sexo como factor influyente en los niveles de Pb en esta matriz en numerosos estudios (Creason y cols., 1975; Chłopicka y cols., 1995; Liou y cols., 1996; Schuhmacher y cols., 1996a; Zakrgynska-Fontaine y cols., 1998; Seifert y cols., 2000; Wilhelm y cols., 2002; Sanna y cols., 2008), existe controversia en cómo afecta. Así, Ferré-Huguet y cols. (2009), no han encontrado diferencias significativas en los niveles de este contaminante en los cabellos de población de 12 a 14 años de Tarragona, aunque sí en sangre total, siendo mayor en las chicas ( $p < 0,05$ ). Özden y cols. (2007), tampoco han observado una dependencia del sexo en el contenido de este metal en los cabellos de 760 estudiantes de 11 a 13 años de Estambul. Otros autores han descrito una dependencia contraria. Así, Chłopicka y cols. (1998), han encontrado que la concentración de este tóxico es mayor en cabello y sangre total de 158 chicos de 8 a 15 años de Miasteczko Slaskie, ciudad fuertemente industrializada de Polonia. Por su parte, Dunicz-Sokolowska y cols. (2006b), han determinado niveles de Pb significativamente mayores en los cabellos de chicos polacos de 10 a 20 años, aunque dicho estudio contempla un colectivo con un rango de edades superior al estudiado.

## Resultados y Discusión

---

La presencia de Sn también ha mostrado dependencia con el sexo, siendo significativamente superior en los cabellos de la población femenina adolescente (1,62 vs. 1,27  $\mu\text{g/g}$ ;  $p < 0,01$ ; Tabla 46). Este hecho se ha observado previamente por Creason y cols. (1975), que han encontrado una media geométrica de Sn significativamente superior en el cabello de las chicas (0,77 vs. 0,47  $\mu\text{g/g}$ ), en un estudio llevado a cabo sobre población de 0-15 años, residentes en tres barrios diferentes del área metropolitana de Nueva York. Por su parte, Ferré-Huguet y cols. (2009), han observado niveles de este metal más elevados en el cabello de las chicas de 12-14 años de Tarragona, aunque no mostraron diferencias significativas.

Asimismo, la concentración media de Zn ha sido también significativamente superior en el cabello de las chicas adolescentes alcaláinas (154,66 vs. 132,70  $\mu\text{g/g}$ ;  $p < 0,001$ ; Tabla 46), si bien esta diferencia no se ha observado en el colectivo infantil estudiado (Tabla 40). Otros autores han descrito que la presencia de este elemento mineral esencial en los cabellos es dependiente del sexo en población joven polaca, siendo mayor en niñas (Zachwieja y cols., 1995), así como en chicas adolescentes (Dunicz-Sokolowska y cols., 2006b). Sin embargo, Sakai y cols. (2000), no han encontrado diferencias significativas entre sexos en la presencia de Zn en los cabellos de población japonesa de 6 meses a 20 años ( $n=418$ ).

**Actualmente no existe una explicación clara de cómo influye el género en la excreción de los metales y metaloides en el ser humano** (Štupar y cols., 2007). Diferentes autores han encontrado diferencias significativas entre sexos para diferentes elementos traza (Creason y cols., 1975; Chłopicka y cols., 1998; Nowak, 1998; Lekouch y cols., 1999; Nowak y Chmielnicka, 2000; Sakai y cols., 2000; Hinwood y cols., 2003; Soininen y cols., 2003; Pereira y cols., 2004; Khaliq y cols., 2005; Dunicz-Sokolowska y cols., 2006a y b, 2007; Kordas y cols., 2010), y otros ninguna (Olivero y cols., 2002; Nadal y cols., 2005a; Reis y cols., 2009).

Además, dentro de los autores que han descrito una dependencia debida al sexo, existe una gran discrepancia, hecho que se pone especialmente de relevancia para el Hg, ya que es uno de los contaminantes más estudiados en el cabello. Así, para el Hg no se han encontrado diferencias significativas debidas al sexo en ambos colectivos monitorizados (Tablas 40 y 46), lo que estaría en concordancia con otros estudios realizados en población general (Kosatsky y cols., 2000; Mortada y cols., 2002; Olivero y cols., 2002) y adolescente

(Ferré-Huguet y cols., 2009). Además, Gonzalez y cols. (1985), no han observado dependencia del sexo en los niveles de este metal en los cabellos en un estudio llevado a cabo sobre población general de Madrid. Reis y cols. (2009), tampoco han observado diferencias significativas en el contenido de Hg en cabello de población de 15 a 74 años de Estarreja, Portugal.

Sin embargo, otros autores sí han descrito una dependencia del sexo en la presencia de Hg en los cabellos. Unos han encontrado una mayor concentración en los cabellos de los chicos, como Dolbec y cols. (2000), que han determinado que los niveles de este tóxico han sido significativamente superiores en la población masculina adulta residente en pueblos asentados en el valle del Río Tapajos, una región amazónica de Brasil. Asimismo, Rojas y cols. (2007), han descrito la misma tendencia en 100 individuos adultos de Valencia, Puerto Cabello, Venezuela, aunque sin revelar significancia. Por su parte, Liu y cols. (2008), también han observado niveles de este tóxico mayores en la población masculina general de 1 a 90 años de varias ciudades costeras de China. Este efecto sería similar en la población objeto de estudio, debido a que se han observado niveles ligeramente superiores, aunque sin mostrar significancia estadística, en los cabellos de los chicos adolescentes (0,65 vs. 0,50  $\mu\text{g/g}$ ; Tabla 59). Además, se ha manifestado la misma tendencia en los cabellos de los estudiantes de la Universidad de Alcalá, monitorizados durante el curso académico 2002/03 por nuestro grupo de investigación: niveles más elevados de este metal en el cabello de los hombres (2,16 vs. 1,80  $\mu\text{g/g}$ ), aunque no han sido estadísticamente significativos (González-Muñoz y cols., 2008). Este hecho se podría atribuir a la ingesta de pescado, fuente de exposición principal de Hg, debido a que se ha observado un mayor consumo de este grupo de alimentos en la población masculina de la Universidad de Alcalá. Sin embargo, se concluyó que el cabello no sería un buen indicador biológico para evaluar la exposición a elementos tóxicos a través de la dieta (González-Muñoz y cols., 2008).

Por otro lado, otros autores han señalado una tendencia debida al género contraria, es decir, niveles mayores de Hg en los cabellos de la población femenina. Así, Batista y cols. (1996), han encontrado mayores concentraciones de este neurotóxico en el cabello de las chicas, tras la monitorización de 233 chicos de 6 a 16 años escolarizados en tres ciudades de la Provincia de Tarragona. Por su parte, Agusa y cols. (2005, 2007), han determinado una mayor presencia de este metal en el cabello de mujeres de 25 a 30 años de Camboya.

## **Resultados y Discusión**

---

Anwar y cols. (2007), han observado niveles significativamente mayores en el cabello y uñas de la población femenina de Lahore, Pakistán.

Por tanto, a partir de la consideración conjunta de los resultados de este estudio y las evidencias descritas en la bibliografía, se podría indicar que, y de manera general, **la presencia de los elementos traza en los cabellos se vería afectada por cambios en el balance del sistema hormonal entre sexos**, cambios que aparecen especialmente durante el periodo de madurez propio del crecimiento humano. Este hecho se pondría en evidencia en la adolescencia, lo que habría tenido un reflejo en nuestro estudio, ya que se han encontrado más diferencias significativas en el contenido mineral debidas al sexo en el colectivo adolescente que en el infantil (Tabla 46 vs. 40). Esta hipótesis estaría apoyada en que se se han monitorizado dos grupos de población perfectamente definidos en una misma área de estudio, y que han permanecido en ella durante toda su vida.

El posible efecto del sistema hormonal sobre la excreción de contaminantes de carácter mineral a través de los cabellos ha sido también propuesto por otros autores (Vienna y cols., 1995; Perrone y cols., 1996; Sakai y cols., 2000; Koziolec y cols., 2003; Khaliq y cols., 2005), si bien su posible efecto hoy día es desconocido. Sin embargo, este hecho genera una fuerte controversia en la comunidad científica. Así, Perrone y cols. (1996), han señalado que las fluctuaciones de los elementos traza debidas al sexo y la edad no son sorprendentes, y serían derivadas de la intención de obtener una conclusión general del análisis de biomonitorización, sin haber establecido un grupo control bien definido, especialmente en estudios que se llevan a cabo para estimar el estatus nutricional y/o patológico del individuo.

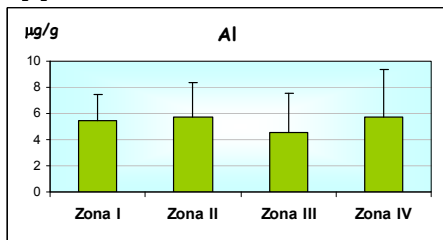
Asimismo, existen evidencias de que ciertos polimorfismos genéticos están asociados con la toxicocinética de ciertos metales tóxicos, mecanismos que también se desconocen (Gundacker y cols., 2009). Además, estos autores han sugerido una posible interacción entre el medioambiente y los genes en el metabolismo del Hg y el Pb. Este hecho, hace que sea aún más complejo proponer hipótesis que expliquen la variabilidad encontrada en este estudio.



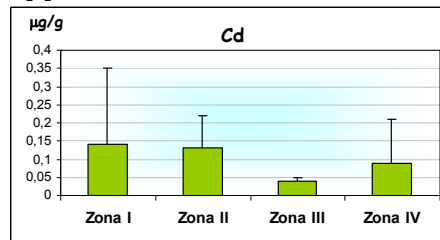
4.2.1.- Contenido total de metales y metaloides en los cabellos adolescentes en función de la zona de muestreo

Por otro lado y, al igual que con el colectivo infantil, se ha evaluado el posible efecto de la zona de estudio en el contenido mineral (Figuras 62 a 71).

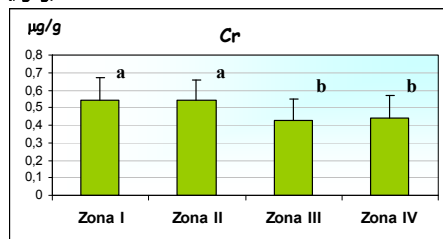
**Figura 62.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de aluminio en cada zona de la ciudad.



**Figura 63.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cadmio en cada zona de la ciudad.

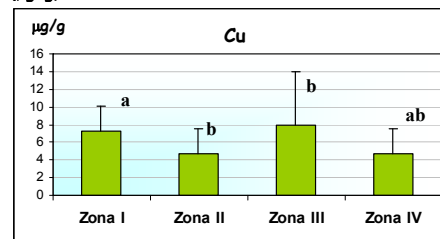


**Figura 64.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cromo en cada zona de la ciudad.



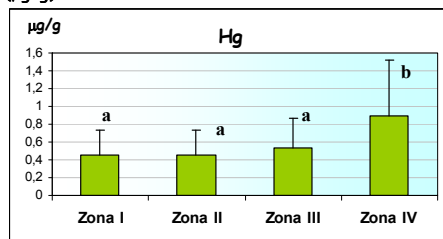
Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra son diferentes significativamente.

**Figura 65.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de cobre en cada zona de la ciudad.



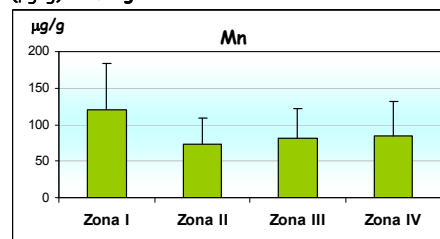
Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra son diferentes significativamente.

**Figura 66.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de mercurio en cada zona de la ciudad.



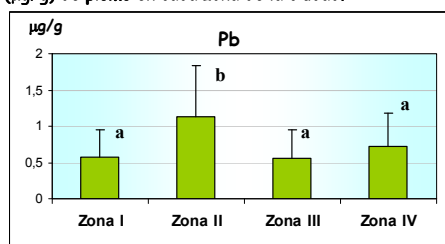
Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra son diferentes significativamente.

**Figura 67.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de manganeso en cada zona de la ciudad.



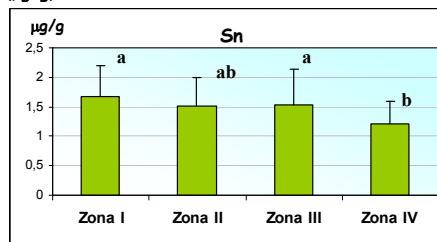
## Resultados y Discusión

**Figura 68.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de plomo en cada zona de la ciudad.



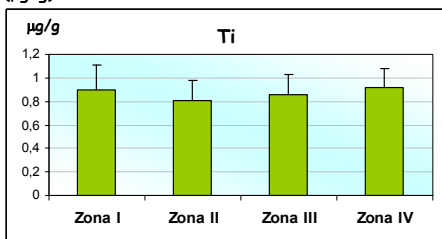
Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra son diferentes significativamente.

**Figura 69.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de estaño en cada zona de la ciudad.

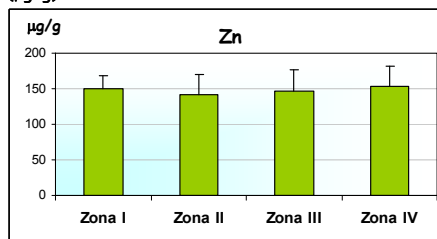


Los valores, media  $\pm$  DE, con diferente letra son diferentes significativamente.

**Figura 70.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de titanio en cada zona de la ciudad.



**Figura 71.** Concentraciones medias de las muestras de cabellos de la población adolescente general  $\pm$  DE ( $\mu\text{g/g}$ ) de zinc en cada zona de la ciudad.



Los siguientes elementos traza han revelado diferencias significativas entre las diferentes zonas en las que se ha subdividido Alcalá: **Cr** ( $p < 0,01$ ), **Cu** ( $p < 0,05$ ), **Hg** ( $p < 0,05$ ), **Pb** ( $p < 0,01$ ) y **Sn** ( $p < 0,05$ ). Para ambos colectivos (infantil y adolescente), sólo han revelado una dependencia con la zona el **Cr** (Figuras 52 y 64) y el **Hg** (Figuras 54 y 66), aunque han mostrado un comportamiento diferente en cada segmento de población considerado. Así, mientras que los niveles de Cr en los cabellos infantiles han resultado ser significativamente mayores en la zona IV (Figura 52), estos han sido significativamente menores en el colectivo adolescente (Figura 64).

La proximidad de las diferentes subzonas entre sí, así como la carencia actual de conocimientos sobre la toxicocinética de excreción de estos contaminantes a través de los órganos anejos, hace que este estudio sea complejo, y en la que posiblemente intervengan

numerosos factores, que no pueden ser valorados en este trabajo, entre ellos los ambientales, alimentarios y socioeconómicos (Granero y cols., 1998; Özden y cols., 2007).

Por tanto, la dependencia zonal en la presencia de Cr y Hg encontrada en los cabellos para ambos colectivos alcaláinos, podría atribuirse a los hábitos nutricionales, ya que es una de las fuentes principales de exposición a estos dos metales para el ser humano, después de la ocupacional (Batista y cols., 1996; Granero y cols., 1998; Bocio y cols., 2005; Martí-Cid y cols., 2008, 2009; Storelli y cols., 2009). Así, Díez y cols. (2009), han señalado que la población preescolar española se encuentra ampliamente expuesta a Hg, y a sus formas orgánicas, a través de la ingesta de alimentos. Sin embargo, son necesarios más estudios, debido a que nuestro grupo de investigación ha observado que el cabello no sería un buen indicador biológico de exposición a elementos traza a través de la dieta (González-Muñoz y cols., 2008). Esto adquiere relevancia si se considera el nivel umbral por encima del cual se han descrito daños cognitivos y neurológicos (Freire y cols., 2010), ya que se ha observado que los niños monitorizados en la zona II y IV (Figura 54) han mostrado que la presencia de Hg total excede este umbral, mientras que los recogidos en la zona I, no, de forma significativamente diferente.

La dificultad de este tipo de estudios queda evidenciada en el caso del Pb. Las diferencias significativas observadas en los niveles de este contaminante ( $p < 0,01$ ; Figura 68) en el colectivo adolescente debida a la zona, podrían atribuirse a numerosos factores: ambientales, nutricionales, socio-económicos, etc. Entre estos factores se podría pensar en que los niveles de contaminación de los suelos alcaláinos tendrían un efecto significativo en las variaciones determinadas, ya que se ha descrito al suelo como la mayor fuente de exposición de Pb en el ser humano (Mielke y cols., 1997). Sin embargo, no se ha encontrado una correlación significativa entre lo determinado en los suelos con lo analizado en cabellos, tal como se recoge en el punto 5. Además, aunque la zona II ha resultado ser la menos contaminada por Pb (Figura 35), los niveles de este metal en los cabellos muestreados en esta zona han sido significativamente superiores (Figura 68). Por tanto, podríamos señalar, *a priori*, que la dependencia de la zona en la presencia de Pb en los cabellos no se vería afectada por los niveles de contaminación de los suelos, si bien, en este estudio no se han monitorizado los niveles de los diferentes elementos traza considerados en el polvo de las casas y de los colegios, que es otra fuente significativa para este metal (Demetriades y cols., 2010).

En general, las diferencias determinadas entre zonas para los niveles de Cr, Cu, Hg, Pb y Sn en los cabellos adolescentes alcaláinos se podrían atribuir principalmente a hábitos dietéticos y/o socioeconómicos de la población de cada área. Por tanto, sería necesario realizar un estudio sociodemográfico y nutricional de la población de Alcalá en futuros estudios de monitorización, en el que se consideren variables como la educación del padre y de la madre, el estatus profesional de los padres, el número de fumadores que viven en el hogar, el tipo de cocina que se utiliza, la dieta, etc., con el fin de manejar diferentes variables que podrían influir en los niveles de los elementos traza en cabellos, descritas previamente (Özden y cols., 2007).

### **4.2.2.- Análisis de correlación de los elementos determinados en las muestras de cabellos adolescentes**

Asimismo, también se ha aplicado un estudio de **Correlación de Pearson** para los xenobióticos monitorizados en este colectivo: **Al, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb, Sn, Ti y Zn** (Tabla 47). Ha sido necesario aplicar una transformación logarítmica en las variables Cu, Hg y Mn, debido a que no han presentado una distribución normalizada.

Los resultados han mostrado que el Cu se correlaciona de forma positiva con el Mn ( $r= 0,231$ ;  $p<0,05$ ), el Pb ( $r= 0,358$ ;  $p<0,001$ ), y el Sn ( $r= 0,257$ ;  $p<0,05$ ); el Mn se correlaciona con el Al ( $r= 0,379$ ;  $p<0,01$ ), y el Pb ( $r= 0,358$ ;  $p<0,001$ ); y el Ti con el Zn ( $r= 0,227$ ;  $p<0,05$ ), aunque no han presentado unos coeficientes de correlación ( $r$ ) muy elevados para ningún elemento mineral.

Tabla 47. Matriz de correlaciones de las variables estudiadas, indicando los coeficientes de correlación, y las significaciones para las muestras de **cabellos de la población adolescente**.

	Al	Cr	Ln Cu	Ln Hg	Ln Mn	Pb	Sn	Ti	Zn
Al									
Cr	0,064 <sup>a</sup> 63 <sup>b</sup> 0,620 <sup>c</sup>								
Ln Cu	0,129 57 0,338	0,056 89 0,600							
Ln Hg	-0,105 59 0,428	0,073 91 0,493	0,053 84 0,635						
Ln Mn	0,379 56 0,004	0,031 88 0,775	0,231 83 0,035	-0,009 83 0,935					
Pb	0,173 57 0,197	0,154 89 0,150	0,348 83 0,001	-0,139 85 0,204	0,358 81 0,001				
Sn	-0,013 63 0,917	0,153 93 0,142	0,257 86 0,017	-0,133 88 0,216	0,093 85 0,398	0,190 86 0,079			
Ti	0,103 63 0,423	0,203 96 0,047	0,076 89 0,479	-0,054 91 0,610	-0,045 88 0,675	-0,015 89 0,892	0,147 93 0,160		
Zn	-0,004 63 0,975	0,000 96 0,999	0,087 89 0,419	0,101 91 0,339	0,210 88 0,050	-0,004 89 0,974	0,051 93 0,630	0,227 96 0,027	

a= Coeficiente de correlación (r); b= Número de muestras.; c= Valor de significación.

A diferencia con la población infantil, el Al sólo se ha correlacionado con una variable, Mn. Aunque se ha señalado que los elementos tóxicos compiten con los bioelementos en esta matriz (Lech y cols., 2002a y b; Afridi y cols., 2006; Dunicz-Sokolowska y cols., 2006a y b, 2007), otros estudios han observado una correlación significativa positiva entre algunos de estos (Amaral y cols., 2008). Así, nuestro grupo de investigación ha observado un efecto sinérgico para varios de ellos, como, por ejemplo, Cd-Zn y Pb-Zn, en cabellos de estudiantes de la Universidad de Alcalá (González-Muñoz y cols., 2008).

## **Resultados y Discusión**

---

Además de la escasez de conocimientos que se tienen hoy en día sobre la presencia y distribución de estos contaminantes en los cabellos, existen discrepancias sobre la correlación entre los oligoelementos y los elementos tóxicos y/o cancerígenos, debido a la gran disparidad de resultados. Asimismo, no existen hipótesis que expliquen las correlaciones encontradas en estos trabajos. Este hecho queda de manifiesto para el Pb, incluso siendo uno de los metales más estudiado. Así, aunque se ha señalado que este contaminante tiene un efecto antagónico sobre elementos que presentan un papel fisiológico, como el Cu, Co, Fe y Zn (Lech y cols., 2002a y b), así como el Ca (Afridi y cols., 2006), en la población adolescente estudiada se ha observado una relación sinérgica entre el Pb y dos oligoelementos, Cu y Mn ( $p < 0,001$ ). Este último efecto se correlaciona con lo descrito por Amaral y cols. (2008), grupo que ha observado una fuerte correlación positiva y significativa entre Pb y el Cu, en cabellos de hombres de 3-89 años del archipiélago de las Azores, Portugal. Sin embargo, y de manera contraria, Dunicz-Sokolowska y cols. (2006b), han encontrado una correlación negativa significativa entre Cd y Zn, y Pb y Zn, en un estudio similar llevado a cabo sobre población Polaca de 10 a 20 años, resultados diferentes a los observados en este estudio.

**5.- ESTUDIO DE CORRELACIÓN DE METALES Y METALOIDES EN LAS MUESTRAS DE SUELO Y CABELLO**

Se ha creído conveniente realizar un estudio de correlación estadística entre las variables cuantitativas analizadas en el cabello de los dos colectivos considerados, infantiles y adolescentes, respectivamente, y las determinadas en los suelos de los parques públicos de Alcalá de Henares. Para ello, se han considerado sólo los suelos recogidos en el último muestreo (Muestreo III), debido a que todas las muestras (cabellos y suelos), se han recogido en la misma época (primavera-verano 2001). Para llevar a cabo este estudio, y con el fin de normalizar su distribución, se han aplicado logaritmos neperianos a las siguientes xenobióticos: Al, Cu, Mn y Pb.

Para la **población infantil**, los resultados obtenidos han sido: Al ( $r=-0,144$ ;  $p=0,163$ ), Cr ( $r=0,042$ ;  $p=0,706$ ), Cu ( $r=-0,039$ ;  $p=0,704$ ), Mn ( $r=-0,076$ ;  $p=0,479$ ), Ni ( $r=0,114$ ;  $p=0,454$ ), Pb ( $r=0,047$ ;  $p=0,648$ ), Sn ( $r=-0,059$ ;  $p=0,580$ ) y Zn ( $r=0,112$ ;  $p=0,296$ ).

Y para el **colectivo adolescente**: Al ( $r=0,069$ ;  $p=0,662$ ), Cr ( $r=-0,054$ ;  $p=0,643$ ), Cu ( $r=-0,115$ ;  $p=0,322$ ), Mn ( $r=-0,132$ ;  $p=0,259$ ), Pb ( $r=-0,015$ ;  $p=0,899$ ), Sn ( $r=0,077$ ;  $p=0,505$ ), Ti ( $r=0,156$ ;  $p=0,159$ ) y Zn ( $r=0,032$ ;  $p=0,783$ ).

No se ha encontrado una relación entre los niveles de los diferentes contaminantes estudiados en los suelos de Alcalá con las concentraciones monitorizadas en los cabellos, en ambos colectivos, ya que todos los coeficientes de correlación han sido muy bajos y no han resultado ser estadísticamente significativos.

## Resultados y Discusión

---

Por tanto, la exposición de la población infantil y adolescente a los elementos traza monitorizados en los suelos de los parques públicos de la ciudad no sería significativa, si sólo se considera al cabello como vía de excreción para estos xenobióticos. Sin embargo, la ausencia de una relación entre los niveles de contaminación de metales y metaloides en los suelos y su presencia en los cabellos, no sería concluyente, ya que esta carencia podría reflejar que: a) la exposición no ha sido suficiente como para encontrar una correlación entre estos elementos traza, o, b) que la fuente de exposición considerada no es representativa del total para las que están expuestas estos colectivos (Creason y cols., 1975).

Por tanto, sería necesario comprender la bioaccesibilidad y biodisponibilidad para el ser humano de los metales y metaloides presentes en los suelos, debido a que numerosos factores, unidos a la heterogeneidad de los antroposuelos, van a afectar a la entrada en el organismo de estos compuestos. Así, Ljung y cols. (2007), han descrito, que el contenido de arcillas y el pH de los suelos son determinantes en la entrada al organismo de los elementos traza presentes en los suelos urbanos de las zonas de recreo y parques.

Aunque hay pocos estudios que busquen una correlación entre los niveles determinados en ambas matrices, sí existen algunos que han observado una correlación significativa (Gebel y cols., 1998; Nowak y Kozłowski, 1998). En esta línea, Barltrop y cols. (1975), han encontrado una concentración superior de Pb en los cabellos de los sujetos que residen en un área contaminada por este metal en Inglaterra, frente a aquellos que habitan en una zona considerada como no contaminada. Por su parte, Stauber y Florence (1989), han señalado una mayor presencia de Mn en los cabellos de los aborígenes que viven en suelos ricos en este metal en Australia. Asimismo, Gebel y cols. (1998), han descrito una correlación significativa y positiva entre los niveles de As encontrados en suelos con lo determinado en los cabellos de la población general de una zona del norte de Alemania. Asimismo, se ha encontrado efecto sinérgico en la acumulación de Cd y Pb en pelo de mamíferos con la concentración en suelos (McLean y cols., 2009). Estos últimos, han indicado que el pelo de los roedores podría ser un buen indicador de la biodisponibilidad de Pb en los ecosistemas urbanos. Sin embargo, y de manera contraria, Habercam y cols. (1974), no han observado una correlación entre los niveles de Pb en cabello con lo determinado en suelos, en un estudio llevado a cabo con preadolescentes de 6-13 años de Charleston, Carolina del Sur, EEUU, hecho que estaría en concordancia con nuestros resultados.



## ***CONCLUSIONES***



## ***CONCLUSIONES***

---

### **CONCLUSIONES**

La consideración conjunta de los resultados obtenidos en este trabajo, permite formular las siguientes conclusiones:

**I. Relativos a la monitorización de la presencia y distribución de los principales metales y metaloides en los suelos de Alcalá de Henares:**

**I.1.** La presencia de los elementos traza en los suelos estudiados se encuentra dentro del rango de normalidad, siendo mucho más elevados en el área industrial.

**I.2.** Los metales se distribuyen en función de su fuente de emisión principal, natural, para el Al, As, Be, Cd, Cr, Mn, Tl y V, y antropogénica, para el Cd, Cu, Pb y Zn. Estos últimos serían buenos indicadores de contaminación urbana.

## **Conclusiones**

---

**I.3.** El incremento mineral en los suelos entre julio de 2000 a 2001, en concreto en el área urbana, se atribuye a las características naturales propias de estas sustancias, que los hace ubicuos, persistentes y no biodegradables en los suelos. El desarrollo demográfico, económico y tecnológico, y la continua urbanización e industrialización de Alcalá, habrían contribuido significativamente.

**II.** Relativos al **Análisis de Riesgos** de metales y metaloides presentes en los suelos analizados:

**II.1.** Los riesgos adversos que tiene sobre la salud la ingesta/inhalación de los contaminantes presentes en los suelos y suelos resuspendidos en Alcalá, de forma general, han sido mínimos para la mayoría de ellos, excepto para el As y el Cr.

**II.2.** Sería necesaria una reducción general de la presencia de los elementos estudiados, especialmente para el **As y Cr**, ya que **exceden los niveles considerados como seguros para la salud**.

**II.3.** El Exceso de Riego encontrado para el As, se podría atribuir a que el nivel considerado como seguro por la US EPA estaría infravalorado. En relación al Cr, hay que considerar que los niveles de seguridad propuestos por la US EPA corresponden sólo a las formas hexavalentes, por lo que el Exceso de Riesgo sería superior al real.

**III. Relativos a la biomonitorización de los diferentes metales y metaloides en los cabellos de la población infantil y adolescente de Alcalá de Henares:**

**III.1.** Los niveles de los elementos minerales determinados en los cabellos no difieren sustancialmente de las concentraciones descritas para niños y adolescentes saludables, excepto para el Hg, cuya presencia ha resultado ser superior al nivel propuesto como seguro para evitar daños neurológicos y cognitivos en estas edades.

**III.2.** No se han detectado niveles de As, Be y Tl en ninguna de las muestras de cabellos, para ambos colectivos, lo que indicaría que la población de Alcalá no habría estado expuesta a estos elementos.

**III.3.** El contenido mineral del cabello está influido por el sexo y la edad, siendo más elevado a edades tempranas, lo que indica una mayor sensibilidad a la contaminación ambiental en este colectivo. Los niveles de Al y Cr, en el colectivo infantil, y del Cd, Cu, Pb, Sn y Zn, en el adolescente, han sido significativamente superiores en las chicas, debido a posibles cambios en el sistema endocrino entre sexos, modificaciones que aparecerían con la llegada a la pubertad.

**III.4.** Los factores socioeconómicos, culturales, ambientales, y fundamentalmente, alimentarios, afectan a la presencia de estos compuestos en el cabello. Así, las diferencias significativas encontradas entre zonas para el Cr y Hg, en ambos colectivos, se podrían atribuir a hábitos alimentarios.

**III.5.** La presencia de elementos traza en los suelos de Alcalá no ha sido una vía de exposición para la población estudiada, siempre y cuando se considere al cabello como única vía de excreción en el cuerpo humano.

## **Conclusiones**

---

**III.6.** El uso del cabello sería un biomonitor útil en investigaciones preliminares, para evaluar si una población está o no expuesta a un elemento mineral dado, especialmente si esta se lleva a cabo a edades tempranas. Sin embargo, la presencia de estas sustancias en el cabello indicaría una exposición, pero no la fuente.

**En resumen,** los niveles de contaminación por metales y metaloides de Alcalá de Henares se encuentran dentro del rango de normalidad, hecho que se ha reflejado en el contenido mineral monitorizado en el cabello de la población medioambientalmente sensible. Asimismo, el riesgo potencial sobre la salud humana por ingestión/inhalación de los elementos traza presentes en el suelo de la ciudad, se podría considerar mínimo,

## ***BIBLIOGRAFÍA***





## BIBLIOGRAFÍA

**Abbate C.**, Buceti R., Munaò F., Giorgianni C., Ferreri G. Neurotoxicity induced by lead levels: an electrophysiological study. *Int Arch Occup Environ Health* 1995; 66(6):389-392.

**Abel MT.**, Suedel B., Presley SM., Rainwater TR., Austin GP., Cox SB., McDaniel LN., Rigdon R., Goebel T., Zartman R., Leftwich BD., Anderson TA., Kendall RJ., Cobb GP. Spatial distribution of lead concentrations in surface soils of New Orleans, Louisiana USA. *Environ Geochem Health* 2010; 32(5):379-389.

**Abelsohn A.**, Vanderlinden LD., Scott F., Archbold JA., Brown TL. Healthy fish consumption and reduced mercury exposure: counseling women in their reproductive years. *Can Fam Physician* 2011; 57(1):26-30.

**Abrahams PW.** Soils: their implications to human health. *Sci Total Environ* 2002; 291:1-32.

**Abril JM.**, García-Tenorio R., Enamorado SM., Hurtado MD., Andreu L., Delgado A. The cumulative effect of three decades of phosphogypsum amendments in reclaimed marsh soils from SW Spain: <sup>226</sup>Ra, <sup>238</sup>U and Cd contents in soils and tomato fruit. *Sci Total Environ* 2008; 403:80-88.

**Abdelouahab N.**, Mergler D., Takser L., Vanier C., St-Jean M., Baldwin M., Spear PA., Chan HM. Gender differences in the effects of organochlorines, mercury, and lead on thyroid hormone levels in lakeside communities of Quebec (Canada). *Environ Res* 2008; 107(3):380-392.

**Aboughalma H.**, Bi R., Schlaak M. Electrokinetic enhancement on phytoremediation in Zn, Pb, Cu and Cd contaminated soil using potato plants. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng* 2008; 43(8):926-933.

**Adriano DC.**, McLeod KW., Ciravolo TG. Long-term availability of Cm and Pu to crop plants. *Health Phys* 1986; 50(5):647-651.

## Bibliografía

---

- Adriano DC.** Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. 2<sup>nd</sup> ed, Springer-Verlag, New-York, 2001.
- Aelion CM.,** Davis HT., McDermott S., Lawson AB. Metal concentrations in rural topsoil in South Carolina: potential for human health impact. *Sci Total Environ* 2008; 402(2-3):149-156.
- Aelion CM.,** Davis HT., McDermott S., Lawson AB. Soil metal concentrations and toxicity: associations with distances to industrial facilities and implications for human health. *Sci Total Environ* 2009; 407:2216-2223.
- Afridi HI.,** Kazi TG., Kazi GH., Jamali MK., Shar GQ. Essential trace and toxic element distribution in the scalp hair of Pakistani myocardial infarction patients and controls. *Biol Trace Elem Res* 2006; 113(1):19-34.
- Afridi HI.,** Kazi TG., Kazi N., Jamali MK., Arain MB., Jalbani N., Baig JA., Sarfraz RA. Evaluation of status of toxic metals in biological samples of *diabetes mellitus* patients. *Diabetes Res Clin Pract* 2008a; 80(2):280-288.
- Afridi HI.,** Kazi TG., Kazi N., Jamali MK., Arain MB., Jalbani N., Sarfraz RA., Shah A., Kandhro GA., Shah AQ., Baig JA. Potassium, calcium, magnesium, and sodium levels in biological samples of hypertensive and nonhypertensive *diabetes mellitus* patients. *Biol Trace Elem Res* 2008b; 124(3):206-224.
- Afridi HI.,** Kazi TG., Kazi N., Kandhro GA., Baig JA., Shah AQ., Wadhwa SK, Khan S., Kolachi NF., Shah F., Jamali MK., Arain MB., Sirajuddin. Evaluation of essential trace and toxic elements in biological samples of normal and night blindness children of age groups 3-7 and 8-12 years. *Biol Trace Elem Res* 2010; doi 10.1007/s12011-010-8834-7.
- Agrawal A.,** Cronin JP., Agrawal A., Tonazzi JC., Adams L., Ashley K., Brisson MJ., Duran B., Whitney G., Burrell AK., McCleskey TM., Robbins J., White KT. Extraction and optical fluorescence method for the measurement of trace beryllium in soils. *Environ Sci Technol* 2008; 42(6):2066-2071.
- Agusa T.,** Kunito T., Iwata H., Monirith I., Tana TS., Subramanian A., Tanabe S. Mercury contamination in human hair and fish from Cambodia: levels, specific accumulation and risk assessment. *Environ Pollut* 2005; 134(1):79-86.
- Agusa T.,** Kunito T., Iwata H., Monirith I., Chamnan C., Tana TS., Subramanian A., Tanabe S. Mercury in hair and blood from residents of Phnom Penh (Cambodia) and possible effect on serum hormone levels. *Chemosphere* 2007; 68:590-596.
- Aharoni y Tesler Y.** Hair and chromium content of women with gestational diabetes compared with nondiabetic pregnant women. *Am J Clin Nutr* 1992; 55(1):104-107.
- Ahumada I.,** Mendoza J., Navarrete E., Ascar L. Sequential extraction of heavy metals in soils irrigated with wastewater. *Commun Soil Sci Plant Anal* 1999; 30:1507-1519.
- Aiyesanmi AF.** Assessment of heavy metals contamination of RobertKiri oil field's soil. *Niger J Soil Sci* 2005; 15:42-46.
- Ajmone-Marsan F.,** Biasioli M., Kralj T., Grcman H., Davidson CM., Hursthouse AS., y cols. Metals in particle-size fractions of the soils of five European cities. *Environ Pollut* 2008; 152:73-81.
- Akhter MS. y Madany IM.** Heavy metals in street and house dust in Bahrain. *Water Air Soil Pollut* 1993; 66(1-2):111-119.

- Akyol O.**, Ersan F., Akçay F., Altuntas Y., Senol M., Sasmaz S., Yasar A. Hair, nail, serum, and urine copper levels in users of copper intrauterine devices and interaction between copper and some other trace elements. *Trace Elem Electrol* 1997; 14:124-129.
- Al-Hashimi A.**, Krishnan SS., Jervis RE. Human hair as a pollutant dosimeter. *J Radioanal Nuclear Chem* 1992; 161:171-180.
- Al-Khashman OA. y Shawabkeh RA.** Metals distribution in soils around the cement factory in southern Jordan. *Environ Pollut* 2006; 140(3):387-395.
- Al-Khashman OA. y Shawabkeh RA.** Metal distribution in urban soil around steel industry beside Queen Alia Airport, Jordan. *Environ Geochem Health* 2010; en prensa.
- Al-Najar H.**, Kaschl A., Schulz R., Römheld V. Effect of thallium fractions in the soil and pollution origins on Tl uptake by hyperaccumulator plants: a key factor for the assessment of phytoextraction. *Int J Phytorem* 2005; 7(1):55-67.
- Al-Saleh I.**, Al-Enazi S., Shinwari N. Assessment of lead in cosmetic products. *Regul Toxicol Pharmacol* 2009; 54(2):105-113.
- Albasel N. y Cottenie A.** Heavy metal contamination near major highways, industrial and urban areas in Belgian grassland. *Water Air Soil Pollut* 1985; 24:103-109.
- Alegria A.**, Barberá R., Boluda R., Errecalde F., Farré R., Lagarda MJ. Environmental cadmium, lead and nickel contamination: possible relationship between soil and vegetable content. *Fresenius J Anal Chem* 1991; 339:654-657.
- Alexandrovskaya EI. y Alexandrovskiy AL.** History of the cultural layer in Moscow and accumulation of anthropogenic substances in it. *Catena* 2000; 41:249-259.
- Alfani A.**, Bartoli G., Rutigliano FA., Maisto G., Virzo de Santo A. Trace metal biomonitoring in the soil and the leaves of *Quercus Ilex* in the urban area of Naples. *Biol Trace Elem Res* 1996; 51:117-131.
- Alfvén T.**, Elinder CG., Carlsson MD., Grubb A., Hellström L., Persson B., Pettersson C., Spang G., Schütz, Jariup L. Low-level cadmium exposure and osteoporosis. *J Bone Mineral Research* 2000; 15:1579-1586.
- Ali M.**, Khan AH., Wahiduzzaman AKM., Malek MA. Trace element concentration in hair of Bangladesh children under normal and malnutrition conditions. *J Radioanal Nucl Chem* 1997; 219:81-87.
- Ali SM. y Malik RN.** Spatial distribution of metals in top soils of Islamabad City, Pakistan. *Environ Monit Assess* 2011; 172(1-4):1-16.
- Aller AJ.** The clinical significance of beryllium. *Trace Elem Electrol Health Dis* 1990; 4:1-6.
- Alloway BJ.** Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional, 1995, London.
- Alloway BJ. y Ayres DC.** Chemical principles of Environmental Pollution. Blackie Academic and Professional, London, 1997.
- Althausen TL. y Gunther L.** Acute arsenic poisoning: a report of seven cases and a study of arsenic excretion with especial reference to hair. *JAMA* 1992; 92:2002-2006.
- Amaral AF.**, Arruda M., Cabral S., Rodrigues AS. Essential and non-essential trace metals in scalp hair of men chronically exposed to volcanogenic metals in the Azores, Portugal. *Environ Int* 2008; 34:1104-1108..

## **Bibliografía**

---

- Ammendola A.**, Ammendola E., Argenzio F., Tedeschi G. Clinical and electrodiagnostic follow-up of an adolescent poisoned with thallium. *Neurol Sci* 2007; 28(4):205-208.
- Anagnostopoulou MA. y Day JP.** Lead concentrations and isotope ratios in street dust in major cities in Greece in relation to the use of lead in petrol. *Sci Total Environ* 2006; 367:791-799.
- Andersen O.**, Nielsen JB., Nordberg GF. Nutritional interactions in intestinal cadmium uptake-possibilities for risk reduction. *Biometals* 2004; 17:543-547.
- Anderson RA.**, Colton T., Doull J., Marks JG., Bruce GM., Finley BL., Paustenbach DJ. Designing a biological monitoring program to assess community exposure to chromium: conclusions of an expert panel. *J Toxicol Environ Health* 1993; 40:555-583.
- Anderson RA.** Chromium, glucose intolerance and diabetes. *J Am Coll Nutr* 1998; 17(6):548-555.
- Angelone M.**, Teofili C., Dowgiallo G. Lead and cadmium distribution in urban soil and plants in the city of Rome: a preliminary study. En: *Proceedings of the third International Conference on the Third International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements 1995*. Ed. INRA, Paris.
- Angerer J.**, Ewers U., Wilhelm M. Human biomonitoring: state of the art. *Int J Hyg Environ Health* 2007; 210:201-228.
- Anke M.** Arsenic. En: Mertz W. *Trace elements in human and animal's nutrition*. 5<sup>th</sup> ed., vol. 2. Academic Press, San Diego (CA), 1987.
- Anthemidis AN.**, Zachariadis GA., Stratis JA. Determination of arsenic (III) and total inorganic arsenic in water samples using an on-line sequential insertion system and hydride generation atomic absorption spectrometry. *Anal Chim Acta* 2005; 547(2):237-242.
- Antrop M.** Background concepts for integrated landscape analysis. *Agric Ecosystem Environ* 2000a, 77:17-28.
- Antrop M.** Changing patterns in the urbanized countryside of Western Europe. *Landsch Ecol* 2000b, 15:257-270.
- Antrop M.** Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landsch Urban Plan* 2004; 67:9-26.
- Anwar M.**, Ando T., Maaz A., Ghani S., Munir M., Qureshi IU., Naeem S., Tsuji M., Wakamiya J., Nakano A., Akiba S. Scalp hair mercury concentrations in Pakistan. *Environ Sci* 2007; 14(4):167-175.
- Apostoli P.**, Maranelli G., Duca PG., Bavazzano P., Bortoli A., Cruciatti A., Elia G., Minoia C., Piccinini R., Sabbioni E., Sciarra G., Soave C. Reference values of urinary chromium in Italy. *Int Arch Occup Environ Health* 1997; 70:173-179.
- Apostoli P.**, Lucchini R., Alessio L. Are current biomarkers suitable for the assessment of manganese exposure in individual workers? *American J Ind Med* 2000; 37:283-290.
- Apostoli P. y Alessio L.** Lead in the 90's: "new" rules for the "oldest" of environmental toxins? *Med Lav* 1992; 83(6):539-556.
- Aragonés N.**, Pérez-Gómez B., Astray J., Gil E., Pérez-Meixeira AM., de Paz C., Iriso A., Cisneros M., de Santos A., Arias P., Sanz JC., Asensio A., Fernández MA., González MJ., de León A., García-Sagredo JM., Pollán M., López-Abente G., Frutos García J., Martínez M. Biomonitoring of exposure to environmental pollutants in newborns and their parents in Madrid, Spain (BioMadrid): study design and field work results. *Gac Sanit* 2008; 22(5):483-491.
- Aranda P. y Llopis J.** Minerales. En: *Nutrición y Dietética: Aspectos Sanitarios*. Ed. Trivium, 1993.

