

DEPARTAMENTO DE PLANIFICACIÓN TERRITORIAL

ESTUDIO DE METALES PESADOS EN SUELOS
AGRÍCOLAS CON CULTIVOS HORTÍCOLAS DE LA
PROVINCIA DE ALICANTE

CAROLINA MICÓ LLOPIS

UNIVERSITAT DE VALENCIA
Servei de Publicacions
2005

Aquesta Tesi Doctoral va ser presentada a València el día 21 de Juliol de 2005 davant un tribunal format per:

- D. Jorge Mataix Beneyto
- D. Roque Ortiz Silla
- D. Francisco Montes Suay
- D^a. Carmen Dolores Arbelo Rodríguez
- D. Vicente Andreu Pérez

Va ser dirigida per:

D. Luis Recatalá Boix

D. Juan Sánchez Díaz

©Copyright: Servei de Publicacions
Carolina Micó Llopis

Depòsit legal:

I.S.B.N.:84-370-6367-1

Edita: Universitat de València
Servei de Publicacions
C/ Artes Gráficas, 13 bajo
46010 València
Spain
Telèfon: 963864115

VNIVERSITAT^U DE VALÈNCIA

Facultad de Farmacia



**ESTUDIO DE METALES PESADOS EN
SUELOS CON CULTIVOS HORTÍCOLAS
DE LA PROVINCIA DE ALICANTE**

Tesis Doctoral

Presentada por:
Carolina Micó Llopis

Dirigida por:
Dr. Luis Recatalá Boix
Dr. Juan Sánchez Díaz

Valencia, 2005



UNIVERSITAT DE VALÈNCIA



Dr. LUIS RECATALÁ BOIX, Profesor Titular del Departamento de Biología Vegetal de la Universitat de València,

Dr. JUAN SÁNCHEZ DÍAZ, Catedrático del Departamento de Biología Vegetal de la Universitat de València,

CERTIFICAN:

Que la presente Memoria titulada: “Estudio de Metales Pesados en Suelos con Cultivos Hortícolas de la Provincia de Alicante”, presentada por **Dña. CAROLINA MICÓ LLOPIS** para acceder al grado de Doctora en Farmacia, ha sido realizada bajo nuestra dirección en el Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (Universitat de València, CSIC, Generalitat Valenciana).

Considerando que la Memoria representa un trabajo de Tesis Doctoral autorizamos su presentación ante la Comisión de Doctorado. Y para que así conste, firmamos el presente certificado en Albal, a 4 de mayo de 2005.

Fdo. Dr. Luis Recatalá Boix

Fdo. Dr. Juan Sánchez Díaz

La presente Tesis Doctoral ha sido realizada en el marco del proyecto **“Contenido y biodisponibilidad de metales pesados en suelos agrícolas y su influencia sobre cultivos hortícolas en la Comunidad Valenciana”** financiado por la Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación de la Generalitat Valenciana (GV-CAPA00-21) y al cual pertenece la beca de investigación que me fue concedida durante el período 2001-2003 por la Universitat de València.

AGRADECIMIENTOS

En estas líneas me gustaría manifestar mi agradecimiento a todas aquellas personas que me han apoyado y animado durante la realización de la presente Tesis Doctoral.

En primer lugar, deseo expresar mi más profundo agradecimiento a mis directores, sin cuyo apoyo y confianza jamás hubiera sido posible desarrollar mi labor investigadora. Al Dr. Luis Recatalá por estar siempre ahí y, sobre todo, por su paciencia y dedicación, que han permitido extraer lo mejor de mí, y por sus palabras siempre alentadoras que me han animado a llegar hasta el final; y al Dr. Juan Sánchez por la confianza plena que siempre me ha mostrado y porque en su día me dio la oportunidad de entrar a formar parte de este centro.

Al Dr. Francisco Montes de la Facultad de Ciencias Matemáticas y al Dr. Patricio García-Fayos del CIDE por su ayuda en el entendimiento y aplicación de los siempre complejos conceptos estadísticos y el interés mostrado.

Al Dr. Juan Antonio Pascual y al Dr. José Miguel de Paz por la ayuda prestada en la elaboración de los diseños informáticos, cartografía y toda aquella temática relacionada con los Sistemas de Información Geográfica.

A la Dra. Carmen Antolín y la Dra. Ester Carbó quienes me ayudaron en la revisión final de la parte descriptiva de suelos.

A Andrés Pastor a quién agradezco sinceramente su rapidez y eficacia en tantas ocasiones requerida en la solicitud de material bibliográfico y sobre todo por el excelente carácter que siempre demuestra.

A Mónica Peris, Raúl Sánchez y Estela Sáez por su incondicional disposición, por los ánimos que siempre me han transmitido y, como no, por los momentos pasados en las salidas de campo y en el laboratorio.

A Marta Goberna y a M^a Victoria Flores por su ayuda y paciencia, especialmente durante los últimos meses de la Tesis.

Al personal del laboratorio del CIDE por su apoyo técnico y colaboración, y muy especialmente a Begoña Baladrón, Fernando Quintanilla y Juan Bonilla por su ayuda, no sólo en las determinaciones analíticas por EAA sino en otros muchos aspectos del trabajo.

Quisiera hacer extensivo el agradecimiento a todas aquellas personas que me han apoyado y animado durante la realización de este trabajo, donde incluyo a todos los compañeros/as del CIDE; los que están desde los comienzos, los que fueron llegando a lo largo de este tiempo y los que ya no están. A todos vosotros os agradezco vuestra desinteresada ayuda en cuantas ocasiones la he requerido y los momentos compartidos. En especial a Carlos, Vicente, Eugenia, José Luis, Sabina, Milagros, Vicenta, Patricia, Katty, Manolo, Ana, Javier, Leo, Óscar,

M^a Carmen, Rosa, Gema, Fernando, Antonio... y, tantos otros que han dejado su estela en el CIDE como Joan Carles, Salvador, Rafa, Luis, Josep, Ferran o Fela, entre otros.

Finalmente, deseo expresar mi agradecimiento de una forma muy especial a mis amigas Celia y Susana y, como no, a toda mi familia sin cuyo apoyo constante se hubiera hecho muy difícil la finalización de esta Tesis: a Manuel, Vicenta, Silvia, José Luis, Paco, Tere y, sobre todo, a Ángel por animarme en los momentos bajos y compartir los momentos felices. A ti te dedico particularmente este trabajo, tú que sabes más que nadie el esfuerzo de tantos meses ...

A todos, muchísimas gracias.

*¿Por qué aguardas con impaciencia las cosas?
Si son inútiles para tu vida,
inútil es también aguardarlas;
si son necesarias
ellas vendrán y vendrán a tiempo...*

Amado Nervo
(Poeta Mexicano)

*A Ángel,
con todo mi amor*

ÍNDICE

Índice	i
Abreviaturas	vii
I. INTRODUCCIÓN	1
1.1.- Definición y características de los metales pesados	3
1.2.- Origen y destino de los metales pesados en el suelo	5
1.3.- Los metales pesados en los suelos agrícolas	9
1.4.- Necesidad de protección de los suelos	16
1.5.- Antecedentes y justificación del trabajo	20
II. OBJETIVOS	25
III. CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO	27
3.1.- Características generales de la provincia de Alicante	27
3.1.1.- Relieve y litología	28
3.1.2.- Clima y vegetación	34
3.1.3.- Suelos	38
3.1.4.- Hidrología	49
3.1.5.- Características socio-económicas	50
3.2.- La agricultura en la provincia de Alicante	52
3.3.- Los suelos agrícolas con cultivos hortícolas	54
3.3.1.- Zona agrícola del Alto Vinalopó	59
3.3.2.- Zona agrícola del Bajo Vinalopó	65
3.3.3.- Zona agrícola del Bajo Segura	71
IV. DESCRIPCIÓN DE MÉTODOS	77
4.1.- Fase de muestreo de suelos	77
4.1.1.- Selección del procedimiento de muestreo	78
4.1.2.- Cálculo del tamaño muestral óptimo	79
4.1.3.- Muestreo de suelos agrícolas con cultivos hortícolas	81
4.1.4.- Profundidad de muestreo y obtención de las muestras	83
4.1.5.- Transporte, preparación y conservación	85
4.2.- Fase de muestreo de cultivos	87

4.2.1.- Selección de las parcelas y obtención de los cultivos	87
4.2.2.- Preparación y conservación de los cultivos	88
4.3.- Fase de análisis	89
4.3.1.- Análisis de las propiedades y características del suelo	89
• Reacción del suelo	90
• Conductividad eléctrica	90
• Materia orgánica	91
• Carbonatos totales	92
• Capacidad de intercambio catiónico	92
• Análisis granulométrico	93
4.3.2.- Análisis del contenido total de metales pesados en suelos	93
• Selección de los métodos de digestión	96
• Reactivos y limpieza del material	98
• <u>Método 1</u> : Digestión de muestras de suelo en bloque digestor	99
• <u>Método 2</u> : Digestión de muestras de suelo en horno microondas	99
• Evaluación de la exactitud y precisión de los métodos de digestión	100
4.3.3.- Análisis del contenido extraíble de metales pesados en suelos	102
• Selección del extractante para la extracción simple	104
• Método para la extracción de metales pesados en suelos	106
• Evaluación de la exactitud y precisión del método de extracción simple	106
4.3.4.- Análisis del contenido de metales pesados en cultivos hortícolas	108
• Selección del método de digestión	108
• Método para la digestión de muestras de cultivos	109
• Evaluación de la exactitud y precisión del método de digestión de cultivos	110
4.4.- Determinación de metales pesados por espectrofotometría de absorción atómica	111
4.4.1.- Determinación por EAA-Llama	112
4.4.2.- Determinación por EAA-Horno	114
4.5.- Descripción de métodos estadísticos	114
4.5.1.- Estadística descriptiva	115
4.5.2.- Estudio de los valores discordantes: diagramas de caja	115
4.5.3.- Estudio de la distribución de las poblaciones	116
4.5.4.- Pruebas de significación	117
4.5.5.- Matriz de correlación	118

4.5.6.- Rectas de regresión lineal	119
4.5.7.- Análisis estadístico multivariante	120
4.5.7.a.- Análisis factorial	120
4.5.7.b.- Análisis cluster	120
V. PROPIEDADES Y CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS	123

5.1.- Estudio de la reacción del suelo	124
5.2.- Estudio de la conductividad eléctrica	128
5.3.- Contenido en materia orgánica	135
5.4.- Contenido en carbonatos	138
5.5.- Estudio de la capacidad de intercambio catiónico	140
5.6.- Resultados del análisis granulométrico	143
5.7.- Relaciones estadísticas entre las diferentes propiedades y características edáficas	147
5.7.1.- Matriz de correlación	147
5.7.2.- Análisis factorial	149
5.7.3.- Análisis cluster	151
VI. CONTENIDOS TOTALES DE METALES PESADOS EN SUELOS AGRÍCOLAS	153

6.1.- Estudio comparativo de dos métodos de digestión para la determinación del contenido total de metales pesados en suelos	153
6.2.- Estudio estadístico de los contenidos totales de metales pesados	159
6.3.- Estimación del tamaño muestral óptimo	165
6.4.- Contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas	167
• Cadmio	170
• Cobalto	173
• Cromo	174
• Cobre	176
• Hierro	178
• Manganeso	179
• Níquel	181
• Plomo	182
• Zinc	185
6.5.- Relaciones estadísticas entre los contenidos totales de metales pesados	188
6.5.1.- Matriz de correlación	188

6.5.2.- Análisis factorial	190
6.5.3.- Análisis cluster	192
6.6.- Relaciones estadísticas entre los contenidos totales de metales pesados y las propiedades y características edáficas	194
6.6.1.- Matriz de correlación	194
6.6.2.- Análisis factorial	197
6.6.3.- Análisis cluster	199
6.6.4.- Rectas de regresión lineal	200
6.7.- Contenidos totales de metales pesados en función de la textura	202
6.8.- Contenidos totales de metales pesados en diferentes zonas agrícolas	205

VII. CONTENIDOS EXTRAÍBLES DE METALES PESADOS EN SUELOS AGRÍCOLAS 211

7.1.- Estudio estadístico de los contenidos extraíbles de metales pesados	212
7.2.- Contenidos extraíbles de metales pesados en suelos agrícolas	214
• Cadmio	218
• Cobalto	219
• Cromo	220
• Cobre	222
• Hierro	224
• Manganeso	225
• Níquel	226
• Plomo	227
• Zinc	229
7.3.- Relaciones estadísticas entre los contenidos extraíbles de metales pesados	230
7.3.1.- Matriz de correlación	230
7.3.2.- Análisis factorial	231
7.3.3.- Análisis cluster	233
7.4.- Relaciones estadísticas entre los contenidos extraíbles de metales pesados y las propiedades y características edáficas	236
7.4.1.- Matriz de correlación	236
7.4.2.- Análisis factorial	240
7.4.3.- Análisis cluster	242
7.4.4.- Rectas de regresión lineal	243
7.5.- Relaciones estadísticas entre los contenidos extraíbles y los contenidos totales de metales pesados	244
7.5.1.- Matriz de correlación	244
7.5.2.- Análisis factorial	245
7.5.3.- Análisis cluster	247

7.6.- Contenidos extraíbles de metales pesados en diferentes zonas agrícolas	248
--	-----