**Artaxo P.**, Oyola P., Martinez R. Aerosol composition and source apportionment in Santiago de Chile. *Nuclear Instrum Methods B* 1999; 150:409-416.

**Arvanitidou V.**, Voskaki I., Tripsianis G., Athanasopoulou H., Tsalkidis A., Filippidis S., Schulpis K., Androulakis I. Serum copper and zinc concentrations in healthy children aged 3-14 years in Greece. *Biol Trace Elem Res* 2007; 115(1):1-12.

**Asante-Duah K.** Public Health Risk Assessment for human exposure to chemicals. Kluwer Academic Pub, Dordrecht, 2002.

**Ashraf W.**, Jaffar M., Mohammad D. Age and sex dependence of selected trace metals in scalp hair of urban population of Pakistan. *Sci Total Environ* 1994; 151:227-233.

**Astolfi E.**, Maccagno A., García Fernández JC., Vaccaro R., Stimola R. Relation between arsenic in drinking water and skin cancer. *Biol Trace Elem Res* 1981; 3:133-185.

**ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Control):** - **1993.** Toxicological profile for arsenic, beryllium, cadmium, chromium, lead, and toluene. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.

- **1995.** Toxicological profile for thallium. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.

- **1997.** Toxicological profile for titanium tetrachloride. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.

- **1999.** Toxicological profile for mercury. Atlanta GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.

- **2000.** Toxicological profile for manganese. Atlanta GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.

- **2001.** Hair analysis panel discussion. Atlanta GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.

- **2002.** Toxicological profile for beryllium. Atlanta GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.

- **2004.** Toxicological profile for copper. Atlanta GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.

- **2005a.** Toxicological profile for nickel. Atlanta GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.

- **2005b.** Toxicological profile for tin. Atlanta GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.

- **2005c.** Toxicological profile for zinc. Atlanta GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.

- **2007a.** Toxicological profile for arsenic. Atlanta GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.

## **Bibliografía**

---

- **2007b.** Toxicological profile for lead. Atlanta GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.
  - **2008a.** Toxicological profile for aluminium. Atlanta GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.
  - **2008b.** Toxicological profile for cadmium. Atlanta GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.
  - **2008c.** Toxicological profile for chromium. Atlanta GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.
  - **2008d.** Toxicological profile for manganese. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.
  - **2009.** Toxicological profile for vanadium. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for toxic substances and disease registry. Disponible en internet.
- Attar KM., Abdel-Aal MA., Debayle P.** Distribution of trace elements in the lipid and nonlipid matter of hair. *Clin Chem* 1990; 36(3):477-80.
- Au WW.** Usefulness of biomarkers in population studies: from exposure to susceptibility and to prediction of cancer. *Int J Hyg Environ Health* 2007; 210:239-246.
- Azaña E.** Historia de la ciudad de Alcalá de Henares. Ed. Facsimilar. Universidad de Alcalá, 2005.
- Bache CA., Gutenmann WH., Rutzke M., Chu G., Elfving DC., Lisk DJ.** Concentrations of metals in grasses in the vicinity of a municipal refuse incinerator. *Arch Environ Contam Toxicol* 1991; 20:538-542.
- Baghurst PA., Sawyer MG., Brns J.** Sociodemographic and behavioural determinant of blood lead concentration in children aged 11-13 years. The Port Pirie Cohort Study. *Med J Aus* 1999; 170:63-67.
- Bak J., Jensen J., Larsen MM., Pritzl G., Scott-Fordsmand J.** A heavy metal monitoring-programme in Denmark. *Sci Total Environ* 1997; 207:179-186.
- Bakar C., Karaman HI., Baba A., Sengünel F.** Effect of high aluminium concentration in water resources on human health, case study: Biga Peninsula, northwest part of Turkey. *Arch Environ Contam Toxicol* 2010; 58(4):935-944.
- Baker EL., Folland DS., Taylor TA., Frank M., Peterson W., Lovejoy G., Cox D., Housworth J., Landrigan PJ.** Lead poisoning in children of lead workers: home contamination with industrial dust. *N Engl J Med* 1977; 296:260-261.
- Baldwin DR. y Marshall W.** Heavy metal poisoning and its laboratory investigation. *Ann Clin Biochem* 1999; 36:267-300.
- Ball JE., Jenks R., Aubourg D.** An assessment of the availability of pollutant constituents on road surfaces. *Sci Total Environ* 1998; 209:243-254.
- Ballester F., Medina S., Boldo E., Goodman P., Neuberger M., Iñiguez C., Künzli N., APHEIS network.** Reducing ambient levels of fine particulates could substantially improve health: a mortality impact assessment for 26 European cities. *J Epidemiol Community Health* 2008; 62(2):98-105.
- Banat KM., Howari FM., Al-Hamad AA.** Heavy metals in urban soils of central Jordan: should we worry about their environmental risks? *Environ Res* 2005; 97(3):258-273.

- Bandhu HK.**, Sanjiv P., Garg ML., Singh B., Shahi JS., Mehta D., Swietlicki E., Dhawan DK., Mangal PC., Singh N. Elemental composition and sources of air pollution in the city of Chandigarh, India, using EDXRF and PIXE techniques. *Nucl Instrum Meth B* 2000; 160:126-138.
- Banerjee ADK.** Heavy metal levels and solid phase speciation in street dusts of Delhi, India. *Environ Pollut* 2003; 123(1):95-105.
- Banovetz JM.**, Sharp R., Probe RA., Anglen JO. Titanium plate fixation: a review of implant failures. *J Orthop Trauma* 1996; 10(6):389-394.
- Bao QS.**, Lu CY., Song H., Wang M., Ling W., Chen WQ., Deng XQ., Hao YT., Rao S. Behavioural development of school-aged children who live around a multi-metal sulphide mine in Guangdong province, China: a cross-sectional study. *BMC Public Health* 2009; 9:217.
- Bárány E.**, Bergdahl IA., Bratteby LE., Lundh T., Samuelson G., Schütz A., Skerfving S., Oskarsson A. Trace elements in blood and serum of Swedish adolescents: relation to gender, age, residential area, and socioeconomic status. *Environ Res* 2002a; 89(1):72-84.
- Barbosa F Jr.**, Tanus-Santos JE., Geriach RF., Parsons PJ. A critical review of biomarkers used for monitoring human exposure to lead: advantages, limitations, and future needs. *Environ Health Perspect* 2005; 113:1669-1674.
- Barceloux DG.** Nickel. *J Toxicol Clin Toxicol* 1999; 37:239-258.
- Barltrop D.**, Strehlow CD., Thornton I., Webb JS. Absorption of lead from dust and soil. *Postgrad Med J* 1975; 51(601):801-804.
- Barman SC. y Bhargava SK.** Accumulation of heavy metals in soil and plants in industrially polluted fields. *Ecol Environ Im Ass* 1997; 26:289-314.
- Barnhart J.** Occurrences, uses, and properties of chromium. *Regul Toxicol Pharm* 1997; 26:3-7.
- Barona A. y Romero F.** Distribution of metals in soils and relationships among fractions by principal component analysis. *Soil Technol* 1996; 8:303-319.
- Barregård L.**, Sällsten G., Järholm B. Mortality and cancer incidence in chloralkali workers exposed to inorganic mercury. *Br J Ind Med* 1990; 47(2):99-104.
- Barry PS.** A comparison of concentrations of lead in human tissues. *Br J Ind Med* 1975; 32:119-139.
- Bartell SM.**, Griffith WC., Faustman EM. Temporal error in biomarker-based mean exposure estimates for individuals. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2004; 14(2):173-179.
- Batáriová A.**, Speváčková V., Benes B., Cejchanová M., Smíd J., Cerná M. Blood and urine levels of Pb, Cd and Hg in the general population of the Czech Republic and proposed reference values. *Int J Hyg Environ Health* 2006; 209(4):359-366.
- Bates MN.**, Smith AH., Hopenhayn-Rich C. Arsenic toxicity. *Am J Epidemiol* 1994; 135:462-476.
- Batista JM.**, Schuhmacher M., Domingo JL., Corbella J. Mercury in hair for a child population from Tarragona Province, Spain. *Sci Total Environ* 1996; 193:143-148.
- Batzевич VA.** Hair trace element analysis in human ecology studies. *Sci Total Environ* 1995; 164:89-98.

## **Bibliografía**

---

- Bauer G.** y **Schachermayer E.** Statical analysis of heavy metal data from municipal waste incineration residues. *Environ Sci Pollut* 1996; 3:10-16.
- Baydar T.**, Papp A., Aydin A., Nagymajtenyi L., Schulz H., Isimer A., Sahin G. Accumulation of aluminium in rat brain: does it lead to behavioral and electrophysiological changes? *Biol Trace Elem Res* 2003; 92(3):231-244.
- Bazzi A.**, Nriagu JO., Linder AM. Determination of toxic and essential elements in children's blood with inductively coupled plasma-mass spectrometry. *J Environ Monit* 2008; 10(10):1226-1232.
- Bearer C.** Environmental health hazards: how children are different from adults. *Future child* 1995; 2:11-22.
- Beaumont JJ.**, Sedman RM., Reynolds SD., Sherman CD., Li LH., Howd RA., Sandy MS., Zeise L., Alexeeff GV. Cancer mortality in a Chinese population exposed to hexavalent chromium in drinking water. *Epidemiol* 2008; 19(1):12-23.
- Becaria A.**, Campbell A., Bondy SC. Aluminium as a toxicant. *Toxicol Ind Health* 2002; 18(7):309-320.
- Begerow J.**, Freier I., Turfeld M., Krämer U., Dunemann L. Internal lead and cadmium exposure in 6 year-old children from western and eastern Germany. *Int Arch Occup Environ* 1994; 66:243-248.
- Bell PF.**, Mulchi CL., Chaney RL. Microelement concentrations in Maryland air-cured tobacco. *Commun Soil Sci Plant Anal* 1992; 23(13-14):1617-1628.
- Bell ML.**, Dominici F., Ebisu K., Zeger SL., Samet JM. Spatial and temporal variation in  $PM_{2.5}$  chemical composition in the United States for health effects studies. *Environ Health Perspect* 2007; 115:989-995.
- Bellés M.**, Rico A., Schuhmacher M., Domingo JL., Corbella J. Reduction of lead concentrations in vegetables grown in Tarragone Province, Spain, as a consequence of reduction of lead in gasoline. *Environ Int* 1995; 21:821-825.
- Bellinger D.**, Leviton A., Slowman J. Antecedents and correlates of improved cognitive performance in children exposed in utero to low levels of lead. *Environ Health Perspects* 1990; 89:5-11.
- Bellinger DC.** Lead. *Pediatrics* 2004; 113(Suppl 1): 1016-1022.
- Bencko V.** Biological monitoring of environmental pollution and resulting human exposure to trace metals by hair analysis. *Biological monitoring of exposure to chemicals: metals*, 1991.
- Bencko V.** Use of human hair as a biomarker in the assessment of exposure to pollutants on occupational and environmental settings. *Toxicol* 1995; 101:29-39.
- Bencze K.** What contribution can be made to biological monitoring by hair analysis? Part 1. *Fresenius J Anal Chem* 1990a; 337:867-876.
- Bencze K.** What contribution can be made to biological monitoring by hair analysis? Part 2. *Fresenius J Anal Chem* 1990b; 338:58-61.
- Beneš B.**, Spěváčková V., Šmíd J., Čejchanová M., Černá M., Šubr P., Mareček J. The concentration levels of Cd, Pb, Hg, Cu, Zn and Se in blood of the population in the Czech Republic. *Cent Eur J Publ Health* 2000; 8(2):117-119.
- Beneš B.**, Spěváčková V., Čejchanová M., Šmíd J., Švandová E. Retrospective study of concentration levels of Pb, Cd, Cu and Se in serum of the Czech population in time period 1970-1999. *Cent Eur J Publ Health* 2001; 9(4):190-195.



- Beneš B.**, Spěváčková V., Šmíd J., Čejchanová M., Kaplanová E., Černá M., Gajewská V., Blatný J. Determination of normal concentration levels of Cd, Pb, Hg, Cu, Zn and Se in urine of the population in the Czech Republic. *Cent Eur J Publ Health* 2002; 10(1-2):3-5.
- Beneš B.**, Sladká J., Spěváčková V., Šmíd J. Determination of normal concentration levels of Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Se and Zn in hair of the child population in the Czech Republic. *Cent Eur J Publ Health* 2003; 11(4):184-186.
- Bergdahl IA. y Skerfving S.** Biomonitoring of lead exposure-alternatives to blood. *J Toxicol Environ Health A* 2008; 71(18):1235-1243.
- Bergfors E.**, Björkelund C., Trollfors B. Nineteen cases of persistent pruritic nodules and contact allergy to aluminium after injection of commonly used aluminium-adsorbed vaccines. *Eur J Pediatr* 2005; 164(11):691-697.
- Berglund M.**, Akesson A., Nermell B., Vahter M. Intestinal absorption of dietary cadmium in women depends on body iron stores and fiber intake. *Environ Health Perspect* 1994; 102(12):1058-1066.
- Berglund M.**, Lind B., Sörensen S., Vahter M. Impact of soil and dust lead on children's blood lead in contaminated areas of Sweden. *Arch Environ Health* 2000; 55(2):93-97.
- Berglund M.**, Lind B., Bjornberg KA., Palm B., Einarsson O., Vahter M. Inter-individual variations of human mercury exposure biomarkers: a cross-sectional assessment. *Environ Health* 2005; 4:1-11.
- Berkowitz GS.**, Moline JM., Todd AC. Methodological issues related to studies of lead mobilization during menopause. *Salud Pública Mex* 1999; 41:88-92.
- Berlin JM.**, Taylor JS., Sigel JE., Bergfeld WF., Dweik RA. Beryllium dermatitis. *J Am Acad Dermatol* 2003; 49(5):939-941.
- Berman RF.**, Pessah IN., Mouton PR., Mav D., Harry J. Low-level neonatal thimerosal exposure: further evaluation of altered neurotoxic potential in SJL mice. *Toxicol Sci* 2008; 101(2):294-309.
- Bernard A.** Biomarkers of metal toxicity in population studies: research potential and interpretation issues. *J Toxicol Environ Health A* 2008; 71(18):1259-1265.
- Bernardo MS.**, Lapa N., Barbosa R., Gonçalves M., Mendes B., Pinto F., Gulyurtlu I. Chemical and ecotoxicological characterization of solid residues produced during the co-pyrolysis of plastics and pine biomass. *J Hazard Mater* 2009; 166(1):309-317.
- Bertazzo A.**, Costa C., Biasiolo M., Allegri G., Cirrincione G., Presti G. Determination of copper and zinc levels in human hair: influence of sex, age, and hair pigmentation. *Biol Trace Elem Res* 1996;52:37-53.
- Berthelsen BO.**, Steinnes E., Solberg W., Jingsen L. Heavy metal concentration in plants in relation to atmospheric heavy metal deposition. *J Environ Qual* 1995; 24:1018-1026.
- Beyer L.**, Cordsen E., Blume HP., Schleuss U., Vogt B., Wu Q. Soil organic matter composition in urban anthrosols in the city of Kiel, NW-Germany, as revealed by wet chemistry and CPMA<sup>13</sup>C-NMR spectroscopy of whole soil samples. *Soil Technol* 1996; 9:121-132.
- Bharadwaj L. y Machibroda R.** Human health risk assessment approach for urban park development. *Arch Hig Rada Toksikol* 2008; 59(3):213-221.
- Bhat PN. y Pillai KC.** Beryllium in environmental air, water and soil. *Water Air Soil Pollut* 1997; 95(1-4):133-146.

## **Bibliografía**

---

- Biasioli M.**, Barberis R., Ajmone-Marsan F. The influence of a large city on some soil properties and metals content. *Sci Total Environ* 2006; 356(1-3):154-164.
- Biasioli M. y Ajmone-Marsan F.** Organic and inorganic diffuse contamination in urban soils: the case of Torino (Italy). *J Environ Monit* 2007; 9(8):862-868.
- Bilos C.**, Colombo JC., Skorupka CN., Rodriguez PMJ. Sources, distribution and variability of airborne trace metals in La Plata City area, Argentina. *Environ Pollut* 2001; 111:149-158.
- Birch GF. y Scollen A.** Heavy metals in road dusts, gully pots and parkland soils in a highly urbanised sub-catchment of Port Jackson, Australia. *Aust J Soil Res* 2003; 1329-1342.
- Birke M. y Rauch U.** Urban geochemistry: investigations in the Berlin metropolitan area. *Environ Geochem Health* 2000; 22:233-248.
- Bishop NJ.**, Robinson MJ., Lendon M., Hewitt CD., Day JP. Increased concentration of aluminium in the brain of a parenterally fed preterm infant. *Arch Dis Child* 1989; 63:1316-1317.
- Bissé E.**, Renner F., Sussmann S., Schölmerich J., Wieland H. Hair iron content: possible marker to complement monitoring therapy of iron deficiency in patients with chronic inflammatory bowel diseases? *Clin Chem* 1996; 42(8 Pt 1):1270-1274.
- Bitjukova L.**, Shogenova A., Birke M. Urban geochemistry: a study of elemental distributions in the soils of Tallin (Estonia). *Environ Geochem Health* 2000; 22:173-193.
- Black AP.**, Knight R., Batty J., Haswell SJ., Lindow SW. An analysis of maternal and foetal hair lead levels. *BJOG* 2002; 109(11):129-137.
- Blake L. y Goulding KWT.** Effects of atmospheric deposition, soil pH and acidification on heavy metal concentrations in soils and vegetation of semi-natural ecosystems at Rothamsted Experimental Station, UK. *Plant Soil* 2002; 240:235-251.
- Blanchet RJ.**, Pascoe GA., Williams PH. Comparative assessment of estimated vs. actual emissions and associated health risks from a modern municipal waste combustor. Presented at the Society of Toxicology 1994 Annual Meeting, Dallas, TX. Environmental Toxicology International, Inc. 1994.
- Blank DL. y Kidwell DA.** Decontamination procedures for drugs of abuse in hair- are they sufficient?. *Forensic Sci Int* 1995; 70:13-38.
- Blanco AL.**, Alonso A., Jiménez O. Estudio de los niveles de plomo, cadmio, cinc y arsénico en aguas de la provincia de Salamanca. *Rev Esp Salud Pública* 1998; 72:53-65.
- Blanuša M.**, Prester LJ., Matek M., Kučak A. Trace elements in soil and coniferous needles. *Bull Environ Contam Toxicol* 1999; 62:700-707.
- Bloemen ML.**, Markert B., Lieth H. The distribution of Cd, Cu, Pb, and Zn in topsoils of Osnabrück in relation to land use. *Sci Total Environ* 1995; 166:137-148.
- Bocio A.**, Nadal M., Domingo JL. Human exposure to metals through the diet in Tarragona, Spain: temporal trend. *Biol Trace Elem Res* 2005; 104(3):193-201.

- Bocca B.**, Alimonti A., Petrucci F., Violante N., Sancesario G., Forte G. Quantification of trace elements by sector field inductively coupled plasma spectrometry in urine, serum, blood and cerebrospinal fluid of patients with Parkinson's disease. *Spectrochim Acta* 2004; B59:559-566.
- Bolduc C. y Shapiro J.** Hair care products: waving, straightening, conditioning, and coloring. *Clin Dermatol* 2001; 19:431-436.
- Bollhofer A. y Rosman KJR.** Isotopic source signatures for atmospheric lead: the Northern Hemisphere. *Geochim Cosmochim Acta* 2001; 65:1727-1740.
- Bondia-Pons I.**, Serra-Majem L., Castellote AI., López-Sabater MC. Identification of foods contributing to the dietary lipid profile of a Mediterranean population. *Br J Nutr* 2007; 98(3):583-592.
- Boon DY. y Soltanpour PN.** Lead, cadmium, and zinc contamination of Aspen Garden soils and vegetation. *J Environ Qual* 1992; 21(1):82-86.
- Borella P.**, Bargellini A., Caselgrandi E., Piccinini L. Observations on the use of plasma, hair and tissue to evaluate trace element status in cancer. *J Trace Elem Med Biol* 1997; 11:162-165.
- Bortoli A.**, Gerotto M., Marchiori M., Palonta R., Troncon A. Applications of inductively coupled plasma mass spectrometry to the early detection of potentially toxic elements. *Microchem J* 1992; 46:167-173.
- Bos AJJ.**, van der Stap CCAH., Valkovic V., Vis RD., Verheul H. Incorporation routes of elements into human hair, implications for hair analysis used for monitoring. *Sci Total Environ* 1985; 42:157-169.
- Bosque MA.**, Domingo JL., Llobet JM., Corbella J. Cadmium in hair of school children living in Tarragona Province, Spain. Relationship to age, sex, and environmental factors. *Biol Trace Elem Res* 1991; 28(2):147-155.
- Bottoms S.** Cu probraze process is proving a hot technology. *Mat World* 2000; 8:18.
- Bouchard M.**, Laforest F., Vandelac L., Bellinger D., Mergler D. Hair manganese and hyperactive behaviours: pilot study of school-age children exposed through tap water. *Environ Health Perspec* 2007; 115(1):122-127.
- Bouchard M.**, Mergler D., Baldwin ME., Panisset M. Manganese cumulative exposure and symptoms: a follow-up study of alloy workers. *Neurotoxicol* 2008; 29:577-583.
- Bouglé DL.**, Bureau F., Morello R., Guillois B., Sabatier JP. Aluminium in the premature infant. *Trace Elem Electrol* 1997; 14(1):24-26.
- Bouglé DL.**, Sabatier JP., Guaydier-Souquières G., Guillon-Metz F., Laroche D., Jauzac P., Bureau F. Zinc status and bone mineralisation in adolescent girls. *J Trace Elem Med Biol* 2004; 18:17-21.
- Bouma J. y Droogers P.** Translating soil science into environmental policy: a case study on implementing the EU soil protection strategy in The Netherlands. *Environ Sci Policy* 2007; 10:454-463.
- Boumba VA.**, Ziavrou KS., Vougiouklakis T. Hair as a biological indicator of drug use, drug abuse or chronic exposure to environmental toxicants. *Int J Toxicol* 2006; 25(3):143-163.
- Bowler RM.**, Roels HA., Nakagawa S., Drezgic M., Diamond E., Park R., Koller W., Bowler RP., Mergler D., Bouchard M., Smith D., Gwiazda R., Doty RL. Dose-effect relationships between manganese exposure and neurological, neuropsychological and pulmonary function in confined space bridge welders. *Occup Environ Med* 2007; 64:167-177.

## **Bibliografía**

---

- Boyd HB.**, Pedersen F., Cohr KH., Damborg A., Jakobsen BM., Kristensen P., Samsøe-Petersen L. Exposure scenarios and guidance values for urban soil pollutants. *Regul Toxicol Pharmacol* 1999; 30:197-208.
- Bozkus I.**, Germec-Cakan D., Arun T. Evaluation of metal concentrations in hair and nail after orthognathic surgery. *J Craniofac Surg* 2011; 22(1):68-72.
- Bozsai G.** Quality control and assurance in hair analysis. *Microchem J* 1992; 46(2):159-166.
- Brady NC. y Weil RR.** The nature and properties of soils, 13<sup>th</sup> ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 2001.
- Bray T. y Bettger W.** The physiological role of zinc as an antioxidant. *Free Radic Biol Med* 1990; 8:281-291.
- Bremner I. y Beattie JH.** Metallothionein and the trace minerals. *Annu Rev Nutr* 1990; 10:63-83.
- Brenneman KA.**, Wong BA., Buccellato MA., Costa ER., Gross EA., Dorman DC. Direct olfactory transport of inhaled manganese (<sup>54</sup>MnCl<sub>2</sub>) to the rat brain: toxicokinetic investigations in a unilateral nasal occlusion model. *Toxicol Appl Pharmacol* 2000; 169:238-248.
- Brettell TA.**, Butler JM., Saferstein R. Forensic science. *Anal Chem* 2005; 77:3839-3860.
- Brewer GJ.** Iron and copper toxicity in diseases of aging, particularly atherosclerosis and Alzheimer's Disease. *Exp Biol Med* 2007; 232:323-335.
- Bright P.**, Burge PS., O`Hickey SP. Occupational asthma due to chrome and nickel electroplating. *Thorax* 1997; 52:28-32.
- Brockhaus A.**, Dolgner R., Ewers U., Soddemann H., Wiegand H. Intake and health effects of thallium among a population living near a cement plant emitting thallium containing dust. *Int Arch Occup Environ Health* 1981; 48:375-389.
- Brody DJ.**, Pirkle JL., Kramer RA., Flegal KM., Matte TD., Gunter EW., Paschal DC. Blood lead levels in the US population: Phase 1 of the Third National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES III, 1988 to 1991). *J Am Med Assoc* 1994; 272(4):277-283.
- Buchet JP.**, Lauwerys R., Roels H., Bernard A., Bruaux P., Claeys F., Ducoffre G., de Plaen P., Staessen J., Amery A., Lijnen P., Thijs L., Rondia D., Sartor F., Saint Remy A., Nick L. Renal effects of cadmium body burden of the general population. *Lancet* 1990; 336(8717):699-702.
- Buchet JP. y Lauwerys R.** Study of inorganic arsenic methylation by rat liver in vitro : relevance for the interpretation of observations in man. *Arch Toxicol* 1985; 57:125-129.
- Budtz-Jørgensen E.**, Grandjean P., Jørgensen PJ., Weihe P., Keiding N. Association between mercury concentrations in blood and hair in methylmercury-exposed subjects at different ages. *Environ Res* 2004; 95:385-393.
- Budtz-Jørgensen E.**, Grandjean P., Weihe P. Separation of risks and benefits of seafood intake. *Environ Health Perspect* 2007; 115(3):323-327.
- Bullock P. y Gregory PJ.** Soils in the urban environment. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, 1991.
- Burbacher TM.**, Shen DD., Liberato N., Grant KS., Cernichiari E., Clarkson T. Comparison of blood and brain mercury levels in infant monkeys exposed to methylmercury or vaccines containing thimerosal. *Environ Health Perspect* 2005; 113(8):1015-1021.

- Cala V.**, Cases MA., Walter I. Biomass production and heavy metal content of *Rosmarinus officinalis* grown on waste-amended soil. *J Arid Environ* 2005; 62:401-412.
- Calabrese EJ. y Stanek EJ.** Soil pica: not a rare event. *J Environ Sci Health A Environ Sci Engine* 1993; 28(2):373-384.
- Calabrese EJ.**, Stanek EJ., James RC., Roberts SM. Soil ingestion: a concern for acute toxicity in children. *Environ Health Perspect* 1997; 105:1354-1358.
- Callaba de Roa A.** El papel de la toxicología en la gestión de terrenos contaminados. Reunión de toxicología ambiental. Madrid, 2001.
- Calzoni GL.**, Antognoni F., Pari E., Fonti P., Gnes A., Speranza A. Active biomonitoring of heavy metal pollution using *Rosa rugosa* plants. *Environ Pollut* 2007; 149(2):239-245.
- Cámara de Comercio de Madrid.** Datos facilitados por la Cámara de Comercio, 2006. <http://www.madridindustrial.es/>
- Cambra K.**, Martinez T., Urzelai A., Alanzo E. Risk analysis of a farm area near a lead- and cadmium-contaminated industrial site. *J Soil Contam* 1999; 8: 527-540.
- Campbell JD.** Lifestyle, minerals and health. *Med Hypothesis* 2001; 57:521-531.
- Campbell A.**, Becaria A., Lahiri DK., Sharman K., Bondy SC. Chronic exposure to aluminium in drinking water increases inflammatory parameters selectively in the brain. *J Neurosci Res* 2004; 75:565-572.
- Canell MGR.** Growing trees to sequester carbon in the UK: answers to some common questions. *Forestry* 1999; 72:237-247.
- Canfield RL.**, Henderson CR Jr., Cory-Slechta DA., Cox C., Jusko TA., Lanphear BP. Intellectual impairment in children with blood lead concentrations below 10 µg per deciliter. *N Engl J Med* 2003; 348(16):1517-1526.
- Cannata JB.** Hypokinetic azotemic osteodystrophy. *Kidney Int* 1998; 54:1000-1016.
- Capannesi E.**, Caroli S., Rosada A. Evergreen oak leaves as natural monitor in environmental pollution. *J Radioanal Nucl Chem* 1988; 123:713-729.
- Capel ID.**, Pinnock MH., Dorrell HM., Williams DC., Grant EC. Comparison of concentrations of some trace, bulk, and toxic metals in the hair of normal and dyslexic children. *Clin Chem* 1981; 27:9-81.
- Capó ML.** Principios de ecotoxicología. Diagnóstico, tratamiento y gestión del medio ambiente. Ed. McGraw-Hill/Interamericana de España, SAU, 2002.
- Caprio RJ.**, Margulis HL., Jaselow MM. Lead absorption in children and its relation to urban traffic densities. *Arch Environ Health* 1974; 28:195-197.
- Caroli S.**, Senofonte O., Violante N., Fornarelli L., Powar A. Assessment of reference values for elements in hair of urban normal subjects. *Microchem J* 1992; 46:174-183.
- Caroli S.**, Alimonti A., Coni E., Petrucci F., Senofonte O., Violante N. The assessment of reference values for elements in human biological tissues and fluids: a systematic review. *Crit Rev Anal Chem* 1994; 24:363-398.

## **Bibliografía**

---

- Caroli S.**, Senofonte O., Violante N., D'Illo S., Caimi S., Chiodo F., Menditto A. Diagnostic potential of hair analysis as applied to the goldsmith sector. *Microchem J* 1998; 59(1):32-44.
- Carr R.**, Zhang C., Moles N., Harder M. Identification and mapping of heavy metal pollution in soils of a sports ground in Galway City, Ireland, using a portable XRF analyser and GIS. *Environ Geochem Health* 2008; 30(1):45-52.
- Carrizales L.**, Razo I., Téllez-Hernández JL., Torres-Nerio R., Torres A., Batres LE., y cols. Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luís Potosí, Mexico: importance of soil contamination for exposure of children. *Environ Res* 2006; 101:1-10.
- Castoldi AF.**, Johansson C., Onishchenko N., Coccini T., Roda E., Vahter M., Ceccatelli S., Manzo L. Human developmental neurotoxicity of methylmercury: impact of variables and risk modifiers. *Regul Toxicol Pharmacol* 2008; 51:201-214.
- Cattle JA.**, McBratney AB., Minasny B. Kriging method evaluation for assessing the spatial distribution of urban soil lead contamination. *J Environ Qual* 2002; 31:1576-1588.
- Caulfield MJ.**, Shi L., Wang S., Wang B., Tobery TW., Mach H., Ahl PL., Cannon JL., Cook JC., Heinrichs JH., Sitrin RD. Effect of alternative aluminium adjuvants on the absorption and immunogenicity of HPV16 L1 VLPs in mice. *Hum Vaccin* 2007; 3(4):139-145.
- Caussy D.**, Gochfeld M., Gurzau E., Neagu C., Ruedel H. Lessons from case studies of metals: investigating exposure, bioavailability, and risk. *Ecotoxicol Environ Saf* 2003; 56:45-51.
- Cavallari JM.**, Eisen EA., Fang SC., Schwartz J., Hauser R., Herrick RF., Christiani DC. PM<sub>2.5</sub> metal exposures and nocturnal heart rate variability: a panel study of boilermaker construction workers. *Environ Health* 2008; 7:36.
- CDC (Centers for Disease Control):** - 1991. Preventing lead poisoning in young children. A statement by the Center for Disease Control. 4<sup>th</sup> Rev. Atlanta Ga Centers for Disease Control: US Department of Health and Human Services/Public Health Services.
- 2008. Thallium poisoning from eating contaminated cake, Iraq, 2008. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep* 2008; 57(37):1015-1018.
- Cebrian ME.**, Albores A., Aguilar M., Blakely E. Chronic arsenic poisoning in the north of Mexico. *Human Toxicol* 1983; 2:121-133.
- CEC (Commission of the European Communities).** Strategy for a Chemicals Policy. White Paper, 2001.
- CEC (Commission of the European Communities).** 2006/1881/EC setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal of the European Communities*, Dec. 19, 2006, L364/5.
- Cefalu WT.** y **Hu FB.** Role of chromium in human health and in diabetes. *Diabetes Care* 2004; 11:2741-2751.
- Cejchanová M.**, Speváčková V., Kratzer K., Wranová K., Speváček V., Benes B. Determination of mercury and methylmercury in hair of the Czech children's population. *Biol Trace Elem Res* 2008; 121(2):97-105.
- Černá M.**, Speváčková V., Cejchanová M., Benes B., Rössner P., Bavorová H., Ocadlíková D., Smíd J., Kubínová R. Population-based monitoring in the Czech Republic- the system and selected results. *Sci Total Environ* 1997; 204(3):263-270.

- Cernichiari E.**, Toribara TY., Liang L., Marsh DO., Berlin MW., Myers GJ., Cox C., Shamlaye CF., Choisy O., Davidson P. The biological monitoring of mercury in the Seychelles study. *Neurotoxicology* 1995; 16:613-628.
- Cespón-Romero RM. y Yebra-Biurrun MC.** Flow injection determination of lead and cadmium in hair samples from workers exposed to welding fumes. *Anal Chim Acta* 2007; 600:221-225.
- Champion T.** Urbanization, suburbanization, counterurbanization and reurbanization. En: Paddison R. *Handbook of urban studies*. Sage, London 2001.
- Chan DY.**, Black W., Hale B. Bioaccumulation of cadmium from durum wheat diets in the livers and kidneys of mice. *Bull Environ Contam Toxicol* 2000; 64:526-533.
- Chandler HA. y Scott M.** A review of thallium toxicology. *J R Nav Med Serv* 1986; 72:75-79.
- Chang LW.** Toxicology of metals. Boca Raton, FL; CRC Lewis Publishers, 1996.
- Chang MB.**, Wu HS., Huang CK. Evaluation on speciation and removal efficiencies of mercury from municipal solid waste incinerators in Taiwan. *Sci Total Environ* 2000; 246:165-173.
- Chang LW. y Cockerham L.** Basic environmental toxicology. CRC Press, Florida, 1994.
- Chappuis P.**, Duhaux L., Paolaggi F., de Vernejoul MC., Rousselet F. Analytical problems encountered in determining aluminum status from hair in controls and hemodialyzed patients. *Clin Chem* 1988; 34(11):2253-2255.
- Charlesworth S.**, Everett M., McCarthy R., Ordóñez A., de Miguel E. A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK. *Environ Int* 2003; 29:563-573.
- Charlesworth SM. y Lees JA.** Particulate-associated heavy metals in the urban environment: their transport from source to deposit, Coventry, UK. *Chemosphere* 1999; 39(5): 833-848.
- Chaudhary K.**, Ehmann WD., Rengan K., Markesbery WR. Trace element correlations with age and sex in human fingernails. *J Radioanal Nucl Chem Art* 1995; 195:51-56.
- Chatt A. y Katz SA.** Hair analysis, applications in the biomedical and environmental sciences. VCH Publishers, Inc., Weinheim, New York, 1988.
- Chen J.** Rapid urbanization in China: a real challenge to soil protection and food security. *Catena* 2007; 69:1-15.
- Chen TB.**, Wong JWC; Zhou HY., Wong MH. Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soil of Hong Kong. *Environ Pollut* 1997; 96:61-68.
- Chen M.**, Lena QM., Harris WG. Baseline concentrations of 15 trace elements in Florida surface soils. *J Environ Qual* 1999; 28:1173-1181.
- Chen WY.**, Wang YC., Kuo MS. Determination of total mercury and methylmercury in human hair by graphite-furnace atomic absorption spectrophotometry using 2,3-dimercaptopropane-1-sulfonate as a complexing agent. *Anal Sciences* 2002; 18:255-260.
- Chen TB.**, Zheng YM, Lei M., Huang ZC., Wu HT., Chen H., Fan KK., Yu K., Wu X., Tian QZ. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere* 2005; 60:542-551.

## ***Bibliografía***

---

- Chen X.**, Xia X., Wu S., Wang F., Guo X. Mercury in urban soils with various types of land use in Beijing, China. *Environ Pollut* 2010a; 158:48-54.
- Chen X.**, Xia X., Zhao Y., Zhang P. Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China. *J Hazard Mat* 2010b; 181:640-646.
- Chen MF.** y **Mao IP.** Spatial variations of airborne particles in metropolitan Taipei. *Sci Total Environ* 1998; 209:225-231.
- Cheng J.**, Gao L., Zhao W., Liu X., Sakamoto M., Wang W. Mercury levels in fisherman and their household members in Zhoushan, China: impact of public health. *Sci Total Environ* 2009; 407(8):2625-2630.
- Chèze M.**, Muckensturm A., Hoizey G., Pépin G., Deveaux M. A tendency for re-offending in drug-facilitated crime. *Forensic Sci Int* 2010; 196(1-3):14-17.
- Chiba M.**, Iyengar V., Greenberg RR. Determination of tin in biological materials by atomic spectrophotometry and neutron activation analysis. *Sci Total Environ* 1994; 148:39-44.
- Chicharro MA.**, Cala Rivero V., Larrea Marín MT. Contamination by heavy metals in soils in the neighbourhood of a scrapyard of discarded vehicles. *Sci Total Environ* 1998; 212:145-152.
- Chiou HY.**, Hsueh YM., Hsieh LL., Hsu LI, Hsu YH., Hsieh FI., Wei ML., Chen HC., Yang HT., Leu LC., Chu TH., Chen-Wu C., Yang MH., Chen CJ. Arsenic methylation capacity, body retention, and null genotypes of glutathione S-transferase M1 and T1 among current arsenic-exposed residents in Taiwan. *Mutat Res* 1997; 386(3):197-207.
- Chlopecka A.**, Bacon JR., Wilson MJ., Kay J. Forms of cadmium, lead, and zinc in contaminated soils from southwest Poland. *J Environ Qual* 1996; 25:69-79.
- Chlopicka J.**, Zagrodzki P., Zachwieja Z., Krośniak M., Fołta M. Use of pattern recognition methods in the interpretation of heavy metals content (Pb, Cd) in children's scalp hair. *Analyst* 1995; 120:934-946.
- Chlopicka J.**, Zachwieja Z., Zagrodzki P., Frydrych J., Słota P., Krośniak M. Lead and cadmium in the hair and blood of children from a highly industrial area in Poland. *Biol Trace Elem Res* 1998; 62: 229-234.
- Chlopicka J.**, Zagrodzki P., Zachwieja Z. Correlations between toxic elements and bioelements in the blood and hair of children. *Polish J Environ Studies* 2001; 11(Suppl 1):44-46.
- Cho SY.**, Jang SG., Chung YS. Human hair identification by instrumental neutron activation analysis. *J Radioanal Chem* 1998; 229:143-147.
- Choi SM.**, Yoo SD., Lee BM. Toxicological characteristics of endocrine-disrupting chemicals: developmental toxicity, carcinogenicity, and mutagenicity. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 2004; 7(1):1-24.
- Choi AL.**, Weihe P., Budtz-Jørgensen PJ., Jørgensen PJ., Salonen JT., Tuomainen TP., Murata K., Nielsen HP., Petersen MS., Askham J., Grandjean P. Methylmercury exposure and adverse cardiovascular effects in Faroese whaling men. *Environ Health Perspect* 2009; 117(3):367-372.
- Chon HT.**, Ahn JSG., Jung MC. Metal contamination of soils and dusts in Seoul metropolitan city, Korea. *Environ Geochem Health* 1995; 17:23-37.



- Chowdhury UK.**, Biswas BK., Chowdhury TR., Samanta G., Mandal BK., Basu GC., Chanda CR., Lodh D., Saha KC., Mukherjee SK., Roy S., Kabir S., Quamruzzaman Q., Chakraborti D. Groundwater arsenic contamination in Bangladesh and West Bengal, India. *Environ Health Perspect* 2000; 108(5):393-397.
- Christensen JM.** Human exposure to toxic metals: factors influencing interpretation of biomonitoring results. *Sci Total Environ* 1995; 166:89-135.
- Christoforidis A. y Stamatis N.** Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala`s region, Greece. *Geoderma* 2009; 151:257-263.
- Chronopoulos J.**, Haidouti C., Chronopoulou-Sereli A., Massas I. Variations in plant and soil lead and cadmium content in urban parks in Athens, Greece. *Sci Total Environ* 1997; 196:91-98.
- Chrysohoou C.**, Panagiotakos DB., Pitsavos C., Skoumas J., Krinos X., Chloptsios Y., Nikolaou V., Stefanadis C. Long-term fish consumption is associated with protection against arrhythmia in healthy persons in a Mediterranean region-the ATTICA study. *Am J Clin Nutr* 2007; 85(5):1385-1391.
- Chyla MA. y Zyrnicki W.** Determination of metal concentrations in animal hair by the ICP method: comparison of various washing procedures. *Biol Trace Elem Res* 2000; 75(1-3):187-94.
- Cicchella D.**, De Vivo B., Lima A. Palladium and platinum concentration in soils from the Napoli metropolitan area, Italy: possible effects of catalytic exhausts. *Sci Total Environ* 2003; 308:121-131.
- Cinti D.**, Angelone M., Masi U., Cremisini C. Platinum levels in natural and urban soils from Rome and Latium (Italy): significance for pollution by automobile catalytic converter. *Sci Total Environ* 2002; 293:47-57.
- Ciszewski A.**, Wasiaik W., Ciszewska W. Hair analysis. Part 2. Differential pulse anodic stripping voltammetric determination of thallium in human hair samples of persons in permanent contact with lead in their workplace. *Anal Chim Acta* 1997; 343:225-229.
- Civeira G. y Lavado RS.** Nitrate losses, nutrients and heavy metal accumulation from substrates assembled for urban soils reconstruction. *J Environ Manag* 2008; 88(4):1619-1623.
- Clapp T.**, Siebert P., Chen D., Jones Braun L. Vaccines with aluminum-containing adjuvants: optimizing vaccine efficacy and thermal stability. *J Pharm Sci* 2011; 100(2):388-481.
- Clark HF.**, Brabander DJ., Erdil RM. Sources, sinks, and exposure pathways of lead in urban garden soil. *J Environ Qual* 2006; 35(6):2066-2074.
- Clarkson TW.** The three modern faces of mercury. *Environ Health Perspect* 2002; 110(Suppl 1):11-23.
- Clarkson TW. y Magos L.** The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Crit Rev Toxicol* 2006; 36(8):609-662.
- Clayton BE.** Clinical chemistry of trace elements. *Adv Clin Chem* 1980; 21:147-159.
- Clifton JC 2<sup>nd</sup>.** Mercury exposure and public health. *Pediatr Clin North Am* 2007; 54(2):237-269.
- Cocho JA.**, Goladar MLR., Couce A., Fraga JM. Aluminium contents of human milk, cow`s milk and infants formulas. *J Peadiatr Gastroenterol Nutr* 1999; 28(3):270-275.
- Concha G.**, Vogler G., Lezcano D. Exposure to inorganic arsenic metabolites during early human development. *Toxicol Sci* 1998; 44:185-190.

## Bibliografía

---

- Coni E.**, Baldini M., Stacchini P., Zanasi F. Cadmium intake with diet in Italy: a pilot study. *J Trace Elem Electrolytes Health Dis* 1992; 6:175-181.
- Contiero E. y Folin M.** Trace elements nutritional status use of hair as a diagnostic tool. *Biol Trace Elem Res* 1994; 40:151-159.
- Coon S.**, Stark A., Peterson E., Gloi A., Kortsha G., Pounds J., Chettle D., Gorell J. Whole-body lifetime occupational lead exposure and risk of Parkinson's disease. *Environ Health Perspect* 2006; 114:1872-1876.
- Corbella J.** Esquemes de toxicologia industrial (I). Introducció-Metalls. Publicacions del Seminari Pere Mata de la Universitat de Barcelona, núm. 24, 2000.
- Cornelis R.**, Borguet F., de Kimpe J. Trace elements in medicine. *Analytica Chimica Acta* 1993; 283:183-189.
- Cortes TE.**, De Goeij JJM., Bacso J., Yuang-Di Cheng, Kinova I., Matsubara J., Niese S., Sato T., Wesenberg GR., Muramatsu Y. The significance of hair mineral analysis as a means for assessing internal body burdens of environmental pollutants: results from an IAEA co-ordinated research programme. *J Radioanal Nuclear Chem* 1993; 167(2):413-421.
- Cory-Slechta DA.**, Virgolini MB., Triruchelvam M., Weston D., Bauter MR. Maternal stress modulates the effects of developmental lead exposure. *Environ Health Perspect* 2004; 112:717-730.
- Cory-Slechta DA.**, Virgolini MB., Rossi-George A., Triruchelvam M., Lisek R., Weston D. Lifetime consequences of combined maternal lead and stress. *Basic Clin Pharmacol Toxicol* 2008; 102(2):218-227.
- Costa M.** Chromium and nickel. En: Zallups RK. and Koropatnick J., editors. *Molecular Biology and Toxicology of Metals*, London, 2000.
- Costa RD.**, Cossich ES., Tavares CRG. Influence of the temperature, volume and type of solution in the mercury vaporization of dental amalgam residue. *Sci Total Environ* 2008; 407:1-6.
- Cotrufo MF.**, de Santo AV., Alfani A., Bartoli G., de Cristofaro A. Effects of urban heavy metal pollution on organic matter decomposition in *Quercus ilex* L. woods. *Environ Pollut* 1995; 89(1):81-87.
- Cousins RJ.** Absorption, transport, and hepatic metabolism of copper and zinc: special reference to metallothionein and ceruloplasmin. *Physiol Rev* 1985; 65(2):238-309.
- Cowan DM.**, Fan Q., Zou Y., Shi X., Chen J., Aschner M., Rosenthal FS., Zheng W. Manganese exposure among smelting workers: blood manganese-iron ratio as a novel tool for manganese exposure assessment. *Biomarkers* 2009; 14(1):3-16.
- Craul PJ.** *Urban soil in landscape design*. John Wiley, New York, 1992.
- Creason JP.**, Hinners TA., Bumgarner JE., Pinkert C. Trace elements in hair, as related to exposure in metropolitan New York. *Clin Chem* 1975; 21(4):603-612.
- Crespo-López ME.**, Herculano AM., Corvelo TC., do Nascimento JLM. Mercurio y toxicidad. *Rev Neurol* 2005; 40: 441-447.
- Crespo-López ME.**, de Sá AL., Herculano AM., Burbano RR., do Nascimento JLM. Methylmercury genotoxicity: a novel effect in human cell lines of the central nervous system. *Environ Int* 2007; 33:141-146.
- Cui YJ.**, Zhu YG., Zhai RH., Chen DY., Huang YZ., Qui Y., Liang JZ. Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environ Int* 2004; 30:785-791.

- Cui YJ.**, Zhu YG., Zhai RH., Huang YZ., Qui Y., Liang JZ. Exposure to metal mixtures and human health impacts in a contaminated area in Nanning, China. *Environ Int* 2005; 31(6):784-790.
- Culbard EB.**, Thornton I., Watt J., Wheatley M., Moorcroft S., Thompson M. Metal contamination in British urban dusts and soils. *J Environ Qual* 1988; 17(2):226-234.
- Curtis J. y Greenberg M.** Screening for drugs of abuse: hair as an alternative matrix, a review for the medical toxicologist. *Clin Toxicol* 2008; 46(1):22-34.
- Cvjetko P.**, Cvjetko I., Pavlica M. Thallium toxicity in humans. *Arch Hig Rada Toksikol* 2010; 61(1):111-119.
- Cyrys J.**, Stolzel M., Heinrich J., Kreyling WG., Menzel N., Wittmaack K., Tuch T., Wichmann HE. Elemental composition and sources of fine and ultrafine ambient particles in Erfurt, Germany. *Sci Total Environ* 2003; 305:143-156.
- Czarnowska K.**, Gworek B., Kozanecka T., Latuszek B., Szafranska E. Heavy metals content in soils as indicator of urbanization. *Polish Ecol Stud* 1983; 9:63-79.
- Dakeishi M.**, Nakai K., Sakamoto M., Iwata T., Suzuki K., Liu XJ., Ohno T., Kurosawa T., Satoh H., Murata K. Effects of hair treatment on hair mercury, the best biomarker of methylmercury exposure. *Environ Health Prev Med* 2005; 10:208-212.
- Dakeishi M.**, Murata K., Grandjean P. Long-term consequences of arsenic poisoning during infancy due to contaminated milk powder. *Environ Health* 2006; 5:31.
- Dang Z.**, Liu C., Haigh MJ. Mobility of heavy metals associated with the natural weathering of coal mine spoils. *Environ Pollut* 2002; 118:419-426.
- Daniel III CR.**, Piraccini BM., Tosti A. The nail and hair in forensic science. *Clin Rev* 2004; 50(2):258-261.
- Dantu S.** Heavy metals concentration in soils of southeastern part of Ranga Reddy district, Andhra Pradesh, India. *Environ Monit Assess* 2009; 149(1-4):213-222.
- Dao L.**, Morrison L., Zhang C. Spatial variation of urban soil geochemistry in a roadside sports ground in Galway, Ireland. *Sci Total Environ* 2010; 408:1076-1084.
- Dapcich V.**, Salvador Castell G., Ribas Barba L., Pérez Rodrigo C., Aranceta Bartrina J., Serra Majem LL. Guía de la alimentación saludable. Ed. Sociedad Española de Nutrición Comunitaria, SENC, Madrid, 2004.
- Das AK.**, Chakraborty R., Cervera ML., de la Guardia M. Determination of thallium in biological samples. *Anal Bioanal Chem* 2006; 385:665-670.
- Dastych M.**, Cienciala J., Krbec M. Changes of selenium, copper, and zinc content in hair and serum of patients with idiopathic scoliosis. *J Orthop Res* 2008; 26(9):1279-1282.
- Datta R.**, Makris KC., Sarkar D. Arsenic fractionation and bioaccessibility in two alkaline Texas soils incubated with sodium arsenate. *Arch Environ Contam Toxicol* 2007; 52(4):475-482.
- Davydova S.** Heavy metals as toxicants in big cities. *Microchem J* 2005; 79:133-136.
- Davidson PW.**, Myers GJ., Cox C., Wilding GE., Shamlaye CF., Huang LS., Cernichiari E., Sloane-Reeves J., Palumbo D., Clarkson TW. Methylmercury and neurodevelopment: longitudinal analysis of the Seychelles child development cohort. *Neurotoxicol Teratol* 2006; 28:529-535.

## **Bibliografía**

---

- Davis HT.**, Aelion CM., McDermott S., Lawson AB. Identifying natural and anthropogenic sources of metals in urban and rural soils using GIS-based data, PCA, and spatial interpolation. *Environ Pollut* 2009; 157(8-9):2378-2385.
- de Freitas CU.**, de Capitani EM., Gouveia N., Simonetti MH., de Paula e Silva MR., Kira CS., Sakuma AM., Carvalho MFH., Duran MC., Tiglea P., de Abreu MH. Lead exposure in an urban community: investigation of risk factors and assessment of the impact of lead abatement measures. *Environ Res* 2007; 103:338-344.
- de Gregori I.**, Fuentes E., Rojas M., Pinochet H., Potin-Gautier M. Monitoring of copper, arsenic and antimony levels in agricultural soils impacted and non-impacted by mining activities, from three regions in Chile. *J Environ Monit* 2003; 5:287-295.
- de Kimpe CR. y Morel JL.** Urban soil management: a growing concern. *Soil Sci* 2000; 165(1):31-40.
- de Miguel E.**, Llamas JF., Chacón E., Berg T., Larssen S., Røyset O., Vadset M. Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrol and urban lead. *Atmos Environ* 1997; 31(17):2733-2740.
- de Miguel E.**, Jiménez de Grado M., Llamas JF., Martín-Dorado A., Mazadiego LF. The overlooked contribution of compost application to the trace element load in the urban soil of Madrid (Spain). *Sci Total Environ* 1998; 215:113-122.
- de Miguel E.**, Llamas JF., Chacón E., Mazadiego LF. Sources and pathways of trace elements in urban environments: a multi-elemental qualitative approach. *Sci Total Environ* 1999; 235:355-357.
- de Miguel E.**, Iribarren I., Chacón E., Ordoñez A., Charlesworth S. Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). *Chemosphere* 2007; 66(3):505-513.
- de Rosa CT.**, Pohl HR., Williams M., Ademoyero AA., Selene CH., Chou J., Jones DE. Public health implications of the environmental exposures. *Environ Health Perspect* 1998; 369-378.
- de Sá AL.**, Herculano AM., Pinheiro MC., Silveira LCL., do Nascimento JLM., Crespo-López ME. Human exposure to mercury in the west region of Pará State. *Rev Paraense Med* 2006; 20(1):19-25.
- de Vries W.**, Loftis S., Tipping E., Meili M., Groenenberg JE., Schütze G. Impact of soil properties on critical concentrations of cadmium, lead, copper, zinc, and mercury in soil solution in view of ecotoxicological effects. *Rev Environ Contam Toxicol* 2007a; 191:47-89.
- de Vries W.**, Römkens PF., Schütze G. Critical soil concentrations of cadmium, lead, and mercury in view of health effects on humans and animals. *Rev Environ Contam Toxicol* 2007b; 191:91-130.
- Debes F.**, Budtz-Jørgensen E., Weihe P., White RF., Grandjean P. Impact of prenatal methylmercury exposure on neurobehavioral function at age 14 years. *Neurotoxicol Teratol* 2006; 28:363-375.
- DEFRA y US EPA.** Contaminated land exposure assessment model (CLEA): technical basis and algorithms. Report CLR10. Available from the R&D Dissemination Centre, WRC plc, Swidon, Wotts. 2002.
- del Olmo R.** Alcalá habla, hoy es ayer. Ed. Ayuntamiento de Alcalá de Henares 2006.
- Dellinger JA.** Exposure assessment and initial intervention regarding fish consumption of tribal members of the Upper Great Lakes Region in the United States. *Environ Res* 2004; 95(3):325-340.
- Demetriades A.**, Li X., Ramsey MH., Thornton I. Chemical speciation and bioaccessibility of lead in surface soil and house dust, Lavrion urban area, Attiki, Hellas. *Environ Geochem Health* 2010; 32(6):529-552.

- Denison RA. y Silbergeld E.** Risks of municipal solid waste incineration: An environmental perspective. *Risk Anal* 1988; 8:343-355.
- Denkhaus E. y Salnikow K.** Nickel essentiality, toxicity, and carcinogenicity. *Crit Rev Oncol/Hematol* 2002; 42:35-41.
- Deohdar SD y Barna BP.** Immune mechanisms in beryllium lung disease. *Cleveland Clin J Med* 1991; 58:157-160.
- Dermont G., Bergeron M., Mercier G., Richer-Lafèche M.** Metal-contaminated soils: remediation practices and treatment technologies. *Pract Period Hazard Toxic Radioact Waste Manag* 2008; 12:188-209.
- Dermont G., Bergeron M., Richer-Lafèche M., Mercier G.** Remediation of metal-contaminated urban soil using flotation technique. *Sci Total Environ* 2010; 408:1199-1211.
- Deubner DC., Lowney YW., Paustenbach DJ., Warmerdam J.** Contribution of incidental exposure pathways to total beryllium exposures. *Appl Occup Environ Hyg* 2001; 16(5):568-578.
- Devaney D., Hodson ME., Godley AR., Purdy K., Yamulki S.** Impact of sewage sludge applications on the biogeochemistry of soils. *Water Sci Technol* 2008; 57(4):513-518.
- Di Toro R., Gialanella G., Caroli M., Moro R., Perrone L.** Trace metals in the hair of mother-neonate pairs. *Trace Elem Electro* 1994; 11:169-171.
- Diawara MM., Litt JS., Unis D., Alfonso N., Martinez L., Crock JG., Smith DB., Carsella J.** Arsenic, cadmium, lead, and mercury in surface soils, Pueblo, Colorado: implications for population health risk. *Environ Geochem Health* 2006; 28(4):297-315.
- Díaz Rizo O., Coto Hernández I., Arado López JO., Díaz Arado O., López Pino N., Alessandro Rodríguez K.** Chromium, cobalt and nickel contents in urban soils of Moa, northeastern Cuba. *Bull Environ Contam Toxicol* 2011; 86(2):189-193.
- Díaz-Barriga F., Santos MA., Mejía JJ., Batres L., Yáñez L., Carrizales L., Vera E., del Razo LM., Cebrián ME.** Arsenic and cadmium exposure in children living near a smelter complex in San Luis Potosí, México. *Environ Res* 1993; 62(2):242-250.
- Dickel H., Kuss O., Schmidt A., Diepgen TL.** Occupational relevance of positive standard patch-test results in employed persons with an initial report of an occupational disease. *Int Arch Occup Environ Health* 2002; 75:423-434.
- Dickman MD., Leung CK., Leong MK.** Hong Kong male subfertility links to mercury in human hair and fish. *Sci Total Environ* 1998; 214:165-174.
- Díez S., Montuori P., Querol X., Bayona JM.** Total mercury in the hair of children by combustion atomic absorption spectrometry (Comb-AAS). *J Anal Toxicol* 2007; 31(3):144-149.
- Díez S., Montuori P., Pagano A., Sarnacchiaro P., Bayona JM., Triassi M.** Hair mercury levels in an urban population from southern Italy: fish consumption as a determinant of exposure. *Environ Int* 2008; 34(2):162-167.
- Díez S., Delgado S., Aguilera I., Astray J., Pérez-Gómez B., Torrent M., Sunyer J., Bayona JM.** Prenatal and early childhood exposure to mercury and methylmercury in Spain, a high-fish-consumer country. *Arch Environ Contam Toxicol* 2009; 56(3):615-622.
- Dirección General de Medio Ambiente, Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Ordenación del Territorio. Área de Calidad Atmosférica.** Red de Calidad del Aire. Se actualiza en Internet: [http://gestiona.madrid.org/aireinternet/html/web/2.htm?ESTADO\\_MENU=2\\_1](http://gestiona.madrid.org/aireinternet/html/web/2.htm?ESTADO_MENU=2_1)

## **Bibliografía**

---

**Directivas CEE:** - **67/548/CEE** del Consejo, 27 de junio de 1967. Relativo a la aproximación de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas en materia de clasificación, embalaje y etiquetado de las sustancias peligrosas. Diario Oficial 19616.08.67 p. 1-5.

- **77/312/CEE** del Consejo, 29 de marzo de 1972. Relativo a la monitorización biológica de la población a plomo. Diario Oficial nº L 105 28.04.1977 p. 0010-0017.

- **92/32/CEE** del Consejo de 30 de abril de 1992, por la que se modifica por séptima vez la Directiva 67/548/CEE relativa a la aproximación de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas en materia de clasificación, embalaje y etiquetado de sustancias peligrosas. Diario Oficial nº L 154 de 05/06/1992 p. 0001-0029.

- **93/67/CEE** de la Comisión, 20 de julio de 1993. Se fijan los principios de evaluación del riesgo, para el ser humano y el medio ambiente, de las sustancias notificadas de acuerdo con la Directiva 67/548/CEE del Consejo. Diario Oficial nº L 227 08.09.93 p.9-18.

- **96/62/CEE**, de 27 de septiembre, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente. D.O.C.E. núm. L 296, de 21 de noviembre de 1996.

- **99/30/CEE**, de 22 de abril, relative a los valores límite de dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno, partículas y plomo en el aire ambiente. D.O.C.E. núm. L 163, de 29 de junio de 1999.

**Dissanayake CB.**, Senarath A., Weerasooriya SV. Environmental significance of trace elements in human hair: a case study from Sri Lanka. *Int J Environ Stud* 1984; 23:41-48.

**Djingova R.**, Kovacheva P., Wagner G., Markert B. Distribution of platinum group elements and other traffic related elements among different plants along some highways in Germany. *Sci Total Environ* 2003; 308:235-246.

**Dobis DR.**, Sawyer RT., Gillespie MM., Huang J., Newman LS., Maier LA., Day BJ. Modulation of lymphocyte proliferation by antioxidants in chronic beryllium disease. *Am J Respir Crit Care Med* 2008; 177(9):1002-1011.

**Dockery DW.**, Pope CA 3<sup>rd</sup>, Xu X., Spengler JD., Ware JH., Fay ME., Ferris BG Jr., Speizer FE. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N Engl J Med* 1993; 329(24):1753-1759.

**Dolbec J.**, Mergler D., Sousa Passos CJ., Sousa de Morais S., Lebel J. Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajos River, Brazilian Amazon. *Int Arch Occup Environ Health* 2000; 73:195-203.

**Dolgener R.**, Brockhaus A., Ewers U., Majekski F., Soddemann H. Repeated surveillance of exposure to thallium in a population living in the vicinity of a cement plant emitting thallium containing dust. *Int Arch Occup Environ Health* 1983; 52:79-94.

**Doménech X.** Química de la hidrosfera. Origen y destino de los contaminantes. Miraguano Ediciones, Madrid, 1995.

**Domingo JL.**, Llobet JM., Paternain JL., Corbella J. Acute zinc intoxication: comparison of the antidotal efficacy of several chelating agents. *Vet Hum Toxicol* 1988; 30:224-228.

**Domingo JL.** Metal-induced developmental toxicity in mammals: A review. *J Toxicol Environ Health* 1994; 42:123-141.

**Domingo JL.**, Schuhmacher M., Granero S., Llobet JM., de Kok HAM. PCDD/F levels in the vicinity of an old municipal solid waste incinerator: temporal variation in soils. *Arch Environ Contam Toxicol* 1999; 36:377-382.

- Domingo JL.** El aluminio como posible factor etiopatogénico en la enfermedad de Alzheimer. *Rev Toxicol* 2000; 17:3-11.
- Domingo JL., Schuhmacher M., Granero S., de Kok HAM.** Temporal variation of PCDD/PCDF levels in environmental samples collected near an old municipal waste incinerator. *Environ Monit Assess* 2001; 69:175-193.
- Domingo JL. y Nadal M.** Domestic waste composting facilities: a review of human health risks. *Environ Int* 2009; 35(2):382-389.
- Dominici F., Peng RD., Bell ML., Pham L., McDermott A., Zeger SL., Samet JM.** Fine particulate air pollution and hospital admission for cardiovascular and respiratory diseases. *JAMA* 2006; 295(10):1127-1134.
- Dominici F., Peng RD., Zeger SL., White RH., Samet JM.** Particulate air pollution and mortality in the United States: did the risks change from 1987 to 2000? *Am J Epidemiol* 2007a; 166(8):880-888.
- Dominici F., Peng RD., Ebisu K., Zeger SL., Samet JM., Bell ML.** Does the effect of PM<sub>10</sub> on mortality depend on PM nickel and vanadium content? A reanalysis of the NMMAPS data. *Environ Health Perspect* 2007b; 115(12):1701-1703.
- Dommergue A., Ferrari C., Planchon F., Boutron C.** Influence of anthropogenic sources on total gaseous mercury variability in Grenoble suburban air (France). *Sci Total Environ* 2002; 297:203-213.
- Donovan EP., Kolanzi ME., Galbraith DA., Chapman PS., Paustenbach DJ.** Performance of the beryllium blood lymphocyte proliferation test based on a long-term occupational surveillance program. *Int Arch Occup Environ Health* 2007; 81(2):165-178.
- Dórea JG.** Exposure to mercury during the first six months via human milk and vaccines: modifying risk factors. *Am J Perinatol* 2007; 24(7):387-400.
- Dórea JG., Horner MR., Bezerra VL., Pereira MG., Salomon JB.** Hair zinc levels and nutritional status in urban children from Ilheus, Bahia, Brazil. *Hum Nutr Appl Nutr* 1982; 36A:63-67.
- Dórea JG., de Souza JR., Rodrigues P., Ferrari I., Barbosa AC.** Hair mercury (signature of fish consumption) and cardiovascular risk in Mundurucu and Kayabi Indians of Amazonia. *Environ Res* 2005; 97(2):209-219.
- Dórea JG.** Hair Mercury concentrations in Korean infants Could be influenced by thimerosal-containing vaccines. *Sci Total Environ* 2008; 402(1):36-42.
- Dórea JG.** Making sense of epidemiological studies of young children exposed to thimerosal in vaccines. *Clin Chim Acta* 2010a; 411(21-22):1580-1586.
- Dórea JG.** Environmental contaminants as biomarkers of fish intake: a case for hair mercury concentrations. *Eur J Clin Nutr* 2010; en prensa.
- Dórea JG., Wimer W., Marques W., Marques RC., Shade C.** Automated speciation of mercury in the hair of breastfed infants exposed to ethylmercury from thimerosal-containing vaccines. *Biol Trace Elem Res* 2010; en prensa.
- Dórea JG. y Donangelo CM.** Early (in uterus and infant) exposure to mercury and lead. *Clin Nutr* 2006; 25(3):369-376.
- Dörner K.** Trace element analysis of human hair. En: Grupe G. and Herrman B., editors. *Trace elements in the environmental history*. Springer-Verlag, Berlin, Germany, 1988.

## **Bibliografía**

---

- dos Santos LS.**, Muller RC., de Sarkis JE., Alves CN., Brabo ES., Santos EO., Bentes MH. Evaluation of total mercury concentrations in fish consumed in the municipality of Itaituba, Tapajos River Basin, Para, Brazil. *Sci Total Environ* 2000; 261(1-3):1-8.
- Douay F.**, Roussel H., Fournier H., Heyman C., Chateau G. Investigation of heavy metal concentrations on urban soils, dust and vegetables nearby a former smelter site in Mortagne du Nord, Northern France. *J Soil Sediments* 2007; 7:143-146.
- Doygun H.**, Alphan H., Kuşat-Gurun D. Analysing urban expansion and land use suitability for the city of Kahramanmaraş, Turkey, and its surrounding region. *Environ Monit Assess* 2008; 145(1-3):387-395.
- Dragović S.**, Nedić O., Stanković S., Bačić G. Radiocesium accumulation in mosses from highlands of Serbia and Montenegro, *J Environ Radioact* 2004; 77:381-388.
- Dragović S.**, Onjia A., Dragović R., Bačić G. Implementation of neural networks for classification of moss and lichen samples on the basis of gamma-ray spectrometric analysis. *Environ Monit Assess* 2007; 130:245-253.
- Dragović S. y Mihailović N.** Analysis of mosses and topsoils for detecting sources of heavy metal pollution: multivariate and enrichment factor analysis. *Environ Monit Assess* 2009; 157(1-4):383-390.
- Drasch G.**, Wanghofer E., Roider G. Are blood, urine, hair, and muscle valid biomonitors for the internal burden of men with the heavy metals mercury, lead, and cadmium?. *Trace Elem Electrol* 1997; 14:116-123.
- Drevnick PE. y Sandheinrich MB.** Effects of dietary methylmercury on reproductive endocrinology of fathead minnows. *Environ Sci Technol* 2003; 37:4390-4396.
- Drew HM.** Metal-based lubricant compositions. Noyes Data Corporation, NJ, 1975.
- Drolet-Vives K.**, Zayed J., Sauvé S. Assessment of hair and bone accumulation of beryllium by mice exposed to contaminated dusts. *J Appl Toxicol* 2009; 29(7):638-642.
- Druyan ME.**, Bass D., Puchyr R. Determination of reference ranges for elements in human scalp hair. *Biol Trace Elem Res* 1998; 62(3):183-197.
- Dudka S. y Miller WP.** Permissible concentrations of arsenic and lead in soils based on risk assessment. *Water Air Soil Pollut* 1999; 113:127-132.
- Dunicz-Sokolowska A.**, Radomska K., Długaszek M., Graczyk A. Contents of bioelements and toxic metals in the Polish population determined by hair analysis. Part I. Children aged 1-10 years. *Magnes Res* 2006a; 19(1):35-45.
- Dunicz-Sokolowska A.**, Graczyk A, Radomska K., Długaszek M., Właźlak E., Surkont G. Contents of bioelements and toxic metals in the Polish population determined by hair analysis. Part II. Young persons aged 10-20 years. *Magnes Res* 2006b; 19(3):167-179.
- Dunicz-Sokolowska A.**, Właźlak E., Surkont G., Radomska K., Długaszek M., Graczyk A. Contents of bioelements and toxic metals in the Polish population determined by hair analysis. Part IV. Adults aged 40 to 60 years. *Magnes Res* 2007; 20(2):136-147.
- Duzgoren-Aydin NS.**, Li XD., Wong SC. Lead contamination and isotope signatures in the urban environment of Hong Kong. *Environ Int* 2004; 30:209-217.



- Duzgoren-Aydin NS.**, Wong CS., Aydin A., Song Z., You M. Heavy metal contamination and distribution of Guangzhou, SE China. *Environ Geochem Health* 2006; 28:375-391.
- Duzgoren-Aydin NS.** Sources and characteristics of lead pollution in the urban environment of Guangzhou. *Sci Total Environ* 2007; 385:182-195.
- EA.** Press release: Nearly two million properties face flood risk in England and Wales says Environment Agency. EA of England and Wales. September 2000 ([http://www.environment-agency.gov.uk/flood/press\\_4.htm](http://www.environment-agency.gov.uk/flood/press_4.htm)).
- Eads EA. y Lambdin CE.** A survey of trace metals in human hair. *Environ Res* 1973; 6:247-252.
- Ebinghaus R.**, Jennings SG., Schroeder WH., Berg T. International field intercomparison measurements of atmospheric mercury species at Mace Head, Ireland. *Atmos Environ* 1999; 33:3063-3073.
- EC TGD (European Commission, Technical Guidance Documents)** in support of the Commission Directive 93/67 EEC on risk assessment for new substances and the Commission Regulation (EC) n° 1488/94 on risk assessment for existing substances. European Commission, European Chemicals Bureau, Ispra, Italy, 1996.
- Edward FF.**, Lawrence MS., Elizabeth GM., David OC., William AS., Jan EZ. Environmental pollution and child health in central and eastern Europe. *Environ Health Perspect* 1998; 106:307-311.
- Edwards TM. y Myers JP.** Environmental exposures and gene regulation in disease etiology. *Environ Health Perspect* 2007; 115:1264-1270.
- EEA (European Environment Agency):** - 1992. Stanners D. y Bourdeau Ph. Europe's environment. Copenhagen.
- 2002. Con los pies en la Tierra: la degradación del suelo y el desarrollo sostenible en Europa. Un desafío del siglo XXI. Problemas medioambientales n° 16. EEA y PNUMA. Copenhagen.
- 2007. Progress in management of contaminated sites (CSI 015). Copenhagen.
- Egeland GM.**, Ponce R., Knecht R., Bloom NS., Fair J., Middaugh JP. Trace metals in ancient hair from the karluk archaeological site, Kodiak, Alaska. *Int J Circumpolar Health* 1999; 58(1):52-56.
- Egeland GM.**, Ponce R., Bloom NS., Knecht R., Loring S., Middaugh JP. Hair methylmercury levels of mummies of the Aleutian Islands, Alaska. *Environ Res* 2009; 109(3):281-286.
- Ehle AL. y McKee DC.** Neuropsychological effect of lead in occupationally exposed workers: a critical review. *Crit Rev Toxicol* 1990; 20(4):237-255.
- Eikmann T.** Environmental toxicological assessment of emissions from waste incinerators. *Fresenius Environ Bull* 1994; 3(4):244-249.
- Einax JW. y Kraft J.** Small-scale variability of metals in soil and composite sampling. *Environ Sci Pollut Res* 2002; 9(4):257-261.
- Eisler R.** Arsenic hazards to humans, plants, and animals from gold mining. *Rev Environ Contam Toxicol* 2004; 180:133-165.
- Eldred BE.**, Dean AJ., McGuire TM., Nash AL. Vaccine components and constituents: responding to consumer concerns. *MJA* 2006; 184(4):170-175.

## **Bibliografía**

---

- Elhelu MA.**, Caldwell DT., Hirpassa WD. Lead in inner-city soil and its possible contribution to children's blood lead. *Arch Environ Health* 1995; 50(2): 165-169.
- Elinder CG.**, Kjellström T., Lind B. Cadmium exposure from smoking cigarettes: variations with time and country where purchased. *Environ Res* 1983; 32:220-227.
- Elinder CG.**, Friberg L., Kjellström T., Nordberg G., Oberdoerster G. Biological monitoring of metals. International programme on chemical safety, 1994. World Health Organization (WHO), Geneva.
- Elless MP.**, Bray CA., Blaylock MJ. Chemical behavior of residential lead in urban yards in the United States. *Environ Pollut* 2007; 148:291-300.
- Elliot P.**, Arnold R., Cockings S., Eaton N., Järup L., Jones J., Quinn M., Rosato M., Thornton I., Toledano M., Tristan E., Wakefield J. Risk of mortality, cancer incidence, and stroke in a population potentially exposed to cadmium. *Occup Environ Med* 2000; 57:94-97.
- Ellis KJ.**, Yasumura S., Cohn SH. Hair cadmium content: is it a biological indicator of the body burden of cadmium for the occupationally exposed worker? *Am J Ind Med* 1981; 2(4):323-30.
- Emsley CL.**, Gao S., Li Y., Liang C., Ji R., Hall KS., y cols. Trace elements levels in drinking water and cognitive function among elderly Chinese. *Am J Epidemiol* 2000; 151(9):913-920.
- Engle MA.**, Gustin MS., Lindberg AW., Ariya PA. The influence of ozone on atmospheric emissions of gaseous elemental mercury and relative gaseous mercury from substrates. *Atmospheric Environ* 2005; 39:7506-7517.
- Erel Y.**, Veron A., Halicz L. Tracing the transport of anthropogenic lead in the atmosphere and in soils using isotopic ratios. *Geochim Cosmochim Acta* 1997; 61(21):4495-4505.
- Eržen I. y Zalatel Kragelj L.** Cadmium measurements in blood and hair of occupationally non-exposed military recruits and in the foods of plant origin produced in Slovenia. *Croat Med J* 2003; 44(5):538-544.
- Esparza JR.**, Mahmood RJ., Sedman RM. Hazardous waste incineration: a correlation of operating parameters with risk and emission rates. *Waste Manag* 1991; 11(3):163-170.
- Esparza JL.**, Gómez M., Romeu M., Mulero M., Sánchez DJ., Mallol J., Domingo JL. Aluminum-induced pro-oxidant effects in rats: protective role of exogenous melatonin. *J Pineal Res* 2003; 35(1):32-39.
- Esteban E.**, Rubin CH., Jones RL., Noonan G. Hair and blood as substrates for screening children for lead poisoning. *Arch Environ Health* 1999; 54(6):436-440.
- European Commission:** - **2002.** Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, European Commission, Brussels.
- **2006a.** Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration, European Commission, Brussels.
- **2006b.** Thematic Strategy for Soil Protection. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, European Commission, Brussels.
- **2006c.** Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending, Directive 2004/35/EC.COM 2006, European Commission, Brussels.

- 2006d. Impact Assessment of the Thematic Strategy on Soil Protection. Document accompanying the Thematic Strategy for Soil Protection, Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, European Commission, Brussels.
- Ewers U.**, Krause C., Schulz C., Wilhelm M. Reference values and human biological monitoring values for environmental toxins. *Int Arch Occup Environ Health* 1999; 72:255-260.
- Exley C.** Aluminum and Alzheimer's disease. *J Alzheimer Dis* 2001; 3(6):551-552.
- Exley C.** The pro-oxidant activity of aluminium. *Free Radic Biol Med* 2004; 36(3):380-387.
- Exley C.** The aluminium-amyloid cascade hypothesis and Alzheimer's disease. *Subcell Biochem* 2005; 38:225-234.
- Ezzati M. y Kammen DM.** The health impacts of exposure to indoor air pollution from solid fuels in developing countries: knowledge, gaps, and data needs. *Environ Health Perspect* 2002; 110(11):1057-1068.
- Facchinelli A.**, Sacchi E., Mallen L. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environ Pollut* 2001; 114(3):313-324.
- Fakour H.**, Esmaili-Sari A., Zayeri F. Scalp hair and saliva as biomarkers in determination of mercury levels in Iranian women: amalgam as a determinant of exposure. *J Hazard Mater* 2010; 177:109-113.
- Falcó G.**, Llobet JM., Bocio A., Domingo JL. Daily intake of arsenic, cadmium, mercury, and lead by consumption of edible marine species. *J Agric Food Chem* 2006; 54:6106-6112.
- Fang G.**, Chang C., Wu Y., Fu P., Yang D., Chu C. Characterization of chemical species in PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> aerosols in suburban and rural sites of central Taiwan. *Sci Total Environ* 1999; 234:203-212.
- FAO.** Guía para la descripción de perfiles de suelos. 2<sup>o</sup> ed. Servicio de Fomento y conservación de recursos de suelos. Dirección de Fomento de Tierras y Aguas. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, FAO, Roma, 1977.
- FAO.** Soil map of the World-Revised legend. FAO, Roma, 1990.
- Farfel MR.**, Orlova AO., Lees PSJ., Rohde C., Ashley PJ., Chisolm J. A study of urban housing demolitions as sources of lead in ambient dust: demolition practices and exterior dust fall. *Environ Health Perspect* 2003; 111:1228-1234.
- Farzin L.**, Amiri M., Shams H., Ahmadi Faghih MA., Moassesi ME. Blood levels of lead, cadmium, and mercury in residents of Tehran. *Biol Trace Elem Res* 2008; 123(1-3):14-26.
- Farzin L.**, Moassesi ME., Sajadi F., Amiri M., Shams H. Serum levels of antioxidants (Zn, Cu, Se) in healthy volunteers living in Tehran. *Biol Trace Elem Res* 2009; 129(1-3):36-45.
- Fatemi SJ.**, Amiri A., Bazargan MH., Tubafard S., Fatemi SN. Clinical evaluation of desferrioxamine (DFO) for removal of thallium ions in rats. *Int J Artif Organs* 2007; 30(10):902-905.
- Fattorini D.**, Alonso-Hernández CM., Díaz-Asencio M., Muñoz-Caravaca A., Pannacciulli FG., Tangherlini M., Regoli F. Chemical speciation of arsenic in different marine organism: importance in monitoring studies. *Marine Environ Res* 2004; 58:845-850.
- Faunce TA.** Toxicological and public good considerations for the regulation of nanomaterial containing medical products. *Expert Opin Drug Saf* 2008; 7(2):103-106.

## **Bibliografía**

---

- Feng Q.**, Suzuki Y., Hisashiga A. Trace elements contents in hair of residents from Harbin (China), Medan (Indonesia) and Tokushima (Japan). *Biol Trace Elem Res* 1997; 1-3:75-86.
- Feng X.**, Li P., Qiu G., Wang S., Li G., Shang L., Meng B., Jiang H., Bai W., Li Z., Fu X. Human exposure to methylmercury through rice intake in mercury mining areas, Guizhou province, China. *Environ Sci Technol* 2008; 42(1):326-332.
- Feng X. y Qiu G.** Mercury pollution in Guizhou, southwestern China. An overview. *Sci Total Environ* 2008; 400:227-237.
- Fergusson JE.** The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press, Oxford, 1990.
- Fernández JA.**, Real C., Couto JA., Aboal JR., Carballeira A. The effect of sampling design on extensive bryomonitoring surveys of air pollution. *Sci Total Environ* 2005; 337(1-3):11-21.
- Fernández JA.**, Aboal JR., Real C., Carballeira A. A new moss biomonitoring method for detecting sources of small scale pollution. *Atmospheric Environ* 2007; 41:2098-2110.
- Ferrán M.** SPSS para Windows, programación y análisis estadístico. Ed. McGraw-Hill, Madrid, 1996.
- Ferrandiz C.** Dermatología clínica. Ed. Elsevier España. 3ª ed., 2008.
- Ferré-Huguet N.**, Nadal M., Mari M., Schuhmacher M., Borrajo MA., Domingo JL. Monitoring metals near a hazardous waste incinerator. Temporal trend in soils and herbage. *Bull Environ Contam Toxicol* 2007; 79:130-134.
- Ferré-Huguet N.**, Nadal M., Schuhmacher M., Domingo JL. Monitoring metals in blood and hair of the population living near a hazardous waste incinerator: temporal trend. *Biol Trace Elem Res* 2009; 128(3):191-199.
- Ferrís i Tortajada J.**, Ortega García JA., Aliaga Vera J., Ortí Martín A., Garcia i Castell J. Introducción: el niño y el medio ambiente. *An Esp Pediatr* 2002a; 56:353-359.
- Ferrís i Tortajada J.**, Ortega García JA., López Andreu JA., Ortí Martín A., Aliaga Vera J., Garcia i Castell J. Salud medioambiental pediátrica: un nuevo reto profesional. *Rev Esp Pediatr* 2002b; 58:304-314.
- Ferrís i Tortajada J.**, Ortega García JA., López Andreu JA., Garcia i Castell J., Aliaga Vera J., Cánovas Conesa A., Ferrís i Garcia V. Autobuses escolares y motores diesel: contaminación atmosférica, exposición pediátrica y efectos adversos en la salud humana. *Rev Esp Pediatr* 2003; 59(2):132-145.
- Figueira R.**, Sérgio C., Sousa AJ. Distribution of trace metals in moss biomonitors and assessment of contamination sources in Portugal. *Environ Pollut* 2002; 118:153-163.
- Filipic M.**, Fatur T., Vudrag M. Molecular mechanisms of cadmium-induced mutagenicity. *Human Exp Toxicol* 2006; 25:67-77.
- Filippelli GM.**, Laidlaw MAS., Latimer JC., Raftis R. Urban lead poisoning and medical geology: an unfinished story. *GSA Today* 2005; 15(1):4-11.
- Finkelstein Y.**, Markowitz ME., Rosen JF. Low-lead lead-induced neurotoxicity in children: an update on central nervous system effects. *Brain Res Rev* 1998; 27:168-176.
- Finster ME.**, Gray KA., Binns HJ. Lead levels of edibles grown in contaminated residential soils: a field survey. *Sci Total Environ* 2004; 320:245-257.