VIII. CONTENIDOS DE METALES PESADOS EN CULTIVOS HORTÍCOLAS 253

8.1.- Selección de las parcelas para el muestreo de cultivos	254
8.2.- Estudio estadístico de las diferentes variables analizadas	256
8.3.- Estudio de los contenidos de metales pesados en el suelo en dos períodos de tiempo	260
8.4.- Contenidos de metales pesados en cultivos hortícolas	262
• Cadmio	267
• Cobalto	271
• Cromo	273
• Cobre	274
• Hierro	277
• Manganeso	279
• Níquel	281
• Plomo	282
• Zinc	285
8.5.- Relaciones estadísticas con los contenidos de metales pesados en cultivos hortícolas	288
8.5.1.- Matriz de correlación	288
8.5.2.- Análisis factorial	293
8.5.3.- Análisis cluster	296
8.5.4.- Rectas de regresión lineal	299

IX. PROPUESTA DE NIVELES DE FONDO Y VALORES DE REFERENCIA 303

9.1.- Metodologías para la derivación de niveles de fondo	306
9.2.- Metodologías para la derivación de valores de referencia	308
9.2.1.- Métodos estadísticos descriptivos	308
9.2.2.- Gráficas probabilísticas	310
9.2.3.- Método del	316
9.2.4.- Ecuaciones lineales	319
9.3.- Propuesta de niveles de fondo y valores de referencia para metales pesados en suelos agrícolas con cultivos hortícolas	323

X. CONCLUSIONES **331**

10.1.- Conclusiones en relación con el estudio de las propiedades y características de los suelos agrícolas	331
10.2.- Conclusiones en relación con el estudio de los contenidos totales de metales pesados en los suelos agrícolas	333
10.3.- Conclusiones en relación con el estudio de los contenidos de metales pesados extraíbles con EDTA en los suelos agrícolas	335
10.4.- Conclusiones en relación con el estudio de los contenidos de metales pesados en cultivos hortícolas	336
10.5.- Conclusiones en relación con la propuesta de niveles de fondo y valores de referencia de metales pesados para los suelos agrícolas con cultivos hortícolas	338

XI. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS **341**

APÉNDICES **375**

Apéndice I. Fotografías	377
Apéndice II. Parcelas agrícolas	387
Apéndice III. Tablas de datos	459
Apéndice IV. Cartografía	473

ABREVIATURAS

A	Arcilla
Ar	Arena
AR	Análisis de riesgo
ARI	Análisis de riesgo invertido
BOE	Boletín Oficial del Estado
C	En valores de referencia, carbonatos
Ca	Calcio
CAPA	Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación
CC	Concentración característica
CCE	Consejo de las Comunidades Europeas
Cd	Cadmio
CEea	Conductividad eléctrica en el extracto acuoso 1:5
CEes	Conductividad eléctrica en el extracto de saturación
CIC	Capacidad de intercambio catiónico
CIDE	Centro de Investigaciones sobre Desertificación
Co	Cobalto
CaCO ₃	Carbonatos
COPUT	Consellería de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte
Cr	Cromo
CRM	Material de referencia certificado
Cu	Cobre
DE	Desviación estándar
DER	Desviación estándar relativa
DOCE	Diario Oficial de las Comunidades Europeas
DOGV	Diari Oficial de la Generalitat Valenciana
DTPA	Ácido dietilentriaminopentaacético
E	Este
EAA	Espectrofotometría de absorción atómica
EAA-Horno	Espectrofotometría de absorción atómica con atomización electotérmica en horno de grafito
EAA-Llama	Espectrofotometría de absorción atómica con atomización por llama
EDAR	Estación depuradora de aguas residuales
EDTA	Ácido etilendiaminotetraacético
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
F	Textura franca
Fe	Hierro
g	Gramo
gl	Grados de libertad

H	En valores de referencia, materia orgánica
H ₂ O ₂	Agua oxigenada o peróxido de hidrógeno
H ₂ SO ₄	Ácido sulfúrico
ha	Hectárea
HCl	Ácido clorhídrico
HClO ₄	Ácido perclórico
HF	Ácido fluorhídrico
Hg	Mercurio
HNO ₃	Ácido nítrico
ICP-MS	Espectrometría de masa por plasma inducido
IHOBE	Sociedad Pública de Gestión Ambiental del País Vasco
INIA	Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria
ISO	Organización Internacional para la Estandarización
ITGME	Instituto Tecnológico y Geominero de España
IVE	Instituto Valenciano de Estadística
K	Potasio
kg	Kilogramo
l	Litro
L	En textura, limo
L	En valores de referencia, arcilla
LD	Límite de detección
LQ	Límite de cuantificación
m	Metro
M-C	Contenido de metales pesados en cultivo
M-E	Contenido de metales pesados extraíble con EDTA 0.05M a pH 7.0 en suelo
M-T	Contenido total de metales pesados en suelo
MAFF	Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación de Gran Bretaña
MAPA	Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación
mf	Materia fresca
mg	Miligramo
Mg	Magnesio
ml	Mililitro
mm	Milímetro
Mn	Manganeso
MO	Materia orgánica
ms	Materia seca
n	Tamaño muestral
N	En diseño de muestreo, tamaño muestral óptimo
N	En área de estudio, norte
Na	Sodio
NE	Noreste
NF	Nivel de fondo

Ni	Níquel
nm	Nanómetro
NO	Noroeste
O	Oeste
P	Significación
Pb	Plomo
pH1	pH medido en una suspensión suelo:agua (1:2.5), pH (agua)
pH2	pH medido en una suspensión suelo:KCl (1:2.5), pH (KCl)
r	Coefficiente de correlación
R	Coefficiente de regresión
R ²	Coefficiente de determinación
S	Sur
SIG	Sistema de información geográfica
SO	Suroeste
TFM	Tetrafluorometoxilo
Tn	Toneladas
USDA	Departamento de Agricultura de Estados Unidos
USEPA	Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos
VR	Valor de referencia
X _{aritmética}	Media aritmética
X _{geométrica}	Media geométrica
Zn	Zinc
%H	Porcentaje de humedad
%R	Porcentaje de recuperación
μg	Microgramo

Capítulo I

INTRODUCCIÓN

El suelo es la capa superior de la corteza terrestre que sirve de soporte y sustento a la mayor parte de las actividades antrópicas. Este medio se comporta como un sistema abierto y dinámico, en el tiempo y en el espacio, a través del cual se producen y regulan diferentes flujos de materias y energías. La combinación de sus propiedades físicas, químicas y biológicas permite el desarrollo de sus funciones básicas, señaladas por Blum (1990) (Figura 1.1). Así, por ejemplo, el suelo representa un medio físico para el soporte de la actividad humana y es, a su vez, medio histórico debido al registro de procesos pasados; ejerce de hábitat biológico y sirve de sustento para el crecimiento de numerosas especies; el suelo es fuente de materias primas necesarias para el hombre y actúa como productor de biomasa; y, finalmente, el medio edáfico presenta una función reguladora que influye en el intercambio de componentes con la atmósfera, la hidrosfera, la litosfera y la biosfera.

Centrándonos en esta última, cabe destacar que la función de regulación se produce gracias a procesos como la amortiguación, la filtración y la transformación de sustancias y energías, de tal manera, que el substrato edáfico puede almacenar o transportar nutrientes y/o contaminantes a través de mecanismos internos como el intercambio catiónico, la adsorción específica, la quelación, la precipitación, la inmovilización por organismos del suelo o las reacciones de óxido-reducción, entre otros (Lindsay, 1979; Álvarez, 1985; McBride, 1989;

McLean y Bledsoe, 1992; Ross, 1994a; Ross, 1994b; Cala, 1998; Martínez y Motto, 2000; McLaughlin ., 2000). Debido a esta función reguladora, el suelo ha sido considerado tradicionalmente como un sumidero de todo tipo de sustancias (Davies, 1980). De hecho, a partir de la Revolución Industrial se intensifica la utilización del suelo como fuente de materias primas, utilizadas en los procesos industriales, y como depósito de productos y subproductos procedentes de una gran variedad de actividades antrópicas. Además, la concentración de la población en las grandes urbes y la consiguiente expansión de éstas, acompañada de la intensificación industrial, ha generado grandes contingentes de residuos urbanos e industriales, que en muchos casos han sido introducidos en el suelo sin un adecuado tratamiento.

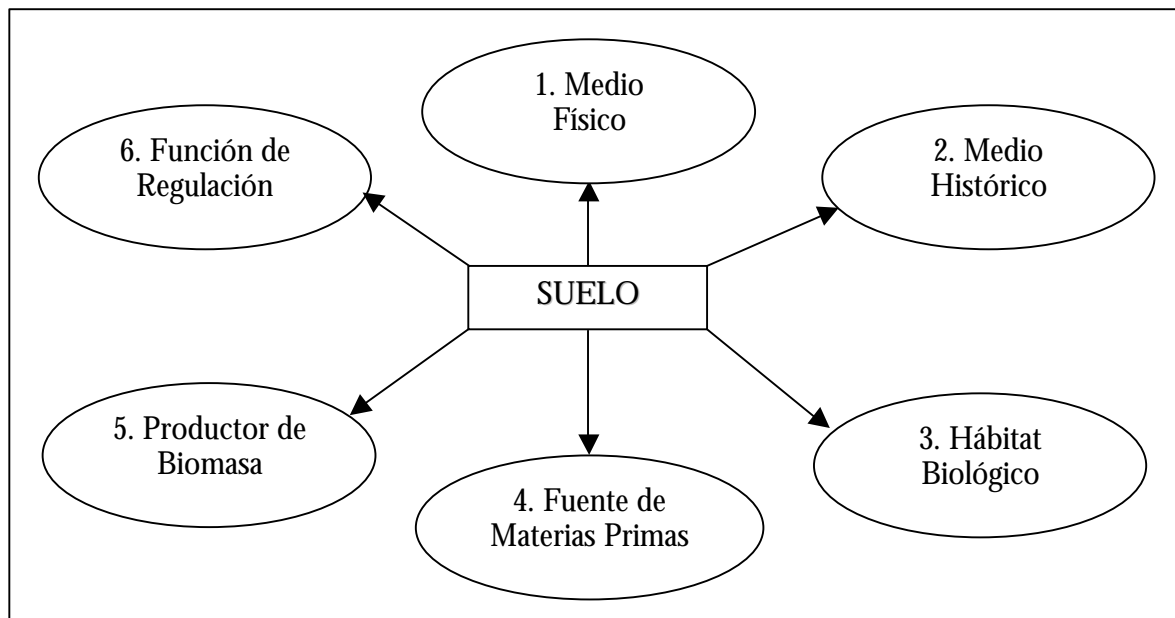


Figura 1.1.- Esquema de las funciones generales del suelo (Blum, 1990).

La capacidad amortiguadora del suelo no es ilimitada, sino que depende de las propiedades físico-químicas de las sustancias almacenadas, de las propiedades y características edáficas y de las condiciones ambientales imperantes en el medio (Felipó y Garau, 1987; Ritchie y Sposito, 1995; Ge *et al.*, 2000). Dependiendo de estos factores, los efectos perjudiciales que pueden originar las sustancias almacenadas en el suelo pueden ser más o menos intensos, y manifestarse a corto o largo plazo. En cualquier caso, cuando se supera la capacidad amortiguadora del suelo, éste puede dejar de ser eficaz como sistema depurador y comportarse

como fuente de sustancias tóxicas, pudiendo entonces desencadenar efectos perjudiciales sobre la salud humana y el medio ambiente (Nriagu, 1990; Macías, 1993; Oliver, 1997).

Entre la gran variedad de sustancias que pueden acumularse en el medio edáfico y producir efectos tóxicos, los metales pesados representan un claro ejemplo y son el centro de atención del presente trabajo.

1.1.- Definición y características de los metales pesados.

En general, se considera metal pesado a *aquel elemento metálico que presenta una densidad superior a 6 g/cm³, cuando está en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo los alcalinos y alcalinotérreos)* (Davies, 1980; Tiller, 1989; Alloway, 1990; Cala, 1998). El término “metal pesado” ha sido utilizado durante las últimas décadas en multitud de trabajos relacionados principalmente con la contaminación del suelo. Sin embargo, algunos autores (p. ej., Adriano, 2001; Duffus, 2002) consideran esta acepción ambigua, puesto que relaciona el término metal pesado con elementos tóxicos y contaminantes. Por esta razón, suele adoptarse la denominación de “elemento o metal traza” para hacer referencia a todos los elementos presentes en el medio ambiente en un rango de concentración entre 0.01-100 mg/kg (Jenkins y Gareth, 1980; Alloway, 1990), donde se incluirían tanto elementos esenciales como elementos contaminantes.

En el presente trabajo, se prefiere la utilización del término “metal pesado”, ya que algunos de los elementos analizados están presentes en concentraciones que sobrepasan 100 mg/kg. Además, este término permite incluir cualquier elemento que cumple la anterior definición y, aún siendo considerado esencial para los organismos vivos, se convierte en un elemento tóxico cuando se sobrepasan determinados niveles (Weber y Karczewska, 2004). En concreto, los metales pesados que han sido considerados en este estudio son: cadmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), hierro (Fe), manganeso (Mn), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn). En la Tabla 1.1 se presentan algunas características de estos metales pesados.

Los metales pesados considerados pueden, a su vez, clasificarse en dos grupos. El primero engloba a los denominados esenciales, que son aquellos elementos que resultan necesarios para que los organismos vivos

completan su ciclo vital, siendo requeridos en cantidades pequeñas y que, pasado un cierto umbral, pueden ser tóxicos. Dentro de este grupo quedarían incluidos el Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn que se consideran esenciales para la mayoría de los organismos vivos. El segundo grupo está constituido por aquellos metales pesados que no presentan una función biológica conocida y que, al igual que los anteriores, resultan tóxicos cuando se supera un determinado nivel. En este segundo grupo quedarían incluidos el Cd y el Pb y que, a diferencia de los anteriores, no producen fenómenos de deficiencia cuando se encuentran a bajas concentraciones.

Tabla 1.1.- Características de los metales pesados objeto de estudio en este trabajo (Davies, 1980; Adriano, 2001).

Metal	Densidad (g/cm ³)	Nº Atómico	Suelos (mg/kg)	Esencial	Tóxico
Cd	8.7	48	0.35	-	A, P, H
Co	8.9	27	8	A, P, H	A, P, H
Cr	7.2	24	40	A, H	P, H
Cu	8.9	29	30	A, P, H	P
Fe	7.9	26	25 x 10 ³	A, P, H	H
Mn	7.4	25	1000	A, P, H	P
Ni	8.9	28	20	A, P, H	A, P, H
Pb	11.3	82	20	-	A, P, H
Zn	7.1	30	90	A, P, H	P

A, animales; P, plantas; H, humanos

Todos estos elementos han sido y siguen siendo objeto de numerosos estudios, debido a que presentan rasgos comunes que les confiere un gran interés ambiental (Alloway, 1990; Facchinelli *et al.*, 2001), como son los siguientes:

- 1) Los metales pesados tienen un carácter acumulativo ya que no son biodegradables, de tal forma, que su concentración no disminuye con el tiempo, a diferencia de la mayoría de los contaminantes orgánicos.
- 2) Algunos de ellos resultan esenciales o, en determinados casos, beneficiosos para los organismos vivos a pequeñas concentraciones, pero todos ellos se convierten en elementos tóxicos cuando se exceden ciertos umbrales.
- 3) Generalmente, la mayoría de metales pesados se encuentran en forma de cationes, pudiendo interactuar con algunos componentes

del suelo que, en última instancia, determinarán su movilidad y disponibilidad hasta otros componentes del ecosistema.

4) Los metales pesados se encuentran presentes en el suelo de forma natural, en función del tipo de material originario y de los procesos edafogénicos ocurridos, por lo que se requiere el estudio de las concentraciones normales o niveles de fondo para poder caracterizar procesos de contaminación de origen antrópico.

1.2.- Origen y destino de los metales pesados en el suelo.

Los metales pesados pueden tener un origen natural, cuando proceden del material originario, o un origen antrópico, cuando provienen de actividades humanas contaminantes (Davies, 1980; Freedman y Hutchinson, 1981; Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Felipó y Garau, 1987; Macías, 1993; Jiménez y Gutiérrez, 1995; Adriano, 2001; Kabata-Pendias, 2004). En la Figura 1.2 se presenta un esquema de las fuentes más importantes de metales pesados en el suelo.

Los principales factores que condicionan el origen natural de los metales pesados son: la composición del material originario y los procesos edafogénicos que tienen lugar durante la formación y evolución del suelo (Tiller, 1989). Así, los metales pesados contenidos en las redes de los minerales son liberados al suelo, como consecuencia de la meteorización de las rocas. Este tipo de contaminación puede convertirse en un peligro para los ecosistemas y la salud humana en determinadas zonas con anomalías geoquímicas, es decir, áreas en las que la concentración de determinados elementos metálicos en los minerales de las rocas es elevada (Davies, 1980; Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Felipó y Garau, 1987; Adriano, 2001). Sin embargo, los metales pesados procedentes de la alteración de las rocas suelen incorporarse al suelo en bajas concentraciones, de tal forma que generalmente no rebasan los umbrales de toxicidad, salvo en el caso de las anomalías geoquímicas.

En la Tabla 1.2 se presentan, a modo de ejemplo, los contenidos normales de metales pesados en diferentes tipos de rocas, observándose algunas diferencias en función de su composición. Las rocas ígneas suelen contribuir en mayores cantidades de Co, Cr, Cu, Ni y Zn en los suelos correspondientes, mientras que las rocas sedimentarias aportan menores contenidos para la mayoría de elementos (Ross, 1994a).

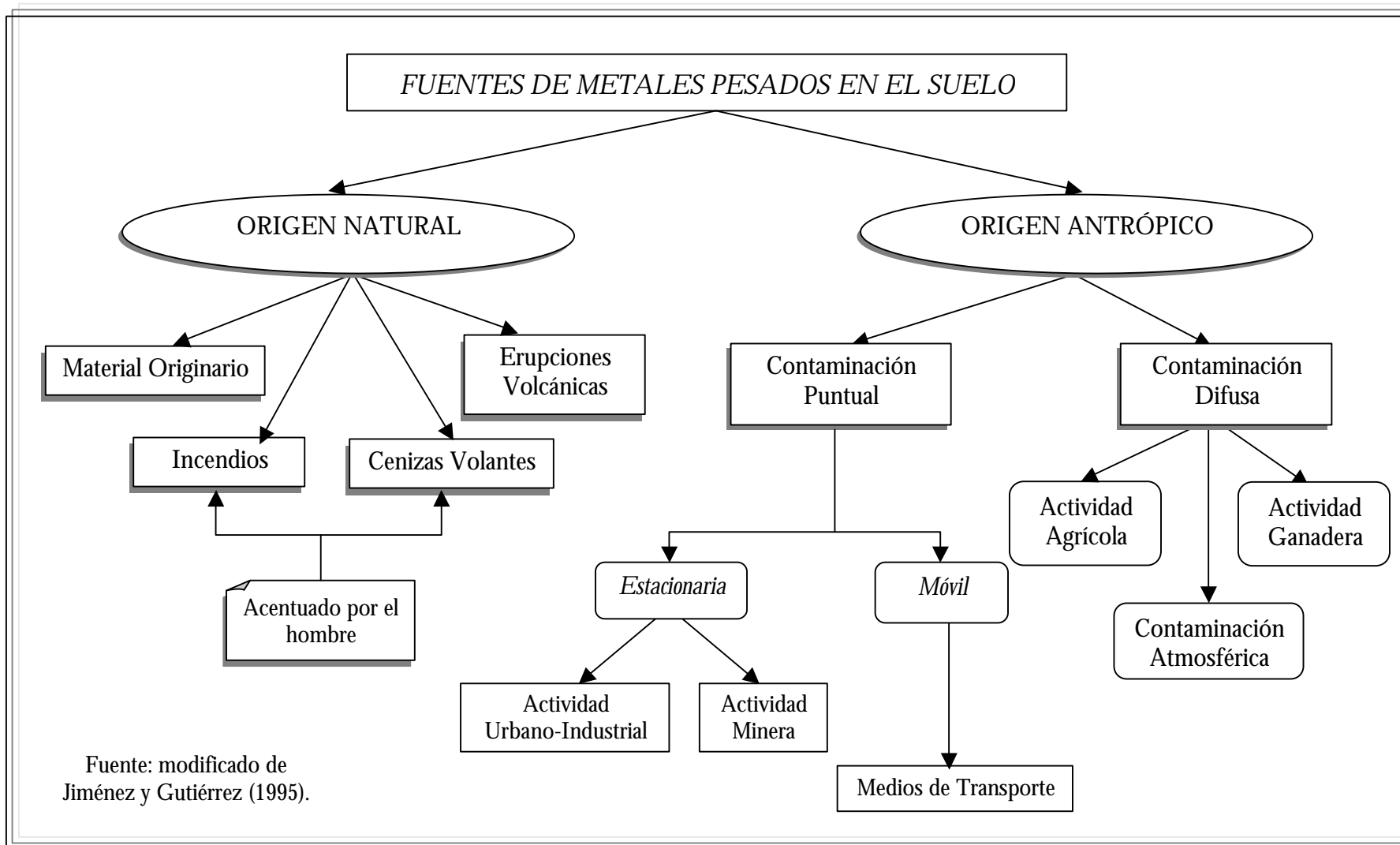


Figura 1.2.- Principales fuentes de metales pesados en el suelo.

Otras fuentes naturales como las erupciones volcánicas, las cenizas volantes y los incendios incrementan los niveles de metales en el suelo, si bien las dos últimas pueden verse acentuadas por la actividad humana (Freedman y Hutchinson, 1981).

Tabla 1.2.- Contenidos de metales pesados (en mg/kg materia seca, excepto Fe en %) en diferentes tipos de rocas (Kabata-Pendias y Pendias, 1984).

Metal	Rocas Ígneas			Rocas Sedimentarias		
	Básicas	Neutras	Ácidas	Arcillosas	Areniscas	Calcáreas
Cd	0.13-0.22	0.13	0.09-0.20	0.22-0.30	0.05	0.035
Co	35-50	1-10	1-7	11-20	0.3-10	0.1-3
Cr	170-200	15-50	4-25	60-100	20-40	5-16
Cu	60-120	15-80	10-30	40	5-30	2-10
Fe	5-6-8.7	3.7-5.9	1.4-2.7	4.3-4.8	1.0-3.0	0.4-1.0
Mn	1200-2000	500-1200	350-600	500-585	100-500	200-1000
Ni	130-160	5-55	5-15	50-70	5-20	7-20
Pb	3-8	12-15	15-24	18-25	5-10	3-10
Zn	80-120	40-100	40-60	80-120	15-30	10-25

Los contenidos naturales de los metales pesados presentes en el suelo pueden verse incrementados por las actividades antrópicas, a través de una contaminación puntual o una contaminación difusa (Díaz-Fierros, 1992; Van Camp *et al.*, 2004). Las fuentes contaminantes que originan una contaminación puntual pueden clasificarse en fuentes estacionarias y fuentes móviles, en función de la movilidad del foco contaminante (Freedman y Hutchinson, 1981). Así, por ejemplo, se consideran focos estacionarios la actividad urbano-industrial y la actividad minera, capaces de generar residuos sólidos, efluentes líquidos y emisiones gaseosas, que pueden incorporar sustancias nocivas al suelo en las zonas próximas al foco emisor, si no se lleva a cabo un adecuado tratamiento. Por otro lado, las fuentes móviles, referidas mayoritariamente a los medios de transporte (p. ej., vehículos, aviones), generan emisiones en forma de gases y polvo en suspensión compuestos por diferentes sustancias contaminantes, entre las que se encuentran los metales pesados. En este caso, suelen encontrarse mayores concentraciones en las proximidades de las zonas de mayor intensidad contaminante, aunque en función de la dirección e intensidad del viento puede producirse una acumulación en zonas alejadas del foco emisor.

La contaminación difusa se origina como consecuencia de la contaminación atmosférica, procedente de actividades urbano-industriales, y de las prácticas agrícolas y ganaderas que generan una contaminación dispersa en el espacio. Ésta se caracteriza por un menor aporte de contaminantes por unidad de superficie, aunque de extensión y magnitud importantes (Felipó y Garau, 1987; Díaz-Fierros, 1992; Van Camp *et al.*, 2004).

Los metales pesados presentes en el suelo pueden encontrarse en diferentes formas en función de su origen, de las características del metal, de las propiedades edáficas y de las condiciones ambientales. Shuman (1991) y McLean y Bledsoe (1992) establecen siete posibles estados: (1) en la solución del suelo como metal libre, formando complejos o asociados a coloides móviles; (2) en las posiciones de intercambio de los constituyentes inorgánicos del suelo; (3) adsorbidos específicamente a los constituyentes inorgánicos; (4) adsorbidos a la materia orgánica insoluble; (5) precipitados en forma de carbonatos, fosfatos, hidróxidos, etc.; (6) en la estructura de los minerales secundarios; o (7) en la estructura de los minerales primarios.

Los metales pesados que han sido introducidos a través de las actividades humanas suelen encontrarse en las cinco primeras formas, mientras que los metales pesados de origen natural pueden presentarse en cualquiera de las formas mencionadas, en función de la formación y evolución del suelo. En ambos casos, la solución del suelo y las reacciones de equilibrio entre las diferentes fracciones representan los factores más importantes que determinan el comportamiento y la movilidad de los metales pesados.

La concentración de metales pesados en la solución del suelo está gobernada por una gran variedad de procesos interrelacionados, entre los que se incluye la formación de complejos con ligandos orgánicos e inorgánicos, las reacciones de oxidación-reducción, las reacciones de precipitación-disolución y las reacciones de adsorción-desorción, principalmente (McLean y Bledsoe, 1992; Adriano, 2001; Harter y Naidu, 2001). Estas reacciones se ven influenciadas y condicionadas por determinados componentes del suelo como, por ejemplo, la materia orgánica, las arcillas, los óxidos de aluminio, hierro y manganeso o los carbonatos, y algunas características y propiedades del suelo tales como el pH, el potencial redox o la capacidad de intercambio catiónico (Lindsay, 1979; Alloway, 1990; McLean y Bledsoe, 1992; Jopony y Young, 1994; Ritchie y Sposito, 1995; McBride *et al.*, 1997; Mortvedt, 2000; Kabata-Pendias, 2004). En la Figura 1.3 se presenta un esquema de estos procesos

y de los componentes del suelo que controlan, de forma directa o indirecta, la fracción adsorbida, precipitada o complejada y la concentración de metales pesados en la solución del suelo, que puede ser absorbida por las raíces de las plantas o lixiviar hasta el acuífero.