- Fishbein L.** Sources, transport and alterations of metal compounds: an overview. I. Arsenic, beryllium, cadmium, chromium, and nickel. *Environ Health Perspect* 1981; 40:43-64.
- Fitzgerald EF.**, Schell LM., Marshall EG., Carpenter DO., Suk WA., Zejda JE. Environmental pollution and child health in central and eastern Europe. *Environ Health Perspect* 1998; 106(6):307-311.
- Fitzgerald WF. y Clarkson TW.** Mercury and monomethylmercury: present and future concerns. *Environ Health Perspect* 1991; 96:159-166.
- Fitsanakis VA.**, Au C., Erikson KM., Aschner M. The effects of manganese on glutamate, dopamine and gamma-aminobutyric acid regulation. *Neurochem Int* 2006; 48:426-433.
- Flaten TP.** Aluminum as a risk factor in Alzheimer's disease, with emphasis on drinking water. *Brain Res Bull* 2001; 55:187-196.
- Fleming SJ.** History of Technology: the role of metals. The Museum Applied Science Center for Archaeology, University of Pennsylvania, Philadelphia, 1989.
- Fliedel D.**, Berner Z., Eckhardt D., Stüben D. New data on the mobility of Pt emitted from catalytic converters. *Anal Bioanal Chem* 2004; 379:131-136.
- Florida MC.**, Madrid F., Madrid L. Effect of an organic amendment on availability and bio-accessibility of some metals in soils of urban recreational areas. *Environ Pollut* 2011; 159(2):383-390.
- Flynn A.** Hair elemental analysis as a measure of mineral status. *J Appl Nutr* 1976; 29:51-57.
- Folin M.**, Contiero E., Vaselli GM. Trace element determination in humans. The use of blood and hair. *Biol Trace Elem Res* 1991; 31:147-158.
- Foo SC.**, Khoo NY., Heng A., Chua LH., Chia SE., Ong CN., Ngim CH., Jeyaratnam J. Metals in hair as biological indices for exposure. *Int Arch Occup Environ Health* 1993; 65(1):83-86.
- Foo SC. y Tan TC.** Elements in the hair of south-east Asian islanders. *Sci Total Environ* 1998; 209:185-192.
- Forslev AW.** "Nondestructive" neutron activation analysis of hair. *J Forensic Sci* 1966; 11:217-232.
- Forte G.**, Petrucci F., Bocca B. Metal allergens of growing significance: epidemiology, immunotoxicology, strategies for testing and prevention. *Inflamm Allergy Drug Targets* 2008; 7(3):145-162.
- Fowler BA.** Monitoring of human populations for early markers of cadmium toxicity: a review. *Toxicol Appl Pharmacol* 2009; 238(3):294-300.
- Frantzen K.** Chromium. En: Hamilton and Hardy's Industrial Toxicology, 5<sup>th</sup> ed., 1998.
- Freedman ML.**, Cunningham PM., Schindler JE., Zimmerman MJ. Effect of lead speciation on toxicity. *Bull Environ Contam Toxicol* 1980; 25(3):389-393.
- Freeman NCG.**, Sheldon L., Jimenez M., Melnyk L., Pellizzaru E., Berry M. Contribution of children's activities to lead contamination of food. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2001; 11:407-413.
- Freire C.**, Ramos R., López-Espinosa MJ., Díez S., Vioque J., Ballester D., Fernández MF. Hair Mercury levels, fish consumption, and cognitive development in preschool children from Granada, Spain. *Environ Res* 2010; 110:96-104.

## **Bibliografía**

---

- French CJ.**, Dickinson NM., Putwain PD. Woody biomass phytoremediation of contaminated brownfield land. *Environ Pollut* 2006; 141:387-395.
- Frery N.**, Girard F., Moreau T., Blot P., Sahuquillo J., Hajion S., Ortsand G., Huel G. Validity of hair cadmium in detecting chronic cadmium exposure in general population. *Bull Environ Contam Toxicol* 1993; 50(5):736-742.
- Frery N.**, Maury-Brachet R., Maillot E., Deheeger M., de Merona B., Boudou A. Gold-mining activities and mercury contamination of native Amerindian communities in French Guiana. Key role of fish in dietary uptake. *Environ Health Perspect* 2001; 109(5):449-456.
- Friberg L.**, Nordberg GF., Kessler E., Vouk VB. Handbook of the toxicology of metals, 2<sup>nd</sup> ed., vols. I y II. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, 1986.
- Frink CR.** A perspective on metals in soils. *J Soil Contam* 1996; 5:329-359.
- Frisch M. y Schwartz BS.** The pitfalls of hair analysis for toxicants in clinical practice: three case reports. *Environ Health Perspects* 2002; 110(4):433-436.
- Fuchs E.** Keratin and the skin. *Annu Rev Cell Dev Biol* 1995; 11:123-153.
- Furman A. y Laleli M.** Semi-occupational exposure to lead: a case study of child and adolescent street vendors in Istanbul. *Environ Res* 2000; 83(1):41-45.
- Gaitens JM.**, Dixon SL., Jacobs DE., Nagaraja J., Strauss W., Wilson JW., Ashley PJ. Exposure of U.S. children to residential dust lead, 1999-2004: I. Housing and demographic factors. *Environ Health Perspect* 2009; 117(3):461-467.
- Galal-Gorchev H.** Dietary intake, levels in food and estimated intake of lead, cadmium and mercury. *Food Addit Contam* 1993; 10(1):115-128.
- Gallagher RE.** Arsenic new life for and old potion. *N Engl J Med* 1998; 339:1389-1391.
- Gallagher FJ.**, Pechmann I., Bogden JD., Grabosky J., Weis P. Soil metal concentrations and vegetative assemblage structure in an urban brownfield. *Environ Pollut*, 2008; 153(2):351-361.
- Galvan-Arzate S. y Santamaría A.** Thallium toxicity. *Toxicol Lett* 1998; 99:1-13.
- Ganapathy S. y Volpe SL.** Zinc, exercise and thyroid hormone function. *Crit Rev Food Sci Nutr* 1999; 39:369-390.
- Ganchev T.**, Dyankov E., Zacharieva R., Pachalieva I., Velikova M., Kavaldjieva B. Influence of aluminium on erythropoiesis, iron metabolism and some functional characteristics of erythrocytes in rats. *Acta Physiol Pharmacol Bulg* 1998; 23:27-31.
- García AC.** Síntesis diagnóstica de las enfermedades profesionales producidas por metales, productos químicos y agentes vivos. Ed. MAPFRE, 1996.
- García SJ.**, Gellein K., Syversen T., Aschner M. Iron deficient and manganese supplemented diets alter metals and transporters in the developing rat brain. *Toxicol Sci* 2007; 95(1):205-214.
- García-Delgado M.**, Rodríguez-Cruz MS., Lorenzo LF., Arienzo M., Sánchez-Martín MJ. Seasonal and time variability of heavy metal content and of its chemical forms in sewage sludges from different wastewater treatment plants. *Sci Total Environ* 2007; 382(1):82-92.

- García R. y Millán E.** Assessment of Cd, Pb and Zn contamination in roadside soils and grasses from Gipuzkoa (Spain). *Chemosphere* 1998; 37(8):1615-1625.
- Garner LA.** Contact dermatitis to metals. *Dermatol Ther* 2004; 17(4):321-327.
- Garrett RG.** Natural sources of metals to the environment. *Human Ecol Risk Assess* 2000; 6(6):945-963.
- Garty J., Ronen R., Galun M.** Correlation between chlorophyll degradation and the amount of some elements in the lichen *Ramalina duriaei* (De Not.) Jatta. *Environ Exp Bot* 1985; 25:67-74.
- Gasana J., Hlaing WM., Siegel KA., Chamorro A., Niyonsenga T.** Blood lead levels in children and environmental lead contamination in Miami inner city, Florida. *Int J Environ Res Public Health* 2006; 3(3):228-234.
- Gatz DF.** Relative contributions of different sources of urban aerosols: application of a new estimation method to multiple sites in Chicago. *Atmos Environ* 1975; 9:1-18.
- Gbefa BK., Entwistle JA., Dean JR.** Oral bioaccessibility of metals in an urban catchment, Newcastle upon Tyne. *Environ Geochem Health* 2010; doi 10.1007/s10653-010-9330-x.
- Ge Y., Murray P., Hendershot WH.** Trace metal speciation and bioavailability in urban soils. *Environ Pollut* 2000; 107:137-144.
- Gebel TW., Schenwirth RH., Bolten C., Dunkelberg HH.** Human monitoring of arsenic and antimony in case of an elevated geogenic exposure. *Environ Health Perspect* 1998; 106:33-39.
- Gerasimchuk N., Maher T., Durham P., Domasevitch KV., Wilking J., Mokhir A.** Tin (IV) cyanoximates: synthesis, characterization, and cytotoxicity. *Inorg Chem* 2007; 46(18):7268-7284.
- Gerber GB., Leonard A., Hantson P.** Carcinogenicity, mutagenicity and teratogenicity of manganese compounds. *Crit Rev Oncol Hematol* 2002; 42:25-34.
- Gerhardsson L., Englyst V., Lundström NG., Sandberg S., Nordberg G.** Cadmium, copper and zinc in tissues of deceased copper smelter workers. *J Trace Elem Med Biol* 2002; 16:261-266.
- Gerhardsson L. y Lundh T.** Metal concentrations in blood and hair in pregnant females in southern Sweden. *J Environ Health* 2010; 72(6):37-41.
- Gerhardsson L. y Nordberg GF.** Lung cancer in smelter workers- interactions of metals as indicated by tissue levels. *Scand J Work Environ Health* 1993; 19:90-94.
- Gezer ED., Yildiz ÜC., Temiz A., Yildiz S., Dizman E.** Cu, Cr and As distribution in soils adjacent to CCA-treated utility poles in Eastern Blacksea Region of Turkey. *Building Environ* 2005; 40:1684-1688.
- Gharaibeh AA., El-Rjoob AWO., Harb MK.** Determination of selected heavy metals in air samples from the northern part of Jordan. *Environ Monit Assess* 2010; 160(1-4):426-429.
- Ghayour MM., Taylor A., New S., Lamb DJ., Ferns G.** Determinants of serum copper, zinc and selenium in healthy subjects. *Ann Clin Biochem* 2005; 42:364-375.
- Ghosh D., Bhattacharya B., Mukherjee B.** Role of chromium supplementation in Indians with type 2 diabetes mellitus. *J Nutr Biochem* 2002; 13:690-697.

## **Bibliografía**

---

- Gibson RS.**, Hess SY., Hotz C., Brown KH. Indicators of zinc status at the population level: a review of the evidence. *Br J Nutr* 2008; 99:514-523.
- Gies G.** Developing compost standards in Europe. *Biocycle* 1997; 38:82-83.
- Gil C.**, Boluda R., Ramos J. Determination and evaluation of cadmium, lead and nickel in greenhouse soils of Almería (Spain). *Chemosphere* 2004; 55:1027-1034.
- Gisbert C.**, Almela C., Vélez D., López-Moya JR., de Haro A., Serrano R., Montoso R., Navarro-Aviñó J. Identification of As accumulation plant species growing on highly contaminated soils. *Int J Phytoremediation* 2008; 10(3):183-194.
- Gochfeld M. y Burger J.** Good fish/bad fish: a composite benefit-risk by dose curve. *Neurotoxicol* 2005; 26:511-520.
- Gómez M.**, Esparza JL., Cabré M., García T., Domingo JL. Aluminum exposure through the diet: metal levels in AbetaPP transgenic mice, a model for Alzheimer's disease. *Toxicology* 2008; 249(2-3):214-219.
- Gong M.**, Wu L., Bi XY., Ren LM., Wang L., Ma ZD., Bao ZY., Li ZG. Assessing heavy-metal contamination and sources by GIS-based approach and multivariate analysis of urban-rural topsoils in Wuhan, central China. *Environ Geochem Health* 2010; 32:59-72.
- Gonzalez MJ.**, Rico MC., Hernandez LM., Baluja G. Mercury in human hair: a study of residents in Madrid, Spain. *Arch Environ Health* 1985; 40(4):225-228.
- González-Muñoz MJ.**, Peña A., Meseguer I. Monitoring heavy metal contents in food and hair in a sample of young Spanish subjects. *Food Chem Toxicol* 2008; 46:3048-3052.
- Goodman GT. y Roberts TM.** Plants and soils indicators of metals in the air. *Nature* 1971; 231: 267-272.
- Gordon GF.** Sex and age related differences in trace element concentrations in hair. *Sci Total Environ* 1985; 42:133-147.
- Gordon JN.**, Taylor A., Bennett PN. Lead poisoning: case studies. *Br J Clin Pharmacol* 2002; 53:451-458.
- Gorell JM.**, Rybicki BA., Johnson CC., Peterson EL. Occupational metal exposures and the risk of Parkinson's disease. *Neuroepidemiol* 1999; 18(6):303-308.
- Goullé JP.**, Mahieu L., Castermant J., Neveu N., Bonneau L., Lainé G., Bouige D., Lacroix C. Metal and metalloid multi-elementary ICP-MS validation in whole blood, plasma, urine and hair Reference values. *Forensic Sci Int* 2005; 153:39-44.
- Goyer RA.** Toxic effects of metals. En: Klaassen Casarett and Doull's Toxicology. The Basic Science of Poisons. McGraw-Hill, New York, 1996.
- Granchi D.**, Verri E., Ciapetti G., Stea S., Savarino L., Sudanese A., Mieti M., Rotini R., Dallari D., Zinghi G., Montanaro L. Bone-resorbing cytokines in serum of patients with aseptic loosening of hip prostheses. *J Bone Joint Surg Br* 1998; 80(5):912-917.
- Grandjean P.**, Weihe P., Jørgensen PJ., Clarkson T., Cernichiari E., Viderø T. Impact of maternal seafood diet on fetal exposure to mercury, selenium, and lead. *Arch Environ Health* 1992; 47:185-195.
- Grandjean P.** International perspectives of lead exposure and lead toxicity. *Neurotoxicol* 1993; 14:9-14.



- Grandjean P.**, Weihe P., White RF., Debes F., Araki S., Yokoyama K., Murata K., Sørensen N., Dahl R., Jørgensen PJ. Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. *Neurotoxicol Teratol* 1997; 19(6):417-428.
- Grandjean P.**, Budtz-Jørgensen E., White RF., Jørgensen PJ., Weihe P., Debes F., Keiding N. Methylmercury exposure biomarkers as indicators of neurotoxicity in children aged 7 years. *Am J Epidemiol* 1999a; 150:301-305.
- Grandjean P.**, White RF., Nielsen A., Cleary D., de Oliveira Santos EC. Methylmercury neurotoxicity in Amazonian children downstream from gold mining. *Environ Health Perspect* 1999b; 107:587-591.
- Grandjean P.**, Murata K., Budtz-Jørgensen E., Weihe P. Cardiac autonomic activity in methylmercury neurotoxicity: 14-year follow-up of a Faroese birth cohort. *J Pediatr* 2004; 144:169-176.
- Granero S.**, Llobet JM., Schuhmacher M., Corbella J., Domingo JL. Biological monitoring of environmental pollution and human exposure to metals in Tarragona, Spain. I. Levels in hair of school children. *Trace Elem Electrol* 1998; 15(1):39-43.
- Granero S.**, Peña A., Domingo JL. Interaction of aluminium with several trace elements in mouse brain. V Iberian and II Iberoamerican Congress on Environmental Contamination and Toxicology. Oporto, 22-24 septiembre, 2003.
- Granero S. y Domingo JL.** Levels of metals in soils of Alcalá de Henares, Spain: human health risks. *Environ Int* 2002; 28:159-64.
- Grasmück D. y Sholz RW.** Risk perception of heavy metal soil contamination by high-exposed and low-exposed inhabitants: the role of knowledge and emotional concerns. *Risk Anal* 2005; 25:611-622.
- Gray CW.**, McLaren RG., Roberts AHC. Atmospheric accessions of heavy metals to some New Zealand pastoral soils. *Sci Total Environ* 2003; 305:105-115.
- GRER.** Giunta Regionale dell'Emilia-Romagna. n° 1183 del 24/5/96. LR 27/94. Art.33. Roma, Italia, 1996.
- Grieve IC.** Human impacts on soil properties and their implications for the sensitivity of soil systems in Scotland. *Catena* 2001; 42:361-374.
- Guan DS.**, y Peart MR. Heavy metal concentrations in plants and soils at roadside locations and parks of urban Guangzhou. *J Environ Sci (China)* 2006; 18(3):495-502.
- Gulson BL.**, Davis JJ., Bawden-Smith J. Paint as a source of recontamination of houses in urban environments and its role in maintaining elevated blood leads in children. *Sci Total Environ* 1995; 164:221-235.
- Gump BB.**, Reihman J., Stewart P., Lonky E., Darvill T., Matthews KA. Blood lead (Pb) levels: a potential environmental mechanism explaining the relation between socioeconomic status and cardiovascular reactivity in children. *Health Psychol* 2007; 26:296-304.
- Gump BB.**, Stewart P., Reihman J., Lonky E., Darvill T., Parsons PJ., Granger DA. Low-level prenatal and postnatal blood lead exposure and adrenocortical responses to acute stress in children. *Environ Health Perspect* 2008; 116(2):249-255.
- Gundacker C.**, Wittmann KJ., Kukuckova M., Komarnicki G., Hikkel I., Gencik M. Genetic background of lead and mercury metabolism in a group of medical students in Austria. *Environ Res* 2009; 109(6):786-796.

## ***Bibliografía***

---

- Guney M.**, Onay TT., Coptu NK. Impact of overland traffic on heavy metal levels in highway dust and soils of Istanbul, Turkey. *Environ Monit Assess* 2010; 164:101-110.
- Guo J.**, Deng W., Zhang L., Li C., Wu P., Mao P. Prediction of prostate cancer using hair trace element concentration and support vector machine method. *Bio Trace Elem Res* 2007; 116(3):257-272.
- Güvenç N.**, Alagha O., Tuncel G. Investigation of soil multi-element composition in Antalya, Turkey. *Environ Int* 2003; 29(5):631-640.
- Gzyl J.** Assessment of Polish population exposure to lead and cadmium with special emphasis to the Katowice Province on the basis of metal concentrations in environmental compartments. *Cent Eur J Public Health* 1997; 5(2):93-96.
- Haan MP.**, Gerson M., Zishka BA. Identification of children at risk for lead poisoning. An evaluation of routine pediatric blood screening in an HMO-insured population. *Pediatrics* 1996; 97:79-83.
- Haase H.**, Overbeck S., Rink L. Zinc supplementation for the treatment or prevention of disease: current status and future perspectives. *Exp Gerontol* 2008; 43(5):394-408.
- Habercam JW.**, Keil JE., Reigart JR., Croft HW. Lead content of human blood, hair, and deciduous teeth: correlation with environmental factors and growth. *J Dent Res* 1974; 53(5):1160-1163.
- Haberman AL.**, Pratt M., Storrs FJ. Contact dermatitis from beryllium in dental alloys. *Contact Dermatitis* 1993; 28:157-162.
- Hauser G.**, Vienna A., Wolfesperger M., Goessler W. Milk consumption, smoking and lead concentration in human hair. *Coll Antropol* 1999; 23(2):433-436.
- Hall HI.**, Dhara VR., Kaye WE., Price-Green P. Surveillance of hazardous substance releases and related health effects. *Arch Environ Health* 1994; 49:45-48.
- Hamamci C.**, Gumgum B., Akba O., Erdogan S. Lead in urban street dust in Diyarbakir, Turkey. *Fresenius Environ Bull* 1997; 6:430-437.
- Hambidge KM.** Hair analysis. *Pediatr Clin North Amer* 1980; 27:855-860.
- Hambidge KM.** Hair analyses: worthless for vitamins, limited for minerals. *Am J Clin Nutri* 1982; 36:943-949.
- Hamilton EI.** State of the art of trace element determinations in plant matrices: determination of the chemical elements in plant matrices, an overview. *Sci Total Environ* 1995; 176:3-14.
- Hammer DI.**, Finklea JF., Hendricks RH., Shy CM., Horton RJM. Hair trace metal levels and environmental exposure. *Am J Epidemiol* 1971; 93(2):84-92.
- Han FX.**, Banin A., Su Y., Monts DL., Plodinec MJ., Kingery WL., Triplett GE. Industrial age anthropogenic inputs of heavy metals into the pedosphere. *Naturwissenschaften* 2002; 89:497-504.
- Han O. y Wessling-Resnick M.** Copper repletion enhances apical iron uptake and transsepithelial iron transport by Caco-2 cells. *Am J Physiol Gastrointest Liver Physiol* 2002; 3:527-533.
- Harada M.** Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Crit Rev Toxicol* 1995; 25:1-24.

- Harada M.**, Nakachi S., Cheu T., Hamada H., Ono Y., Tsuda T., Yanagida K., Kizaki T., Ohno H. Monitoring of mercury pollution in Tanzania: relation between head hair mercury and health. *Sci Total Environ* 1999; 227(2-3):249-256.
- Harber P.**, Bansal S., Balmes J. Progression from beryllium exposure to chronic beryllium disease: an analytical model. *Environ Health Perspect* 2009; 117(6):970-974.
- Hardy JA.** y **Higgins GA.** Alzheimer's disease: the amyloid cascade hypothesis. *Science* 1992; 256(5054):184-185.
- Harkey MR.** Anatomy and physiology of hair. *Forensic Sci Int* 1993; 63(1-3):9-18.
- Harkins DK.** y **Susten AS.** Hair analysis: exploring the state of the science. *Environ Health Perspect* 2003; 111(4):576-578.
- Harper CC.**, Mathee A., von Schirnding Y., de Rosa CT., Falk H. The health impact of environmental pollutants: a special focus on lead exposure in South Africa. *Int J Hyg Environ Health* 2003; 206:315-322.
- Harrison AP.**, Cattani I., Turfa JM. Metallurgy, environmental pollution and the decline of Etruscan civilisation. *Environ Sci Pollut Res Int* 2010; 17(1):165-180.
- Hart EB.**, Steenbock H., Waddell J., Elvehjem CA. Iron in nutrition. VII. Copper as a supplement to iron for hemoglobin building in the rat. *J Biol Chem* 1928; 77:797-812.
- Hartwell TD.**, Handy RW., Harris BS., Williams SR., Gehlbach SH. Heavy metal exposure in populations living around zinc and copper smelters. *Arch Environ Health* 1983; 38(5):284-295.
- Harvey LJ.**, Ashton K., Hooper L., Casgrain A., Fairweather-Tait SJ. *Am J Clin Nutr* 2009; 89(6):2009S-2024S.
- Hasan MY.**, Kosanovic M., Fahim MA., Adem A., Petroianu G. Trace metal profiles in hair samples from children in urban and rural regions of the United Arab Emirates. *Vet Human Toxicol* 2004; 46(3):119-121.
- Hashisho Z.** y **El-Fadel M.** Impacts of traffic-induced lead emissions on air, soil and blood levels in Beirut. *Environ Monit Assess* 2004; 93:185-202.
- Hassanien MM.**, Kenawy IM., El-Menshaway AM., El-Asmy AA. Separation and preconcentration of gallium (III), indium (III), and thallium (III) using new hydrazone-modified resin. *Anal Sci* 2007; 23:1403-1408.
- Haugen M.**, Meltzer HM., Brantsaeter AL., Mikkelsen T., Osterdal ML., Alexander J., Olsen SF., Bakketeig L. Mediterranean-type diet and risk of preterm birth among women in the Norwegian Mother and Child Cohort Study (MoBa): a prospective cohort study. *Acta Obstet Gynecol Scand* 2008; 87(3):319-324.
- Hauser G.**, Vienna A., Wolfsperger M., Goessler W. Milk consumption, smoking and lead concentration in human hair. *Coll Antropol* 1999; 23(2):433-436.
- Hawley JK.** Assessment of health risk from exposure to contaminated soil. *Risk Anal* 1985; 5(4):289-302.
- He ZL.**, Zhang MK., Calvert DV., Stoffella PJ., Yang XE., Yu S. Transport of heavy metals in surface runoff from vegetable and citrus fields. *Soil Sci Soc Am J* 2004; 68:1662-1669.
- Head WC.**, Bauk DJ., Emerson RH Jr. Titanium as the material of choice for cementless femoral components in total hip arthroplasty. *Clin Orthop* 1995; 311:85-90.
- Heim M.**, Wappelhorst O., Markert B. Thallium in terrestrial environments, occurrence and effects. *Ecotoxicology* 2002; 11:369-377.

## **Bibliografía**

---

- Hellström L.**, Persson B., Brudin L., Petersson GK, Öborn I., Järup L. Cadmium exposure pathways in a population living near a battery plant. *Sci Total Environ* 2007; 373:447-455.
- Henn BC.**, Ettinger AS., Schwartz J., Téllez-Rojo MM., Lamadrid-Figueroa H., Hernández-Ávila M., Schnaas L., Amarasiriwardena C., Bellinger DC., Hu H., Wright RO. Early postnatal blood manganese levels and children's neurodevelopment. *Epidemiol* 2010; 21(4):433-439.
- Henson MC. y Chedrese PJ.** Endocrine disruption by cadmium, a common environmental toxicant with paradoxical effects on reproduction. *Exp Biol Med* 2004; 229:383-392.
- Herber RF.**, Wibowo AA., Das HA., Egger RJ., van Deyck W., Zielhuis RL. Trace element levels in hair of eight-year-old children. *Int Arch Occup Environ Health* 1983; 53(2):127-137.
- Herreros MA.**, Iñigo-Nuñez S., Sánchez-Pérez E., Encinas T., González-Bulnes A. Contribution of fish consumption to heavy metals exposure in women of childbearing age from a Mediterranean country (Spain). *Food Chem Toxicol* 2008; 46(5):1591-1595.
- Hertz-Picciotto I. y Hu SW.** Contribution of cadmium in cigarettes to lung cancer: an evaluation of risk assessment methodologies. *Arch Environ Health* 1994; 49(4):297-302.
- Hess SY.**, Lönnerdal B., Hotz C., Rivera JA., Brown KH. Recent advances in knowledge of zinc nutrition and human health. *Food Nutr Bull* 2009; 30(1 Suppl):5-11.
- Hightower JM. y Moore D.** Mercury levels in high-end consumers of fish. *Environ Health Perspect* 2003; 114(4):604-608.
- Hindmarsh JT.**, Dekerkhove D., Grime G., Powell JO. Hair arsenic as an index of toxicity. En: Chappell WR., Abernathy CO., Calderon RL., eds. Elsevier, Oxford, UK, 1999.
- Hindmarsh JT.** Arsenic, its clinical and environmental significance. *J Trace Elem Exp Med* 2000; 13:165-172.
- Hindmarsh JT.** Caveats in hair analysis in chronic arsenic poisoning. *Clin Biochem* 2002; 35:1-11.
- Hinwood AL.**, Sim MR., Jolley D., de Klerk N., Bastone EB., Gerostamoulos J., Drummer OH. Hair and toenail arsenic concentrations of residents living in areas with high environmental arsenic concentrations. *Environ Health Perspect* 2003; 111(2):187-193.
- Hinwood AL.**, Sim MR., Jolley D., de Klerk N., Bastone EB., Gerostamoulos J., y cols. Exposure to inorganic arsenic in soil increases urinary inorganic arsenic concentrations of resident living in old mining areas. *Environ Geochem Health* 2004; 26:27-36.
- Hinwood A.**, Horwitz P., Rogan R. Human exposure to metals in groundwater affected by acid sulfate soil disturbance. *Arch Environ Contam Toxicol* 2008; 55:538-545.
- Hirata M. y Kosaki H.** Effects of lead exposure on neurophysiological parameters. *Environ Res* 1993; 63:60-69.
- Hlavay J.**, Polyák K., Wesemann G. Particle size distribution of minerals phases and metals in dusts collected at different workplaces. *Fresenius J Anal Chem* 1992; 344:319-321.
- Hlavay J.**, Polyák K., Weisz M. Monitoring of the natural environment by chemical speciation of elements in aerosol and sediments samples. *J Environ Monit* 2001; 3:74-80.

- Hoelzle C.**, Scheufler F., Uhl M., Sachs H., Thieme D. Application of discriminant analysis to differentiate between incorporation of cocaine and its congeners into hair and contamination. *Forensic Sci Int* 2008; 176(1):13-18.
- Hooda PS.**, Henry CJK., Seyoum TA., Armstrong LDM., Fowler MB. The potential impact of soil ingestion on human mineral nutrition. *Sci Total Environ* 2004; 333:75-87.
- Hooda PS.**, Miller A., Edwards AC. The distribution of automobile catalyst-cast platinum, palladium and rhodium in soils adjacent to roads and their uptake by grass. *Sci Total Environ* 2007; 384:384-392.
- Hopps HC.** The biological base of using hair and nail for analysis of trace elements. *Sci Total Environ* 1977; 7:71-89.
- Horng CJ.**, Tsai JL., Lin SR. Determination of urinary arsenic, mercury, and selenium in steel production workers. *Biol Trace Elem Res* 1999; 70:29-40.
- Hossain MA.**, Furumai H., Nakajima F. Competitive adsorption of heavy metals in soil underlying an infiltration facility installed in an urban area. *Water Sci Technol* 2009; 59(2):303-310.
- Hostýnek JJ., Hinz RS., Lorence CR., Price M., Guy RH. Metals and the skin. *Crit Rev Toxicol* 1993; 23(2):171-235.
- Hotelling H.** Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *J Educational Psychol* 1933; 24:417-441.
- Hotz C. y Brown KH.** International zinc nutrition consultative group (IZiNCG) technical document 1. Assessment of the risk of zinc deficiency in populations and options for its control. *Food Nutr Bull* 2004; 25:S99-S199.
- Hough RL.**, Breward N., Young SD., Crout NM., Tye AM., Moir AM., Thornton I. Assessing potential risk of heavy metal exposure from consumption of home-produced vegetables by urban populations. *Environ Health Perspect* 2004; 112:215-221.
- Hovmand MF.**, Kemp K., Kystol J., Johnsen I., Riis-Nielsen T., Pacyna JM. Atmospheric heavy metal deposition accumulated in rural forest soils of southern Scandinavia. *Environ Pollut* 2008; 155(3):537-541.
- Howari FM. y Banat KM.** Assessment of Fe, Zn, Cd, Hg, and Pb in the Jordan and Yarmouk River sediments in relation to their physicochemical properties and sequential extraction characterization. *Water Air Soil Pollut* 2001; 132(1-2):43-59.
- Howell A.**, Grossmann JG., Cheung KC., Kanbi L., Evans DG., Hasnain SS. Can hair be used to screen for breast cancer? *J Med Genet* 2000; 37:297-298.
- Hu X.**, Zhang Y., Luo J., Wang T., Lian H., Ding Z. Bioaccessibility and health risk of arsenic, mercury and other metals in urban street dusts from a mega-city, Nanjing, China. *Environ Pollut* 2011; doi 10.1016/j.envpol.2011.01.037.
- Huang BX.**, Lin SQ., Chen SY., Zhou G., Yin F., Lou ZP. Hair chromium levels in patients with vascular diseases. *Biol Trace Element Res* 1991; 29:133-137.
- Huang SS.**, Liao QL., Hua M., Wu XM., Bi KS., Yan CY., Chen B., Zhang XY. Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district, Jiangsu Province, China. *Chemosphere* 2007; 67:2148-2155.
- Huang X.**, Hu J., Li C., Deng J., Long J., Qin F. Heavy-metal pollution and potential ecological risk assessment of sediments from Baihua Lake, Guizhou, P.R. China. *Int J Environ Health Res* 2009; 19(6):405-419.
- Huang H. y Dasgupta PK.** A field-deployable instrument for the measurement and speciation of arsenic in potable water. *Anal Chim Acta* 1999; 380:27-37.

## **Bibliografía**

---

- Huel G.**, Everson RB., Menger I. Increased hair cadmium in newborns of women occupationally exposed to heavy metals. *Environ Res* 1984; 35:115-121.
- Huel G.**, Sahuquillo J., Debotte G., Oury JF., Takser L. Hair mercury negatively correlates with calcium pump activity in human term newborns and their mothers at delivery. *Environ Health Perspect* 2008; 116(2):263-267.
- Hughes K.**, Meek ME., Burnett R. Inorganic arsenic: Evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *J Environ Sci Health C Environ Carcinog Ecotox Rev* 1994; 12:145-159.
- Hursthouse A.**, Tognarelli D., Tucker P., Ajmone-Marsan F., Martini C., Madrid L., Madrid F., Díaz-Barrientos E. Metal content of surface soils in parks and allotments from three European cities: initial pilot study results. *Land Contam Reclam* 2004; 12:189-196.
- Hussein WF.**, Njue W., Murungi J., Wanjau R. Use of human nails as bio-indicators of heavy metals environmental exposure among school age children in Kenya. *Sci Total Environ* 2008; 393(2-3):376-384.
- Hutchinson EJ. y Pearson PJG.** An evaluation of the environmental and health effects of vehicle exhausts catalysts in the United Kingdom. *Environ Health Perspects* 2004; 112(2):132-141.
- Hutton M.**, Wadge A., Milligan PJ. Environmental levels of cadmium and lead in the vicinity of a mayor refuse incinerator. *Atmosph Environ* 1988; 22:411-416.
- IAEA Review.** Application of hair as an indicator for trace element exposure in man. *NAHRES* 1994; 22 IAEA.
- IARC (International Agency for Research on Cancer).** Lyon, France. Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to human. Disponibles en internet.
- **1989.** Some organic solvents, resin monomers and related compounds, pigments and occupational exposure in paint manufacture and painting. Vol. 47.
  - **1990.** Chromium, nickel and welding. Vol. 49.
  - **1993.** Be, Cd, Hg, and exposures in the glass manufacturing industry. Vol. 58.
  - **2004.** Some drinking-water disinfectants and contaminants, including arsenic. Vol. 84.
  - **2006a.** Cobalt in hard metals and cobalt sulfate, gallium arsenide, indium phosphide and vanadium pentoxide. Vol. 86.
  - **2006b.** Inorganic and organic lead compounds. Vol. 87.
  - **2010.** Carbon black, titanium dioxide and talc. Vol. 93.
- Iavicoli I.**, Carelli G., Lajolo C., Raffaelli L., Marinaccio A., Giuliani M. Biomonitoring of titanium, mercury, platinum, rhodium and palladium in dental health care workers. *Occup Med* 2004; 54:564-566.
- Imamura T.** History of public health crises in Japan. *J Public Health Policy* 2007; 2(8):221-237.
- Imperato M.**, Adamo P., Naimo D., Arienzo M., Stanzione D., Violante P. Spacial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy). *Environ Pollut* 2003; 124:247-256.
- Iyengar GV.** Reference values for the concentration of As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, I, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, and Zn in selected human tissues and body fluids. *Biol Trace Elem Res* 1987; 12:263-295.
- Jacobs JJ.**, Silverton C., Hallab NJ., Skipor AK., Patterson L., Black J., Galante JO. Metal release and excretion from cementless titanium alloy total knee replacement. *Clin Orthop Relat Res* 1999; 358:173-180.

- Jacobson AR.**, McBride MB., Baveye P., Steenhuis TS. Environmental factors determining the trace-level sorption of silver and thallium to soils. *Sci Total Environ* 2005; 345:191-205.
- Jager JW.** y **Ostosky-Wegman P.** Arsenic: a paradoxical human carcinogen. *Mutat Res* 1997; 386:181-184.
- Jakubowska M.**, Pasieczna A., Zembrzusi W., Swit Z., Lukaszewski Z. Thallium in fractions of soil formed on floodplain terraces. *Chemosphere* 2007; 66(4):611-618.
- Jalava PI.**, Hirvonen MR., Sillanpää M., Pennanen AS., Happonen MS., Hillamo R., Cassee FR., Gerlofs-Nijland M., Borm PJ., Schins RP., Janssen NA., Salonen RO. Associations of urban air particulate composition with inflammatory and cytotoxic responses in RAW 245.7 cell line. *Inhal Toxicol* 2009; 21(12):994-1006.
- Jaleel MA.**, Noreen R., Baseer A. Concentration of heavy metals in drinking water of different localities in district east Karachi. *J Ayub Med Coll* 2001; 4:12-15.
- Janssen CR.**, Schamphelaere KD, Heijeerick D., Muysen B., Lock K., Bossuyt B., Vangheluwe M., Van Sprang P. Uncertainties in the environmental risk assessment of metals. *Human Ecol Risk Assess* 2000; 6:1003-1018.
- Jarava C.**, Armas JR., Palma A. Aluminio y enfermedad ósea urémica. Utilidad diagnóstica del aluminio sérico y del test de la deferoxamina (DFO). *Nefrología* 2001; 21(2):174-181.
- Järup L.** Land contamination and renal dysfunction. *Occup Environ Med* 2003; 60(7):461-462.
- Järup L.** y **Akesson A.** Current status of cadmium as an environmental health problem. *Toxicol Appl Pharmacol* 2009; 238(3):201-208.
- JECFA.** Evaluation of certain food additives and contaminants: 44<sup>st</sup> report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Geneva: World Health Organization, 2000.
- Jedrychowski W.**, Jankowski J., Flak E., Skarupa A., Mroz E., Sochacka-Tatara E., Lisowska-Miszczuk I., Szpanowska-Wohn A., Rauh V., Skolicki Z., Kalm I., Perera F. Effects of prenatal exposure to mercury on cognitive and psychomotor function in one-year-old infants: epidemiological cohort study in Poland. *Ann Epidemiol* 2006; 16:439-447.
- Jeffery WG.** A world of metals. International Council on Metals and the Environment, Ottawa, 1998:48.
- Jenkis DW.** Toxic trace metals in mammalian hair and nails. EPA 600/04-79-049. US EPA, Washington, DC, 1979.
- Jensen CS.**, Menné T., Lisby S., Kristiansen J., Veien NK. Experimental systemic contact dermatitis from nickel: a dose-response study. *Contact Dermatitis* 2003; 49(3):124-132.
- Jensen JK.**, Holm PE., Nejrup J., Larsen MB., Borggaard OK. The potential of willow for remediation of heavy metal polluted calcareous urban soils. *Environ Pollut* 2009; 157:931-937.
- Jin T.**, Nordberg M., Frech W., Dumont X., Bernard A., Ye T., Kong Q., Wang Z., Li P., Lundström NG., Li Y., Nordberg GF. Cadmium biomonitoring and renal dysfunction among a population environmentally exposed to cadmium from smelting in China (ChinaCad). *Biometals* 2002; 15(4):397-410.
- Jin CW.**, Zheng SJ., He YF., Zhou GD., Zhou ZX. Lead contamination in tea garden soils and factors affecting its bioavailability. *Chemosphere* 2005; 59:1151-1159.
- Jiries AG.**, Hussein HH., Halaseh Z. The quality of water and sediments of street runoff in Amman, Jordan. *Hydrological Process* 2001; 15(5):815-824.

## **Bibliografía**

---

- Johnsson C.**, Sällsten G., Schütz A., Sjörs A., Barregård L. Hair mercury levels versus freshwater fish consumption in household members of Swedish angling societies. *Environ Res* 2004; 96:257-263.
- Johnsson D. y Bretsch J.** Soil lead and children's blood lead levels in Syracuse, NY, USA. *Environ Geochem Health* 2002; 24(4):375-385.
- Jomova K.**, Jenisova Z., Feszterova M., Baros S., Liska J., Hudecova D., Rhodes CJ., Valko M. Arsenic: toxicity, oxidative stresses and human disease. *J Appl Toxicol* 2011; 31(2):95-107.
- Jones KC. y Bennett BG.** Exposure commitment assessments of environmental pollutants. London, University of London, King's College, Monitoring and Assessment Research Center, MARC Technical Report 33, 1985.
- Joseph P.** Mechanisms of cadmium carcinogenesis. *Toxicol Appl Pharmacol* 2009; 238(3):272-279.
- Juhász AL.**, Smith E., Weber J., Rees M., Rofe A., Kuchel T., Sansom L., Naidu R. Comparison of *in vivo* and *in vitro* methodologies for the assessment of arsenic bioavailability in contaminated soils. *Chemosphere* 2007; 69:961-966.
- Jung MC.** Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea. *Appl Geochem* 2001; 16:1369-1375.
- Jurado C.**, Kintz P., Mendez M., Repetto M. Influence of the cosmetic treatment of hair on drug testing. *Int J Legal Med* 1997; 110:159-163.
- Kabata-Pendias A. y Pendias H.** Trace elements in soils and plants. 2<sup>nd</sup> ed. CRC Press, Boca Raton, Florida, 2001.
- Kahle P.** Heavy metals in Rostock garden soils. *J Plant Nutr Soil Sci* 2000; 163:191-196.
- Kaise T., Watanabe S., Itoh K.** The acute toxicity of arsenobetaine. *Chemosphere* 1985; 14:1327-1332.
- Kakulu SE.** Trace metal concentration in roadside surface soil and tree bark: a measurement of local atmospheric pollution in Abuja, Nigeria. *Environ Monit Assess* 2003; 89:233-242.
- Kalavská D.** Blood lead level as a criterion of global pollution. *Bull Environ Contam Toxicol*. *Toxicol* 1992; 48:487.
- Kalbitz K.**, Schwesig D., Wang W. Effects of platinum from vehicle exhaust catalyst on carbon and nitrogen mineralization in soils. *Sci Total Environ* 2008; 405(1-3):239-245.
- Kang I.**, Kim YS., Kim C. Mineral deficiency in patients who have undergone gastrectomy. *Nutrition* 2007; 23(4):318-322.
- Kano K.**, Horikawa M., Utsunomiya T., Tati M., Satoh K., Yamaguchi S. Lung cancer mortality among a cohort of male chromate pigment workers in Japan. *Int J Epidemiol* 1993; 22:16-22.
- Karagas MR.**, Stukel TA., Tosteson TD. Assessment of cancer risk and environmental levels of arsenic in New Hampshire. *Int J Hyg Environ Health* 2002; 205:85-94.
- Karaszewski B.**, Kozera G., Dorosz A., Łukasiak J., Szczyrba S., Łysiak-Szydłowska W., Nyka WM. High magnesium or potassium hair accumulation is not associated with ischemic stroke risk reduction: a pilot study. *Clin Neurol Neurosurg* 2007; 109:676-679.
- Karimi A.**, Moniri F., Nasihatkon A., Zarepoor MJ, Alborzi A. Mercury exposure among residents of a building block in Shiraz, Iran. *Environ Res Sec A* 2002; 88:41-43.



- Kasai Y.**, Iida R, Uchida A. Metal concentrations in the serum and hair of patients with titanium alloy spinal implants. *Spine* 2003; 28(12):1320-1326.
- Katsouyanni K.** Ambient air pollution and health. *Br Med Bull* 2003; 68:143-156.
- Katz SA. y Chat A.** Hair analysis : applications in the biomedical and environmental sciences. VCH, Weinheim, 1988.
- Katz SA. y Salem H.** The toxicology of chromium with respect to its chemical speciation: A review. *J Appl Toxicol* 1993; 13:217-224.
- Kazantzis G.** Thallium in the environment and health effects. *Environ Geochem Health* 2000; 22:275-280.
- Kazi TG.**, Memon AR., Afridi HI., Jamali MK., Arain MB., Jalbani N., Sarfraz RA. Determination of cadmium in whole blood and scalp hair samples of Pakistani male lung cancer patients by electrothermal atomic absorption spectrometer. *Sci Total Environ* 2008a; 389(2-3):270-276.
- Kazi TG.**, Afridi HI., Kazi N., Jamali MK., Arain MB., Jalbani N., Kandhro GA. Copper, chromium, manganese, iron, nickel, and zinc levels in biological samples of Diabetes Mellitus patients. *Biol Trace Elem Res* 2008b; 122(1):1-18.
- Keller Th.**, Matyssek R., Günthardt-Goerg MS. *Beech foliage* as bioindicator of pollution near a waste incinerator. *Environ Pollut* 1994; 85:185-189.
- Keller C. y Vedy JC.** Distribution of copper and cadmium fractions in two forest soils. *J Environ Qual* 1994; 23(5):987-999.
- Kelly J.**, Thornton I., Simpson PR. Urban geochemistry: a study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain. *Appl Geochem* 1996; 11(1-2):363-370.
- Kelly B.**, Ikonou M., Higgs D., Oakes J., Dubetz C. Mercury and other trace elements in farmed and wild salmon from british Columbia, Canada. *Environ Toxicol Chem* 2008; 27(6):1361-1370.
- Kempson IM.**, Skinner WM., Kirkbride PK. A method for the longitudinal sectioning of single hair samples. *J Forensic Sci* 2002; 47(4):1-4.
- Kempson IM.**, Skinner WM., Kirkbride KP. The occurrence and incorporation of copper and zinc in hair and their potential role as bioindicators: a review. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 2007; 10(8):611-622.
- Kempson IM. y Skinner WM.** ToF-SIMS analysis of elemental distributions in human hair. *Sci Total Environ* 2005; 338:213-227.
- Khalique A.**, Ahmad S., Anjum T., Jaffar M., Shah MH., Shaheen N., Tariq SR., Manzoor S. A comparative study based on gender and age dependence of selected metals in scalp hair. *Environ Monit Assess* 2005; 104(1-3):45-57.
- Kilic E.**, Saraymen R., Demiroglu A., Ok E. Chromium and manganese levels in the scalp hair of normals and patients with breast cancer. *Biol Trace Elem Res* 2004; 102(1-3):19-25.
- Kim SY.**, Kim JW., Ko YS., Koo JE., Chung HY., Lee-Kim YC. Changes in lipid peroxidation and antioxidant trace elements in serum of women with cervical intraepithelial Neoplasia and Invasive cancer. *Nutr Cancer* 2003; 47:126-130.
- Kim J.**, Kim K., Ahn JS., Ko I., Lee C. Investigation and risk assessment modeling of As and heavy metals contamination around five abandoned metal mines in Korea. *Environ Geochem Health* 2005; 27:193-203.

## **Bibliografía**

---

- Kim S.**, Kwon HJ., Cheong HK., Choi K., Jang JY., Jeong WC., Kim DS., Yu S., Kim YW., Lee KY., Yang SO., Jhung IJ., Yang WH., Hong YC. Investigation on health effects of an abandoned metal mine. *J Korean Med Sci* 2008; 23:452-458.
- Kim Y.**, Kim BN., Hong YC., Shin MS., Yoo HJ., Kim JW., Bhang SY., Cho SC. Co-exposure to environmental lead and manganese affects the intelligence of school-aged children. *Neurotoxicol* 2009; 30(4):564-571.
- Kimbrough RD.**, Falk H., Stehr P., Fries G. Health implications of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxin (TCDD) contamination of residential soil. *J Toxicol Environ Health* 1984; 14(1):47-93.
- Kintz P.** Value of hair analysis in postmortem toxicology. *Forensic Sci Int* 2004; 142(2-3):127-134.
- Kintz P.**, Ginet M., Cirimele V. Multi-element screening by ICP-MS of two specimens of Napoleon's hair. *J Anal Toxicol* 2006; 30(8):621-623.
- Kippler M.**, Goessler W., Nermell B., Ekström EC., Lönnerdal B., El Arifeen S., Vahter M. Factors influencing intestinal cadmium uptake in pregnant Bangladeshi women: a prospective cohort study. *Environ Res* 2009; 109(7):914-921.
- Klevay LM.**, Bistrrian BR., Fleming R., Neumann CG. Hair analysis in clinical and experimental medicine. *Am J Clin Nutr* 1987; 46:233-236.
- Klumpp A.**, Klumpp G., Domingos M. Plants as bioindicators of air pollution at the Serra do Mar near the industrial complex of Cubatao, Brazil. *Environ Pollut* 1994; 85:109-116.
- Klumpp A.**, Hintemann T., Lima JS., Kandeler E. Bioindication of air pollution effects near a copper smelter in Brazil using mango trees and soil microbiological properties. *Environ Pollut* 2003; 126:313-321.
- Koch M. y Rotard W.** On the contribution of background sources to the heavy metal content of municipal sewage sludge. *Water Sci Technol* 2001; 43:67-74.
- Koh HL. y Woo SO.** Chinese proprietary medicine in Singapore. *Drug Saf* 2000; 23(5):351-362.
- Kok KF.**, Hoevenaars B., Waanders E., Drenth JPH. Value of molecular analysis of Wilson's disease in absence of tissue copper deposits: a novel ATP7B mutation in an adult patient. *Neth J Med* 2008; 66(8):348-350.
- Kolanz ME.** Introduction to beryllium: uses, regulatory history, and disease. *Appl Occup Environ Hyg* 2001; 16(5):559-567.
- Kollmeier H.**, Seeman JW., Rothe G. Age, sex, and region adjusted concentrations of chromium and nickel in lung tissue. *Br J Ind Med* 1990; 47:682-687.
- Komárek M.**, Chrástný V., Štíchlorá J. Metal/metalloid contamination and isotopic composition of lead in edible mushrooms and forest soils originating from a smelting area. *Environ Int* 2007; 33:677-684.
- Koons RD. y Peters CA.** Axial distribution of arsenic in individual human hairs by solid sampling graphite furnace AAS. *J Anal Toxicol* 1994; 18(1):36-40.
- Korashy HM. y El-Kadi AO.** Regulatory mechanisms modulating the expression of cytochrome P450 1A1 gene by heavy metals. *Toxicol Sci* 2005; 88:39-51.
- Kordas K.**, Queirolo EI., Ettinger A., Wright RO., Stoltzfus RJ. Prevalence and predictors of exposure to multiple metals in preschool children from Montevideo, Uruguay. *Sci Total Environ* 2010; 408(20):4488-4494.

- Kordel W. y Römbke J.** Requirements on physical chemical and biological testing methods for estimating the quality of soils and soil substrates. *J Soil Sediments* 2001; 1(2):98-104.
- Korre A.** Statistical and spatial assessment of soil heavy metal contamination in areas of poorly recorded, complex sources of pollution. *Stochastic Environ Res Risk Assessment* 1999; 13:288-316.
- Kosatsky T., Przybysz R., Armstrong B.** Mercury exposure in Montrealers who eat St. Lawrence River sport fish. *Environ Res* 2000; 84:36-43.
- Kowal ME., Johnson DE., Kraemer DF., Pahren DF.** Normal levels of cadmium in diet, urine, blood and tissues of inhabitants of the United States. *J Toxicol Environ Health* 1979; 5:995-1014.
- Kowalczyck GS., Choquette CE., Gordon GE.** Chemical element balances and identification of air pollution sources in Washington, DC. *Atmosph Environ* 1978; 12:1143-1153.
- Kowalczyck GS., Gordon GE., Rheingrover SW.** Identification of atmospheric particulate sources in Washington, DC., using chemical element balances. *Environ Sci Technol* 1982; 16:79-90.
- Kozielec T., Późniak J., Sałacka A., Hornowska I., Kotkowiak L.** Hair copper concentration in healthy children, teenagers, and adults living in Szczecin, Poland. *Biol Trace Elem Res* 2003; 93:47-53.
- Kozielec T., Durska G., Karakiewicz B., Kędzierska E.** Analysis of blood and hair to investigate the magnesium status of neonates and their mothers. *Magnes Res* 2004; 17(2):85-89.
- Kreider ML. y Spencer EW.** Interpreting REACH guidance in the determination of the derived no effect level (DNEL). *Regul Toxicol Pharmacol* 2010, 58(2):323-329.
- Kreiss K., Newman LS., Mroz M.** Blood testing for chronic beryllium disease. *J Occup Med* 1991; 33:1188-1189.
- Krejpcio Z., Olejnik D., Wójciak R., Kiełczewska K., Gawęcki J.** Assessment of the content of calcium, magnesium, zinc and copper in hair and serum of children with hyperactivity. *Polish J Environ Studies* 1997; 6(Suppl):89-92.
- Krejpcio Z., Olejnik D., Wójciak R., Gawęcki J.** Lead and cadmium content in daily food ratios of children and adolescents from Koper basin of Legnica region. *Rocz Panstw Zakł Hig* 1999; 50(4):353-360.
- Kristiansen J., Christensen JM., Henriksen T., Nielsen NH., Menne T.** Determination of nickel in fingernails and forearm skin/stratum corneum. *Anal Chim Act* 2000; 403:265-272.
- Krivan V., Schneider G., Baumann H., Reus U.** Multi-element analysis of tobacco smoke condensate. *Fresenius J Anal Chem* 1994; 348:218-225.
- Kruse-Jarres JD.** Limited usefulness of essential trace element analyses in hair. *Am Clin Lab* 2000; 19(5):8-10.
- Kuang C., Neumann T., Norra S., Stuben D.** Land use-related chemical composition of street sediments in Beijing. *Environ Sci Pollut Res* 2004; 11:73-83.
- Kuangfei L., Yaling X., Xuefeng L., Zuoli W., Bukkens SGF., Tommaseo M., Paoletti MG.** Metallic elements in hair as a biomarker of human exposure to environmental pollution: a preliminary investigation in Hubei Province. *Crit Rev Plant Sci* 1999; 18:417-428.
- Kučera J., Byrne AR., Mravcová A., Lener J.** Vanadium levels in hair and blood of normal and exposed persons. *Sci Total Environ* 1992; 15:191-205.

## **Bibliografía**

---

- Kučera J., Lener J., Mňuková J.** Vanadium levels in urine and cystine levels in fingernails and hair of exposed and normal persons. *Biol Trace Elem Res* 1994; 43-45:327-334.
- Kulshrestha A., Satsangi PG., Masih J., Taneja A.** Metal concentration of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> particles and seasonal variations in urban and rural environment of Agra, India. *Sci Total Environ* 2009; 407:6169-6204.
- Kumaresan M. y Riyazuddin P.** Overview of speciation chemistry of arsenic. *Curr Sci* 2001; 80(7):837-846.
- Künzli N., Kaiser R., Medina S., Studnicka M., Chanel O., Fillieger P., Herry M., Horak F Jr., Puybonnieux-Textier V., Quénel P., Schneider J., Seethaler R., Vergnaud JC., Sommer H.** Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet* 2000; 356(9232):795-801.
- Künzli N. y Tager IB.** Long-term health effects of particulate and other ambient air pollution: research can progress master if we want it to. *Environ Health Perspect* 2000; 108(10):915-918.
- Kurkjian CR. y Flegal AR.** Isotopic evidence of the persistent dominance of blood lead concentrations by previous gasoline lead emissions in Yerevan, Armenia. *Environ Res* 2003; 93(3):308-315.
- Lafuente A., González-Carracedo A., Romero A., Esquifino AI.** Effect of cadmium on 24-h variations in hypothalamic dopamine and serotonin metabolism in adult male rats. *Exp Brain Res* 2003; 149:200-206.
- LaGoy PK.** Risk Assessment. Principles and application for hazardous wastes and related sites. Noyed Pub., 1994.
- Laidlaw MAS., Mielke HW., Filippelli GM., Johnson DL., Gonzales CR.** Seasonality and children's blood lead levels: developing a predictive model using climatic variables and blood lead data from Indianapolis, Indiana, Syracuse, New York, and New Orleans, Louisiana (USA). *Environ Health Perspect* 2005; 113(6):793-800.
- Lamb DT., Ming H., Megharaj M., Naidu R.** Heavy metal (Cu, Zn, Cd and Pb) partitioning and bioaccessibility in uncontaminated and long-term contaminated soils. *J Hazard Mater* 2009; 171(1-3):1150-1158.
- Landrigan PJ.** Occupational and community exposures to toxic metals: lead, cadmium mercury and arsenic. *West J Med* 1982; 137:531-539.
- Landrigan PJ., Carlson JE., Bearer CF., Cranmer JS., Bullard RD., Etzel RA., Groopman J., McLachlan JA., Perera FP., Reigart JR., Robinson L., Schell L., Suk WA.** Children's health and the environment: a new agenda for prevention research. *Environ Health Perspect* 1998; 106(Suppl 3):787-794.
- Landrigan PJ., Nordberg M., Lucchini R., Nordberg G., Grandjean P., Iregren A., Alessio L.** The declaration of Brescia on prevention of the neurotoxicity of metals. *Am J Ind Med* 2007; 50:709-711.
- Landrigan PJ., Rauh VA., Galvez MP.** Environmental justice and the health of children. *Mt Sinai J Med* 2010; 77(2):178-187.
- Lane WG. y Kemper AR.** Screening for elevated blood lead levels in children. *Am J Prev Med* 2001; 20:78-82.
- Langård S. y Norseth T.** Chromium. *Handbook on the toxicology of metals*, 2<sup>nd</sup> ed. Elsevier Science Publishers, 1986.
- Langley A.** Health risk assessment and management of contaminated sites in Australia. En: Naidu R., Kookana RS., Oliver DP., Rogers S., McLaughlin MJ. *Contaminants and the soil environment in the Australasia-Pacific region*. Klumer Academic Publishers, The Netherlands, 1996.

- Lanphear BP.**, Hornung R., Khoury J., Yolton K. Baghurst P., Bellinger DC., Canfield RL., Dietrich KN., Bornschein R., Greene T., Rothenberg SJ., Needleman HL., Schnaas L., Wasserman G., Graziano J., Roberts R. Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environ Health Perspect* 2005; 113(7):894-899.
- Lanphear BP. y Roughmann KJ.** Pathways of lead exposure in urban children. *Environ Res* 1997; 74:67-73.
- Latva S.**, Hurttä M., Peräniemi S., Ahlgrén M. Separation of arsenic species in aqueous solutions and optimization of determination by graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Anal Chim Acta* 2000; 418(1):11-17.
- Leake JR.**, Adam-Bradford A., Rigby JE. Health benefits of "grow your own" food in urban areas: implications for contaminated land risk assessment and risk management? *Environ Health* 2009; 8(Suppl 1):S6.
- Label J.**, Roulet M., Mergler D., Lucotte M., Larribe F. Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. *Water Air Soil Population* 1997; 97:31-44.
- Leblang M.**, Petit D., Deram A., Robinson BH., Brooks RR. The phytomining and environmental significance of hyperaccumulation of thallium by *Iberis intermedia* from Southern France. *Eco Geol Bull Soc* 1999; 94:109-114.
- Lech T.** Lead, copper, zinc, and magnesium content in hair of children and young people with some neurological diseases. *Biol Trace Elem Res* 2002a; 85:111-126.
- Lech T.** Lead, copper, zinc, and magnesium levels in hair of children and young people with some disorders of the osteomuscular articular system. *Biol Trace Elem Res* 2002b; 89:111-125.
- Lee DY.**, Prasad AS., Hydrick-Adair C., Brewer G., Johnson PE. Homeostasis of zinc in marginal human deficiency: role of absorption and endogenous excretion of zinc. *J Lab Clin Med* 1993; 122(5):549-556.
- Lee YZ.**, Suzuki S., Kawada T., Wang J., Koyama H., Rivai IF., Herawati N. Content of cadmium in carrots compared with rice in Japan. *Bull Environ Contam Toxicol* 1999; 63:711-719.
- Lee J.**, Prohaska JR., Thiele DJ. Essential role for mammalian copper transporter Ctr1 in copper homeostasis and embryonic development. *Proc Natl Acad Sci USA* 2001; 98:6842-6847.
- Lee J.**, Peña MM., Nose Y., Thiele DJ. Biochemical characterization of the human copper transporter Ctr1. *J Biol Chem* 2002; 277(6):4380-4387.
- Lee J.**, Chon H., Kim K. Human risk assessment of As, Cd, Cu and Zn in the abandoned metal mine site. *Environ Geochem Health* 2005; 27:185-191.
- Lee CS.**, Li X., Shi W., Cheung SC., Thornton I. Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: a study based on GIS multivariate statistics. *Sci Total Environ* 2006; 356(1-3):45-61.
- Lee WC. y Lee MJ.** Mercury concentrations in scalp hair as an environmental contamination index from foods in Korea. *Vet Hum Toxicol* 1999; 41(6):373-375.
- Lehman AJ. y Fitzhugh OG.** 100-fold margin of safety. *Assoc Food Drug Off. USQ Bull* 1954; 18:33-35.
- Lejano RP. y Ericson JE.** Tragedy of the temporal commons: soil-bound lead and the anachronicity of risk. *J Environ Plan Manag* 2005; 48(2):299-318.
- Lekouch N.**, Sedki A., Bouhouch S., Nejmeddine A., Pineau A., Pihan JC. Trace elements in children's hair, as related exposure in wastewater spreading field of Marrakesh (Morocco). *Sci Total Environ* 1999; 243-244:323-328.

## Bibliografía

---

- Lemos VA. y de Carvalho AL.** Determination of cadmium and lead in human biological samples by spectrometric techniques: a review. *Environ Monit Assess* 2010; 171(1-4):255-265.
- Leonard A. y Gerber GB.** Mutagenicity, carcinogenicity and teratogenicity of thallium compounds. *Mutat Res* 1997; 387:47-53.
- Leone N., Courbon D., Ducimetiere P., Zureik M.** Zinc, copper, and magnesium and risks for all-cause, cancer, and cardiovascular mortality. *Epidemiology* 2006; 17:308-314.
- Leotsinidis M. y Kondakis X.** Trace metals in scalp hair of Greek agricultural workers. *Sci Total Environ* 1990; 95:149-156.
- Lesniewska BA., Messerschmidt J., Jakubowski N., Hulanicki A.** Bioaccumulation of platinum group elements and characterization of their species in *Lolium multiflorum* by size-exclusion chromatography coupled with ICP-MS. *Sci Total Environ* 2004; 322:95-108.
- Leung CM. y Jiao JJ.** Heavy metal and trace element distributions in groundwater in natural slopes and highly urbanized spaces in Mid-Levels area, Hong Kong. *Water Res* 2006; 40:753-767.
- Ley 10/1998**, de 21 de Abril de 1998, de Residuos.
- Levenson CW. y Axelrad DM.** Too much of a good thing? Update on fish consumption and mercury exposure. *Nutr Rev* 2006; 64:139-145.
- Levin A., Fratt DB., Leonard A., Bruins RJF., Fradkin L.** Comparative analysis of health risk assessments for municipal waste combustors. *J. Air Waste Manage Assoc* 1991; 41:20-31.
- Li XD., Poon C., Liu PS.** Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Appl Geochem* 2001; 16(11-12):1361-1368.
- Li X., Lee S., Wong S., Shi W., Thornton I.** The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environ Pollut* 2004; 129:113-124.
- Li J., Xie ZM., Xu JM., Sun YF.** Risk assessment for safety soils and vegetables around a lead/zinc mine. *Environ Geochem Health* 2006; 28(1-2):37-44.
- Li P., Feng X., Qiu G., Shang L., Wang S.** Mercury exposure in the population from Wuchuan mercury mining area, Guizhou, China. *Sci Total Environ* 2008; 395(2-3):72-79.
- Li X. y Feng L.** Spatial distribution of hazardous elements in urban topsoils surrounding Xi'an industrial areas, (NW, China): controlling factors and contamination assessment. *J Hazard Mat* 2010; 174(1-3):662-669.
- Li X. y Liu PS.** Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochem* 2001; 16(11-12):1361-1368.
- Liao XY., Chen TB., Lei M., Huang ZC., Xiao XY., An ZZ.** Root distributions and elemental accumulations of Chinese brake (*Pteris vittata* L) from As-contaminated soils. *Plant Soil* 2004; 261:109-116
- Liao XY., Chen TB., Xie H., Liu YR.** Soil As contamination and its risk assessment in areas near the industrial districts of Chenzhou City, Southern China. *Environ Int* 2005; 31:791-798.
- Lide DR.** *CRC Handbook of Chemistry and Physics*, 83<sup>rd</sup> Ed. 2002-2003. CRC Press LLC; 2002.

- Limic N. y Valkovic V.** Environmental influence on trace element levels in human hair. *Bull Environ Contam Toxicol* 1986a; 37:925-930.
- Limic N. y Valkovic V.** Incorporation of trace elements from environment into the hair structure. *Biol Trace Elem Res* 1986b; 12:363-374.
- Lin TH., Huang YL., Wang MY.** Arsenic species in drinking water, hair, fingernails, and urine of patients with blackfoot disease. *J Toxicol Environ Health A* 1998; 53(2):85-93.
- Lin YP.** Multivariate geostatistical methods to identify and map spatial variations of soil heavy metals. *Environ Geol* 2002; 42:1-10.
- Lin L., Ibrahim AS., Avanesian V., Edwards JE Jr., Fu Y., Baquir B., Taub R., Spellberg B.** Considerable differences in vaccine immunogenicities and efficacies related to the diluent used for aluminum hydroxide adjuvant. *Clin Vaccine Immunol* 2008; 15(3):582-584.
- Lin GZ., Peng RF., Chen Q., Wu ZG., Du L.** Lead in housing paints: an exposure source still not taken seriously for children lead poisoning in China. *Environ Res* 2009; 109(1):1-5.
- Linder MC.** Nutritional biochemistry and metabolism. With clinical applications. Ed. Elsevier Science Publishers, V. B. Amsterdam, The Netherlands, 1985.
- Liou S., Wu T., Chiang H.** Blood lead levels in Taiwanese adults and influencing factors. *Sci Total Environ* 1996; 180:211-219.
- Lippmann M., Ito K., Hwang JS., Maciejczyk P., Chen LC.** Cardiovascular effects of Ni in ambient air. *Environ Health Perspect* 2006; 114:1662-1669.
- Lis J., Pasieczna A., Karbowska B., Zembrzuski W., Lukaszewski Z.** Thallium in soils and stream sediments of a Zn-Pb mining and smelting area. *Environ Sci Technol* 2003; 37:4569-4572.
- Liu XJ., Arisawa K., Nakano A., Saito H., Takahashi T., Kosaka A.** Significance of cadmium concentrations in blood and hair as an indicator of dose 15 years after the reduction of environmental exposure to cadmium. *Toxicol Lett* 2001; 123(2-3):135-141.
- Liu Y., Chen R., Shen X., Mao X.** Wintertime indoor air levels of  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  and  $PM_1$  at public places and their contributions to TSP. *Environ Int* 2004; 30:189-197.
- Liu W., Zhao J., Ouyang Z., Söderlund L., Liu G.** Impacts of sewage irrigation on heavy metal distribution and contamination in Beijing, China. *Environ Int* 2005; 31(6):805-812.
- Liu X., Cheng J., Song Y., Honda S., Wang L., Liu Z., Sakamoto M., Liu Y.** Mercury concentration in hair samples from Chinese people in coastal cities. *J Environ Sci* 2008; 20:1258-1262.
- Ljung K., Otabbong E., Selinus O.** Natural and anthropogenic metal inputs to soils in urban Uppsala, Sweden. *Environ Geochem Health* 2006a; 28(4):353-364.
- Ljung K., Selinus O., Otabbong E.** Metals in soils of children`s urban environments in the small northern European city of Uppsala. *Sci Total Environ* 2006b; 749-759.
- Ljung K., Oomen A., Duits M., Selinus O., Berglund M.** Bioaccessibility of metals in urban playground soils. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng* 2007; 42(9):1241-1250.

## **Bibliografía**

---

- Llobet JM.**, Granero S., Torres A., Schuhmacher M., Domingo JL. Biological monitoring of environmental pollution and human exposure to metals in Tarragona, Spain III. Blood levels. *Trace Elem Electr* 1998a; 15:76-80.
- Llobet JM.**, Granero S., Schuhmacher M., Corbella J., Domingo JL. Biological monitoring of environmental pollution and human exposure to metals in Tarragona, Spain IV. Estimation of the dietary intake. *Trace Elem Electr* 1998b; 15:136-141.
- Llobet JM.**, Granero S., Schuhmacher M., Domingo JL. Temporal variation in metal concentrations in soil and vegetation in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. *Toxicol Environ Chem* 1999; 71:63-73.
- Llobet JM.**, Schuhmacher M., Domingo JL. Observations on metal trends in soil and vegetation samples collected in the vicinity of a hazardous waste incinerator under construction (1996-1998). *Toxicol Environ Chem* 2000; 77(1-2):119-129.
- Llobet JM.**, Schuhmacher M., Domingo JL. Spatial distribution and temporal variation of metals in the vicinity of a municipal solid waste incinerator after a modernization of the flue gas cleaning systems of the facility. *Sci Total Environ* 2002; 284:205-214.
- Llobet JM.**, Falcó G., Casas C., Teixidó A., Domingo JL. Concentrations of arsenic, cadmium, mercury, and lead in common foods and estimated daily intake by children, adolescents, adults, and seniors of Catalonia, Spain. *J Agric Food Chem* 2003; 51:838-842.
- Lobo MC.** Recuperación de suelos contaminados. En: *Bienes y Márques. Perspectivas de la degradación del suelo. I Simposio Nacional CEDS* 2003; 71-76.
- Lobo MC.**, Pérez-Sanz A., Martínez-Iñigo MJ. Influence of coupled electrokinetic-phytoremediation on soil remediation. En: *Electrochemical remediation technologies for polluted soils. Sediments and Groundwater*. Ed. John Wiley & Sons.
- Lone MI.**, He ZL., Stoffella PJ., Yang XE. Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: progress and perspectives. *J Zhejiang Univ Sci B* 2008; 9(3):210-220.
- Lönnerdal B.** Dietary factors influencing zinc absorption. *J Nutr* 2000; 130:S1378-S1383.
- López BD.** *El medio ambiente*. 2ª ed. Ed. Cátedra, SA, Madrid, 1997.
- López E.**, Schuhmacher M., Domingo JL. Human health risks of petroleum-contaminated groundwater. *Environ Sci Pollut Res Int* 2008; 15(3):278-288.
- Loredo J.**, Ordóñez A., Charlesworth S., de Miguel E. Influence of industry on the geochemical urban environment of Mieres (Spain) and associated health risk. *Environ Geochem Health* 2003; 25(3):307-323.
- Lorenzo JRF.**, Cocho JA., Rey-Goldar ML., Couce M., Fraga JM. Aluminium contents of human milk, cow's milk and infants formulas. *J Paediatr Gastroenterol Nutr* 1999; 28(6):270-275.
- Lottermoser BG.** Natural enrichment of topsoils with chromium and other heavy metals, Port Macquarie, New South Wales, Australia. *Australian J Soil Res* 1997; 35(5):1165-1176.
- Lozano J.**, García-Algar O., Vall O., de la Torre R., Scaravelli G., Pichini S. Biological matrices for the evaluation of in utero exposure to drugs of abuse. *Ther Drug Monit* 2007; 29(6):711-734.



- Lu Y., Gong Z., Zhang G., Burghardt W. Concentrations and chemical speciations of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China. *Geoderma* 2003; 115:101-111.
- Lu CI., Huang CC., Chang YC., Tsai YT., Kuo HC., Chuang YH., Shih TS. Short-term thallium intoxication. Dermatological findings correlated with thallium concentration. *Arch Dermatol* 2007; 143:93-98.
- Lu X., Wang L., Lei K., Huang J., Zhai Y. Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. *J Hazard Mater* 2009a; 161(2-3): 1058-1062.
- Lu S., Wang H., Bai S. Heavy metal contents and magnetic susceptibility of soils along an urban-rural gradient in rapidly growing city of Eastern China. *Environ Monit Assess* 2009b; 155(1-4):91-101.
- Lu Y., Yin W., Huang L., Zhang G., Zhao Y. Assessment of bioaccessibility and exposure risk of arsenic and lead in urban soils of Guangzhou city, China. *Environ Geochem Health* 2010; doi 10.1007/s10653-010-93248.
- Lugon-Moulin N., Martin F., Krauss MR., Ramey PB., Rossi L. Cadmium concentration in tobacco (*Nicotiana tabacum* L.) from different countries and its relationship with other elements. *Chemosphere* 2006; 63:1074-1086.
- Luo W., Lu Y., Wang G., Shi Y., Wang T., Giesy JP. Distribution and availability of arsenic in soils from the industrialized urban area of Beijing, China. *Chemosphere* 2008; 72(5):797-802.
- Luo W., Lu Y., Tong X., Wang B., Wang G., Shi Y., Wang T., Naile J., Giesy JP. Distribution of copper, cadmium, and lead in soils from former industrialized urban areas of Beijing, China. *Bull Environ Contam Toxicol* 2009; 82:378-383.
- Ma ZJ. y Yamaguchi M. Stimulatory effects of Zinc on deoxyribonucleic acid synthesis in bone growth of newborn rats: enhancement with zinc and insulin-like growth factor-I. *Calcif Tissue Int* 2001; 69:158-163.
- Macey GP., Her X., Reibling ET., Ericson JE. An investigation of environmental racism claims: testing environmental management approaches with a geographic information system. *Environ Manag* 2001; 27(6):893-907.
- Maddaloni M., Lolocono N., Manton W., Blum C., Drexler J., Graziano J. Bioavailability of soil-borne lead in adults by isotope dilution. *Environ Health Perspect* 1998; 106:1589-1594.
- Madejón P., Murillo JM., Marañón T., Valdés B., Rossini Oliva S. Thallium accumulation in floral structures of *Hirschfeldia incana* (L.) Lagréze-Fossat (Brassicaceae). *Bull Environ Contam Toxicol* 2005; 74:1058-1064.
- Madhavan S., Rosenman KD., Shehata T. Lead in soil. Recommended maximum permissible levels. *Environ Res* 1989; 49:136-143.
- Madl AK., Brown JL., Kolanz ME., Kent MS. Exposure-response analysis for beryllium sensitization and chronic beryllium disease among workers in a beryllium metal machining plant. *J Occup Environ Hyg* 2007; 4:448-466.
- Madrid L., Díaz-Barrientos E., Madrid F. Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere* 2002; 49:1301-1308.
- Madrid L., Díaz-Barrientos E., Reinoso R., Madrid F. Metals in urban soils of Sevilla: seasonal changes and relations with other soil components and plant contents. *Eur J Soil Sci* 2004; 55:209-217.

## **Bibliografía**

---

- Madrid L.**, Díaz-Barrientos E., Ruiz-Cortés E., Reinoso R., Biasioli M., Davidson CM., Duarte AC., Grcman H., Hossack I., Hursthouse AS., Kralj T., Ljung K., Otabbong E., Rodrigues S., Urquhart GJ., Ajmone-Marsan F. Variability in concentrations of potentially toxic elements in urban parks from six European cities. *J Environ Monit* 2006; 8(11):1158-1165.
- Madrid F.**, López R., Cabrera F. Metal accumulation in soil after application of municipal solid waste compost under intensive farming conditions. *Agricul Ecosys Environ* 2007; 119(3-4):249-256.
- Madrid F.**, Biasioli M., Ajmone-Marsan F. Availability and bioaccessibility of metals in fine particles of some urban soils. *Arch Environ Contam Toxicol* 2008; 55(1):21-32.
- Magnus FB.** Toxic substances in the environment. John Wiley and Sons, Inc. 1993.
- Mahaffey KR.** Quantities of lead producing health effects in humans: sources and bioavailability. *Environ Health Perspect* 1997; 19:285-295.
- Mahanta MJ. y Bhattacharyya KG.** Total concentrations, fractionation and mobility of heavy metals in soils of urban area of Guwahati, India. *Environ Monit Assess* 2011; 173(1-4):221-240.
- Maier LA.**, Martyny JW., Liang J., Rossman MD. Recent chronic beryllium disease in residents surrounding a beryllium facility. *Am J Respir Crit Care Med* 2008; 177(9):1012-1017.
- Malawska M. y Wilkomirski B.** Soil and plant contamination with heavy metals in the area of the old railway junction Tarnowskie Góry and near two main railway routes. *ROCN. PZH* 2000; 51(3):259-267.
- Malik RN.**, Jadoon WA., Husain SZ. Metal contamination of surface soils of industrial city Sialkot, Pakistan: a multivariate and GIS approach. *Environ Geochem Health* 2010; 32:179-191.
- Malm O.** Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environ Res* 1998; 77(2):73-78.
- Mandal BK. y Suzuki KT.** Arsenic round the World: a review. *Talanta* 2002; 58:201-235.
- Manno M.**, Viau C.; in collaboration with, Cocker J., Colosio C., Lowry L., Mutti A., Nordberg M., Wang S. Biomonitoring for occupational health risk assessment (BOHRA). *Toxicol Lett* 2010; 192(1):3-16.
- Manta DS.**, 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* 2002; 300:229-243.
- Manzoori JL. y Bavili-Tabrizi A.** Cloud point preconcentration and flame atomic absorption spectrometric determination of Cd and Pb in human hair. *Anal Chim Acta* 2002; 470:215-226.
- Mañay N.**, Cousillas AZ., Alvarez C., Heller T. Lead contamination in Uruguay: the "La Teja" neighborhood case. *Rev Environ Contam Toxicol* 2008; 195:93-115.
- MAPA.** Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, 1994.
- Marafante E. y Vahter M.** Solubility, retention and metabolism of intratracheally and orally administered inorganic arsenic compounds in the hamster. *Environ Res* 1987; 50:49-57.
- Maravelias C.**, Hatzakis A., Katsouyanni K., Trichopoulos D., Koutselinis A., Ewers U., Brockhaus A. Exposure to lead and cadmium of children living near a lead smelter at Lavrion, Greece. *Sci Total Environ* 1989; 84:61-70.

- Mari M.**, Nadal M., Schuhmacher M., Domingo JL. Monitoring PCDD/Fs, PCBs and metals in the ambient air of an industrial area of Catalonia, Spain. *Chemosphere* 2008; 73(6):990-998.
- Mari M.**, Schuhmacher M., Domingo JL. Levels of metals and organic substances in workers at a hazardous waste incinerator: a follow-up study. *Int Arch Occup Environ Health* 2009a; 82(4):519-528.
- Mari M.**, Nadal M., Schuhmacher M., Domingo JL. Exposure to heavy metals and PCDD/Fs by the population living in the vicinity of a hazardous waste landfill in Catalonia, Spain: Health risk assessment. *Environ Int* 2009b; 35:1034-1039
- Markowitz M.** Lead poisoning. *Pediatr Rev* 2000; 21:327-335.
- Markus JA. y McBratney AB.** An urban soil study: heavy metals in Glebe, Australia. *Aust J Soil Res* 1996; 34:453-465.
- Markus JA. y McBratney AB.** A review of the contamination of soil with lead. I. Origin, occurrence and chemical form of soil lead. *Progress Environ Sci* 2000; 2,4:291-318.
- Markus JA. y McBratney AB.** A review of the contamination of soil with lead. II. Spatial distribution and risk assessment of soil lead. *Environ Int* 2001; 27:399-411.
- Marlowe M.**, Errera J., Ballowe T., Jacobs J. Low metal levels in emotionally disturbed children. *J Abnorm Psychol* 1983; 92(3):386-389.
- Marques RC.**, Dórea JG., Fonseca MF., Bastos WR., Malm O. Hair mercury in breast-fed infant's exposed to thimerosal-preserved vaccines. *Eur J Pediatr* 2007; 166(9):935-941.
- Martí-Cid R.**, Bocio A., Llobet JM., Domingo JL. Intake of chemical through fish and seafood consumption by children of Catalonia, Spain: health risks. *Food Chem Toxicol* 2007; 45(10):1968-1974.
- Martí-Cid R.**, Perelló G., Domingo JL. Dietary exposure to metals by individuals living near a hazardous waste incinerator in Catalonia, Spain: temporal trend. *Biol Trace Elem Res* 2009; 131(3):245-254.
- Martí-Cid R.**, Llobet JM., Castell V., Domingo JL. Dietary intake of arsenic, cadmium, mercury, and lead by the population of Catalonia, Spain. *Biol Trace Elem Res* 2008; 125(2):120-132.
- Martin AC.**, Rivero VC., Marin MTL. Contamination by heavy metals in soil in the neighbourhood of a scrapyard of discarded vehicles. *Sci Total Environ* 1998; 212:142-152.
- Martin L.** Urban land use influences on heavy metal fluxes and surface sediment concentrations of small lakes. *Water Air Soil Pollut* 2001; 126:363-383.
- Martín RA.**, Rodríguez GI., Rubio C., Revert C., Hardisson A. Efectos tóxicos del tabaco. *Rev Toxicol* 2004; 21:64-71.
- Martin RR.**, Kempson IM., Naftel SJ., Skinner WM. Preliminary synchrotron analysis of lead in hair from a lead smelter worker. *Chemosphere* 2005; 58(10):1385-1390.
- Martínez-Iñigo MJ.**, Pérez-Sanz A., Ortiz I., Alonso J., Alarcón R., García P., Lobo MC. Bulk soil and rhizosphere bacterial community PCR-DGGE profiles and beta-galactosidase activity as indicators of biological quality in soils contaminated by heavy metals and cultivated with *Silene vulgaris* (Moench) Garcke. *Chemosphere* 2009; 75(10):1376-1381.

## **Bibliografía**

---

- Martley E.**, Gulson BL., Pfeifer HR. Metal concentrations in soils around the copper smelter and surrounding industrial complex of Port Kembla, NSW, Australia. *Sci Total Environ* 2004; 325:113-127.
- Martorell I.**, Perelló G., Martí-Cid R., Llobet JM., Castell V., Domingo JL. Human exposure to arsenic, cadmium, mercury, and lead from foods in Catalonia, Spain: temporal trend. *Biol Trace Elem Res* 2010; doi 10.1007/s12011-010-8787-x.
- Massas I.**, Ehaliotis C., Gerontidis S., Sarris E. Elevated heavy metal concentrations in top soils of an Aegean island town (Greece): total and available forms, origin and distribution. *Environ Monit Assess* 2009; 151(1-4):105-116.
- Masters RD.** Validity of head hair analysis and methods of assessing multiple chemical sensitivity. Disponible en: <http://www.darhmouth.edu/~rmasters/Cree/Validity.htm>, 2003.
- Matschullat J.**, Borba RP., Deschamps E., Figueiredo BR., Gabrio T., Schwenk M. Human and environmental contamination in the iron quadrangle, Brazil. *Appl Geochem* 2000; 15:181-190.
- McClellan RO.** Health effects of diesel exhaust: a case study in risk assessment. *Am Ind Hyg Assoc* 1986; 47:1-13.
- McDaniel PA. y Buol SW.** Manganese distributions in acid soils of the North Carolina Piedmont. *Soil Sci Soc America* 1991; 55(1):152-158.
- McDowell MA.**, Dillon CF., Osterloh J., Bolger PM., Pellizzari E., Fernando R., Montes de Oca R., Schober SE., Sinks T., Jones RL., Mahaffey KR. Hair mercury levels in US children and women of childbearing age: reference range data from NHANES 1999-2000. *Environ Health Perspect* 2004; 112(11):1165-1171.
- McGraph D.**, Zhang CS., Carton O. Geostatistical analyses and hazard assessment on soil lead in Silvermines, area Ireland. *Environ Pollut* 2004; 127:239-248.
- McGrath SP.**, Zhao FJ., Lombi E. Plant and rhizosphere process involved in phytoremediation of metal-contaminated soils. *Plant Soil* 2001; 232(1/2):207-214.
- McKone TE. y Daniels JI.** Estimating human exposure through multiple pathways from air, water and soil. *Regul Toxicol Pharmacol* 1991; 13:36-61.
- McLaughlin MJ.**, Parker DR., Clarke JM. Metals and micronutrients- food safety issues. *Field Crops Res* 1999; 60:143-163.
- McLaughlin MJ.**, Hammon RE., McLaren RG., Speir TW., Rogers SL. Review: a bioavailability-based rationale for controlling metal and metalloid contamination of agricultural land in Australian and New Zealand. *Aus J Soil Res* 2000; 38:1037-1086.
- McLean CM.**, Koller CE., Rodger JC., MacFarlane GR. Mammalian hair as an accumulative bioindicator of metal bioavailability in Australian terrestrial environments. *Sci Total Environ* 2009; 407(11):3588-3596.
- McMichael AJ.**, Baghurst PA., Robertson EF., Vimpani GV., Wigg NR. The port Pirie study: blood lead concentrations in early childhood. *Med J Aus* 1985; 143:499-503.
- McMullin JF.**, Pritchard JG., Sikondari AH. Accuracy and precision of the determination of mercury in human scalp hair by cold-vapour atomic-absorption spectrophotometry. *Analyst* 1982; 107(1276):803-814.
- Memon A.**, Kazi TG., Afridi HI., Jamali MK., Arain MB., Jalbani N., Syed N. Evaluation of zinc status in whole blood and scalp hair of female cancer patients. *Clin Chim Acta* 2007; 379(1-2):66-70.