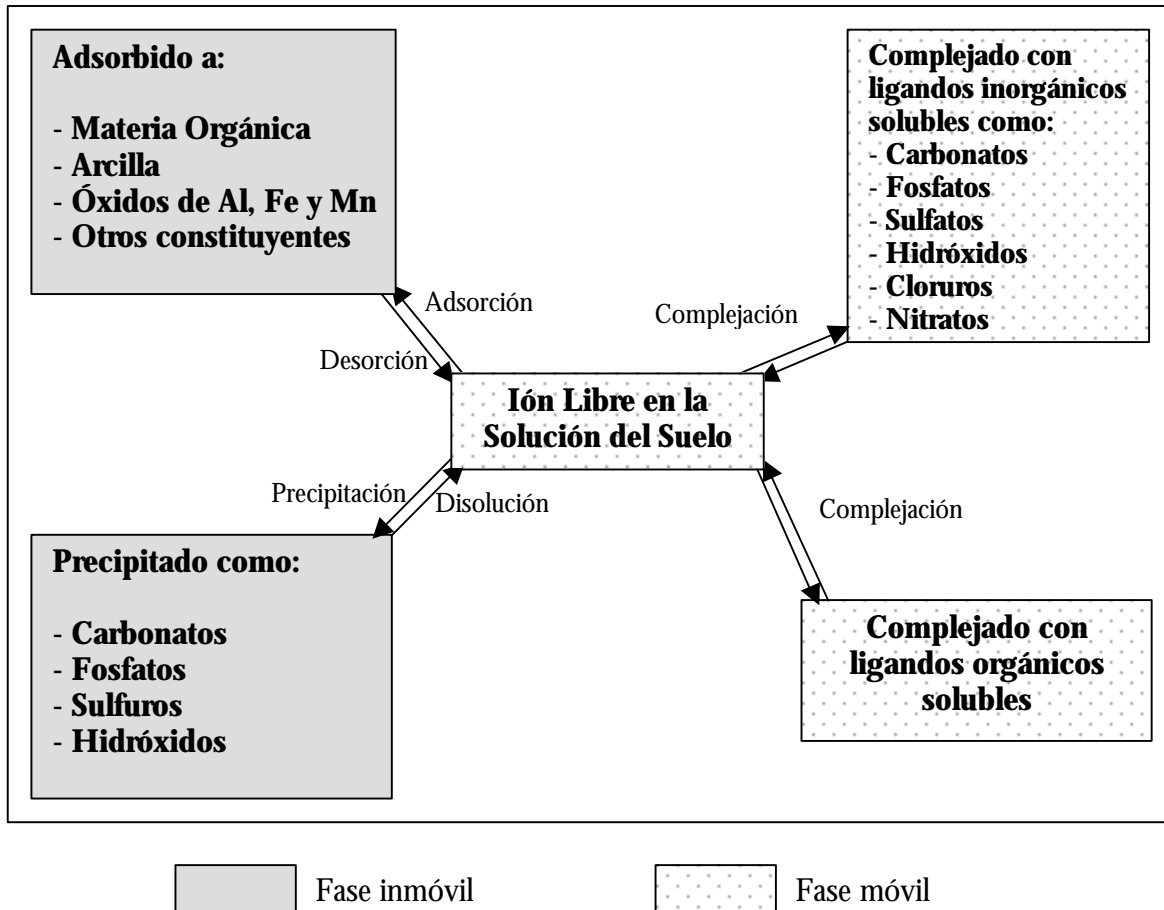


Figura 1.3.- Procesos y componentes del suelo que controlan la movilidad de los metales pesados (McLean y Bledsoe, 1992; Adriano, 2001).

1.3.- Los metales pesados en los suelos agrícolas.

Los metales pesados pueden aparecer en los suelos agrícolas de forma natural, de modo que su presencia puede no ser, en principio, un indicativo de contaminación antrópica. Sin embargo, el sistema agrario puede verse afectado por contaminación de metales pesados, ya que las actividades humanas desarrolladas en las proximidades de estos suelos y las mismas

prácticas agrícolas pueden modificar los ciclos biogeoquímicos de estos elementos (Cala *et al.*, 1985a; Soon y Abboud, 1990; Kabata-Pendias, 1995; Yang *et al.*, 2002). Dichas actividades pueden aportar concentraciones elevadas de metales pesados, que pueden quedar retenidos en el suelo o introducirse en la red alimentaria a través del agua de bebida y/o cultivos contaminados.

En la Figura 1.4 se presenta un esquema del ciclo biogeoquímico de los metales pesados en el sistema agrario. A partir de la figura, se observan dos factores principales, el suelo y las plantas, y diferentes rutas de transferencia que dependen del elemento considerado, del tipo de suelo y de las propiedades del mismo, de la localización geográfica, de las especies de plantas y de las prácticas de manejo, entre otras (Adriano, 2001).

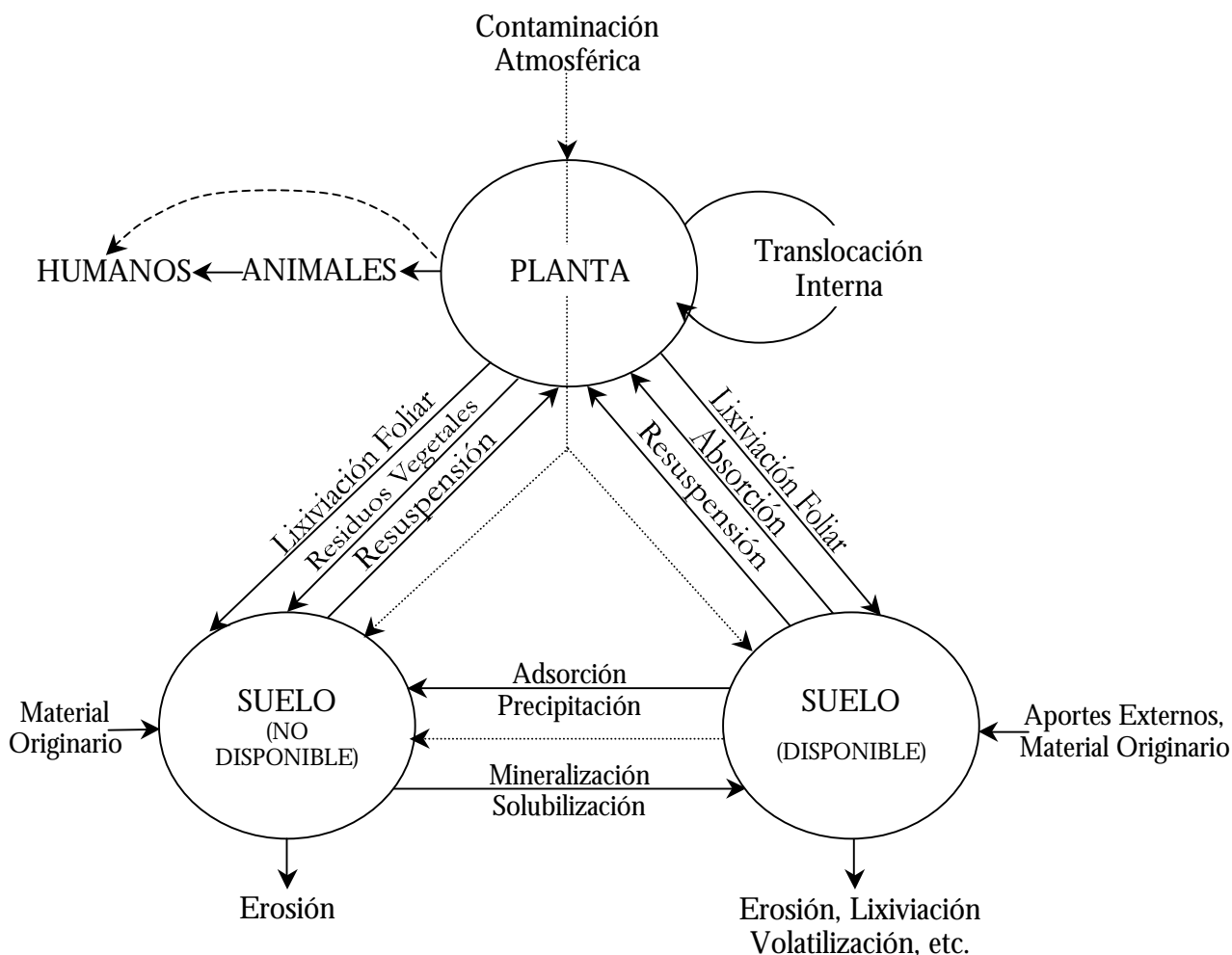


Figura 1.4.- Ciclo biogeoquímico de los metales pesados en el sistema agrario (Adriano, 2001).

En el sistema agrario pueden identificarse distintas vías de entrada de metales pesados. Así, por ejemplo, la contaminación atmosférica (p. ej., aerosoles, polvo en suspensión, gases), la alteración del material originario y los aportes externos, donde se incluyen aquellos contaminantes procedentes de la actividad humana, pueden suponer fuentes de metales pesados. Asimismo, las plantas pueden también ser una fuente de estos elementos en los suelos agrícolas, bien a través de la lixiviación foliar o a través de la descomposición de los residuos vegetales depositados sobre el suelo. Por otro lado, la salida de los metales pesados en el sistema se produce como consecuencia de las pérdidas por erosión, lixiviación, volatilización, resuspensión o a través de la absorción por las plantas. En función del equilibrio entre las vías de entrada y salida, el sistema agrario puede sufrir una acumulación en determinados metales pesados, sobre todo cuando aumentan los aportes externos bajo diversas formas, como se comenta posteriormente.

Las plantas y cultivos presentes en el suelo constituyen un punto de interconexión, debido a la posible transferencia de metales pesados desde el suelo hasta los organismos vivos, a través de la red alimentaria (Hamilton, 1995). De hecho, el consumo de alimentos contaminados es una de las principales vías de entrada de metales pesados en la población humana (Alloway y Jackson, 1991; Oliver, 1997; Gupta y Gupta, 1998; Yang *et al.*, 2002). En este contexto, a nivel europeo ha sido publicado el Reglamento CE nº466/2001 de la Comisión del Consejo de las Comunidades Europeas (DOCE, 2001), por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios, donde se establecen los contenidos máximos para tres metales pesados: Cd, Hg y Pb.

Algunos estudios (p. ej., Nasreddine y Parent-Massin, 2002) han sugerido que la ingestión de determinados elementos tóxicos (p. ej., Cd y Pb) en la Unión Europea es superior a la ingestión máxima tolerable, mientras que otros estudios obtienen resultados opuestos. Así, por ejemplo, Cuadrado *et al.* (1995) realizaron un estudio comparativo entre los aportes de metales pesados a través de diversos grupos de alimentos en diferentes Comunidades Autónomas (Galicia, Andalucía, Madrid y Comunidad Valenciana). Estos autores concluyeron que la ingestión de cultivos hortícolas permite obtener aportes de micronutrientes como el Cu, Fe y Zn, mientras que la ingestión de Cd y Pb no superan la cantidad máxima tolerable. De este trabajo se desprende la importancia de los cultivos hortícolas en la dieta de los valencianos, ya que suponen un 17.5% de los alimentos ingeridos y representan uno de los principales grupos de alimentos que contribuyen a la posible ingestión de Cd y Pb. Por ello, el

estudio de metales pesados en ciertos alimentos, como los cultivos hortícolas, resulta necesario para evaluar la calidad de los alimentos consumidos y evitar posibles repercusiones sobre la salud humana, a través de la ingestión de metales pesados mediante esta ruta de exposición.

Las prácticas agrícolas, que van encaminadas al aumento de la productividad y al control de plagas y enfermedades, introducen en el suelo una gran cantidad de productos agroquímicos (fertilizantes y fitosanitarios) que contienen metales pesados en concentraciones traza y que, incorporados al suelo de forma continuada, pueden afectar a su fertilidad y alcanzar niveles tóxicos tanto en el suelo como en los cultivos. Además de ésta, existen otras fuentes externas de metales pesados en los suelos agrícolas, como destacan numerosos autores (Colbourn y Thornton, 1978; Freedman y Hutchinson, 1981; Jones y Jarvis, 1981; Webber, 1981; Felipó y Garau, 1987; Tiller, 1989; Nriagu, 1990; Ross, 1994a; Tan, 1994; Mulero, 1999; Adriano, 2001; Nicholson *et al.*, 2003; Van Camp *et al.*, 2004), y se resumen en las siguientes:

- 1) Fertilizantes fosfatados y nitrogenados.
- 2) Productos fitosanitarios (p. ej., herbicidas, insecticidas, fungicidas).
- 3) Abonos orgánicos procedentes de restos de origen animal (p. ej., purines, gallinaza) o vegetal (p. ej., vinazas, alpechín).
- 4) Enmiendas orgánicas derivadas del compostaje de residuos.
- 5) Lodos de depuración.
- 6) Aguas residuales utilizadas para el riego.
- 7) Emisiones atmosféricas procedentes de diversas actividades humanas.
- 8) Vertidos de actividades urbano-industriales próximas a los suelos agrícolas.