- Meneses M.**, Llobet JM., Granero S., Schuhmacher M., Domingo JL. Monitoring metals in vicinity of a municipal solid waste incinerator: temporal variations in soil and vegetation. *Sci Total Environ* 1999; 226:157-64.
- Meng Z.** Age- and sex-related differences in zinc and lead levels in human hair. *Biol Trace Elem Res* 1998; 61:79-87.
- Meo SA.** y **Al-Khlaiwi T.** Health hazards of welding fumes. *Saudi Med J* 2003; 24(11):1176-1182.
- Mercer JF.** The molecular basis of copper-transport diseases. *Trends Mol Med* 2001; 7:64-69.
- Mergler D.**, Baldwin M., Bélanger S., Larribe F., Beuter A., Bowler R., Panisset M., Edwards R., de Geoffroy A., Sassine MP., Hudnell K. Manganese neurotoxicity, a continuum of dysfunction: results from a community based study. *Neurotoxicol* 1999; 20:327-342.
- Mergler D.** y **Baldwin M.** Early manifestations of manganese neurotoxicity in humans: an update. *Environ Res* 1997; 73:92-100.
- Merola G.**, Gentili S., Tagliaro F., Macchia T. Determination of different recreational drugs in hair by HS-SPME and GC/MS. *Anal Bioanal Chem* 2010; 397(7):2987-2995.
- Mertz W.** The essential trace elements. *Science* 1981 ; 213:1332-1338.
- Meyer I.**, Heinrich J., Lippold U. Factors affecting lead, cadmium and arsenic levels in housedust in a smelter town in Eastern German. *Environ Res* 1999; 81: 32-44.
- Michalke B.**, Berthele A., Mistriotis P., Ochsenkühn-Petropoulou M., Halbach S. Manganese species from human serum, cerebrospinal fluid analyzed by size exclusion chromatography-, capillary electrophoresis coupled to inductively coupled plasma mass spectrometry. *J Trace Elem Med Biol* 2007; 21(Suppl 1):4-9.
- Michalke B.**, Halbach S., Nischwitz V. JEM spotlight: metal speciation related to neurotoxicity in humans. *J Environ Monit* 2009; 11(5):939-954.
- Miekeley N.**, Carneiro MT., Porto da Silveira CL. How reliable are human hair reference intervals for trace elements? *Sci Total Environ* 1998; 218:9-17.
- Miekeley N.**, de Fortes Carvalho LM., Porto da Silveira CL., Lima MB. Elemental anomalies in hair as indicators of endocrinologic pathologies and deficiencies in calcium and bone metabolism. *J Trace Elem Biol* 2001; 15:46-55.
- Mielke HW.** Lead in New Orleans soils: new images of an urban environment. *Environ Geochem Health* 1994; 16(3/4):123-128.
- Mielke HW.**, Anderson JC., Berry KJ., Mielke PW Jr., Chaney RL., Leech M. Lead concentrations in inner-city soils as a factor in the child lead problem. *Am J Public Health* 1983; 73:1366-1369.
- Mielke HW.**, Adams JL., Channey RL., Mielke PW., Ravikumar VC. The pattern of cadmium in the environment of five Minnesota cities. *Environ Geochem Health* 1991; 13:29-34.
- Mielke HW.**, Dugas D., Mielke PW Jr., Smith KS., Smith SL., Gonzales CR. Associations between soil lead concentrations and children's blood lead in urban New Orleans and rural Lafourche Parish of Louisiana. *Environ Health Perspect* 1997; 105:950-954.
- Mielke HW.**, Smith MK., Gonzales CR., Mielke PW. The urban environment and children's health: soils as an integrator of lead, zinc, and cadmium in New Orleans, Louisiana, USA. *Environ Res* 1999; A81:117-129.

## **Bibliografía**

---

- Mielke HW.**, Gonzales CR., Smith MK., Mielke PW. Quantities and associations of lead, zinc, cadmium, manganese, chromium, nickel, vanadium, and copper in fresh Mississippi delta alluvium and New Orleans alluvial soils. *Sci Total Environ* 2000; 246:249-259.
- Mielke HW. y Reagan PL.** Soil is an important pathway of human lead exposure. *Environ Health Perspects* 1998; 106(Suppl 1):217-229.
- Migon C.**, Jourdan E., Nicolas E., Gentili B. Effects of reduced leaded fuel consumption on atmospheric lead behaviour. *Chemosphere* 1994; 28:139-144.
- Miller JR.**, Lechler PJ., Bridge G. Mercury contamination of alluvial sediments within the Essequibo and Mazaruni river basins, Guyana. *Water Air Soil Pol* 2003; 148:139-166.
- Milnerowicz H. y Chmerek M.** Influence of smoking on metallo-thionein level and other proteins binding essential metals in human milk. *Acta Paediatr* 2005; 94:402-406.
- Ministerio de Sanidad y Consumo.** 2009. Disponible en: <http://www.msc.es/ciudadanos/proteccionSalud/infancia/alimentacion/tema1.htm>.
- Mireles A.**, Solís C., Andrade E., Lagunas-Solar M., Piña C., Flocchini RG. Heavy metal accumulation in plants and soil irrigated with wastewater from Mexico City. *Nucl Instrum Methods Phys Res B Beam Interact Mater Atoms* 2004; 219-220:187-190.
- Mishra A.**, Bhalla SR., Rawat S., Bansal V., Sehgal R., Kumar S. Standardization and validation of a new atomic absorption spectroscopy technique for determination and quantitation of aluminium adjuvant in immunobiologicals. *Biologicals* 2007; 35(4):277-284.
- Mitra AK.**, Haque A., Islam M., Bashar SA. Lead poisoning: an alarming public health problem in Bangladesh. *Int J Environ Res Public Health* 2009; 6(1):84-95.
- Miu AC.**, Olteanu AI., Miclea M. A behavioral and ultrastructural dissection of the interference of aluminum with aging. *J Alzheimer Dis* 2004; 6:315-328.
- Mochizuki M.**, Kudo E., Kikuchi M., Takano T., Taniuchi Y., Kitamura T., Hondo R., Ueda F. A Basic study on the biological monitoring for vanadium. Effects of vanadium on Vero cells and the evaluation of intracellular vanadium contents. *Biol Trace Elem Res* 2010; doi 10.1007/s12011-010-8741-y.
- Moline JM.**, Golden AL., Todd AC. Lead exposure among young urban women. *Salud Pública Mex* 1999; 41:82-97.
- Möller A.**, Müller HW., Abdullah A., Abdelgawad G., Utermann J. Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta. *Geoderma* 2005; 124:63-71.
- Montuori P.**, Jover E., Díez S., Ribas-Fitó N., Sunyer J., Traissi M., Bayona JM. Mercury speciation in the hair of pre-school children living near a chlor-alkali plant. *Sci Total Environ* 2006; 369(1-3):51-58.
- Moore C.**, Marinetti L., Coulter C., Crompton K. Analysis of pain management drugs, specifically fentanyl, in hair: application to forensic specimens. *Forensic Sci Int* 2008; 176(1):47-50.
- Moraes RM.**, Klumpp A., Furlan CM., Klumpp G., Domingos M., Rinaldi MC., Modesto IF. Tropical fruit trees as bioindicators of industrial pollution in southeast Brazil. *Environ Int* 2002; 28:367-374.

- Morcelli CPR.**, Figueiredo AMG., Sarkis JES., Enzweiler J., Kakazu M., Sigolo JB. PGEs and other traffic-related elements in roadside soils from São Paulo, Brazil. *Sci Total Environ* 2005; 345:81-91.
- Moreda-Piñeiro J.**, Alonso-Rodríguez E., López-Mahía S., Muniategui-Lorenzo S., Prada-Rodríguez D., Moreda-Piñeiro A., Bermejo-Barrera A. Determination of major and trace elements in human scalp hair by pressurized-liquid extraction with acetic acid and inductively coupled plasma-optical-emission. *Anal Bioanal Chem* 2007; 388(2):441-449.
- Moreno MD.** Toxicología Ambiental. Evaluación de riesgo para la salud humana. McGraw-Hill, 2003.
- Moreno-Jiménez E.**, Peñalosa JM., Manzano R., Carpena-Ruiz RO., Gamarra R., Esteban E. Heavy metals distribution in soils surrounding an abandoned mine in NW Madrid (Spain) and their transference to wild flora. *J Hazards Mat* 2009; 162(2-3):854-859.
- Moreno Peral A.** El patrimonio heredado: el casco histórico de Alcalá de Henares. Ed. Ayuntamiento de Alcalá de Henares, 2007.
- Morillo E.**, Romero AS., Maquada C., Madrid L., Ajmone-Marsan F., Gremán H., Davidson CM., Hursthouse AS., Villaverde J. Soil pollution by PAHs in urban soils: a comparison of three European cities. *J Environ Monit* 2007; 9:1001-1008.
- Mortada WI.**, Sobh MA., El-Defrawy MM., Farahat SE. Referente intervals of cadmium, lead, and mercury in blood, urine, hair, and nails among residents in Mansoura City, Nile Delta, Egypt. *Environ Res* 2002; 90:104-110.
- Morton J.**, Carolan VA., Gardiner PHE. Removal of exogenously bound elements from human hair by various washing procedures and determination by inductively coupled plasma mass spectrometry. *Anal Chim Acta* 2002; 18(1):23-34.
- Morton J.**, Mason HJ., Ritchie KA., White M. Comparison of hair, nails and urine for biological monitoring of low level inorganic mercury exposure in dental workers. *Biomarkers* 2004; 9(1):47-55.
- Morton-Bermea O.**, Hernández-Álvarez E., González-Hernández G., Romero F., Lozano R., Beramendi-Orosco LE. Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. *J Geochem Explor* 2009; 101:218-224.
- Morrissette J.**, Takser L., St-Amour G., Smargiassi A., Lafond J., Mergler D. Temporal variation of blood and hair mercury levels in pregnancy in relation to fish consumption history in a population living along the St. Lawrence River. *Environ Res* 2004; 95:363-374.
- Morvan X.**, Saby NPA., Arrouays D., Le Bas C., Jones RJA., Verheijen FGA., Bellamy PH., Stephens M., Kibblewhite MG. Soil monitoring in Europe : a review of existing systems and requirements for harmonisation. *Sci Total Environ* 2008; 391(1):1-12.
- Moser VC.**, McGee JK., Ehman KD. Concentration and persistence of tin in rat brain and blood following dibutyltin exposure during development. *J Toxicol Environ Health A* 2009; 72(1):47-52
- Mozaffarian D.** Fish, mercury, selenium and cardiovascular risk: current evidence and unanswered questions. *Int J Environ Res Public Health* 2009; 6(6):1894-1916.
- Mozaffarian D. y Rimm EB.** Fish intake, contaminants, and human health: evaluating the risks and the benefits. *JAMA* 2006; 296:1885-1899.

## **Bibliografía**

---

- Mudipalli A.** Lead hepatotoxicity and potential health effects. *Indian J Med Res* 2007; 126:518-527.
- Muikku M.**, Puhakainen M., Heikkinen T., Ilus T. The mean concentration of uranium in drinking water, urine, and hair of the occupationally unexposed Finnish working population. *Health Phys* 2009; 96(6):646-654.
- Mukai H.**, Tanaka A., Fuji T., Zeng Y., Hong Y., Tang J., Guo S., Xue H., Sun Z., Zhou J., Xue D., Zhao J., Zhai G., Gu J., Zhai P. Regional characteristics of sulfur and lead isotope ratios in atmosphere at several Chinese urban sites. *Environ Sci Technol* 2001; 35(6):1064-1071.
- Mulligan CN.**, Yong RN., Gibbs BF. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Eng Geol* 2001; 60:193-207.
- Mulkey JP. y Oehme FW.** A review of thallium toxicity. *Vet Hum Toxicol* 1993; 35:445-453.
- Mumma RO.**, Raupach DC., Sahadewan K., Manos CG., Rutzke M., Kuntz HT., Bache CA., Lisk DJ. National survey of elements and radioactivity in municipal incinerator ashes. *Arch Environ Contain Toxicol* 1990; 19:399-404.
- Murata K.**, Sakamoto M., Nakai K., Dakeishi M., Iwata T., Liu XJ., Satoh H. Subclinical effects of prenatal methylmercury exposure on cardiac autonomic function in Japanese children. *Int Arch Occup Environ Health* 2006; 79:379-386.
- Murata K.**, Grandjean P., Dakeishi M. Neurophysiological evidence of methylmercury neurotoxicity. *Am J Ind Med* 2007; 50:764-771.
- Murray KS.**, Cauvet D., Lybeer M., Thomas JC. Particle size and chemical control of heavy metals in bed sediment from the Rouge River, southeast Michigan. *Environ Sci Technol* 1999; 33:987-992.
- Murray KS.**, Rogers DT., Kaufman MM. Heavy metals in an urban watershed in southeastern Michigan. *J Environ Qual* 2004; 33:163-172.
- Muselli M.**, Beysens D., Soyeux E., Clus O. Surface water quality. Is dew water potable?. Chemical and biological analyses of dew water in Ajaccio (Corsica Island, France). *J Environ Qual* 2006; 35:1812-1817.
- Mushak P.** Defining lead as the premiere environmental health issue for the children in America: criteria and their quantitative application. *Environ Res* 1992; 59:281-309.
- Myers GJ.**, Davidson PW., Cox C., Shamlaye CF., Palumbo D., Cernichiari E., Sloane-Reeves J., Wilding GE., Kost J., Huang LS., Clarkson TW. Prenatal methylmercury exposure from ocean fish consumption in the Seychelles child development study. *Lancet* 2003; 361:1686-1692.
- Myers GJ.**, Davidson PW., Strain JJ. Nutrient and methyl mercury exposure from consuming fish. *J Nutr* 2007; 137(12):2805-2808.
- Nabulo G.**, Oryem-Origa H., Diamond M. Assessment of lead, cadmium, and zinc contamination of roadside soils, surface films, and vegetables in Kampala City, Uganda. *Environ Res* 2006; 101:42-52.
- Nadal M.**, Schuhmacher M., Domingo JL. Metal pollution of soils and vegetation in an area with petrochemical industry. *Sci Total Environ* 2004; 321:59-69.
- Nadal M.**, Bocio A., Schuhmacher M., Domingo JL. Monitoring metals in the population living in the vicinity of a hazardous waste incinerator. Levels in hair of school children. *Biol Trace Elem Res* 2005a; 104:203-213.



- Nadal M.**, Bocio A., Schuhmacher M., Domingo JL. Trends in the levels of metals in soils and vegetation samples collected near a hazardous waste incinerator. *Arch Environ Contam Toxicol* 2005b; 49:290-298.
- Nadal M.**, Schuhmacher M., Domingo JL. Levels of metals, PCBs, PCNs and PAHs in soils of a highly industrialized chemical/petrochemical area: temporal trend. *Chemosphere* 2007; 66:267-276.
- Nadal M.**, Kumar V., Schuhmacher M., Domingo JL. Applicability of a neuroprobabilistic integral risk index for the environmental management of polluted areas: a case study. *Risk Anal* 2008; 28(2):271-286.
- Nadal M.**, Casacuberta N., García-Orellana J., Ferré-Huguet N., Masqué P., Schuhmacher M., Domingo JL. Human health risk assessment of environmental and dietary exposure to natural radionuclides in the Catalan stretch of the Ebro River, Spain. *Environ Monit Assess* 2010; doi 10.1007/s10661-010-1543-z.
- Nageotte SM.** y **Day JP.** Lead concentrations and isotope ratios in street dust determined by electrothermal atomic absorption spectrometry and inductively coupled plasma mass spectrometry. *Analyst* 1998; 123(1):59-62.
- Nakagawa R.** Concentration of mercury in hair of diseased people in Japan. *Chemosphere* 1995; 50:135-140.
- Nakashima Y.** Fish-oil high-fat diet intake of dams after day 5 of pregnancy and during lactation guards against excessive fat consumption of their weaning pups. *J Nutr Sci Vitaminol* 2008; 54:46-53.
- National Academy of Sciences (NAS).** Risk assessment in the federal government: managing the process. National Academy Press, 1983, Washington, DC.
- Natusch DFS.**, Wallace JR., Evans Jr. CA. Toxic trace elements: preferential concentration in respirable particles. *Science* 1974; 183:202-204.
- Navarro I.** y **Álvarez JI.** Aluminium content of Spanish infant formula. *Food Addit Contam* 2003; 20(5):470-481.
- NCI (National Cancer Institute).** Bioassay of titanium dioxide for possible carcinogenicity. National Cancer Institute Carcinogenesis Technical Report n° 97. DHEW publication. Washington, DC, 1979.
- Needleman HL.** Lead poisoning. *Ann Rev Med* 2004; 55:209-222.
- Netterlid E.**, Bruze M., Hindsén M., Isaksson M., Olin P. Persistent itching nodules after the fourth dose of diphtheria-tetanus toxoid vaccines without evidence of delayed hypersensitivity to aluminium. *Vaccine* 2004; 22(27-28):3698-3706.
- Newhook R.**, Long G., Meek ME., Liteplo RG., Chan P., Argo J., Dormer W. Cadmium and its compounds: Evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Environ Carcino Ecotox Revs* 1994; C12:195-217.
- Nicolis I.**, Deschamps P., Curtis E. Using hair as a diagnostic tool: X-ray fluorescence monitoring of the Zn content of hairs of patients under parenteral nutrition. *J Trace Microprobe Technol* 2000; 18:511-516.
- Niculescu T.**, Dumitru R., Bolha V. Relationship between the lead concentration in hair and occupational exposure. *Br J Ind Med* 1983; 40:67-70.
- Nieboer E.**, Gibson BL., Oxman AD., Kramer JR. Health effects of aluminium: a critical review with emphasis on aluminium in drinking water. *Environ Rev* 1995; 3:29-81.
- Nielsen FH.** Nutritional significance of the ultratrace elements. *Nutr Rev* 1988; 46:337-341.

## ***Bibliografía***

---

- Nimis PL.**, Fumagalli F., Bizzotto A, Codogno M., Skert N. Bryophytes as indicators of trace elements pollution in the River Brenta (NE Italy). *Sci Total Environ* 2002; 286:233-242.
- Ninh NX.**, Thissen JP., Collette L., Gerard G., Khoi HH., Ketelslegers JM. Zinc supplementation increases growth and circulating insulin-like growth factor I (IGF- I) in growth-retarded Vietnamese children. *Am J Clin Nutr* 1996; 63:514-519.
- NJDEP (New Jersey Department of Environmental Protection).** Division of Air Quality. Bureau of Air Quality Evaluation. Unit Risk Factors for inhalation. Se actualiza regularmente, disponible en <http://www.state.nj.us/dep/aqpp/downloads/risk/URFs2009.pdf>. Agosto 2009.
- Nnorom IC.**, Asibanjo O., Oji-Nnorom CG. Cadmium determination in cigarettes available in Nigeria. *African J Biotechnol* 2005; 4(10):1128-1132.
- Nogawa K.**, Ishizaki A., Kobayashi E. A comparison between health effects of cadmium concentration in urine among inhabitants of the Itai-Itai disease endemic district. *Environ Res* 1979; 18:397-409.
- Nordberg GF.**, Fowler BA., Friberg L., Jernelov A., Nelson M., Piscator M., Sandstead H., Yostal J., Vou BV. Factors influencing metabolism and toxicity of metals: a consensus report. *Environ Health Perspects* 1978; 25:3-41.
- Nordberg GF.** Current issues in low-dose cadmium toxicology: nephrotoxicity and carcinogenicity. *Environ Sci* 1996; 4(3):133-147.
- Nordberg GF.**, Jin T., Kong Q., Ye T., Cai S., Wang Z. Biological monitoring of cadmium exposure and renal effects in a population group residing in a polluted area in China. *Sci Total Environ* 1997; 199:11-114.
- Norseth T.** Nickel toxicology in retrospect. *J Environ Monit* 2003; 5(2):33-36.
- Nowak B.** Occurrence of heavy metals, sodium, calcium, and potassium in human hair, teeth, and nails. *Biol Trace Elem Res* 1996; 52:11-22.
- Nowak B.** Contents and relationship of elements in human hair for a non-industrialised population in Poland. *Sci Total Environ* 1998; 209:56-68.
- Nowak B. y Chmielnicka J.** Relationship of lead and cadmium to essential elements in hair, teeth, and nails of environmentally exposed people. *Ecotoxicol Environ Saf* 2000; 46(3):265-274.
- Nowak B. y Kozłowski H.** Heavy metals in human hair and teeth: the correlation with metal concentration in the environment. *Biol Trace Elem Res* 1998; 62:213-228.
- NRC (National Research Council):** - **1983.** Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. Committee on Institutional Means for Assessment of Risks to Public Health. National Academy of Sciences. National Academy Press, Washington DC.
- **1989.** Recommended Dietary Allowances (RDA), 10<sup>th</sup> ed. National Academy of Sciences. National Academy Press, Washington DC.
- **1994.** Science and Judgment in Risk Assessment. National Academy of Sciences. National Academy Press, Washington DC.
- **2000.** Toxicological effects of methylmercury. National Academy of Sciences. National Academy Press, Washington DC.

- **2001.** Arsenic in drinking water. Subcommittee on arsenic in drinking water. National Academy of Sciences. National Academy Press, Washington DC.
- **2006.** Committee on Human Biomonitoring for Environmental Toxicants. Human Biomonitoring for Environmental Chemicals. National Academy of Sciences. National Academy Press, Washington DC.
- Nriagu JO.** A silent epidemic environmental metal poisoning. *Environ Pollut* 1988; 50:139-161.
- Nriagu JO.** Global metal pollution. Poisoning the biosphere. *Environment* 1990; 32:7-33.
- Nriagu JO.** Toxic metal pollution in Africa. *Sci Total Environ* 1991; 121:1-37.
- Nriagu JO., Jinabhai C., Naidoo R., Coutsooudis A.** Childhood lead poisoning in Africa: a growing public health problem. *Sci Total Environ* 1996; 191:69-76.
- Nriagu JO. y Pacyna JM.** Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 1988; 333(6169):134-139.
- Nüßlein F., Feicht EA., Schulte-Hostede S., Seltmann U., Kettrup A.** Exposure analysis of the inhabitants living in the neighbourhood of a mercury-contaminated industrial site. *Chemosphere* 1995; 30(12):2241-2248.
- Odewande AA. y Abimbola AF.** Contamination indices and heavy metal concentrations in urban soil of Ibadan metropolis, southwestern Nigeria. *Environ Geochem Health* 2008; 30(3):243-254.
- Ohba T., Kurokawa N., Nakai K., Shimada M., Suzuki K., Sugawara N., Kameo S., Satoh C., Satoh H.** Permanent waving does not change mercury concentration in the proximal segment of hair close to scalp. *Tohoku J Exp Med* 2008; 214:69-78.
- Ohno T., Sakamoto M., Kurosawa T., Dakeishi M., Iwata T., Murata K.** Total mercury levels in hair, toenail, and urine among women free from occupational exposure and their relations to renal tubular function. *Environ Res* 2007; 103:191-197.
- Oishi M., Takasu T., Tateno M., Uchida H.** Hair trace elements in cerebellar degeneration: low copper levels in late cortical cerebellar atrophy. *J Neurol* 1990; 237:163-165.
- OIT, Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales.** Enciclopedia de Salud y Seguridad en el trabajo. Edición en formato electrónico. <http://www.mtas.es/insht/EncOIT>.
- Okamoto K., Morita M., Quan H., Uehiro T., Fuwa K.** Preparation and certification of human hair powder reference material. *Clin Chem* 1985; 31(10):1592-1597.
- Oken E., Wright RO., Kleinman KP., Bellinger D., Amarasiriwardena CJ., Hu H., Rich-Edwards JW., Gillman MW.** Maternal fish consumption, hair mercury and infant cognition in a US cohort. *Environ Health Perspect* 2005; 113:1376-1380.
- Oken E. y Bellinger DC.** Fish consumption, methylmercury and child neurodevelopment. *Curr Opin Pediatr* 2008; 20(2):178-183.
- Olivero J., Johnson B., Arguello E.** Human exposure to mercury in San Jorge River basin, Colombia (South America). *Sci Total Environ* 2002; 289:41-47.

## Bibliografía

---

**Olmedo P.**, Pla A., Hernández AF., López-Guarnido O., Rodrigo L., Gil F. Validation of a method to quantify chromium, cadmium, manganese, nickel and lead in human whole blood, urine, saliva and hair samples by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Anal Chim Acta* 2010; 659:60-67.

**Oluwole AF.**, Ojo OJ., Durosimi MA. Elemental composition of human hair and fingernails of some Nigerian subjects. *Biol Trace Elem Res* 1994; 43-45:443-451.

**Ong WY.**, He X., Chua LH., Ong CN. Increased uptake of divalent metals lead and cadmium into the brain after kainite-induced neuronal injury. *Exp Brain Res* 2006; 173:468-474.

**Onweremadu EU.**, Eshett ET., Osuji GE. Temporal variability of selected heavy metals in automobile soils. *Int J Environ Sci Tech* 2007; 4(1):35-41.

**Ophorst OJ.**, Radosević K., Klap JM., Sijtsma J., Gillissen G., Mintardjo R., van Ooij MJ., Holterman L., Companjen A., Goudsmit J., Havenga MJ. Increased immunogenicity of recombinant Ad35-based malaria vaccine through formulation with aluminium phosphate adjuvant. *Vaccine* 2007; 25(35):6501-6510.

**Ordóñez A.**, Loredó J., De Miguel E., Charlesworth S. Distribution of heavy metals in the street dusts and soils of an industrial city in northern Spain. *Arch Environ Contam Toxicol* 2003; 44:160-170.

**O'Rourke MK.**, Rogan SP., Jin S., Robertson GL. Spatial distribution of arsenic exposure and mining communities from NHEXAS Arizona. *J Exp Anal Environ Epidemiol* 1999; 9:446-455.

**Ortega García JA.**, Ferrís i Tortajada J., Ortí Martín A., López Andreu JA., Cánovas Conesa A., Garcia i Castell, Aliaga Vera J., Alcón Saez JJ., Beseler Soto B., Andreu Alapont E., Molini Menchón N., Navarro Vázquez I. Contaminantes medio-ambientales en la alimentación. *Pediatr Integral* 2002; 5:69-76.

**Ortega García JA.**, Ferrís i Tortajada J., López Andreu JA., Marco Macián A., Garcia i Castell, Cánovas Conesa A., Ortí Martín A., Ibiza Palacios E., Molina González F., Lorente Ortega D. Hospitales sostenibles (II). Mercurio: exposición pediátrica. Efectos adversos en la salud humana y medidas preventivas. *Rev Esp Pediatr* 2003; 59(3):274-291.

**Ortega García JA.**, Ferrís i Tortajada J., Cánovas Conesa A., Garcia i Castell. Neurotóxicos medioambientales (II). Metales: efectos adversos en el sistema nervioso fetal y postnatal. *Acta Pediatr Esp* 2005; 63:182-192.

**Ortega García JA.**, Gil Vázquez JM., Vélez Palacios D., López Soler JA., Sánchez-Solís de Querol M. Grupo de investigación HERMES: evaluación de la exposición dietética a metilmercurio en poblaciones vulnerables de la Región de Murcia, España. *An Pediatr* 2007; 66(4):417-428.

**Ostro B.**, Roth L., Maliq B., Martly M. The effects of fine particle components on respiratory hospital admissions in children. *Environ Health Perspect* 2009; 117(3):475-480.

**Ötvös E.**, Kožak IO., Fekete J., Sharma VK., Tuba Z. Atmospheric deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mosses (*Hypnum cupressiforme*) in Hungary. *Sci Total Environ* 2004; 330:89-99.

**Óvári M.**, Zárny Gy., Danzer K., Thiel G. Investigation of distribution of beryllium, nickel and vanadium in subsoil of Csepel-Island. *Microchem J* 2000; 67(1-3):249-256.

**Óvári M.**, Csukás M., Zárny G. Speciation of beryllium, nickel, and vanadium in soil samples from Csepel Island, Hungary. *Fresenius J Anal Chem* 2001; 370(6):768-775.

- Ozdabak HN.**, Karaoglanoglu S., Akgul N., Polat F., Seven N. The effects of amalgam restorations on plasma mercury levels and total antioxidant activity. *Arch Oral Biol* 2008; 53:1101-1106.
- Özden TA.**, Gökçay G., Ertem HV., Süoğlu ÖD., Kiliç A., Sökücü S., Saner G. Elevated hair levels of cadmium and lead in school children exposed to smoking and in highways near schools. *Clin Bio* 2007; 40:52-56.
- Pacini N.** Environmental background assessment: basic principles and practice. *Ann Ist Super Sanità* 2008; 44(3):258-267.
- Pacione M.** Urban geography: a global perspectiva. Routledge, 2001a, London.
- Pacione M.** Models of urban land use structure in cities in the developed world. *Geography* 2001b, 86:97-119.
- Pacyna JM. y Münch J.** Anthropogenic mercury emission in Europe. *Water Air Soil Pollut* 1991; 56(1):51-56.
- Pain DJ.**, Meharg A., Sinclair G., Powell N., Finnie J., Williams R., Hilton G. Levels of cadmium and zinc in soil and plants following the toxic spill from a pyrite mine, Aznalcollar, Spain. *Ambio* 2003; 32(1):52-57.
- Pal PK.**, Samii A., Calne DB. Manganese neurotoxicity: a review of clinical features, imaging and pathology. *Neurotoxicol* 1999; 20(2-3):227-238.
- Palmeri A.**, Pichini S., Pacifici R., Zuccaro P., Lopez A. Drugs in nails: physiology, pharmacokinetics and forensic toxicology. *Clin Pharmacokinet* 2000; 38(2):95-110.
- Pandey PK.**, Yadav S., Nair S., Bhui A. Arsenic contamination of the environment: a new perspective from central-east India. *Environ Int* 2002; 28:235-245.
- Pankhurst CA. y Pate BD.** Trace elements in hair. *Rev Anal Chem* 1979; 4:111-235.
- Papa S.**, Bartoli G., Pellegrino A., Fioretto A. Microbial activities and trace element contents in an urban soil. *Environ Monit Assess* 2010; 165(1-4):193-203.
- Papanikolaou NC.**, Hatzidaki EG., Belivanis S., Tzanakakis GN., Tsatsakis AM. Lead toxicity update. A brief review. *Med Sci Monit* 2005; 11(10):RA329-336.
- Pappas RS.**, Polzin GM., Zhang L., Watson CH., Paschal DC., Ashley DL. Cadmium, lead, and thallium in mainstream tobacco smoke particulate. *Food Chem Toxicol* 2006; 44:714-723.
- Pappas RS.**, Polzin GM., Watson CH., Ashley DL. Cadmium, lead, and thallium in smoke particulate from counterfeit cigarettes compared to authentic US brands. *Food Chem Toxicol* 2007; 45:202-209.
- Parekh PP.**, Khawaja HA., Khan AR., Naqvi RR., Malik A., Khan K., Hussain G. Lead content of petrol and diesel and its assessment in an urban environment. *Environ Monit Assess* 2002; 74:255-262.
- Park HS.**, Shin KO., Kim JS. Assessment of reference values for hair minerals of Korean preschool children. *Biol Trace Elem Res* 2007; 116(2):119-130.
- Park K. y Dam HD.** Characterization of metal aerosols in PM<sub>10</sub> from urban, industrial, and Asian Dust sources. *Environ Monit Assess* 2010; 160(1-4):289-300.
- Paschal DC.**, DiPietro ES., Phillips DL., Gunter EW. Age dependence of metals in hair in a selected U.S. Population. *Environ Res* 1989; 48:17-28.

## ***Bibliografía***

---

- Pasha Q.**, Malik SA., Iqbal J., Shah MH. Characterization and distribution of the selected metals in the scalp hair of cancer patients in comparison with normal donors. *Biol Trace Elem Res* 2007; 118(3): 207-216.
- Passos CJ.**, Mergler D., Lemire M., Fillion M., Guimaraes JR. Fish consumption and bioindicators of inorganic mercury exposure. *Sci Total Environ* 2007; 373(1):68-76.
- Passuello A.**, Mari M., Nadal M., Schuhmacher M., Domingo JL. POP accumulation in the food chain: integrated risk model for sewage sludge application in agricultural soils. *Environ Int* 2010; 36:577-583.
- Patel KS.**, Shukla A., Tripathi AN., Hoffmann P. Heavy metal concentrations of precipitation in east Madhya Pradesh of India. *Water Air Soil Pollut* 2001; 130:463-468.
- Paterson E.**, Sanka M., Clark L. Urban soils as pollutant sinks- a case study from Aberdeen, Scotland. *Appl Geochem* 1996; 11:129-131.
- Patrick L.** Toxic metals and antioxidants: Part II. The role of antioxidants in arsenic and cadmium toxicity. *Altern Med Rev* 2003; 8(2):106-128.
- Paul R.**, Kingston R., Tsanaclis L., Berry A., Guwy A. Do drug users less alcohol than non-drug users? A comparison of ethyl glucuronide concentrations in hair between the two groups in medico-legal cases. *Forensic Sci Int* 2008; 176(1):82-86.
- Paulson M.**, Bardos P., Harmsen J., Wilczek J., Barton M., Edwards D. The practical use of short rotation coppice in land restoration. *Land Contam Reclam* 2003; 11:323-338.
- Paustenbach DJ.** Important recent advances in the practice of health risk assessment: implications for the 1990s. *Regul Toxicol Pharmacol* 1989; 10(3):204-243.
- Paustenbach DJ.**, Rinehart WE., Sheehan PJ. The health hazards posed by chromium-contaminated soils in residential and industrial areas: Conclusions of an expert panel. *Regul Toxicol Pharmacol* 1991; 13:195-222.
- Pavanasasivam V.** Manganese studies in some soils with high organic matter content. *Plant Soil* 1973; 38(2):245-255.
- PCCRARM** (Presidential/Congressional Commission on Risk Assessment and Risk Management). Framework for environmental health risk management. Vol. 1. Washington, DC: the Commission, 1997.
- Pearson K.** On lines and planes of closest fit to systems points in space. *Philosophical Magazine* 1901; 2:559-572.
- Peltola P. y Åström M.** Urban geochemistry: a multimedia and multielement survey of a small town in northern Europe. *Environ Geochem Health* 2003; 25:397-419.
- Peng RD.**, Dominici F., Pastor-Barriuso R., Zeger SL., Samet SM. Seasonal analyses of air pollution and mortality in 100 US cities. *Am J Epidemiol* 2005; 161:585-594.
- Peña EC.**, Carter DE., Ayala-Fiero F. Toxicología ambiental. Evaluación de riesgos y restauración ambiental. Southwest hazardous waste program. A superfund basic research and training program at the College of Pharmacy. The University of Arizona, 2001.
- Pereira R.**, Ribeiro R., Gonçalves F. Scalp hair analysis as a tool in assessing human exposure to heavy metals (S. Dominos mine, Portugal). *Sci Total Environ* 2004; 327(1-3):81-92.
- Perelló G.**, Martí-Cid R., Llobet JM., Domingo JL. Effects of various cooking processes on the concentrations of arsenic, cadmium, mercury, and lead in foods. *J Agric Food Chem* 2008; 56(23):11262-11269.

- Perrone L.**, Moro R., Caroli M., di Toro R., Gialanella G. Trace elements in hair of healthy children sampled by age and sex. *Biol Trace Elem Res* 1996; 51:71-76.
- Pérez-Granados AM. y Vaquero MP.** Silicon, aluminium, arsenic and lithium: essentiality and human health implications. *J Nutrition Health Aging* 2002; 2:154-162.
- Pérez-Sanz A.**, Millán R., Sierra MJ., Alarcón R., García P., Gil-Díaz M., Vazquez S., Lobo MC. Mercury uptake by *Silene vulgaris* Brown on contaminated spiked soils. *J Environ Manag* 2010; doi 10.1016/j.jenvman.2010.07.018.
- Pesch WM.**, Rostek U., Begerow J., Schmitz N., Idel H., Ranft U. Concentrations of lead in blood, hair and saliva of German children living in three different areas of traffic density. *Sci Total Environ* 2002; 297:109-118.
- Peter ALJ. y Viraraghavan T.** Thallium: a review of public health and environmental concerns. *Environ Int* 2005; 31:493-501.
- Petering HG.**, Yeager DW., Witherup SO. Zn and Cu content of human hair in relation to age and sex. *Arch Environ Health* 1971; 23:202-209.
- Petering HG.**, Yeager DW., Witherup SO. Trace metal contents of hair II: cadmium and lead of human hair in relation to age and sex. *Arch Environ Health* 1973; 27:327-330.
- Petersen MS.**, Halling J., Bech S., Wermuth L., Weihe P., Nielsen F., Jørgensen PJ., Budzt-Jørgensen E., Grandjean P. Impact of dietary exposure to food contaminants on the risk of Parkinson's disease. *Neurotoxicol* 2008; 29(4):584-590.
- Pichichero ME.**, Cernichiari E., Lopreiato J., Treanor J. Mercury concentrations and metabolism in infants receiving vaccines containing thimerosal: a descriptive study. *Lancet* 2002; 360(9347):1737-1741.
- Pichtel J.**, Sawyer HT., Czarnowska K. Spatial and temporal distribution of metals in soils in Warsaw, Poland. *Environ Pollut* 1997; 98:169-174.
- Pienkowski D.**, Stephens GC., Doers TM., Hamilton DM. Multicycle mechanical performance of titanium and stainless steel transpedicular spine implants. *Spine* 1998; 23(7):782-788.
- Pineau A.**, Fauconneau B., Rafael M., Viallefont A., Guillard O. Determination of lead in whole blood: comparison of the LeadCare blood lead testing system with Zeeman longitudinal electrothermal atomic absorption spectrometry. *J Trace Elem Med Biol* 2002; 16(2):113-117.
- Pinheiro MCN.**, Harada M., Yasoda E., Nakanishi J., Oikawa T., Vieira JLF., Costa SM., Guimarães GA., Bacelar MDR., Almeida SS., Silveira LCL. Toxicological and epidemiological data on human exposure to mercury in the Tapajós River basin: 1994-1998. *Environ Sci* 2003; 10:99-105.
- Pinheiro MCN.**, Oikawa T., Vieira JLF., Gomes MSV., Guimarães GA., Müller RCS., Xavier FB., Amoras WW., Gadelha MA., Ribeiro DRG., Crespo-López ME., Santos ECO., Brabo ES., Rodrigues AR., Côrtes MIT., Silveira LCL. Comparative study of human exposure to mercury in riverside communities of Amazon. *Braz J Med Biol Res* 2006; 39(3):415-420.
- Pinheiro MCN.**, Crespo-López ME., Vieira JLF., Oikawa T., Guimarães GA., Araújo CC., Amoras WW., Ribeiro DRG., Herculano AM., do Nascimento JLM., Silveira LCL. Mercury pollution and childhood in Amazon riverside villages. *Environ Int* 2007; 33:56-61.

## **Bibliografía**

---

- Pinheiro MCN.**, Macchi BM., Vieira JLF., Oikawa T., Amoras WW., Guimarães GA., Costa CA., Crespo-López ME., Herculano AM., Silveira LCL., do Nascimento JLM. Mercury exposure and antioxidant defenses in women: a comparative study in the Amazon. *Environ Res* 2008; 107(1):53-59.
- Piozzi R.**, Ribeiro DA., Padovan LE., Filho HN., Matsumoto MA. Genotoxicity and cytotoxicity in multiple organs induced by titanium miniplates in Wistar rats. *J Biomed Mater Res A* 2009; 88(2):342-347.
- Pirkle JL.**, Brody DJ., Gunter EW., Kramer RA., Paschal DC., Flegal KM., Matte TD. The decline in blood lead levels in the United States: the National Health and Nutrition Examination Surveys (NHANES). *J Am Med Assoc* 1994; 272(4):284-291.
- Plant J.**, Smith D., Smith B., Williams L. Environmental geochemistry at the global scale. *Appl Geochem* 2001; 16:1291-1308.
- Poggio L.**, Vrščaj B., Schulin R., Hepperle E., Ajmone-Marsan F. Metals pollution and human bioaccessibility of topsoils in Grugliasco (Italy). *Environ Pollut* 2009; 157(2):680-689.
- Polkowska Z.**, Kozłowska K., Namiesnik J., Przyjazny A. Biological fluids as a source of information on the exposure of man to environmental chemical agents. *Crit Rev Anal Chem* 2004; 34:105-109.
- Pomory C.**, Charbonneau SM., McCullough RS., Tam GKH. Human retention studies with <sup>74</sup>As. *Toxicol Appl Pharmacol* 1980; 53:550-556.
- Ponzetta MT.**, Nardi S., Calliari I., Lucchese M. Trace elements in human scalp hair and soil in Irian Java. *Biol Trace Elem Res* 1998; 62:199-212.
- Poon WT.**, Chan AYW., Ling SC., Mak TWL. Use of hair analysis in the diagnosis of heavy metal poisoning: report of three cases. *Hong Kong Med J* 2004; 10(3):197-200.
- Pope CA III.** y **Dockery DW.** Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manag Assoc* 2006; 56:709-742.
- Potten CS.**, Burt PA., Roberts SA., Deshpande NA., Williams PC., Ramsden J. Changes in the cellularity of the cortex of human hairs as an indicator of radiation exposure. *Radiat Environ Biophys* 1996; 35:121-125.
- Powers KM.**, Smith-Weller T., Franklin GM., Longstreth WT Jr., Swanson PD., Checkoway H. Parkinson's disease risks associated with dietary iron, manganese, and other nutrient intakes. *Neurology* 2003; 60(11):1761-1766.
- Pragst F.**, Rothe M., Moench B., Hastedt M., Herre S., Simmert D. Combined use of fatty acid ethyl esters and ethyl glucuronide in hair for diagnosis of alcohol abuse: interpretation and advantages. *Forensic Sci Int* 2010; 196(1-3):101-110.
- Pragst F.** y **Balikova MA.** State of the art in hair analysis for detection of drug and alcohol abuse. *Clin Chim Acta* 2006; 370:17-49.
- Prasad AS.** Zinc in human health: effect of zinc on immune cells. *Mol Med* 2008; 14(5-6):353-357.
- Prasad LR.** y **Nazareth B.** Contamination of allotment soil with lead: managing potential risks to health. *J Public Health Med* 2000; 22(4):525-530.
- Praticò D.**, Uryu K., Sung S., Tang S., Trojanowski JQ., Lee VM. Aluminum modulates brain amyloidosis through oxidative stress in APP transgenic mice. *FASEB J* 2002; 16(9):1138-1140.