En la Tabla 1.3 se presenta una estimación de las cantidades de metales pesados que son adicionadas al suelo a través de diversas fuentes como los fertilizantes, fosfatados y nitrogenados, los productos fitosanitarios, el estiércol y los lodos procedentes de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR). En general, la utilización de productos agroquímicos y la adición de lodos de depuración constituyen, en términos cuantitativos, las principales fuentes de metales pesados en los suelos agrícolas.

Tabla 1.3.- Cantidad de metales pesados (en mg/kg materia seca) adicionados a los suelos agrícolas a través de diferentes fuentes (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Colomer y Sánchez, 2001).

Metal	Fertilizantes Fosfatados	Fertilizantes Nitrogenados	Fitosanitarios	Estiércol	Lodos
Cd	0.1-170	0.05-8.5	1-38-1.94	0.3-0.8	2-1500
Co	1-12	5.4-12	0.2-1.9	0.3-24	2-260
Cr	66-245	3.2-19	13	5.2-55	20-40600
Cu	1-300	1-15	12-50	2-60	50-3300
Fe	-	-	275-10200	-	-
Mn	40-2000	-	15-205	30-550	60-3900
Ni	7-38	7-34	0.8-14	7.8-30	16-5300
Pb	7-225	2-27	60	6.6-15	50-3000
Zn	50-1450	1-42	1.3-25	15-250	700-49000

El consumo de productos fitosanitarios ha experimentado en España una evolución creciente, tanto en las cantidades aplicadas como en la variedad de compuestos que son utilizados. Desde mediados del siglo XX, la tendencia en el consumo de estos productos ha sido ascendente, en paralelo con la modernización de la agricultura. En la última década, la utilización de estos productos por unidad de superficie continua en ascenso, mientras que la superficie cultivada se ha visto reducida en el mismo período de tiempo. El consumo principal procede mayoritariamente de tres tipos de productos como son los herbicidas, los insecticidas y los fungicidas, de tal forma que España es el país europeo con mayor uso de insecticidas por hectárea y año, seguido de Bélgica y los Países Bajos (Mulero, 1999).

La incidencia de estos compuestos sobre el campo español presenta grandes diferencias entre las distintas Comunidades Autónomas. En la Tabla 1.4 se presenta el consumo de productos fitosanitarios en cada Comunidad Autónoma, el porcentaje que representa respecto al total y la superficie de hortalizas en el año 1999, observándose como Andalucía y la Comunidad Valenciana se sitúan a la cabeza, englobando ambas casi el 50% del consumo total (Junta de Andalucía, 2000).

Diversos factores como el nivel de modernización, la extensión de la superficie regada o el tipo de cultivo predominante, entre otros, explican los fuertes contrastes y la gradación existente. Aunque no existe una relación directamente proporcional entre la superficie de regadío y el gasto en productos fitosanitarios sí representa un factor coadyuvante, puesto que

las regiones con mayor nivel de consumo presentan, en general, una mayor extensión de cultivos hortícolas de regadío, ya que es uno de los principales cultivos a los que va dirigida la utilización de estos productos, junto con frutales y cereales (Mulero, 1999).

Tabla 1.4.- Consumo de productos fitosanitarios y superficie destinada al cultivo de hortalizas en diferentes Comunidades Autónomas (Junta de Andalucía, 2000).

Comunidad Autónoma	Consumo (Tn)	% Consumo	Superficie Hortalizas (miles de ha)
Andalucía	32107	32.7	128
Comunidad Valenciana	15437	15.7	30
Cataluña	8952	9.1	21
Murcia	7282	7.4	44
Castilla y León	5914	6.0	16
Extremadura	5615	5.7	36
Castilla-la Mancha	4581	4.7	54
Canarias	4182	4.3	7
Aragón	3875	4.0	12
La Rioja	2733	2.8	11
Galicia	2677	2.7	11
Madrid	1293	1.3	7
Navarra	1094	1.1	20
Baleares	962	1.0	7
País Vasco	890	0.9	3
Asturias	297	0.3	1
Cantabria	162	0.2	1

Los residuos sólidos procedentes de la depuración de las aguas residuales constituyen otra fuente de metales pesados en los suelos agrícolas. Las características físico-químicas que presentan los lodos de depuración hace que estos residuos sean utilizados como enmendantes con fines agronómicos, debido a su elevado contenido en materia orgánica, agua y nutrientes. Sin embargo, la presencia de metales pesados en estos materiales es relativamente elevada, en función de su origen y tratamiento. Numerosos trabajos se han centrado, durante los últimos años, en el estudio del contenido de metales pesados en suelos tratados con diversos tipos de lodos (p. ej., Gao *et al.*, 1997; Hooda *et al.*, 1997; Pinamonti *et al.*, 1997; Schmidt, 1997; Luo y Christie, 1998; Krebs *et al.*, 1998; Moolenaar y Beltrami, 1998; Moral *et al.*, 1998; Planquart *et al.*, 1999; Moral *et al.*, 2002, por citar algunos ejemplos).

En el ámbito nacional, el Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario (BOE, 1990), traspone la Directiva 86/278/CEE, de 12 de junio de 1986 (DOCE, 1986) y establece los valores límite de concentración de metales pesados para que un suelo pueda ser tratado con lodos de depuración, así como el valor límite permitido en el lodo. En la Tabla 1.5 se presentan los valores establecidos para el Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn que recoge la legislación, mientras que para el Co, Fe y Mn no existen límites establecidos.

Tabla 1.5.- Valores límite de concentración de metales pesados permitidos en suelos y en lodos de depuración según el Real Decreto 1310/1990 (en mg/kg materia seca).

Metal	Suelos		Lodos	
	pH<7	pH>7	pH<7	pH>7
Cd	1	3	20	40
Cr	100	150	1000	1500
Cu	50	210	1000	1750
Ni	30	112	300	400
Pb	50	300	750	1200
Zn	150	450	2500	4000

En la Tabla 1.6 se presenta, a modo de ejemplo, las características físico-químicas y los contenidos de metales pesados en lodos de depuración procedentes de dos EDAR de la provincia de Alicante (Palacios, 1997). Como se puede apreciar en los datos, ninguno de los metales pesados sobrepasa los valores máximos establecidos en la legislación, principalmente debido a que las aguas residuales presentan un origen urbano. Por el contrario, cuando los lodos de depuración proceden de aguas residuales industriales, el contenido de metales pesados suele superar los valores límites, desaconsejándose su empleo para agricultura.

En este sentido, la apertura de nuevas estaciones depuradoras en municipios con más de 15000 habitantes, tal y como exige la legislación europea (p. ej., Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas), y la puesta en marcha de mejoras en las prácticas de depuración están permitiendo la depuración de una mayor cantidad de aguas residuales y la disminución de los contenidos de metales pesados en los lodos de depuración, con el fin de preservar la calidad de los suelos agrícolas.

Tabla 1.6.- Características físico-químicas de lodos procedentes de dos estaciones depuradoras de Alicante (datos expresados en materia seca) (Palacios, 1997).

Parámetro	Rincón de León	Monte Orgegia
pH (1:5)	5.6	5.5
CE (dS/m)	6.2	6.2
Mat. Orgánica Total (%)	44.6	58.6
Mat. Orgánica Oxidable (%)	20.0	25.0
N Kjeldahl (%)	3.1	3.1
Ca (%)	13.0	3.9
K (%)	0.27	0.19
Mg (%)	1.0	0.7
Na (%)	0.6	0.5
P (%)	0.22	0.21
B (mg/kg)	38.7	26.0
Cd (mg/kg)	6.2	4.3
Cr (mg/kg)	178	39
Cu (mg/kg)	652	498
Fe (mg/kg)	5841	4798
Hg (mg/kg)	1.8	1.7
Mn (mg/kg)	121	69
Ni (mg/kg)	18.5	17.8
Pb (mg/kg)	289	200
Zn (mg/kg)	1446	975

Debido a la diversidad de fuentes que pueden incrementar el contenido de metales pesados en los suelos agrícolas, se requieren estudios que evalúen el contenido y la distribución de los metales pesados en las distintas zonas geográficas, para estimar la calidad medioambiental de estas áreas y evitar su continuo deterioro. Asimismo, el estudio del contenido de metales pesados en los cultivos hortícolas permite evaluar la calidad de una parte de los alimentos consumidos, que pueden incrementar los niveles de estos elementos en el cuerpo humano con las posibles repercusiones para la salud.

1.4.- Necesidad de protección de los suelos.

En la década de los 80, diversos países europeos (p. ej., Holanda, Gran Bretaña) emprendieron distintas iniciativas para la protección del suelo, incluyendo los suelos agrícolas (Alloway y Ayres, 1993a). Debido a la estrecha relación existente entre el suelo y las aguas subterráneas, la

investigación de la contaminación del medio edáfico resultó ser una cuestión de primera necesidad, sobre todo en países como Holanda que dependen de los recursos hídricos subterráneos (Vegter, 1995; Ferguson, 1999) y después de varias décadas de una agricultura intensiva promovida por la Política Agraria Común (PAC). Siguiendo la línea impulsada por estos países pioneros, en el año 1991 se publicó la Directiva 91/156/CEE, del Consejo de 18 de marzo, por la que se modificaba la Directiva 75/442/CEE relativa a los Residuos (DOCE, 1991), con el objeto de establecer medidas medioambientales que permitieran una gestión adecuada de los residuos en el ámbito de la Unión Europea.

En España, la preocupación por la contaminación del suelo y sus consecuencias se puso de manifiesto en el Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados para el período 1995-2005 (BOE, 1995). En este Plan se contemplaba la necesidad urgente de actuación en 274 sitios contaminados de los 4532 sitios que fueron inicialmente inventariados, siguiendo la metodología holandesa (Callaba, 1998). En el año 1998, se promulgó a nivel nacional la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos (BOE, 1998), con el fin de trasponer la Directiva anteriormente mencionada a la legislación española, en la que se establecía la necesidad de desarrollar criterios propios que facilitasen la gestión de los suelos contaminados en España. Esta Ley representa un notable avance en la política de suelos, cuyos principios podrían servir de base, en un futuro, para el desarrollo de una ley específica sobre protección del suelo a nivel nacional.

Recientemente, ha sido publicado el Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, 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, 2005), de tal forma que se obliga a la identificación y recuperación de los suelos contaminados. A pesar de la importancia de los metales pesados como contaminantes, este Real Decreto no establece estándares para la identificación y caracterización de suelos contaminados por estos elementos. Este hecho se debe, entre otras razones, a que los metales pesados se encuentran presentes en los suelos de forma natural, por lo que el establecimiento de los estándares de calidad debe realizarse a escala regional, en función de la naturaleza del suelo y el uso del mismo (López de Velasco, 1996; Callaba y Chacón, 2002). No obstante, el Real Decreto establece procedimientos para la derivación de dichos estándares, así como criterios para su aplicación.

A nivel autonómico, la Ley 10/2000, de 12 de Diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana (DOGV, 2000) en su Título IV se refiere a la

gestión de los suelos contaminados, si bien no se establecen criterios ni estándares para la caracterización de la contaminación del suelo por metales pesados, por lo que actualmente son de aplicación los criterios del Real Decreto anteriormente mencionado.

En este contexto, desde el año 2001 se está llevando a cabo un convenio de colaboración entre la Generalitat Valenciana, a través de la actual Conselleria de Territorio y Vivienda, y el Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE) para la “*Caracterización de los Niveles de Fondo de Metales Pesados en Suelos de la Comunidad Valenciana*”. El objetivo principal de dicho convenio consiste en realizar una propuesta de niveles de fondo y valores de referencia de metales pesados, a partir de la determinación del contenido de metales pesados en diferentes tipos de suelos y considerando la variabilidad edáfica presente en la Comunidad Valenciana.

En el ámbito de la Unión Europea, en el año 2002 se realizó una Comunicación de la Comisión de las Comunidades Europeas denominada “*Hacia una Estrategia Temática para la Protección del Suelo*” (CCE, 2002), cuyo principal objetivo era la creación de diferentes grupos de trabajo enfocados al desarrollo de medidas medioambientales para evitar la degradación del suelo, principalmente en lo que respecta a la erosión, la pérdida de materia orgánica y la contaminación. Dentro del área sobre contaminación y manejo del suelo, se establecieron varios subgrupos centrados en diferentes aspectos relacionados con esta temática. En dicha Comunicación, se definía el suelo agrícola como *un recurso inestimable y limitado, cuyo valor se debe a la labor desarrollada por el hombre durante décadas e incluso siglos, por lo que la degradación irreversible de este recurso supone destruir un bien preciado e hipotecar las oportunidades agrícolas de generaciones futuras* (CCE, 2002). Además, se planteaba la necesidad de establecer políticas de protección del suelo, realizando una especial atención al uso sostenible del mismo y a la gestión de los suelos agrícolas para garantizar su valor agronómico. Recientemente, se ha publicado el informe realizado por este grupo de trabajo, centrado en el estudio de la contaminación del suelo (Van Camp *et al.*, 2004). En este informe se establece una serie de recomendaciones encaminadas a la creación de sistemas de vigilancia que proporcionen información acerca del contenido de metales pesados, especialmente As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn, con el fin de preservar las funciones básicas del suelo.