- Pritchard JG.**, McMullin JF., Sikondari AH. The prevalence of high levels of mercury in dentists' hair. *Br Dent J* 1982; 153(9):333-6.
- Proctor DM.**, Fredrick MM., Scott PK. The prevalence of chromium allergy in United States and its implications for setting soil cleanup: a cost-effectiveness case study. *Regul Toxicol Pharmacol* 1998; 28:27-37.
- Protonotarios V.**, Petsas N., Moutsatsou A. Levels and composition of atmospheric particulates ( $PM_{10}$ ) in a mining-industrial site in the city of Lavrion, Greece. *J Air Waste Manage Assoc* 2002; 52:1263-1273.
- Pusapukdepor J.**, Sawangwong P., Pulket C., Satraphat D., Saowakontha S., Panutrakul S. Health risk assessment of villagers who live near a lead mining area: a case study of Klity village, Kanchanaburi Province, Thailand. *Southeast Asian J Trop Med Public Health* 2007; 38(1):168-177.
- Qadir A.**, Malik RN., Husain SZ. Spatio-temporal variations in water quality of Nullah Aik-tributary of the river Chenab, Pakistan. *Environ Monit Assess* 2008; 140:43-49.
- Qin Y.**, Melse-Boonstra A., Zhao J., Wu M., Hu X., Kok FJ. Stunting and zinc deficiency among primary school children in rural areas with low soil zinc concentrations in Jiangsu Province, China. *Asia Pac J Clin Nutr* 2009; 18(1):15-21.
- Radomska K.**, Graczyk A., Konarski J. Contents of macro- and microelements in human body determined by hair analysis, populational studies. *Clin Chem Enzyme Commun* 1993; 5:105-118.
- Ragsdale SW.** Nickel biochemistry. *Curr Op Chem Biol* 1998; 2:208-215.
- Rakic AD.**, Djurisc AB., Elazar JM., Majewski ML. Optical properties of metallic films for vertical-cavity optoelectronic devices. *Appl Opt* 1998; 37(22):5271-5283.
- Ramon R.**, Murcia M., Aguinagalde X., Amurrio A., Llop S., Ibarluzea J., Lertxundi A., Alvarez-Pedrerol M., Casas M., Vioque J., Sunyer J., Tardon A., Martínez-Arguelles B., Ballester F. Prenatal mercury exposure in a multicenter cohorte study in Spain. *Environ Int* 2011; 37(3):597-604.
- Ranft U.**, Delschen T., Machtolf M., Surgiri D., Wilhelm M. Lead concentration in the blood of children and its association with lead in soil and ambient air, trends between 1983 and 2000 in Duisburg. *J Toxicol Environ Health A* 2008; 71(11-12):710-715.
- Rakic AD.**, Djurisc AB., Elazar JM., Majewski ML. Optical properties of metallic films for vertical-cavity optoelectronic devices. *Appl Opt* 1998; 37(22):5271-5283.
- Raithe HJ.**, Schaller KH., Akslen LA., Myking AO., Morkve O., Gulsvik A. Analyses of chromium and nickel in human pulmonary tissue. *Int Arch Occup Environ Health* 1989; 61:507-512.
- Ramirez A.** Toxicología del cadmio. Conceptos actuales para evaluar la exposición ambiental u ocupacional con indicadores biológicos. *Anal Fac Med* 2002; 63:51-64.
- Randall JS. y Gibson RS.** Hair, serum, and urine chromium concentrations in former employees of the leather tanning industry. *Biol Trace Elem Res* 1992; 32:155-159.
- Rao CRM.**, Ruiz-Chancho MJ., Sahaquillo A., López-Sánchez JF. Assessment of extractants for the determination of thallium in an accidentally polluted soil. *Bull Environ Contam Toxicol* 2008; 81:334-338.

## **Bibliografía**

---

- Rasmussen PE.**, Subramanian SK., Jessiman BJ. A multi-element profile of housedust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Sci Total Environ* 2001; 267:125-140.
- Raven KP. y Loeppert RH.** Trace element composition of fertilizers and soil amendments. *J Environ Qual* 1997; 26:551-557.
- Razagui IB. y Ghribi I.** Maternal and neonatal scalp hair concentrations of zinc, copper, cadmium, and lead: relationship to some lifestyle factors. *Biol Trace Elem Res* 2005; 106:1-28.
- Real Decreto (R.D.) - 1995/1978**, de 12 de mayo, por el que se aprueba el cuadro de enfermedades profesionales en el sistema de la Seguridad Social. BOE nº 203 de 25 de agosto de 1978.
- **R.D. 363/1995**, de 10 de marzo, por el que se aprueba el Reglamento sobre notificación de sustancias nuevas y clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas. BOE nº 133 de 5 de junio de 1995.
  - **R.D. 403/2000**, de 24 de marzo, por el que se prohíbe la comercialización de gasolinas con plomo. BOE nº 88, de 12 de abril de 2000.
  - **R.D. 1073/2002**, de 18 de octubre, sobre evaluación y gestión de calidad del aire ambiente en relación con el dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, óxidos de nitrógeno, partículas, plomo, benceno y monóxido de carbono, BOE nº 260, de 30 de octubre de 2002.
  - **R.D. 9/2005**, de 14 de enero de 2005, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. BOE nº 15, de 18 de enero de 2005.
- Redwood L.**, Bernard S., Brown D. Predicted mercury concentrations in hair from infant immunizations: cause for concern. *Neurotoxicol* 2001; 22(5):691-697.
- Reglamento CEE:** - **nº 793/93** del Parlamento Europeo y del Consejo, 23 de marzo de 1993, sobre evaluación y control del riesgo de las sustancias existentes. Diario Oficial nº L 084 de 05/04/1993 P. 0001-0075.
- **nº 1488/94** del Parlamento Europeo y del Consejo, de 28 de junio de 1994, por la que se establecen los principios de evaluación del riesgo para el ser humano y el medio ambiente de las sustancias existentes de acuerdo con el reglamento (CEE) nº 793/93 del Consejo. Diario Oficial nº L 161 de 29/06/1994 P. 0003-0011.
  - **nº 1907/2006** del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de diciembre de 2006, relativo al registro, la evaluación, la autorización y la restricción de las sustancias y preparados químicos (REACH). Diario Oficial nº L 136/3 de 29/05/2007 P. 0001-0278.
- Rehder D.** Biological and medicinal aspects of vanadium. *J Inorg Chem Commun* 2003; 6:604-617.
- Reimann C. y de Caritat P.** Intrinsic flaws of element enrichment factors (EFs) in environmental geochemistry. *Environ Sci Technol* 2000; 34:5084-5091.
- Reinke CM.**, Breitzkreutz J., Leuenberger H. Aluminium in over-the-counter drugs: risks outweigh benefits? *Drug Saf* 2003; 26(14):1011-1025.
- Reis AT.**, Rodrigues SM., Araújo C., Coelho JP., Pereira E., Duarte AC. Mercury contamination in the vicinity of a chlor-alkali plant and potencial risks to local population. *Sci Total Environ* 2009; 407:2689-2700.

- Remon E.**, Bouchardon JL., Cornier B., Guy B., Leclerc JC., Faure O. Soil characteristics, heavy metal availability and vegetation recovery at a former metallurgical landfill: implications in risk assessment and site restoration. *Environ Poll* 2005; 137:316-323.
- Renshaw CE.**, Bostick BC., Feng X., Wong CK., Winston ES., Karimi R., Folt CL., Chen CY. Impact of land disturbance on the fate of arsenical pesticides. *J Environ Qual* 2006; 35:61-67.
- Revich BA.** Lead in hair and urine of children and adults from industrialized areas. *Arch Environ Health* 1994; 49:59-62.
- Revis NW.**, Zinsmeister AR., Bull R. Atherosclerosis and hypertension induction by lead and cadmium ions: an effect prevented by calcium ion. *Proc N Acad Sci* 1981; 78:6494-6498.
- Rhainds M.**, Levallois P., Dewailly É., Ayotte P. Lead, mercury, and organochlorine compound levels in cord blood in Québec, Canada. *Arch Environ Health* 1999; 54:40-47.
- Rhainds M. y Levallois P.** Effects of maternal cigarette smoking and alcohol consumption on blood lead levels of newborns. *Am J Epidemiol* 1997; 145:250-257.
- Rice D. y Barone Jr S.** Critical periods or vulnerability for the developing nervous system: evidence from humans and animal models. *Environ Health Perspect* 2000; 108(Suppl 3):511-533.
- Ricossa MC.**, Bernini M., de Ferrari F. Hair analysis for driving licence in cocaine and heroin users. An epidemiological study. *Forensic Sci Int* 2000; 107:301-308.
- Rieuwerts JS.**, Farago M., Bencko V., Cikrt M. Heavy metal concentrations in and around households near a secondary lead smelter. *Environ Monit Assess* 1999; 58:317-335.
- Rimmer DL.**, Vizard CG., Pless-Mulloli T., Singleton I., Air VS., Keatinge ZAF. Metal contamination of urban soils in the vicinity of a municipal waste incinerator: one source among many. *Sci Total Environ* 2006; 356(1-3):207-216.
- Ritter CJ. y Rinefield SM.** Natural background and pollution levels of some heavy metals in soils from the area of Dayton, OH. *Environ Geol* 1983; 5:73-78.
- Rivai IF.** Heavy metals in human hair related to age groups and automotive pollution levels of Bandarlampung city, Indonesia. *Bull Environ Contam Toxicol* 2001; 66:443-448.
- Rivlin RS.** Misuse of hair analysis for nutritional assessment. *Am J Med* 1983; 75:483-493.
- Roberts SM.**, Weimar WR., Vinson JRT., Munson JW., Bergeron RJ. Measurement of arsenic bioavailability in soil using a primate model. *Toxicol Sci* 2002; 67:303-310.
- Rocca M.**, Fini M., Giavaresi G., Nicoli Aldini N., Giardin R. Tibial implants: biomechanical and histomorphometric studies of hydroxyapatite-coated and uncoated stainless steel and titanium screws in long-term ovariectomized sheep. *Int J Artif Organs* 2001; 24(9):649-654.
- Rodrigues S.**, Pereira ME., Duarte AC., Ajmone-Marsan F., Davidson CM., Grčman H., Hossack I., Hursthouse AS., Ljung K., Martini C., Otabbong E., Reinoso R., Ruiz-Cortés E., Urquhart GJ., Vrščaj B. Mercury in urban soils: a comparison of local spatial variability in six European cities. *Sci Total Environ* 2006; 368:926-936.
- Rodrigues JL.**, Batista BL., Nunes JA., Passos CJS., Barbosa F Jr. Evaluation of the use of human hair for biomonitoring the deficiency of essential and exposure to toxic elements. *Sci Total Environ* 2008; 405:370-376.

## **Bibliografía**

---

- Rodrigues SM.**, Pereira ME., da Silva EF., Hursthouse AS., Duarte AC. A review of regulatory decisions for environmental protection: part I, Challenges in the implementation of national soil polices. *Environ Int* 2009a; 35(1):202-213.
- Rodrigues SM.**, Pereira ME., da Silva EF., Hursthouse AS., Duarte AC. A review of regulatory decisions for environmental protection: part II, the case-study of contaminated land management in Portugal. *Environ Int* 2009b; 35(1):214-225.
- Rodríguez JA.**, López M., Grau JM. Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geostatistical methods to study spatial variations. *Environ Pollut* 2006; 144:1001-1012.
- Rodushkin I. y Axelsson MD.** Application of double focusing sector field ICP-MS for multielemental characterization of human hair and nails. Part I. Analytical methodology. *Sci Total Environ* 2000a; 250:83-100.
- Rodushkin I. y Axelsson MD.** Application of double focusing sector field ICP-MS for multielemental characterization of human hair and nails. Part II. A study of the inhabitants of northern Sweden. *Sci Total Environ* 2000b; 262:21-36.
- Rojas M.**, Nakamura K., Seijas D., Squillante G., Pieters MA., Infante S. Mercury in hair as a biomarker of exposure in a coastal Venezuelan population. *Invest Clin* 2007; 48(3):305-315.
- Roma-Torres J.**, Silva S., Costa C., Coelho P., Henriques MA. Lead exposure of children and newborns in Porto, Portugal. *Int J Hyg Environ Health* 2007; 210:411-414.
- Romero A.**, Cabaleiro T., Caride A., Lafuente A. Posible papel protector de la melatonina frente a la toxicidad neuroendocrina inducida por cadmio. *Rev Toxicol* 2008; 25:3-11.
- Romic M. y Romic D.** Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area. *Environ Geol* 2003; 43:795-805.
- Rondeau V.** A review of epidemiologic studies on aluminium and silica in relation to Alzheimer`s disease and associated disorders. *Reviews Environ Health* 2002; 17(2):107-121.
- Rosborg I.**, Nihlgård B., Gerhardsson L. Hair element concentrations in females in one acid and one alkaline area in Southern Sweeden. *Ambio* 2003; 32(7):440-446.
- Rose N.**, Juggins S., Watt J., Battarbee R. Fuel type characterization of spheroidal carbonaceous particles using surface chemistry. *Ambio* 1994; 23:296-299.
- Rothenberg SJ.**, Karchmer S., Schnaas L., Perroni E., Zea F., Fernández Alba J. Changes in serial blood lead levels during pregnancy. *Environ Health Perspect* 1994; 102(10):876-880.
- Roussel H.**, Waterlot C., Pelfrêne A., Pruvot C., Mazzuca M., Douay F. Cd, Pb and Zn oral bioaccessibility of urban soils contaminated in the past by atmospheric emissions from two lead and zinc smelter. *Arch Environ Contam Toxicol* 2010; 58:945-954.
- Rovira J.**, Mari M., Nadal M., Schuhmacher M., Domingo JL. Environmental monitoring of metals, PCDD/Fs and PCBs as a complementary tool of biological surveillance to assess human health risks. *Chemosphere* 2010a, 80(10):1183-1189.
- Rovira J.**, Mari M., Nadal M., Schuhmacher M., Domingo JL. Partial replacement of fossil fuel in a cement plant: risk assessment for the population living in the neighborhood. *Sci Total Environ* 2010b; 408:5372-5380.

- Rovira J.**, Mari M., Nadal M., Schuhmacher M., Domingo JL. Use of sewage sludge as secondary fuel in a cement plant: human health risks. *Environ Int* 2011a; 37(1):105-111.
- Rovira J.**, Mari M., Schuhmacher M., Nadal M., Domingo JL. Monitoring environmental pollutants in the vicinity of a cement plant: a temporal study. *Arch Environ Contam Toxicol* 2011b; 60(2):372-384.
- Rowbotham AL.**, Levy LS., Shuker LK. Chromium in the environment: an evaluation of exposure of the UK general population and possible adverse health effects. *J Toxicol Environ Health* 2000; 3:145-178.
- Rubio C.**, Hardisson A., Reguera JI., Revert C., Lafuente MA., González-Iglesias T. Cadmium dietary intake in the Canary Islands, Spain. *Environ Res* 2006; 100:123-129.
- Ruiz-Cortés E.**, Reinoso R., Díaz-Barrientos E., Madrid L. Concentrations of potentially toxic metals in urban soils of Seville: relationship with different land uses. *Environ Geochem Health* 2005; 27:465-474.
- Saad A. y Hassanien MA.** Assessment of arsenic level in the hair of the nonoccupational Egyptian population: pilot study. *Environ Int* 2001; 27(6):471-478.
- Sabbioni E.**, Kueerab J., Pietraa R. A critical review on normal concentrations of vanadium in human blood, serum, and urine. *Sci Total Environ* 1996; 188:49-58.
- Saby N.**, Arrouays D., Boulonne L., Jolivet C., Pochot A. Geostatistical assessment of Pb in soil around Paris, France. *Sci Total Environ* 2006; 367:212-221.
- Sagvolden T.**, Johansen EB., Aase H., Russell VA. A dynamic developmental theory of attention-deficit/hyperactivity disorder (ADHD) predominantly hyperactive/impulsive and combined subtypes. *Behav Brain* 2005; 28:397-419.
- Saha JK.**, Panwar NR., Singh MV. Determination of lead and cadmium concentration limits in agricultural soil and municipal solid waste compost through an approach of zero tolerance to food contamination. *Environ Monit Assess* 2010; 168(1-4):397-406.
- Sahuquillo I.**, Lagarda MJ., Silvestre MD., Farré R. Methylmercury determination in fish and seafood products and estimated daily intake for the Spanish population. *Food Addit Contam* 2007; 24(8):869-876.
- Sakai T.**, Wariishi M., Nishiyama K. Changes in trace element concentrations in hair of growing children. *Biol Trace Elem Res* 2000; 77:43-51.
- Sakamoto M.**, Kubota M., Matsumoto S., Nakano A., Akagi H. Declining risk of methylmercury exposure to infants during lactation. *Environ Res* 2002; 90:185-189.
- Sakamoto M.**, Kaneoka T., Murata K., Nakai K., Satoh H., Akagi H. Correlations between mercury concentrations in umbilical cord tissue and other biomarkers of fetal exposure to methylmercury in the Japanese population. *Environ Res* 2007; 103:106-111.
- Sakamoto M.**, Kubota M., Murata K., Nakai K., Sonoda I., Satoh H. Changes in mercury concentrations of segmental maternal hair during gestation and their correlations with other biomarkers of fetal exposure to methylmercury in the Japanese population. *Environ Res* 2008; 106:270-276.
- Sakurai H.**, Noro J., Kawase A., Fujinami M., Oquma K. Digestion of plastic materials for the determination of toxic metals with a microwave oven for household use. *Anal Sci* 2006; 22(2):225-228.

## **Bibliografía**

---

- Salameh P.**, Bouchy N., Geahchan A. Hair lead concentration in the Lebanese population: phase 1 results. *East Mediterr Health J* 2008; 14(4):831-840.
- Salnikow K. y Zhitkovich A.** Genetic and epigenetic mechanisms in metal carcinogenesis and co-carcinogenesis: nickel, arsenic and chromium. *Chem Res Toxicol* 2008; 21:28-44.
- Samet JM.**, Dominici F., Zeger SL., Schwartz J., Dockery DW. The National Morbidity, Mortality and Air Pollution Study. Part I: Methods and methodologic issues. *Health Headlines* 2000a; 94:1-79.
- Samet JM.**, Zeger SL., Dominici F., Curriero F., Coursac I., Dockery DW., Schwartz J., Zanobetti A. . The National Morbidity, Mortality and Air Pollution Study. Part II: Morbidity and mortality from air pollution in the United States. *Health Headlines* 2000b; 94:1-79.
- Sánchez Camazano M.**, Sánchez Martín MJ., Lorenzo LF. Lead and cadmium in soils and vegetables from urban gardens of Salamanca. *Sci Total Environ* 1994; 146/147: 163-168.
- Sánchez-Chardi A.** Tissue, age, and sex distribution of thallium in shrews from Doñana, a protected area in SW Spain. *Sci Total Environ* 2007; 383(1-3):237-240.
- Sánchez Martín MJ.**, Sánchez Camazano M., Lorenzo LF. Cadmium and lead contents in suburban and urban soils from two medium-sized cities of Spain: influence of traffic intensity. *Bull Environ Contam Toxicol* 2000; 64:250-257.
- Sanders T.**, Liu Y., Buchner V., Tchounwou PB. Neurotoxic effects and biomarkers of lead exposure: a review. *Rev Environ Health* 2009; 24(1):15-45.
- Sandstead H.** Requiriments and toxicity of essential trace elements, illustrated by zinc and copper. *Am J Clin Nutr* 1995; 61:621-624.
- Sanín LH.**, González-Cossio T., Romieu I. Acumulación de plomo en hueso y sus efectos en la salud. *Salud Pública Mex* 1998; 40:359-368.
- Sankaran RP. y Ebbs SD.** Transport of Cd and Zn to seeds of Indian mustard (*Brassica juncea*) during specific stages of plant growth and development. *Physiol Plant* 2008; 132(1):69-78.
- Sanna E.**, Liguori A., Palmas L., Soro MR., Floris G. Blood and hair levels in boys and girls living in two Sardinian towns at different risks of lead pollution. *Ecotoxicol Environ Saf* 2003; 55:293-299.
- Sanna E.**, Floris G., Vallasca E. Town and gender effects on hair lead levels in children from three Sardinian towns (Italy) with different environmental backgrounds. *Biol Trace Elem Res* 2008; 124(1):52-59.
- Santo Tomas LH.** Beryllium hypersensitivity and chronic beryllium lung disease. *Curr Opin Pulm Med* 2009; 15(2):165-169.
- Sanz P. y Nogué S.** Intoxicación por metales de origen alimentario. *Med Clin* 1990; 94:215-217.
- Sanz P. y Nogué S.** Las intoxicaciones crónicas (I). Intoxicación por metales. *Medicina Integral* 1996; 27(1).
- Sanz P. y Nogué S.** Efectos de la contaminación atmosférica de origen químico sobre la salud. *Med Clin* 1997; 108:615-617.
- Sâric M.** Manganese. En: *Handbook on the toxicology of metals*, 2<sup>nd</sup> ed. Elsevier Science Publishers, 1986.

- Satarug S.**, Baker JR., Urbenjapol S., Haswell-Elkins M., Reilly PE., Williams DJ., Moore MR. A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population. *Toxicol Lett* 2003; 137(1-2):65-83.
- Sato K.**, Tamura T., Furuta N. Partitioning between soluble and insoluble fractions of major and trace elements in size-classified airborne particulate matter collected in Tokio. *J Environ Monit* 2008; 10(2):211-218.
- Sawicka-Kapusta K.**, Zakrzewska M., Bajorek K., Gdula-Agasińska. Input of heavy metals to the forest floor as a result of Cracow urban pollution. *Environ Int* 2003; 28(8):691-698.
- Sayed SM.**, Ashour EA., Youssef GI. Effect of sulfide ions on the corrosion behaviour Al-brass and Cu10Ni alloys in salt water. *Mat Chem Physis* 2003; 78:825-834.
- Scansetti G.**, Maina G., Botta GC. Exposure to cobalt and nickel in the hard-metal production industry. *Int Arch Occup Environ Health* 1998; 71:60-63.
- Schäfer J.**, Hannker D., Ekhardt JD., Stüben D. Uptake of traffic-related heavy metals in platinum group elements (PGE) by plants. *Sci Total Environ* 1998; 215:59-67.
- Schalscha E. y Ahumada I.** Heavy metals in rivers and soils of central chile. *Water Sci Technol* 1998; 37(8):251-255.
- Scheckel KG.**, Lombi E., Rock SA., McLaughlin MJ. *In vivo* synchrotron study of thallium speciation and compartmentation in Iberis intermedia. *Environ Sci Technol* 2004; 38(19):5059-5100.
- Scheers H.**, Mwalili SM., Faes C., Fierens F., Nemery B., Nawrot TS. Does air pollution trigger infant mortality in wester Europe? A case-crossover study. *Environ Health Perspect* 2011; doi 10.1289/ehp.1002913.
- Schell LM.** Effects of pollutants on human prenatal and postnatal growth: noise, lead, polychlorobiphenyl compounds, and toxic wastes. *Am J Physical Anthropol* 1991; 34(S13):157-188.
- Scheuplein R.**, Charnley G., Dourson M. Differential sensitivity of children and adults to chemical toxicity. I. Biological basis. *Regul Toxicol Pharmacol* 2002; 35(3):429-447.
- Schoof RA.**, Eickhoff J., Yost LJ., Crecelius EA., Cragin DW., Meacher DM., Menzel DB. Dietary exposure to inorganic arsenic. En: Chappell WR., Abernathy CO., Calderon RL., editors. *Arsenic exposure and Health effects*. Ed. Elsevier Science, Oxford, UK, 1999.
- Schroeder HA. y Nason AP.** Trace metals in human hair. *J Invest Dermatol* 1969; 53:71-78.
- Schuhmacher M.**, Domingo JL., Llobet JM., Corbella J. Lead in children`s hair, as related to exposure in Tarragona Province, Spain. *Sci Total Environ* 1991; 104:167-173.
- Schuhmacher M.**, Domingo JL., Llobet JM., Corbella J., Marti JB. Chromium, copper, and zinc concentrations in hair of school children from Southern Catalonia, Spain. *Trace Elem Med* 1993; 10:21-26.
- Schuhmacher M.**, Bellés M., Rico A., Domingo JL., Corbella J. Impact of reduction of lead in gasoline on the blood and hair lead levels in the population of Tarragona Province, Spain, 1990-1995. *Sci Total Environ* 1996a; 184:203-209.
- Schuhmacher M.**, Granero S., Bellés M., Llobet JM., Domingo JL. Levels of metals in soils and vegetation in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. *Toxicol Environ Chem* 1996b; 56:119-32.

## **Bibliografía**

---

- Schuhmacher M.**, Meneses M., Granero S., Llobet JM., Domingo JL. Trace element pollution of soils collected near a municipal solid waste incinerator: human health risk. *Bull Environ Contam Toxicol* 1997; 59:861-867.
- Schuhmacher M.**, Meneses M., Granero S., Llobet JM., Domingo JL. Trace metals in vegetation grown near to an old municipal solid waste incinerator from Catalonia, Spain. *Fresenius Environ Bull* 1998; 7:42-50.
- Schuhmacher M.**, Granero S., Rivera J., Müller L., Llobet JM., Domingo JL. Atmospheric deposition of PCDD/Fs near an old municipal solid waste incinerator: levels in soil and vegetation. *Chemosphere* 2000; 40:593-600.
- Schuhmacher M.**, Agramunt MC., Rodriguez-Larena MC., Diaz-Ferrero J., Domingo JL. Baseline levels of PCDD/Fs in soil and herbage samples collected in the vicinity of a new hazardous waste incinerator in Catalonia, Spain. *Chemosphere* 2002; 46:1343-1350.
- Schuhmacher M.**, Agramunt MC., Bocio A., Domingo JL., de Kok HAM. Annual variation in the levels of metals and PCDD/PCDFs in soils and herbage samples collected near a cement plant. *Environ Int* 2003; 29:415-421.
- Schuhmacher M.**, Nadal M., Domingo JL. Environmental monitoring of PCDD/Fs and metals in the vicinity of a cement plant after using sewage sludge as a secondary fuel. *Chemosphere* 2009; 74:1502-1508.
- Schulz C.**, Conrad A., Becker K., Kolossa-Gehring M., Seiwert M., Seifert B. Twenty years of German Environmental Survey (GerES): Human biomonitoring, Temporal and spatial (West Germany/East Germany) differences in population exposure. *Int J Hyg Environ Health* 2007a; 210:271-297.
- Schulz C.**, Angerer J., Ewers U., Kolossa-Gehring M. The German Human Biomonitoring Commission. *Int J Hyg Environ Health* 2007b; 210:375-384.
- Schütz A.**, Barregård L., Sällsten G., Wilske J., Manay N., Pereira L., Cousillas ZA. Blood lead in Uruguayan children and possible sources of exposure. *Environ Res* 1997; 74:17-23.
- Schwartz J.** Low level lead exposure and children`s IQ: a meta-analysis and search for a threshold. *Environ Res* 1994; 65:42-55.
- Schwartz BS.**, Lee BK., Lee GS. Association of blood lead, dimercaptosuccinic acid-chelatable lead, and tibia lead with neurobehavioral test scores in South Korean lead workers. *Am J Epidemiol* 2001; 53:453-464.
- Schwartz K. y Mertz W.** Chromium (III) and the glucosetolerance factor. *Arch Biochem Biophys* 1959; 85:292-295.
- Schweinsberg F.** Risk estimation of mercury intake from different sources. *Toxicol Lett* 1994; 72:345-351.
- Schwenk M.**, Gundert-Remy U., Heinemeyer G., Olejniczak K., Stahlmann R., Kaufmann W., Bolt HM., Greim H., von Keutz E., Gelbke HP., DGPT. Children as a sensitive subgroup and their role in regulatory toxicology: DGPT workshop report. *Arch Toxicol* 2003; 77(1):2-6.
- Searles RA.** Car exhaust pollution control. *Platinum Rev* 1988; 32:123.
- Seidel S.**, Kreutzer R., Smith D., McNeel S., Gilliss D. Assessment of commercial laboratories performing hair mineral analysis. *JAMA* 2001; 285:67-72.
- Seifert B.**, Becker K., Helm D., Krause C., Schulz C., Seiwert M. The German Environmental Survey 1990/1992 (GerEs II): reference concentrations of selected environmental pollutants in blood, urine, hair, house dust, drinking water and indoor air. *J Exp Anal Environ Epidemiol* 2000; 10:552-565.



- Selevan SG.**, Rice DC., Hogan KA., Euling SY., Pfahles-Hutchens A., Bethel J. Blood lead concentration and delayed puberty in girls. *N Engl J Med* 2003; 348(16):1515-1516.
- Semlali RM.**, Dessogne JB., Monna F., Bolte J., Azimi S., Denaix L., y cols. Modeling lead input and output in soils using lead isotopic geochemistry. *Environ Sci Technol* 2004; 38:1513-1521.
- Sen J. y Chaudhuri AB.** Human hair lead and copper levels in three occupationally unexposed population groups in Calcutta. *Bull Environ Contam Toxicol* 1996; 57(2):321-326.
- Sendelbach LE.**, Tryka AE., Witschi H. Progressive lung injury over a one-year period after a single inhalation exposure to beryllium sulphate. *Am Rev Respir Dis* 1989; 139:1003-1009.
- Senofonte O.**, Violante N., Fornarelli L., Beccaloni E., Powar A., Caroli S. Reference values for elements of toxicological, clinical and environmental interest in hair of urban subjects. *Ann Ist Super Sanita* 1989; 25(3):385-392.
- Senofonte V.**, Violante N., Caroli S. Assessment of reference values for elements in human hair of urban schoolboys. *J Trace Elem Med Biol* 2000; 14(1):6-13.
- Sexton K.**, Selevan SG., Wagener DK., Lybarger JA. Estimating human exposures to environmental pollutants: availability and utility of existing databases. *Arch Environ Health* 1992; 47(6):398-407.
- Sexton K.** Science and policy in regulatory decision making: getting the facts right about hazardous air pollutants. *Environ Health Perspect* 1995; 103(6):213-222.
- Sezgin N.**, Kurtulus Ozcan H., Demir G., Nemlioglu S., Bayat C. Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway. *Environ Int* 2003; 29:979-985.
- Shah F.**, Kazi TG., Afridi HI., Kazi N., Baig JA., Shah AQ., Khan S., Kolachi NF., Wadhwa SK. Evaluation of status of trace and toxic metal in biological samples (scalp hair, blood, and urine) of normal and anemic children of two age groups. *Biol Trace Elem Res* 2010; en prensa.
- Shakour AA. y El-Taleb NM.** Heavy metals in atmospheric particulate in the industrial area, north Cairo, Egypt. Air Pollution Department. National Research Centre, Dokki Cairo, Egypt, 1995.
- Shapiro HA.** Arsenic content of human hair and nails and its interpretation. *J Forensic Med* 1967; 14:65-71.
- Sharma R.**, Chandreshwor Singh L., Tanveer S., Verghese PS., Kumar A. Trace element contents in human head hair of residents from Agra City, India. *Bull Environ Contam Toxicol* 2004; 72(3):530-534.
- Sharma RK.**, Agrawal M., Marshall F. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. *Ecotoxicol Environ Saf* 2007; 66:258-266.
- Sheets RW.**, Kyger JR., Biagioni RN., Probst S., Boyer R., Barke K. Relationship between soil lead and airborne lead concentrations at Springfield, Missouri, USA. *Sci Total Environ* 2001; 271:79-85.
- Shen ZG.**, Li XD., Wang CC., Chen HM., Chua H. Lead phytoextraction from contaminated soil with high biomass plant species. *J Environ Qual* 2002; 31:1893-1900.
- Sheppard SC.** Geophagy: who eats soil and where do possible contaminants go? *Environ Geol* 1997; 33:109-114.
- Shi YZ.**, Ruan JY., Ma LF., Han WY., Wang F. Accumulation and distribution of arsenic and cadmium by tea plants. *J Zhejiang Univ Sci B* 2008; 9(3):265-270.

## **Bibliografía**

---

- Shi G.**, Chen Z., Bi C., Li Y., Teng J., Wang L., Xu S. Comprehensive assessment of toxic metals in urban and suburban street deposited sediments (SDSs) in the biggest metropolitan area of China. *Environ Pollut* 2010; 158:694-703.
- Shingde M.**, Hughes J., Boadle R., Wills EJ., Pamphlett R. Macrophagic myofasciitis associated with vaccine-derived aluminium. *MJA* 2005; 183(3):145-146.
- Shinn NJ.**, Bing-Canar J., Cailas M., Peneff N., Binns HJ. Determination of spatial continuity of soil lead levels in an urban residential neighbourhood. *Environ Res Sect A* 2000; 82:46-52.
- Shrestha KA. y Carrera AE.** Hair trace elements and mental retardation among children. *Arch Environ Health* 1988; 43:396-398.
- Sialelli J.**, Urquhart GJ., Davidson CM., Hursthouse AS. Use of a physiologically based extraction test to estimate the human bioaccessibility of potentially toxic elements in urban soils from the city of Glasgow, UK. *Environ Geochem Health* 2010; 32(6):517-527.
- Siddiqui MN.**, Gondal MA., Nasr MM. Determination of trace metals using laser induced breakdown spectroscopy in insoluble organic materials obtained from pyrolysis of plastics waste. *Bull Environ Contam Toxicol* 2009; 83(1):141-145.
- Sims JT. y Johnson GV.** Micronutrients soil test. En: Mortvedt FRC., Shuman LM., Welch RM. Micronutrients in agriculture. SSSA book series nº 4, Soil Science Society of America, 1991.
- Sipter E.**, Rózsa E., Gruiz K., Tátrai E., Morvai V. Site-specific risk assessment in contaminated vegetable gardens. *Chemosphere* 2008; 71(7):1301-1307.
- Skerfving S. y Nilsson U.** Assessment of accumulated body burden of metals. *Toxicol Lett* 1992; 64-65:17-24.
- Sky-Peck HH.** Distribution of trace elements in human hair. *Clin Physiol Biochem* 1990; 8:70-80.
- Smith RL.** Risk-based concentrations: prioritising environmental problems using limited data. *Toxicol* 1996; 106:243-266.
- Smith KM. y Sahyoun NR.** Fish consumption: recommendations versus advisories, can they be reconciled? *Nutr Rev* 2005; 63:39-46.
- Sobolev D. y Begonia MF.** Effects of heavy metal contamination upon soil microbes: lead-induced changes in general and denitrifying microbial communities as evidenced by molecular markers. *Int J Environ Res Public Health* 2008; 5(5):450-456.
- Soh P.**, Fergusson EL., McKenzie JE., Skeaff S., Parnell W., Gibson RS. Dietary intakes of 6-24 month-old urban South Island New Zealand children in relation to biochemical iron status. *Public Health Nutr* 2002; 5:339-346.
- Soil Conservation Service.** Soil Survey Laboratory. Methods and procedures for collecting soil samples. USDA. Department of Agriculture, Washington, USA, 1972.
- Soininen L.**, Mussalo-Rauhamaa H., Lehto J. Hair chromium concentration of northern Finns. *Int J Circumpolar Health* 2003; 62(3):276-283.
- Soldi T.**, Riolo C., Alberti G., Gallorini M., Peloso GF. Environmental vanadium distribution from an industrial settlement. *Sci Total Environ* 1996; 181:45-50.

- Song CH.**, Barrett-Connor E., Chung JH., Kim SH., Kim KS. Associations of calcium and magnesium in serum and hair with bone mineral density in premenopausal women. *Biol Trace Elem Res* 2007; 118(1):1-9.
- Song Y.**, Xue Y., Liu X., Wang P., Liu L. Effects of acute exposure to aluminum on blood-brain barrier and the protection of zinc. *Neurosci Lett* 2008; 445(1):42-46.
- Souad C.**, Farida Z., Nadra L., François B., Bougle D., Azeddine S. Trace element level in infant hair and diet, and in the local environment of the Moroccan city of Marrakech. *Sci Total Environ* 2006; 370:337-342.
- Spencer H.**, O'Sullivan V., Sontag SJ. Does lead play a role in Paget's disease of bone? A hypothesis. *J Lab Clin Med* 1992; 120(5):798-800.
- Spencer H. y Sontag SJ.** Occupational and environmental exposure to lead and Paget's disease of bone. *Environ Int* 1994; 20(5):619-626.
- Sridhar M.**, Adogame L., Olawuyi J. Lead exposure in urban centres: a case study from Ibadan, Nigeria. *Epidemiol* 2000; 11(4):62.
- Srikumar TS.**, Johansson GK., Öckerman PA., Gustafsson JA., Åkesson B. Trace element status in healthy subjects switching from a mixed to lactovegetarian diet for 12 month. *Am J Clin Nutr* 1992; 55:885-890.
- Stanek EJ 3<sup>rd</sup>.** y **Calabrese EJ.** Daily soil ingestion estimates for children at a Superfund site. *Risk Anal* 2000; 20(5):627-635.
- Starug S.**, Ujjin P., Vanavanitkun Y., Baker JR., Moore MR. Influence of body iron store atatus and cigarette smoking on cadmium body burden of healthy Thai women and men. *Toxicol Lett* 2004; 148:177-185.
- Starug S. y Moore MR.** Adverse health effects of chronic exposure to low-level cadmium in foodstuffs and cigarette smoke. *Environ Health Perspect* 2004; 112:1099-1103.
- Stauber JL. y Florence TM.** Manganese in scalp hair: problems of exogenous manganese and implications for manganese monitoring in Groote Eylandt Aborigines. *Sci Total Environ* 1989; 83(1-2):85-98.
- Stefaniak AB.**, Turk GC., Dickerson RM., Hoover MD. Size-selective poorly soluble particulate reference materials for evaluation of quantitative analytical methods. *Anal Bioanal Chem* 2008; 391(6):2071-2077.
- Steindel SJ. y Howanitz PJ.** The uncertainty of hair analysis for trace element. *JAMA* 2001; 3(285):83-85.
- Stern AH.**, Munshi AA., Goodman AK. Potential exposure levels and health effects of neighborhood exposure to a municipal incinerator botton ash landfill. *Arch Environ Health* 1989; 44: 40-48.
- Stigliani WM. y Anderberg S.** Industrial metabolism and the Rhine basin. *IIASA Options*, 1991.
- Stöhrer G.** Arsenic: opportunity for risk assessment. *Arch Toxicol* 1991; 65:525-531.
- Stone ME.**, Cohen ME., Debban BA. Mercury vapour levels in exhaust air from dental vacuum systems. *Dental Mater* 2007; 23:527-532.
- Storelli MM.** Intake of essential minerals and metals via consumption of seafood from the Mediterranean Sea. *J Food Prot* 2009; 72(5):1116-1120.

## **Bibliografía**

---

- Straif K.**, Benbrahim-Tallaa L., Baan R., Grosse Y., Secretan B., El Ghissassi F., Bouvard V., Guha N., Freeman C., Galichet L., Cogliano V., WHO International Agency for Research on Cancer Monograph Working Group. A review of human carcinogens, part C: metals, arsenic, dusts, and fibres. *Lancet Oncol* 2009; 10(5):453-454.
- Stramesi C.**, Polla M., Vignali C., Zucchella A., Groppi A. Segmental hair analysis in order to evaluate driving performance. *Forensic Sci Int* 2008; 176(1):34-37.
- Strausak D.**, Mercer JF., Dieter H., Stremmel W., Multhaup G. Copper in disorders with neurological symptoms: Alzheimer's, Menkes, and Wilson diseases. *Brain Res Bull* 2001; 55:175-185.
- Strnad M.**, Sánka M., Boháček Z., Borkovcová I., Vondra J. Soil pollution by heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the town of Brno (Czech Republic). *Int J Environ Anal Chem* 1994; 54:233-248.
- Ström S.**, Helmfrid I., Glynn A., Berglund M. Nutritional and toxicological of seafood consumption. An integrated exposure and risk assessment of methylmercury and polyunsaturated fatty acids. *Environ Res* 2011; 111(2):274-280.
- Strumylaite L.**, Ryselis S., Kregzdyte R. Content of lead in human hair from people with various exposure levels in Lithuania. *Int J Hyg Environ Health* 2004; 207(4):345-351.
- Štupar J.**, Dolinsek F., Erzen I. Hair-Pb longitudinal profiles and blood-Pb in the population of young Slovenian males. *Ecotoxicol Environ Saf* 2007; 68:134-143.
- Sturaro A.**, Parvoli G., Doretto L., Allegri G., Costa C. The influence of color, age, and sex on the content of zinc, copper, nickel, manganese, and lead in human hair. *Biol Trace Elem Res* 1994; 40:1-7.
- Subramanian R. y Sukumar A.** Elements in the scalp hair indicating body burden of metal pollution. *J Trace Elem Exp Med* 1989; 2(2/3):88.
- Suk WA.**, Murray K., Avakian MD. Environmental hazards to children's health in the modern world. *Rev Mutat Res* 2003; 544:235-242.
- Sukumar A.** Factors influencing levels of trace elements in human hair. *Rev Environ Contam Toxicol* 2002; 175:47-78.
- Sukumar A. y Subramanian R.** Elements in hair and nails of urban residents of New Delhi: CHD, hypertensive and diabetic cases. *Biol Trace Elem Res* 1992a; 34:89-98.
- Sukumar A. y Subramanian R.** Trace elements in scalp hair of manufacturers of fireworks from Sivakasi, Tamil Nadu. *Sci Total Environ* 1992b; 114:161-168.
- Sun LN.**, Zhang YH., Sun TH., Gong ZQ., Lin X., Li HB. Temporal-spatial distribution and variability of cadmium contamination in soils in Shenyang Zhangshi irrigation area, China. *J Environ Sci (China)* 2006; 18(6):1241-1246.
- Sun LN.**, Yang XB., Wang WQ., Ma L., Chen S. Spatial distribution of Cd and Cu in soils in Shenyang Zhangshi Irrigation Area (SZIA), China. *J Zhejiang Univ Sci B* 2008; 9(3):271-278.
- Sunderman FW.** Toxicology and metabolism of nickel compounds. Progress report. Department of Commerce, National Technical Information Service, Springfield, USA, 1975.
- Sunderman FW.** Kinetics and biotransformation of nickel and chromium. *Health Hazards and Biological Effects of Welding Fumes and Gases*. Ed. Stern RM., Berlin A., Fletcher AC., Jarvisalo J. Elsevier, Amsterdam, 1986.