El seguimiento del contenido total de metales pesados en los suelos agrícolas tiene gran importancia, ya que permite caracterizar la situación actual del suelo y prever el riesgo potencial que supondría la presencia de elevadas concentraciones de metales, si se produjera una variación de las

propiedades y características edáficas (p. ej., pH, condiciones redox) (Alloway, 1990). Además, el carácter tóxico y acumulativo de estos elementos obliga al estudio de su contenido, con el fin de evitar la afectación de las aguas subterráneas, de los cultivos y, en último término, de la salud humana (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Nriagu, 1990; Ross, 1994a; Cala, 1998). Por otro lado, el desarrollo sostenible de los sistemas agrarios, a través de la prevención de la acumulación de metales pesados, permitiría asegurar la productividad del suelo y la calidad de los productos generados a partir del mismo (Moolenaar y Beltrami, 1998).

A la hora de abordar un estudio de caracterización de la contaminación del suelo por metales pesados, no resulta suficiente determinar las concentraciones presentes, sino que es necesario establecer los niveles máximos admisibles. Estos niveles se encuentran directamente relacionados con la capacidad de respuesta del suelo ante un determinado metal que, a su vez, depende de las propiedades y características edáficas presentes y del uso al que sea destinado, junto con las condiciones ambientales del entorno. Para poder fijar los niveles máximos admisibles se requiere establecer previamente los contenidos de metales pesados que pueden considerarse normales. Teniendo en cuenta que la presencia de metales pesados puede tener un origen natural o antrópico, se hace necesario establecer los denominados niveles de fondo con el objeto de establecer los contenidos normales. No obstante, resulta difícil encontrar suelos que no hayan sido afectados por las actividades humanas en áreas como la Región Mediterránea. Por ello, los niveles de fondo suelen referirse a contenidos de metales pesados presentes en un suelo no sometido a una contaminación puntual de origen antrópico, sin considerar las anomalías geoquímicas (Breckenridge y Crockett, 1998; De Miguel *et al.*, 2002).

Los niveles de fondo sirven, a su vez, de punto de partida para establecer los valores de referencia, permitiendo diferenciar entre un suelo natural y un suelo alterado (De Miguel *et al.*, 2002). Los valores de referencia pueden servir durante la toma de decisiones para el mantenimiento y mejora de la calidad de los suelos en general, y del suelo agrícola en particular. En este sentido, los niveles de fondo y valores de referencia de los metales pesados son de gran interés por varias razones (McKeague y Wolynetz, 1980): (1) proporcionan aspectos básicos para la caracterización del suelo; (2) aportan información acerca del contenido de metales pesados, que pueden resultar esenciales o tóxicos para los organismos vivos, en función de los niveles presentes; y (3) son útiles para la evaluación del grado de contaminación.

Diferentes Comunidades Autónomas han realizado estudios para la determinación de los niveles de fondo y valores de referencia de metales pesados a escala regional. Así, por ejemplo, el País Vasco, Galicia y Cataluña fueron pioneras en la elaboración de metodologías para la investigación de la contaminación del suelo y la propuesta de estos umbrales (IHOBE, 1994 y 1998a, b, c; Xunta de Galicia, 1996; Junta de Residus, 1998). Posteriormente, otras Comunidades se unieron a esta iniciativa como es el caso de Andalucía, Castilla y León y la Comunidad de Madrid (Junta de Andalucía, 1999 y 2003; Junta de Castilla y León, 1999; De Miguel *et al.*, 2002).

Actualmente el Real Decreto 9/2005 (BOE, 2005) establece, como se ha comentado anteriormente, procedimientos para la derivación de valores de referencia genéricos para metales pesados, que serán de aplicación para el estudio de la contaminación del suelo, además de otros criterios relativos a ensayos toxicológicos y análisis de riesgos.

1.5.- Antecedentes y justificación del trabajo.

La Comunidad Valenciana es una de las Comunidades Autónomas que presenta una mayor extensión agrícola de regadío respecto del total de tierras cultivadas. Dentro de la Comunidad Valenciana, Alicante a pesar de ser la provincia de menor superficie (581901 ha) presenta la mayor superficie de cultivos hortícolas de regadío (11641 ha) por delante de Valencia (11338 ha) y Castellón (5268 ha), según los datos del informe del Sector Agrario Valenciano del año 2001 (CAPA, 2002). En consecuencia, Alicante constituye una zona de relevante valor en la economía de la Comunidad Valenciana y de España, donde se originan una gran variedad de productos hortícolas (tubérculos y hortalizas), destinados a su consumo en los mercados locales y, también, a la exportación hasta otros mercados nacionales e internacionales.

Las características geográficas y climáticas de la provincia de Alicante le otorgan un interés especial ya que, a consecuencia de la agricultura intensiva a la que se ven sometidos los suelos agrícolas, con una utilización masiva de fertilizantes y fitosanitarios, y el uso de aguas residuales para el riego, se originan una serie de factores de riesgo de contaminación por metales pesados que requieren un estudio en mayor profundidad. Además, la concentración de las zonas industriales en las proximidades de las poblaciones y la dispersión de las pequeñas industrias en las zonas agrícolas

pueden estar condicionando un incremento de los contenidos de estos elementos que es necesario evaluar.

A pesar de la gran importancia de la agricultura alicantina, existe poca información acerca de la calidad de los suelos agrícolas de la provincia y, en concreto, de los contenidos de metales pesados, tanto en los suelos como en los cultivos hortícolas que son cultivados en estos suelos y utilizados para consumo humano. De hecho, son escasos los trabajos previos que lleven a cabo un estudio sistemático del contenido de metales pesados en suelos a escala provincial, aunque diferentes trabajos surgidos en la Universidad de Alicante y en la Universidad Miguel Hernández de Elche han elaborado estudios acerca del contenido y comportamiento de metales pesados en suelos agrícolas de Alicante tras la adición de diferentes enmendantes (p. ej., lodos, compost) o diferentes dosis de soluciones nutritivas (p. ej., Navarro, 1992; Palacios, 1997; Palacios *et al.*, 1998; Balaguer *et al.*, 1998; Moral, 1994; Moral *et al.*, 1998; Díaz-Crespo, 2000; Moreno-Caselles *et al.*, 2000; Ramos, 2000; Moral *et al.*, 2002; Marco, 2003).

Conscientes de esta necesidad, en el año 2001 se inició un proyecto de investigación con título “**Contenido y biodisponibilidad de metales pesados en suelos agrícolas y su influencia sobre cultivos hortícolas en la Comunidad Valenciana**” financiado por la Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación de la Generalitat Valenciana (GV-CAPA00-21), con el objetivo de caracterizar los contenidos de metales pesados en los suelos agrícolas con cultivos hortícolas de las provincias de Alicante, Castellón y Valencia, respectivamente. A partir de los resultados obtenidos, se pretende establecer una propuesta de niveles de fondo y valores de referencia de metales pesados en este tipo de suelos, de acuerdo con la Ley 10/2000, de 12 de Diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana (DOGV, 2000).

El presente trabajo representa una parte dentro de este proyecto de investigación y se centra en los resultados obtenidos en la provincia de Alicante, siguiendo el camino abierto por otros trabajos realizados en la Comunidad Valenciana, así como en el ámbito nacional, para la caracterización del contenido de metales pesados en suelos agrícolas.

En la Comunidad Valenciana, cabe mencionar la tesis doctoral realizada por V. Pons para el estudio del “*Contenido y Evolución del Plomo en los Suelos de Secano de la Provincia de Valencia*” (Pons, 1984), que se centra sobre suelos agrícolas con cultivos de secano (p. ej., almendros, olivos, viñedos); la tesis doctoral de R. Boluda para el “*Estudio de los Suelos de la Comarca La Plana de Requena-Utiel (Valencia)*” (Boluda, 1988a), donde se

determina el contenido de metales pesados en diferentes usos del suelo y dentro del uso agrícola, en suelos con diferentes tipos de cultivos (viñas, cereales, hortalizas, etc.); y, la tesis doctoral realizada por V. Andreu para el estudio del “*Contenido y Evolución de Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Ni y Zn en Suelos de las Comarcas de l’Horta y la Ribera Baixa (Valencia)*” (Andreu, 1991), donde se incluyen suelos agrícolas destinados al cultivo de arroz, cítricos y hortalizas. Por otro lado, la Memoria de Licenciatura de B. Errecalde que lleva por título “*Determinación de Metales Pesados en Horizontes Superficiales de Suelos de la Comarca de l’Horta (Valencia)*” (Errecalde, 1989), se centra en el estudio de los metales pesados en suelos agrícolas de la provincia de Valencia; mientras que la Memoria de Licenciatura de E. Gimeno-García para el estudio del “*Impacto de la Actividad Agrícola y Especiación Química de Metales Pesados en un Suelo de Arrozal del Parque Natural de la Albufera (Valencia)*” (Gimeno-García, 1993), comprende el estudio de los metales pesados en suelos de arrozal. Todos estos trabajos representan antecedentes en el estudio del contenido de metales pesados en diferentes suelos agrícolas de la provincia de Valencia, realizados en la Universitat de València.

En la provincia de Alicante, diversas Tesis Doctorales utilizan suelos agrícolas para realizar estudios de metales pesados en condiciones controladas, tanto en la Universidad de Alicante (p. ej., Moral, 1994; Palacios, 1997) como en la Universidad Miguel Hernández de Elche (p. ej., Marco, 2003). Asimismo, cabe destacar la Memoria de Licenciatura de Caselles (1991) realizada en la Universidad de Murcia que, si bien no analiza metales pesados, se centra en el estudio de los suelos salinos al N de San Felipe Neri (Alicante), donde se incluyen algunos suelos agrícolas.

En el ámbito nacional pueden destacarse, entre otras, las tesis doctorales realizadas por E. Campos para el “*Estudio de la Contaminación y Fraccionamiento Químico de Metales Pesados en Suelos de la Vega de Granada*” en la Universidad de Granada (Campos, 1997), que abarca una gran variedad de suelos agrícolas con diferentes tipos de cultivos (cultivos hortícolas, cereales, frutales), y M.I. Sánchez para la “*Determinación de Metales Pesados en Suelos de Medina del Campo (Valladolid): Contenidos Extraíbles, Niveles de Fondo y de Referencia*” por la Universidad de Valladolid (Sánchez, 2003), que abarca tanto suelos agrícolas de secano como suelos forestales. Otros trabajos encaminados a la caracterización de los contenidos de metales pesados en suelos agrícolas para la determinación de los niveles de fondo y valores de referencia son los realizados por Ansorena *et al.* (1995) en suelos agrícolas del País Vasco, Pérez *et al.* (2000) en suelos agrícolas de la Comunidad de Madrid, Navas y Machín (2002) en suelos agrícolas de Aragón y Pérez *et al.* (2002) en suelos de la huerta de Murcia, por citar algunos ejemplos.

Asimismo, el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA), el Ministerio de Medio Ambiente y el Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria (INIA) suscribieron un acuerdo de colaboración para llevar a cabo una investigación sobre el contenido en materia orgánica y metales pesados de los suelos de España, entre los años 2001 y 2002. El objetivo de la investigación consistía en elaborar los mapas correspondientes y delimitar diferentes zonas, en función de los resultados obtenidos. Esta colaboración fue, posteriormente, prorrogada durante dos años más, con el objeto de obtener muestras en regiones en las cuales no se disponía de datos fiables y finalizar las determinaciones analíticas pendientes. En noviembre de 2003 se habían obtenido 3670 muestras, de las cuales 2470 se situaban sobre suelos agrícolas repartidos en toda la superficie española.

Siguiendo la línea de investigación de estos trabajos, en esta Memoria se presentan los resultados del estudio del contenido de metales pesados en los suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante, así como los niveles de metales pesados analizados en diferentes cultivos, en el contexto del proyecto financiado por la Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación que ha sido citado anteriormente. Para ello, en los próximos capítulos se procederá a la exposición de los objetivos que se persiguen mediante este trabajo (Capítulo II), se describirán las características generales de la provincia de Alicante y, en particular, de los suelos agrícolas con cultivos hortícolas (Capítulo III), y se detallarán los métodos utilizados para la fase de muestreo, análisis y tratamiento de los resultados (Capítulo IV). Seguidamente, se realizará la presentación y discusión de los resultados obtenidos agrupados en diferentes capítulos, que abarcan las propiedades y características edáficas de los suelos analizados (Capítulo V), los contenidos totales (Capítulo VI) y extraíbles (Capítulo VII) de metales pesados en las muestras de suelo y los contenidos de metales pesados en diferentes cultivos hortícolas (Capítulo VIII). Finalmente, se realiza una propuesta de niveles de fondo y valores de referencia para los suelos del área de estudio (Capítulo IX) y se finaliza la Memoria mediante la relación de las conclusiones más relevantes que han sido alcanzadas (Capítulo X) y la presentación de las referencias bibliográficas consultadas (Capítulo XI).

Capítulo II

OBJETIVOS

El objetivo principal de la presente Tesis Doctoral consiste en caracterizar el estado actual de los suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante (Comunidad Valenciana), en lo que respecta al contenido de nueve metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en muestras de suelos seleccionadas aleatoriamente y en algunos cultivos hortícolas. A partir de estos resultados se pretende realizar una propuesta de niveles de fondo y valores de referencia de metales pesados en este tipo de suelos. Para alcanzar este objetivo se han propuesto los siguientes objetivos específicos:

1) Estudiar algunas de las propiedades y características edáficas que permiten evaluar el papel del suelo como receptor y amortiguador de la contaminación por metales pesados como son, por ejemplo, la reacción del suelo, la conductividad eléctrica, el porcentaje de materia orgánica, el contenido de carbonatos, la capacidad de intercambio catiónico y el análisis granulométrico.

2) Determinar el contenido total de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en estos suelos, mediante la digestión de las muestras de suelo por vía húmeda con ácidos fuertes.

3) Determinar el contenido extraíble de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en las muestras de suelo, mediante una extracción con EDTA 0.05M a pH 7.0, para caracterizar el grado de movilidad y disponibilidad de estos elementos.

4) Estudiar las relaciones estadísticas entre las diferentes variables analizadas, que incluyen las propiedades y características edáficas y el contenido total y extraíble de los metales pesados en el suelo.

5) Determinar el contenido de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en diferentes cultivos hortícolas en aquellas parcelas con elevados contenidos de estos metales en el suelo.

6) Estudiar las relaciones estadísticas entre los contenidos de metales pesados en suelos y cultivos, para evaluar la posible transferencia de estos elementos en el sistema suelo-cultivo.

7) Establecer una propuesta de niveles de fondo y valores de referencia para los metales pesados analizados en el área de estudio, mediante el ensayo de diferentes metodologías, con el fin de proponer criterios que permitan identificar una posible alteración del suelo, en cuanto al contenido de metales pesados.

Capítulo III

CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio comprende los suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante. Estos suelos se sitúan en una zona discontinua incluida en este territorio. Así pues, resulta interesante describir brevemente los rasgos geofísicos y humanos que caracterizan el ámbito de estudio elegido, así como las características particulares de las distintas zonas agrícolas.

3.1.- Características generales de la provincia de Alicante.

La provincia de Alicante se sitúa entre los meridianos 2º 38' y 3º 55' de longitud este y entre los paralelos 38º 53' y 37º 51' de latitud norte. Los límites provinciales son el mar Mediterráneo al E, la provincia de Murcia al SO y O, la provincia de Albacete al NO y la provincia de Valencia al N. La superficie es de aproximadamente 581 901 ha, que representa un 16.9% de la superficie de la Comunidad Valenciana y un 1.6% del territorio nacional (MAPA, 1986; IVE, 2003). El territorio alicantino está formado por 138 municipios, que se agrupan en 9 comarcas administrativas: la Marina Alta, la Marina Baja, el Comtat, l'Alcoià, l'Alacantí o Campo de Alicante, el Alto Vinalopó, el Vinalopó Medio, el Bajo Vinalopó y el Bajo Segura. En la

Figura 3.1 se representa la localización del área de estudio y las principales comarcas que conforman la provincia.



Figura 3.1.- Localización del área de estudio y distribución de comarcas.

3.1.1.- Relieve y litología.

Las condiciones geofísicas, y en concreto el factor altitudinal, presentan un gran interés en todo lo relacionado con la agricultura, debido principalmente a sus consecuencias térmicas y pluviométricas sobre los cultivos. En la Figura 3.2 se presenta un mapa físico donde se observa la gradación altitudinal y los principales ríos y sierras de la provincia de Alicante. Un 38.5% de la superficie se sitúa por debajo de los 200 metros de altitud, un 58.0% está comprendida entre los 200 y 1000 metros, y tan sólo un 3.5% se sitúa por encima de la cota de los 1000 metros (Roselló, 1965; MAPA, 1986). Las principales zonas agrícolas se localizan a una altitud inferior a los 200 metros y, por tanto, ocupan los principales valles y el sur de la provincia, si bien algunas zonas del interior presentan cultivos, principalmente de secano, en altitudes superiores. Por otro lado, la zona de mayor altitud se sitúa al N y NE de la provincia.

III. Características del Área de Estudio

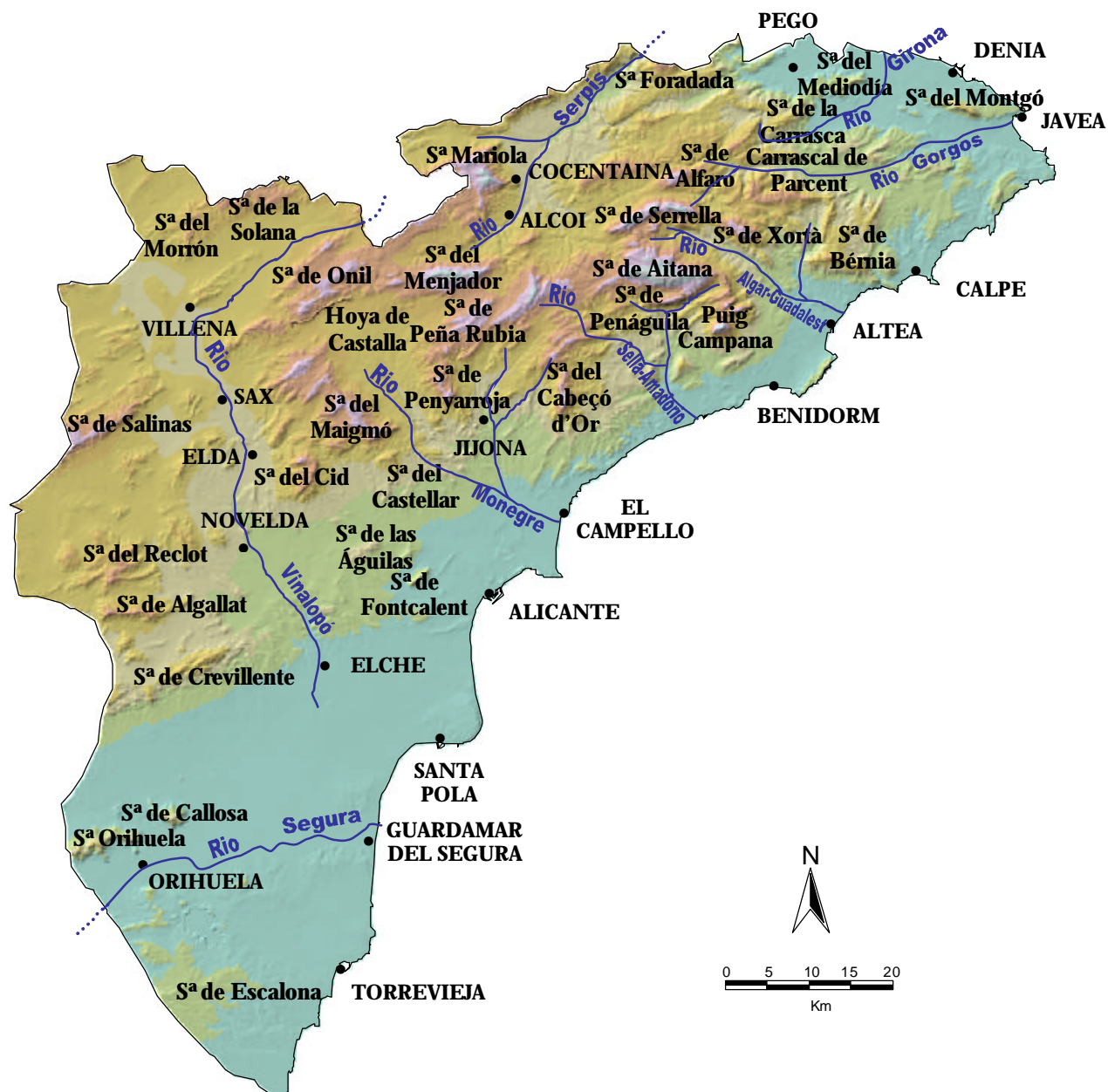


Figura 3.2.- Mapa físico de la provincia de Alicante (Fuente: AMA, 1991; Martínez y Balaguer, 1998).

La provincia de Alicante se inserta en el ámbito de las Cordilleras Béticas que, a su vez, pueden subdividirse en tres dominios (Bru, 1993; Padilla, 1998): Prebético, Subbético y Bético. El dominio Prebético es el más ampliamente representado, mientras que el dominio Subbético presenta una menor extensión, a modo de bloques aislados fallados con materiales principalmente Jurásicos. Finalmente, el dominio Bético queda representado, de forma reducida, en algunas sierras de la comarca del Bajo Segura. En la Figura 3.3 se presentan los principales dominios morfoestructurales.

Teniendo en cuenta las características altitudinales, así como otros rasgos geomorfológicos y geológicos, pueden distinguirse cuatro sectores (Roselló, 1965; Bru, 1993; Hernández, 1997a; Padilla, 1998):

(1) El sector N y NE está formado por sierras abruptas y valles (véase Foto 1 del Apéndice I). Los pliegues montañosos del extremo norte siguen una dirección general SO-NE y constituyen un gran sistema montañoso (Macizo de Alcoy). En las sierras septentrionales interfiere el dominio Prebético, con pliegues de calizas cretácicas de dirección NO (Agullent, Mariola y Montgó) y valles longitudinales con orientación O-E (Gallinera, Alcalá, Ebo y Laguar) desarrollados sobre margas burdigalienses, destinados principalmente al cultivo de secano. Finalmente, en el sector más meridional aparece un relieve más fallado y estructurado que el anterior, donde no sólo existen materiales del Cretácico sino que aparece una banda intermedia del Neógeno y Paleógeno, que se extiende desde Pinoso al norte de Calpe.

(2) El sector central está formado por el valle del río Vinalopó (Foto 2 del Apéndice I), que reúne las cuencas cuaternarias de Villena, Sax, Elda y Novelda y concentra una pequeña zona de regadío. Las sierras al O del río están formadas por calizas blancas liásicas y jurásicas con Trías de facies alpina (Reclot, Algallat y Crevillent), de características Subbéticas. En las cercanías de Alicante, al E del sector, predominan pequeñas sierras calizas aisladas (Castellar, Águilas y Fontcalent), elevadas sobre dos glacis margosos en parte cubiertos por materiales detríticos. La zona de Elche, incluida también en este sector, prolonga uno de los glacis de erosión hacia el Vinalopó, donde también se encuentran presentes los cultivos de regadío.

(3) El sector S está formado por la Fosa Intrabética de la cuenca baja del río Segura (Foto 3 del Apéndice I), unida con los llanos de Elche por pequeñas elevaciones (Orihuela y Callosa) de características Béticas,

III. Características del Área de Estudio

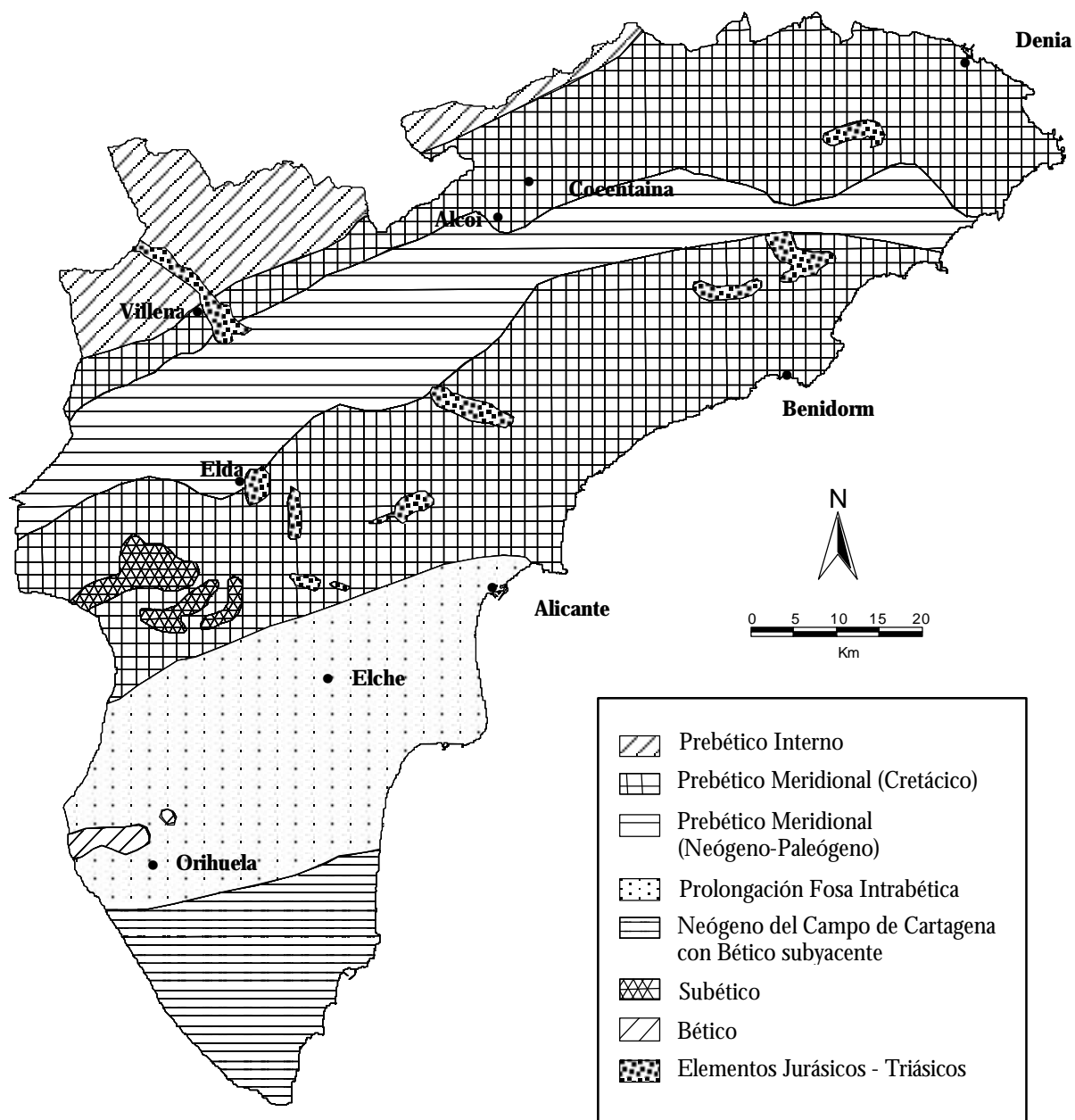


Figura 3.3.- Dominios morfoestructurales en la provincia de Alicante (Fuente: AMA, 1991; Padilla, 1998).

constituidas por dolomías y calizas tableadas, desnudas y muy plegadas pertenecientes al Triásico Medio-Superior. El valle del Segura representa una fosa tectónica terciaria que está sufriendo continuos reajustes, hecho que se manifiesta por la existencia de frecuentes seísmos. Actualmente, el valle aparece en forma de cuenca cuaternaria plana, rellena con materiales postmiocénicos, en la que se encaja un reducido cauce. El borde septentrional del cauce está formado por materiales cuaternarios burdigalienses y vindobonienses plegados recientemente. Por el contrario, el borde meridional sufre una fuerte subsidencia como consecuencia de una falla inversa que cabalga hacia el norte con materiales que afloran en superficie y datan del Neógeno. En este sector se incluye otra de las grandes zonas agrícolas con cultivos de regadío.