- Sunderman FW.** Nickel. En: Clakson TW., Friberg L., Nordberg GF., Sager PR., editors. Biological monitoring of toxic metals. New York and London, Plenum Press, 1988.
- Sunderman FW.** Biological monitoring of nickel in humans. *Scand J Work Environ Health* 1993; 19:34-38.
- Sunderman FW.** Nasal toxicity, carcinogenicity, and olfactory uptake of metals. *Annals Clinical Lab Sci* 2001; 31:3-24.
- Sutherland RA., Tolosa CA., Tack FMG., Verloo MG.** Characterization of selected element concentrations and enrichment ratios in background and anthropogenically impacted roadside areas. *Arch Environ Con Tox* 2000; 38:428-438.
- Sutherland RA.** Lead in grain size fractions of road-deposited sediment. *Atmos Environ* 2003; 121:229-237.
- Suzuki T., Hongo T., Morita M., Yamamoto R.** Elemental contamination of Japanese women's hair from historical samples. *Sci Total Environ* 1984; 39(1-2):81-91.
- Suzuki T., Watanabe S., Matsuo N.** Comparison of hair with nail as index media for biological monitoring of mercury. *Sangyo Igaku* 1989; 31(4):235-238.
- Swaddiwudhipong W., Limpatanachote P., Nishijo M., Honda R., Mahasakpan P., Krintratun S.** Cadmium-exposed population in Mae Sot district, Tak province: 3. Associations between urinary cadmium and renal dysfunction, hypertension, diabetes, and urinary stones. *J Med Assoc Thai* 2010; 93(2):231-238.
- Swift AJ. y Smith JR.** Atomic force microscopy of human hair. *Scanning* 2000; 22:310-318.
- Taggart MA., Carlisle M., Pain DJ., Williams R., Osborn D., Joyson A., Meharg AA.** The distribution of arsenic in soils affected by the Aznalcóllar mine spill, SW Spain. *Sci Total Environ* 2004; 323:137-152.
- Taiwo OA., Slade MD., Cantley LF., Fiellin MG., Wesdock JC., Bayer FJ., Cullen MR.** Beryllium sensitization in aluminum smelter workers. *J Occup Environ Med* 2008; 50(2):157-162.
- Takagi Y., Matsuda S., Imai S., Ohmori Y., Masuda T., Vinson JA., Mehra MC., Puri BK., Kaniewski A.** Trace elements in human hair: an international comparison. *Fukui Prefect Inst Public Health Res Rep* 1985; 23:13-30.
- Takao W., Okujou I., Haruo N., Hiroshi I., Masayuki I.** Correlation of cadmium, copper, manganese and zinc levels in the urine of people in nonpolluted areas. *J Toxicol Environ Health* 1991; 33:263-268.
- Takeuchi T., Hayashi T., Takada J.** Variation of elemental concentration in hair of the Japanese in term of age, sex and hair treatment. *J Radioanal Chem* 1982; 70:29-55.
- Tan M. y Parkin JE.** Route of decomposition of thiomersal (thimerosal). *Int J Pharm* 2000; 208:23-34.
- Tandon SK., Singh S., Prasad S., et al.** Reversal of cadmium induced oxidative stress by chelating agent, antioxidant or their combination in rat. *Toxicol Lett* 2003; 145:211-217.
- Tandy S., Bossart K., Mueller R., Ritschel J., Hauser L., Schulin R., Nowack B.** Extraction of heavy metals from soils using biodegradable chelating agents. *Environ Sci* 2004; 38:937-944.
- Taneja SK. y Mandal R.** Assessment of minerals in obesity-related diseases in the Chandigarh (India) population. *Biol Trace Elem Res* 2008; 121(2):106-123.
- Tang S., Feng X., Qiu J., Yin G., Yang Z.** Mercury speciation and emissions from coal combustion in Guiyang, southwest China. *Environ Res* 2007; 105:175-182.

## ***Bibliografía***

---

- Tariq SA.** Role of ascorbic acid in scavenging free radicals and lead toxicity from biosystems. *Mol Biotechnol* 2007; 37(1):62-65.
- Taylor A.** Usefulness of measurements of trace elements in hair. *Ann Clin Biochem* 1986; 23:364-378.
- Taylor A.,** Branch S., Halls DJ., Owen LMW., White M. Atomic spectrometry update: clinical and biological materials, foods and beverages. *J Anal At Spectrom* 1999; 14:717-781.
- Taylor TP.,** Ding M., Ehler DS., Foreman TM., Kaszuba JP., Sauer NN. Beryllium in the environment: a review. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng* 2003; 38(2):439-469.
- Teresa M.,** Vasconcelos SD., Tavares HMF. Trace element concentrations in blood and hair of young apprentices of a technical-professional school. *Sci Total Environ* 1997; 205:189-199.
- Teutsch N.,** Erel Y., Halicz L., Banin A. Distribution of natural and anthropogenic lead in the Mediterranean soils. *Geochim Cosmochim Acta* 2001; 65(17):2853-2864.
- Thomas VM.,** Socolow RH., Fanelli JJ., Spiro TG. Effects of reducing lead in gasoline: an analysis of the international experience. *Environ Sci Technol* 1999; 33:3942-3948.
- Thomas CA.,** Bailey RL., Kent MS., Deubner DC., Kreiss K., Schuler CR. Efficacy of a program to prevent beryllium sensitization among new employees at a copper-beryllium alloy processing facility. *Public Health Rep* 2009; 124 (Suppl 1):112-124.
- Thornton I.** Metal contamination of soils in urban areas. En: Bullock P. y Gregory PJ., editors. *Soils in the urban environment*. Springer-Verlag, New York, USA, 1990.
- Thornton I.,** Farago ME., Thums CR., Parrish RR., McGill RAR., Breward N., Fortey NJ., Simpson P., Young SD., Tye AM., Crout NMJ., Hough RL., Watt J. Urban geochemistry: research strategies to assist risk assessment and remediation of brownfield sites in urban areas. *Environ Geochem Health* 2008; 30:565-576.
- Thornton I. y Farago M.** The geochemistry of arsenic. En: Abernathy CO., Calderon RL., Chappell WR., editors. *Arsenic exposure and health effects*. Chapman y Hall, London, UK, 1997.
- Thuy HTT.,** Tobschall HJ., An PV. Distribution of heavy metals in urban soils- a case study of Danang-Hoian Area (Vietnam). *Environ Geol* 2000; 39(6):603-610.
- Thybaud V.,** Aardema M., Clements J., Dearfield K., Galloway S., Hayashi M., Jacobson-Kram D., Kirkland D., MacGregor JT., Marzin D., Ohyama W., Schuler M., Suzuki H., Zeiger M., Expert working group on hazard identification and risk assessment in relation to in vitro testing. Strategy for genotoxicity testing: hazard identification and risk assessment in relation to in vitro testing. *Mutat Res* 2007; 627(1):41-58.
- Timbrell JA.** Principles of Biochemical Toxicology. Ed. Informa Healthcare USA. 4<sup>th</sup> ed., 2008.
- Tinoco AD.,** Eames EV., Valentine AM. Reconsideration of serum Ti (IV) transport: albumin and transferrin trafficking of Ti (IV) and its complexes. *J Am Chem Soc* 2008; 130(7):2262-2270.
- Tijhuis L.,** Brattli B., Sæther OM. A geochemical survey of topsoil in the city of Oslo, Norway. *Environ Geochem Health* 2002; 24:67-94.
- Tiller KG.** Urban soil contamination in Australia. *Aust J Soil Res* 1992; 30:937-957.

- Tomasević M.**, Vukmirović Z., Rajsic S., Tasić M., Stevanović B. Contribution to biomonitoring of some trace metals by deciduous tree leaves in urban areas. *Environ Monit Assess* 2008; 137(1-3):393-401.
- Tomera JF.**, Kukulka SP., Steven P., Lilford K., Harakal C. Cadmium accumulation in experimental hypertension. *Coronary Artery Dis* 1991; 2(7):769-774.
- Tomera JF.**, Lilford K., Kukulka SP., Friend KD., Harakal C. Divalent cations in hypertension with implications to heart disease: calcium, cadmium interactions. *Methods Find Exp Clin Pharmacol* 1994; 16(2):97-107.
- Tomaseo-Ponzetta M.**, Nardi S., Calliari I., Lucchese M. Trace elements in human scalp hair and soil in Irian Jaya. *Biol Trace Elem Res* 1998; 62:199-212.
- Tong STY.** Indoor and outdoor household dust contamination in Cincinnati, OH, USA. *Environ Geochem Health* 1998; 20:123-133.
- Tong S.**, von Schirnding YER., Prapamontol T. Environmental lead exposure: a public health problem of global dimensions. *Bull World Health Organ* 2000; 78(9):1068-1077.
- Tong SL.**, Zhu WZ., Gao ZH., Meng YX., Peng RL., Lu GC. Distribution characteristics of rare earth elements in children's scalp hair from a rare earths mining area in southern China. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng* 2004; 39(9):2517-2532.
- Tong ST. y Lam KC.** Are nursery schools and kindergartens safe for our kids? The Hong Kong study. *Sci Total Environ* 1998; 216(3):217-225.
- Torjussen W.**, Zachariassen H., Andersen I. Cigarette smoking and nickel exposure. *J Environ Monit* 2003; 5(2):198-201.
- Torrente M.**, Colomina MT., Domingo JL. Metal concentrations in hair and cognitive assessment in an adolescent population. *Biol Trace Elem Res* 2005; 104:215-221.
- Towers W. y Horne P.** Sewage sludge recycling to agricultural land: the environmental scientist's perspective. *J Inst Water Environ Manage* 1997; 11:126-132.
- Townsend T.**, Tolaymat T., Leo K., Lambeck J. Heavy metals in recovered fines from construction and demolition debris recycling facilities in Florida. *Sci Total Environ* 2004; 332:1-11.
- Tracqui A.**, Bosque MA., Costa V., Kintz P., Siegel F., Mangin P. Lack of relationship between hair lead levels and some usual markers (blood lead levels, ZPP, urinary ALA-D) in occupationally exposed workers. *Ann Biol Clin (Paris)* 1994; 52(11):769-773.
- Treble R. y Thompson T.** Preliminary results of a survey of lead in human liver tissue. *Bull Environ Contam Toxicol* 1997; 59(5):688-695.
- Tremel A.**, Masson P., Sterchewan T., Baize D., Mench M. Thallium in French agrosystems. I. Thallium contents in arable soils. *Environ Pollut* 1997a; 95:293-302.
- Tremel A.**, Masson P., Garraud H., Donard OFX., Baize D., Mench M. Thallium in French agrosystems. II. Concentration of thallium in field-grown rape and some other plant species. *Environ Pollut* 1997b; 97:161-168.
- Tremel A. y Mench M.** Thallium in plants. *Agronomie* 1997a; 17(5):261-265.
- Tremel A. y Mench M.** Thallium in soils and higher plants: I. Thallium in soils. *Agronomie* 1997b; 17(4):195-204.

## Bibliografía

---

- Trinchi V.**, Nobis S., Cecchele D. Emission spectrophotometric analysis of titanium, aluminium, and vanadium levels in blood, urine, and hair of patients with total hip arthroplasties. *Ital J Orthop Traumatol* 1992; 18:331-339.
- Tripathi S.**, Mahdi AA., Nawab A., Chander R., Hasan M., Siddiqui MS., Mahdi F., Mitra K., Bajpai VK. Influence of age on aluminum induced lipid peroxidation and neurolipofuscin in frontal cortex of rat brain: a behavioral, biochemical and ultrastructural study. *Brain Res* 2009; 1253:107-116.
- Trumbo P.**, Yates AA., Schlicker S., Poos M. Dietary reference intakes vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc. *J Am Diet Assoc* 2001; 101(3):294-301.
- Tsanacis L. y Wicks JF.** Differentiation between drug use and environmental contamination when testing for drugs in hair. *Forensic Sci Int* 2008; 176(1):19-22.
- Tseng WP.** Effects and dose-response relationships of skin cancer and Blackfoot disease with arsenic. *Environ Health Perspect* 1977; 19:109-119.
- Tsuchiya A.**, Hinners TA., Burbacher TM., Faustman EM., Mariën K. Mercury exposure from fish consumption within the Japanese and Korean communities. *J Toxicol Environ Health A* 2008; 71(15):1019-1031.
- Tsutsui T.**, Kawaguchi H., Fujino A., Sakai A., Kaji H., Nakamura T. Exposure of macrophage-like cells to titanium particles does not affect bone resorption, but inhibits bone formation. *J Orthop Sci* 1999; 4:32-38.
- Tume P.**, Bech J., Longan L., Tume L., Reverter F., Sepúlveda B. Trace elements in natural surface soils in Sant Climent (Catalonia, Spain). *Ecological Engineering* 2006; 27(3):145-152.
- Tume P.**, Bech J., Sepulveda B., Tume L., Bech J. Concentrations of heavy metals in urban soils of Talcahuano (Chile): a preliminary study. *Environ Monit Assess* 2008; 140(1-3):91-98.
- Turer D.**, Maynard JB., Sansalone JJ. Heavy metal contamination in soils of urban highways: comparison between runoff and soil concentrations at Cincinnati, Ohio. *Water Air Soil Pollut* 2001; 132:293-314.
- Tuthill RW.** Hair lead levels related to children's classroom attention-deficit behaviour. *Arch Environ Health* 1996; 51(3):214-221.
- Twardowska I. y Kyzioł J.** Sorption of metals onto natural organic matter as a function of complexation and adsorbent-adsorbate contact mode. *Environ Int* 2003; 28:783-791.
- Tyler G.** Ionic charge, radius, and potential control root/soil concentration ratios of fifty cationic elements in the organic horizon of a beech (*Fagus sylvatica*) forest podzol. *Sci Total Environ* 2004; 329:231-239.
- Ullrich S.**, Ilyushchenko M., Kamberov I., Tanton T. Mercury contamination in the vicinity of a derelict chlor-alkali plant. Part I: sediment and water contamination of Lake Balkyldak and the River Irtysh. *Sci Total Environ* 2007; 381:1-16.
- Umbangtalad S.**, Parkpian P., Visvanathan C., Delaune RD., Jugsujinda A. Assessment of Hg contamination and exposure to miners and schoolchildren at a small-scale gold mining and recovery operation in Thailand. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng* 2007; 42(14):2071-2079.
- UNFPA.** The state of the world population. United Nations Population Fund., New York, USA, 2004.
- United Nations Reports.** Children in the new millenium: environmental impact on health. UN Publications, Genève, 2002.



Unkiewicz-Winiarczyk A., Gromysz-Kałkowska K., Szubartowska E. Aluminium, cadmium and lead concentration in the hair of tobacco smokers. *Biol Trace Elem Res* 2010; doi 10.1007/s12011-009-8390-1.

**US EPA (US Environmental Protection Agency): - 1988.** Superfund Exposure Assessment Manual. EPA/540/1-88/001. Washington, DC.

- **1989a.** Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume 1: Human Health Evaluation Manual (Parte A). EPA/540/1-89/002, Office of Emergency and Remedial Response.

- **1989b.** Workshop on EPA guidelines for carcinogen risk assessment: use of human evidence. Risk Assessment Forum, Washington, DC. EPA/625/3-90/017.

- **1991.** Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume 1: Human Health Evaluation Manual, Development of risk-based preliminary remediation goals, EPA/540/R-92/003, NTIS PB92-963333.

- **1994.** Methods for derivation of inhalation reference concentrations and application in inhalation dosimetry. Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Research Triangle Park, N.C. EPA/600/8-90/066F.

- **1996a.** Guidelines for Exposure Assessment. Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington, D.C. Federal Register 4129-5.

- **1996b.** Guidelines for Reproductive Toxicity Risk Assessment. Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Washington, D.C. EPA/630/R-96/009.

- **1996c.** Proposed Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Washington, D.C. EPA/600/P-92/003C.

- **1997.** Exposure Factors Handbook: Volume 1. General Factors. EPA/600/p-59/002Fa.

- **1998.** Office of Emergency and Remedial Response: Risk Assessment Guidance for Superfund Volumen 1: Human Health Evaluation Manual. Supplemental Guidance: Dermal Risk Assessment. Interim Guidance. EPA Washington DC.

- **1999.** Draft revised guidelines for carcinogen risk assessment. External draft. EPA Washington DC.

- **2000.** Benchmark dose technical guidance document. Risk Assessment Forum, Washington, DC. EPA/630/R-00/001.

- **2001.** United States Environmental Protection Agency Guidelines for lead. Federal Register, January 5, Washington DC.

- **2002a.** Integrate Risk Information System (IRIS). Duluth, MN. Se actualiza regularmente, disponible en internet.

- **2002b.** Child-specific exposure factors handbook. EPA Washington DC.

- **2004.** Region IX, Preliminary Remediation Goals (PRGs). San Francisco, CA 94105. Se actualiza regularmente, disponible en <http://www.epa.gov/region9/superfund/prg/files/04prgtable.pdf>.

- **2005.** Guidelines for carcinogen risk assessment. Interim Guidance. EPA Washington DC.

- **2009.** Mercury. Human exposure. EPA Washington DC.

## Bibliografía

---

- 2010. Region IX, Preliminary Remediation Goals (PRGs). San Francisco, CA 94105. Se actualiza regularmente, disponible en: [http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration\\_table/Generic\\_Tables/pdf/master\\_sl\\_table\\_bwrun\\_MAY2010.pdf](http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration_table/Generic_Tables/pdf/master_sl_table_bwrun_MAY2010.pdf).

**Vaessen HA. y Szteke B.** Beryllium in food and drinking water, a summary of available knowledge. *Food Addit Contam* 2000; 17(2):149-159.

**Vahter M., Berglung M., Nermell B., Akesson A.** Bioavailability of cadmium from shellfish and mixed diet in women. *Toxicol Appl Pharmacol* 1996; 136:332-341.

**Valavanidis A., Iliopoulos N., Gotsis G., Fiotakis K.** Persistent free radicals, heavy metals and PAHs generated in particulate soot emissions and residue ash from controlled combustion of common types of plastic. *J Hazard Mater* 2008; 156(1-3):277-284.

**Valcav S. y Valcav V.** *Lubricants and special fluids*. Ed. Elsevier, Amsterdam, 1992.

**Valko M., Morris H., Cronin MT.** Metals, toxicity and oxidative stress. *Curr Med Chem* 2005; 12:1161-1208.

**Valkovic A. y Limic N.** Hair analysis: how useful it is and can it be done properly. *Nucl Instrum Methd Physics Res* 1987; B22:159-162.

**van Bohemen HD. y Janssen van de Laak WH.** The influence of road infraestructura and traffic on soil, water, and air quality. *Environ Manag* 2003; 31(1):50-68.

**van Kamp I., Leidelmeijer K., Marsmana G., de Hollander A.** Urban environmental quality and human well-being. Towards a conceptual framework and demarcation of concepts: a literature study. *Landscape Urban Plan* 2003; 65:5-18.

**van Straalen NM.** Assessment of soil contamination, a functional perspective. *Biodegradation* 2002; 13(1):41-52.

**van Wijngaarden E., Beck C., Shamlaye CF., Cernichiari E., Davidson PW., Myers GJ., Clarkson TW.** Benchmark concentrations for methyl mercury obtained from the 9-year follow-up of the Seychelles Child Development Study. *Neurotoxicol* 2006; 27:702-709.

**Vanek A., Chrastný V., Komárek M., Galusková I., Drahotka P., Grygar T., Tejnecký V., Drábek O.** Thallium dynamics in contrasting light sandy soils-soil vulnerability assessment to anthropogenic contamination. *J Hazard Mater* 2010; 173(1-3):717-723.

**Vázquez S., Agha R., Granado A., Sarro MJ., Esteban E., Peñalosa JM., Carpena RO.** Use of white lupin plant for phytostabilization of Cd and As polluted acid soil. *Water Soil Air Pollut* 2006; 177:349-365.

**Velicer WF.** Determining the number of components from the matrix of partial correlations. *Psychometrika* 1976; 41:321-327.

**Vermeulen F., D'Havé H., Mubiana VK., Van den Brink NW., Blust R., Bervoets L., De Coen W.** Relevance of hair and spines of the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*) as biomonitoring tissues for arsenic and metals in relation to blood. *Sci Total Environ* 2009; 407:1775-1783.

**Veronesi B. y Oortgiesen M.** Neurogenic inflammation and particulate matter (PM) air pollutants. *Neurotoxicology* 2001; 22:795-810.

- Verstraeten SV.**, Aimo L., Oteiza PI. Aluminium and lead: molecular mechanisms of brain toxicity. *Arch Toxicol* 2008; 82(11):789-802.
- Vetterlein D. y Hüttl RF.** Can applied organic matter fulfil similar functions as soil organic matter? Risk-benefit analysis for organic matter application as a potential strategy for rehabilitation of disturbed ecosystems. *Plant Soil* 1999; 213(1-2):1-10.
- Vienna A.**, Capucci E., Wolfsperger M., Hauser G. Heavy metal concentration in hair of students in Rome. *Anthropol Anz* 1995; 53(1):27-32.
- Vincent JB.** Elucidating a biological role for chromium at a molecular level. *Acc Chem Res* 2000; 33:503-510.
- von Braun MC.**, von Lindern IH., Khristoforova NK., Kachur AH., Yelpatyevsky PV., Elpatyevskaya VP., Spalinger SM. Environmental lead contamination in the Rudnaya Pristan-Dalnégorsk mining and Smelter District, Russian Far East. *Environ Res Sect A* 2002; 88:164-173.
- Waalkes MP.**, Rehms S. Cadmium and prostate cancer. *J Toxicol Environ Health* 1994; 43:251-269.
- Waalkes MP.**, Fox DA., States JC., Patierno SR., McCabe MJ. Metals and disorders of cell accumulation: modulation of apoptosis and cell proliferation. *Toxicol Sci* 2000; 56:255-261.
- Wada M.**, Ikeda R., Kuroda N., Nakashima K. Analytical methods for abused drugs in hair and their applications. *Anal Bioanal Chem* 2010; 397(3):1039-1067.
- Wagner G.** Plants and soils as specimen types from terrestrial ecosystems in the environmental specimen banking program of the Federal Republic of Germany. *Sci Total Environ* 1993; 139/140: 213-224.
- Wagner G.** Basic approaches and methods for quality assurance and quality control in sample collection and storage for environmental monitoring. *Sci Total Environ* 1995; 176(1-3):63-71.
- Waisberg M.**, Joseph P., Hale B., Beyersmann D. Molecular and cellular mechanisms of cadmium carcinogenesis. *Toxicol* 2003; 192:95-117.
- Wallace GA. y Wallace A.** Lead and other potentially toxic heavy metals in soil. *Commun Soil Sci Plant Anal* 1994; 25:137-141.
- Wang JC.**, Yu WD., Sandhu HS., Betts F., Bhuta S., Delamarter RB. Metal debris from titanium spinal implants. *Spine* 1999; 24(9):899-903.
- Wang CX.**, Zhu W., Peng A., y cols. Comparative studies on the concentration of rare earth elements and heavy metals in the atmospheric particulate matter in Beijing, China and in Delft, the Netherlands. *Environ Int* 2001; 26:309-313.
- Wang X.**, Shan X., Zhang S., Wen B. A model for evaluation of the phytoavailability of trace elements to vegetables under the field conditions. *Chemosphere* 2004; 55:811-822.
- Wang X.**, Sato T., Xing B., Tao S. Health risks of heavy metals to the general public in Tianjin, China via consumption of vegetables and fish. *Sci Total Environ* 2005; 350:28-37.
- Wang HH.**, Li LQ., Wu XM., Pan GX. Distribution of Cu and Pb in particle size fractions of urban soils from different city zones of Nanjing, China. *J Environ Sci (China)* 2006a; 18(3):482-487.
- Wang W.**, Liu XD., Zhao LW., Guo DF., Tian XD., Adams F. Effectiveness of leaded petrol phase-out in Tianjin, China, based on the aerosol lead concentration and isotope abundance ratio. *Sci Total Environ* 2006b; 364:175-187.

## **Bibliografía**

---

- Wang CT.**, Li YJ., Wang FJ., Shi YM., Lee BT. Correlation between the iron, magnesium, potassium and zinc content in adolescent girl's hair and their academic records. *Chang Gung Med J* 2008; 31(4):358-363.
- Wang T.**, Fu J., Wang Y., Liao C., Tao Y., Jiang G. Use of scalp hair as indicator of human exposure to heavy metals in an electronic waste recycling area. *Environ Pollut* 2009; 157(8-9):2445-2451.
- Wang G. y Fowler BA.** Roles of biomarkers in evaluating interactions among mixtures of lead, cadmium and arsenic. *Toxicol Appl Pharmacol* 2008; 233(1):92-99.
- Wappelhorst G.**, Kühn I., Oehlmann J., Markert B. Deposition and disease: a moss monitoring project as an approach to ascertaining potential connections. *Sci Total Environ* 2000; 249:243-256.
- Wasserman GA.**, Liu X., Parvez F., Ahsan H., Levy D., Factor-Litvak P., y cols. Water manganese exposure and children's intellectual function in Araihaazar, Bangladesh. *Environ Health Perspect* 2006; 114:124-129.
- Watanabe T.**, Kasahara M., Nakatsuka H., Ikeda M. Cadmium and lead contents of cigarettes in various areas of the world. *Sci Total Environ* 1987; 66:29-37.
- Watanabe T.**, Zhang ZW., Qu JB., Gao WP., Jian ZK., Shimbo S., Nakatsuka H., Matsuda-Inoguchi N., Higashikawa K., Ikeda M. Background lead and cadmium exposure of adult women in Xian City and two farming villages in Shaanxi Province, China. *Sci Total Environ* 2000; 247(1):1-13.
- Weaver VM.** Environmental tobacco smoke exposure in inner-city children. *Cancer Epidemiol* 1996; 5:135-137.
- Wei B.**, Jiang F., Li X., Mu S. Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in urban road dusts from Urumqi, NW China. *Microchem J* 2009; 93(2):147-152.
- Weihe P.**, Grandjean P., Jørgensen PJ. Application of hair-mercury analysis to determine the impact of a seafood advisory. *Environ Res* 2005; 97(2):200-207.
- Weiner JA. y Nylander M.** The relationships between mercury concentration in human organs and different predictor variables. *Sci Total Environ* 1993; 138:101-115.
- Weiss D.**, Whitten B., Leddy D. Lead content in human hair. *Science* 1972; 178:69-70.
- Welch AA.**, Lund E., Amiano P., Dorransoro M., Brustad M., Kumle M., Rodríguez M., Laceras C., Janzon L., Jansson J., Luben R., Spencer EA., Overvad K., Tjønneland A., Clavel-Chapelon F., Linseisen J., Klipstein-Grobusch K., Benetou V., Zavitsanos X., Tumino R., Galasso R., Bueno-De-Mesquita HB., Ocké MC., Charrondiere UR., Slimani N. Variability of fish consumption within the 10 European countries participating in the European Investigation into Cancer and Nutrition (EPIC) study. *Public Health Nutr* 2002; 5:1273-1285.
- Wells EC.**, Terry RE., Parnell JJ., Hardin PJ., Jackson MW., Houston SD. Chemical analyses of ancient anthrosols in residential areas at Piedras Negras, Guatemala. *J Archaeol Sci* 2000; 27:449-462.
- Wenning R.** Threshold values in toxicology, useful or not? *Forensic Sci Int* 2000; 113(1-3):323-330.
- Wenqi Q.**, Yalei C., Jieshan C. Indium and thallium background contents in soils in China. *Int J Environ Studies* 1992; 40(4):311-315.
- Weuve J.**, Korrick SA., Weisskopf MA., Ryan LM., Schwartz J., Nie H., Grodstein F., Hu H. Cumulative exposure to lead in relation to cognitive function in older women. *Environ Health Perspect* 2009; 117(4):574-580.
- White RP.** Effects of lime upon soil and plant manganese levels in an acid soil. *Soil Sci Soc America* 1970; 4:32-37.

**Whiteley JD. y Murray F.** Anthropogenic platinum group element (Pt, Pd and Rh) concentrations in road dusts and roadside soils from Perth, Western Australia. *Sci Total Environ* 2003; 317:121-135.

**WHO (World Health Organization):** - **1962.** Principles in governing consumer safety in relation to pesticide residues. Geneva, Switzerland.

- **1976.** Environmental Health Criteria 1, Mercury, 1-13. Geneva, Switzerland.

- **1980.** Recommended health-base limits in occupational exposure to heavy metals. Geneva, Switzerland.

- **1981.** Arsenic. Environmental Health Criteria 18. Geneva, Switzerland.

- **1987.** IPCS. Principles of the safety assessment of food additives and contaminants in food. Environmental Health Criteria 70, Geneva.

- **1990.** IPCS. Environmental Health Criteria 101, Methylmercury, Geneva.

- **1991.** Environmental Health Criteria 118, Inorganic mercury. International Programme on Chemical Safety, Geneva.

- **1996.** Diesel fuel and emissions, Environmental Health Criteria 171, Geneva.

- **1998.** ICPS. Environmental Health Criteria, Copper, Geneva.

- **1999.** Arsenic in drinking water Fact Sheet No. 210, Feb. WHO's Office of Public Information, Geneva.

- **2000.** International Programme on Chemical Safety. Human Exposure Assessment. Environmental Health Criteria 214, Geneva.

**Wibowo AAE., Brunekreef B., Lebret E., Pieters H.** The feasibility of using lead in hair concentration in monitoring environmental exposure in children. *Int Arch Occup Environ Health* 1980; 46:275-280.

**Wibowo AAE., Herber RFM., Das HA., Rocleveld N., Zielhuis RL.** Levels of metals in hair of young children as an indicator of environmental pollution. *Environ Res* 1986; 40:346-353.

**Wichmann H., Anquandah GA., Schmidt C., Zachmann D., Bahadir MA.** Increase of platinum group element concentrations in soils and airborne dust in an urban area in Germany. *Sci Total Environ* 2007; 388(1-3):121-127.

**Wilhelm M., Ohnesorge FK., Lombeck I., Hafner D.** Uptake of aluminium, cadmium, copper, lead, and zinc by human scalp hair and elution of the absorbed metals. *J Anal Toxicol* 1989; 13:17-21.

**Wilhelm M., Ohnesorge FK., Hotzel D.** Cadmium, copper, lead, and zinc concentrations in human scalp and pubic hair. *Sci Total Environ* 1990; 92:199-206.

**Wilhelm M., Hafner D., Lombeck I., Ohnesorge FK.** Monitoring of cadmium, copper, lead and zinc status in young children using toenails: comparison with scalp hair. *Sci Total Environ* 1991; 103(2-3):199-207.

**Wilhelm M., Lombeck I., Ohnesorge FK.** Cadmium, copper, lead and zinc concentrations in hair and toenails of young children and family members: a follow-up study. *Sci Total Environ* 1994; 141(1-3):275-280.

**Wilhelm M., Muller F., Idel H.** Biological monitoring of mercury vapour exposure by scalp hair analysis in comparison to blood and urine. *Toxicol Lett* 1996; 88:221-226.

**Wilhelm M., Pesch A., Rostek U., Begerow J., Schmitz N., Idel H., Ranft U.** Concentrations of lead in blood, hair and saliva of German children living in three different areas of traffic density. *Sci Total Environ* 2002; 297:109-118.

## **Bibliografía**

---

- Wilhelm M.**, Pesch B., Wittsiepe J., Jakubis P., Miskovic P., Keegan T., Nieuwenhuijsen M.J., Ranft U. Comparison of arsenic levels in fingernails with urinary. As species as biomarkers of arsenic exposure in residents living close to a coal-burning power plant in Prievidza District, Slovakia. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2005; 15:89-98.
- Wilhelm M.**, Wittsiepe J., Fürst P., Hölzer J., Eberwein G., Ewers U., Angerer J., Marczynski B., Kraft M., Ranft U. Human biomonitoring studies in North Rhine-Westphalia, Germany. *Int J Hyg Environ Health* 2007; 210:307-318.
- Wilhelm M. e Idel H.** Hair analysis in environmental medicine. *Int J Hyg Environ Health* 1996; 198(6):485-501.
- Wilhelm M. y Ohnesorge FK.** Cadmium, copper, lead and zinc concentrations in human scalp and pubic hair. *Sci Total Environ* 1990; 92:199-206.
- Wilkins DG.**, Rollins DE., Valdez AS., Mizuno A., Krueger GG., Cone EJ. A retrospective study of buprenorphine and norbuprenorphine in human hair after multiple doses. *J Anal Toxicol* 1999; 23:409-415.
- Wilson AS.**, Dodson HI., Janaway RC., Pollard AM., Tobin DJ. Selective biodegradation in hair shafts derived from archaeological, forensic and experimental contexts. *Br J Dermatol* 2007; 157(3):450-457.
- Wiltshire PEJ.** Hair as a source of forensic evidence in murder investigations. *Forensic Sci Int* 2006; 163:241-248.
- Winship KA.** Toxicity of aluminium: a historical review, part 2. *Adverse Drug React Toxicol Rev* 1993; 12(3):177-211.
- Wittsiepe J.**, Schrey P., Ewers U., Selenka F., Wilhelm M. Decrease of PCDD/F levels in human blood from Germany over the past ten years (1989-1998). *Chemosphere* 2000; 40:1103-1109.
- Wittsiepe J.**, Fürst P., Schrey P., Lemm F., Kraft M., Eberwein G., Winneke G., Wilhelm M. PCDD/F and dioxin-like PCB in human blood and milk from German mothers. *Chemosphere* 2007; 67:286-294.
- Wolff K.** Fitzpatrick: Dermatología en medicina general. Tomo I. Ed. Panamericana. 7ª ed., 2009.
- Wolfspenger M.**, Hauser G., Gößler W., Schlagenhaufen C. Heavy metals in human hair samples from Australia and Italy: influence of sex and smoking habits. *Sci Total Environ* 1994; 156:235-242.
- Wolz S.**, Fenske RA., Simcox NJ., Pacilsko G., Kissel JC. Residential arsenic and lead levels in an agricultural community with a history of lead arsenate use. *Environ Res* 2003; 93(3):293-300.
- Wong JWC.** Heavy metal contents in vegetables and market garden soils in Hong Kong. *Environ Technol* 1996; 17:407-414.
- Wong CSC.**, Li X., Thornton I. Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environ Pollut* 2006; 142:1-16.
- Wong WW.**, Chung SW., Kwong KP., Yin Ho Y., Xiao Y. Dietary exposure to aluminium of the Hong Kong population. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess* 2010; 27(4):457-463.
- Wong CSC. y Li XD.** Pb contamination and isotopic composition of urban soils in Hong Kong. *Sci Total Environ* 2004; 319:185-195.
- Wong JWC. y Mak NK.** Heavy metal pollution in children playgrounds in Hong Kong and its health implications. *Environ Technol* 1997; 18:109-115.
- Woo J. y Cannon DC.** Intermediarios metabólicos e iones inorgánicos. En: Henry JB. *Diagnóstico y Tratamiento Clínicos por el Laboratorio*, 9ª ed. Masson-Salvat, Barcelona, 1993.

- Wood JB. y Wang HK.** Microbial resistance to heavy metals. *Environ Sci Technol* 1983; 17a:82-90.
- Woolf AD., Wright RD., Amarasiriwardena C., Bellinger D.** A child with chronic manganese exposure from drinking water. *Environ Health Perspect* 2002; 110:613-616.
- Wranová K., Cejchanová M., Speváková V., Korunová V., Vobecký M., Speváček V.** Mercury and methylmercury in hair of selected groups of Czech population. *Cent Eur J Public Health* 2009; 17(1):36-40.
- Wright RD., Amarasiriwardena C., Woolf AD., Jim R., Bellinger D.** Neuropsychological correlates of hair arsenic, manganese, and cadmium levels in school-age children residing near a hazardous waste site. *Neurotoxicol* 2006; 27:210-216.
- Wu J., Zhou CY., Wong MK., Lee HK., Ong CN.** Urine level of aluminium after drinking tea. *Biol Elem Res* 1997; 157:271-279.
- Wu YH., Lin KL., Chen SC., Chang YZ.** Simultaneous quantitative determination of amphetamines, ketamine, opiates and metabolites in human hair by gas chromatography/mass spectrometry. *Rapid Commun Mass Spectrom* 2008; 22(6):887-897.
- Wu W., Xie DT., Liu HB.** Spatial variability of soil heavy metals in the three gorges area: multivariate and geostatistical analyses. *Environ Monit Assess* 2009; 157(1-4):63-71.
- Wu G., Kang H., Zhang Z., Shao H., Chu L., Ruan C.** A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. *J Hazard Mater* 2010; 174:1-8.
- Xia X., Chen X., Liu R., Liu H.** Heavy metals in urban soils with various types of land use in Beijing, China. *J Hazard Mater* 2011; 186(2-3):2043-2050.
- Xiao T., Guha J., Boyle D., Liu CQ., Chen J.** Environmental concerns related to high thallium levels in soils and thallium uptake by plants in southwest Guizhou, China. *Sci Total Environ* 2004a; 318:223-244.
- Xiao T., Guha J., Boyle D., Liu CQ., Zheng B., Wilson GC., Rouleau A., Chen J.** Naturally occurring thallium: a hidden geo-environmental health hazard? *Environ Int* 2004b; 501-507.
- Xu S. y Tao S.** Coregionalization analysis of heavy metals in the surface soil of Inner Mongolia. *Sci Total Environ* 2004; 320:73-87.
- Yamaguchi M.** Role of zinc in bone formation and bone resorption. *J Trace Elem Exp Med* 1998; 11:119-135.
- Yamaguchi K., Konishi H., Hara S., Motomura Y.** Biocompatibility studies of titanium-based alloy pedicle screw and rod system: histological aspects. *Spine J* 2001; 1(4):260-268.
- Yaman M., Gunes S., Bakirdere S.** Contamination of aluminium from cooking utensils and yogurt containers. *Bull Environ Contam Toxicol* 2003; 70:437-442.
- Yaman M. y Akdeniz I.** Sensitivity enhancement in flame atomic absorption spectrometry for determination of copper in human thyroid tissues. *Anal Sci* 2004; 20:1363-1366.
- Yaman M. y Avci H.** Determination of beryllium in solid samples by flame atomic absorption spectrometry after preconcentration on activated carbon. *Anal Sci* 2006; 22(5):721-725.

## **Bibliografía**

---

- Yamanaka O.**, Kobayashi E., Nogawa K. Association between renal effects and cadmium exposure in cadmium-nonpolluted area in Japan. *Environ Res* 1998; 77:1-8.
- Yang C.**, Chen Y., Peng P., Li C., Chang X., Xie C. Distribution of natural and anthropogenic thallium in the soils in an industrial pyrite slag disposing area. *Sci Total Environ* 2005; 341:159-172.
- Yang P.**, Mao R., Shao H., Gao Y. The spatial variability of heavy metal distribution in the suburban farmland of Taihang Piedmont Plain, China. *C. R. Biol* 2009; 332(6):558-566.
- Yáñez L.**, García-Nieto E., Rojas E., Carrizales L., Mejía J., Calderón J. DNA damage in blood cells from children exposed to arsenic and lead in a mining area. *Environ Res* 2003; 93:231-240.
- Yasuda H.**, Yoshida K., Segawa M., Tokuda R., Tsutsui T., Yasuda Y., Magara S. Metallomics study using hair mineral analysis and multiple logistic regression analysis: relationship between cancer and minerals. *Environ Health Prev Med* 2009; 14:261-266.
- Yasutake A.**, Matsumoto M., Yamaguchi M., Hachiya N. Current hair Mercury levels in Japanese: Survey in five districts. *Tohoku J Exp Med* 2003; 199(3):161-169.
- Yay OD.**, Alagha O., Tuncel G. Multivariate statistics to investigate metal contamination in surface soil. *J Environ Manag* 2008; 86:581-594.
- Yesilonis ID.**, Pouyat RV., Neerchal NK. Spatial distribution of metals in soils in Baltimore, Maryland: Role of native parent material, proximity to major roads, housing age and screening guidelines. *Environ Pollut* 2008; 156:723-731.
- Yiin LM.**, Rhoads GG., Liyo PJ. Seasonal influences on childhood lead exposure. *Environ Health Perspect* 2000; 108:177-182.
- Yokel J. y Delistraty DA.** Arsenic, lead, and other trace elements in soils contaminated with pesticide residues at the Handford Site (USA). *Environ Toxicol* 2003; 18:104-114.
- Yoshinaga J.**, Imai H., Nakazawa M., Suzuki T. Lack of significantly positive correlations between elemental concentrations in hair and in organs. *Sci Total Environ* 1990; 99:125-135.
- Young TM.**, Heeraman DA., Sirin G., Ashbaugh LL. Resuspension of soil as a source of airborne lead near industrial facilities and highways. *Environ Sci Technol* 2002; 36:2484-2490.
- Zachwieja Z.**, Chłopicka J., Schlegel-Zawadzka M., Zagrodzki P., Wypchło J., Krośniak M. Evaluation of zinc content in children`s hair. *Biol Trace Elem Res* 1995; 47(1-3):141-145.
- Zachwieja Z.**, Chłopicka J., Bartoń H., Schlegel-Zawadzka M., Folta M. The cadmium content in the hair of children as an indicator of environmental pollution. *Polish J Environ Studies* 1997; 6:202-205.
- Zaida F.**, Chadrame S., Sedki A., Lekouch N., Bureau F., Arhan P., Bouglé D. Lead and aluminium levels in infants` hair, diet, and the local environment in the Moroccan city of Marrakech. *Sci Total Environ* 2007; 377:152-158.
- Zakrgynska-Fontaine V.**, Doré JC., Ojasoo T., Poirier-Duchêne F., Viel C. Study of the age and sex dependence of trace elements in hair by correspondence analysis. *Bio Trace Elem Res* 1998; 61(2):151-168.
- Zarcinas BA.**, Ishak CF., McLaughlin MJ., Cozens G. Heavy metals in soils and crops in southeast Asia. 1. Peninsular Malaysia. *Environ Geochem Health* 2004; 26:343-357.



- Zatta P.**, Lucchini R., van Rensburg SJ., Taylor A. The role of metals in neurodegenerative processes: aluminum, manganese, and zinc. *Brain Res Bull* 2003; 62:15-28.
- Zayed J.** Use of MMT in Canadian gasoline: health and environment issues. *Am J Ind Med* 2001; 39(4):426-433.
- Zebrowska A. y Mankowski R.** Effects of long-term exposure to air pollution on respiratory function and physical efficiency of pre-adolescent children. *Eur J Med Res* 2010; 15(Suppl2):224-228.
- Zhang GL.**, Yang FG., Zhao YG., Zhao WJ., Yang JL., Gong ZT. Historical change of heavy metals in urban soils of Nanjing, China during the past 20 centuries. *Environ Int* 2005; 31(6):913-919.
- Zhang C.** Using multivariate analyses and GIS to identify pollutants and their spatial patterns in urban soils in Galway, Ireland. *Environ Pollut* 2006; 142(3):501-511.
- Zhang C.**, Wu L., Luo Y., Zhang H., Christie P. Identifying sources of soil inorganic pollutants on a regional scale using multivariate statistical approach: role of pollutant migration and soil physicochemical properties. *Environ Pollut* 2008; 151:470-476.
- Zhang J.**, Pu L., Peng B., Gao Z. The impact of urban land expansion on soil quality in rapidly urbanizing regions in China: Kunshan as a case study. *Environ Geochem Health* 2010; doi 10.1007/s10653-010-9326-6.
- Zhuang P.**, Zou B., Li NY., Li ZA. Heavy metal contamination in soils and food crops around Dabaoshan mine in Guangdong, China: implication for human health. *Environ Geochem Health* 2010; doi 10.1007/s10653-009-9248-3.
- Zimmermann S. y Sures B.** Significance of platinum group metals emitted from automobile exhaust gas converters for the biosphere. *Environ Sci Pollut Res Int* 2004; 11(3):194-199.
- Zolfaghari G.**, Esmaili-Sari A., Ghasempouri SM., Faghihzadeh S. Evaluation of environmental and occupational exposure to mercury among Iranian dentists. *Sci Total Environ* 2007; 381(1-3):59-67.
- Zorrilla Jurado JJ.** Alcalá de Henares, Ciudad Patrimonio de la Humanidad. Ed. Alfonso Matínez SL., 2005.