(4) Finalmente, existe un sector también de origen cuaternario, no ligado a la orogenia alpina y disperso a lo largo de la provincia. Este sector presenta depósitos extendidos en facies continentales, salvo en la delgada franja litoral donde aparecen retazos aislados de playas fósiles, así como playas y dunas actuales. En el interior aparecen formaciones cuaternarias de acumulación reciente como los canchales de ladera con clastos angulosos, la cobertera de los glaciares con gravas más duras alternando con capas limo-arenosas y los depósitos fluviales formados por aluviones con diferentes litologías.

En la Figura 3.4 se presenta la distribución geográfica de las litologías presentes en la provincia de Alicante (Martínez y Balaguer, 1998). Los materiales predominantes son las rocas sedimentarias carbonatadas, especialmente calizas y margas de distintas edades y períodos geológicos, mientras que las rocas metamórficas más antiguas (pizarras) son puntuales y afloran en la zona Bética, atribuidas al Permo-Triásico.

Los afloramientos de la facies Keuper del Triásico se localizan en el Alto Vinalopó, río Monegre y río Guadalest y algunas sierras de la provincia (p. ej., Sierra del Cid).

Las calizas y dolomías del Jurásico son escasas, mientras que los materiales del Cretácico (calizas, margocalizas y margas) aparecen en las principales sierras (Mariola, Serrella, Aitana, Bérnia o Crevillente, entre otras), aumentando la proporción de materiales margosos hacia el sur.

Los materiales del Terciario (Neógeno y Paleógeno) se encuentran ampliamente representados, entre los que predominan los materiales detríticos y carbonatados, como las areniscas calcáreas, las arenas y los

III. Características del Área de Estudio

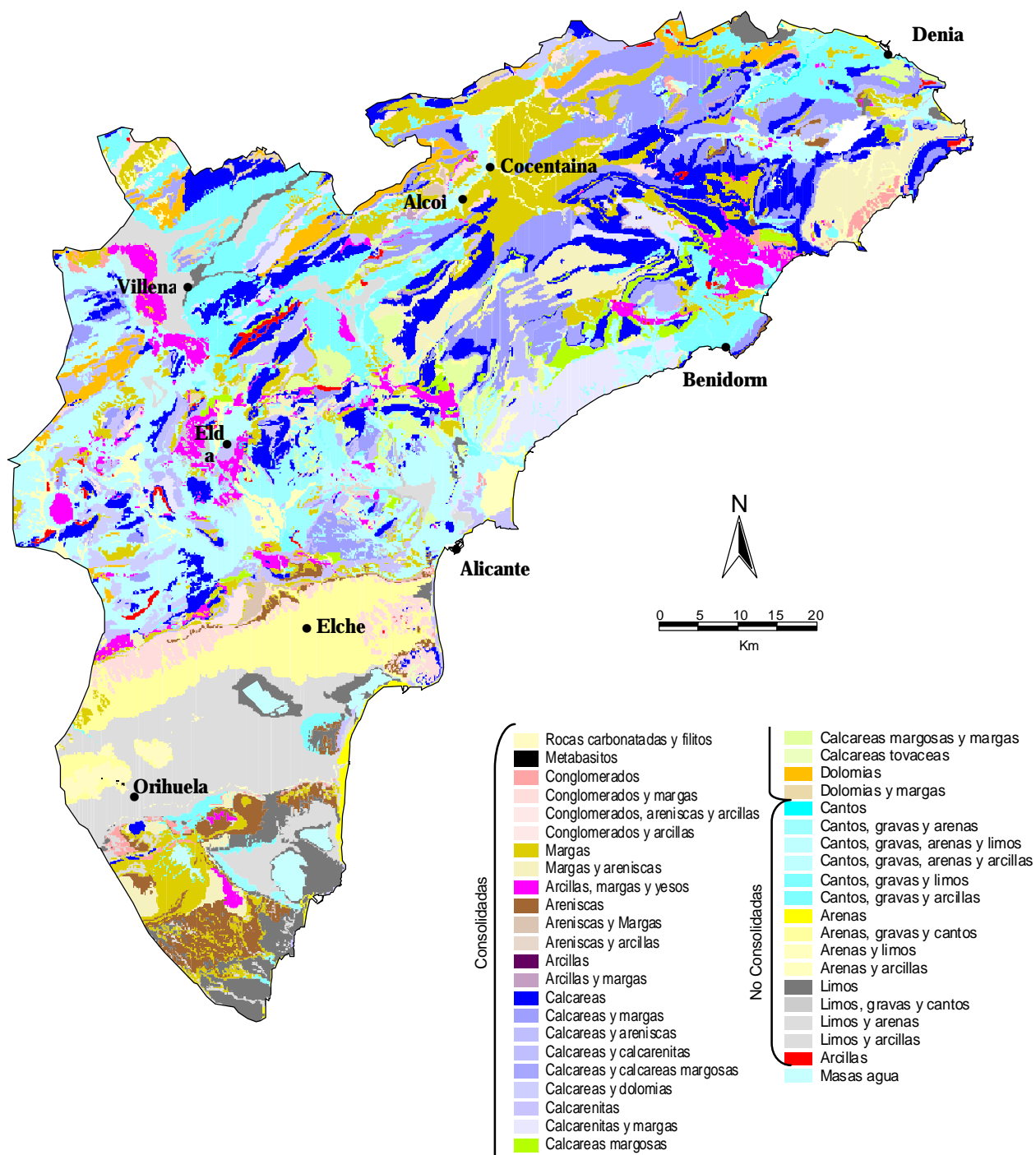


Figura 3.4.- Mapa litológico de la provincia de Alicante (Fuente: Martínez y Balaguer, 1998).

limos. Las margas del Mioceno aparecen en zonas deprimidas y valles, como la Hoya de Castalla (materiales detríticos) y en la Vega del Segura (arenas y calcarenitas entre margas y yesos).

El Cuaternario está presente en las zonas más llanas como los abanicos aluviales, glacia, piedemontes y llanos de inundación. Al sur de la provincia, se encuentra la Vega del Segura formada por materiales postmiocénicos, principalmente gravas, conglomerados, arenas y arcillas.

3.1.2. - Clima y vegetación.

El clima de la provincia se caracteriza por inviernos templados, veranos secos y escasas precipitaciones que presentan dos máximos, en otoño y primavera, propios del clima mediterráneo. El relieve, la latitud y la continentalidad permiten diferenciar, en término generales, dos zonas climáticas separadas por una línea imaginaria desde Calpe hasta la Sierra del Maigmó, que se corresponden con la zona septentrional y la zona centro-meridional (Roselló, 1965; MAPA, 1986; Bru, 1993; Hernández, 1997a).

La zona septentrional presenta una temperatura media anual inferior a 14°C, siendo más acusada a medida que aumenta la altitud. Las sierras del N y NE condensan la mayoría de las precipitaciones, proporcionando entre 450 y 950 mm al año, obteniendo los máximos registros en la estación pluviométrica de Pego (Figura 3.5a). Según la clasificación de Thornthwaite, este sector presenta un clima seco, con una zona central donde se alcanza el tipo subhúmedo-húmedo (Pérez-Cueva, 1994).

La zona centro-meridional presenta una temperatura media anual que se sitúa entorno a 18°C. Este sector se caracteriza por una precipitación media anual inferior a 350 mm, como consecuencia del efecto barrera ocasionado por la elevada orografía de los relieves béticos del N y NE. En la estación pluviométrica de Torreveja (Figura 3.5b) llegan a alcanzarse los valores mínimos de precipitación de toda la provincia, situados por debajo de los 250 mm, formando parte de una región climática particular del sudeste peninsular (Bru, 1993; Padilla, 1998). La evapotranspiración potencial es elevada y ocasiona un déficit de humedad sobre los cultivos. Según la clasificación de Thornthwaite, esta parte del territorio alicantino presentaría un clima semiárido, con un núcleo árido situado en las poblaciones de Orihuela, Crevillente y Elche (Pérez-Cueva, 1994).

III. Características del Área de Estudio

En los mapas de las Figuras 3.6 y 3.7 se presenta una distribución espacial de las temperaturas medias anuales y las precipitaciones medias anuales (Pérez-Cueva, 1994; Padilla, 1998), que permiten obtener una visión general de las condiciones climáticas en la provincia.

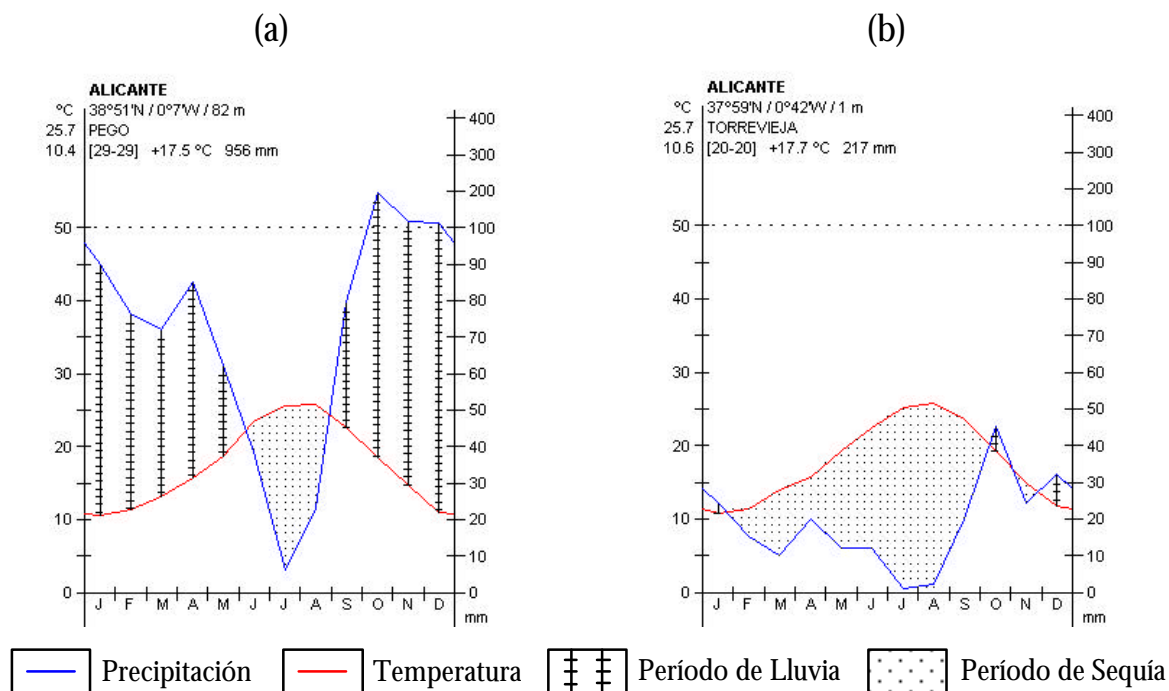


Figura 3.5.- Climogramas de Gausson de las estaciones de Pegó (serie 1951-1970) y Torrevieja (serie 1951-1970) (Fuente: Rivas-Martínez, 1996).

La vegetación natural se encuentra profundamente alterada como consecuencia de las continuas talas, el pastoreo, las roturaciones y, sobre todo, los devastadores incendios que han tenido lugar en las últimas décadas (Bru, 1993). Las diferentes series de vegetación potencial han sido identificadas por Costa (1986) y Rivas-Martínez (1987), en función de la altitud y la temperatura media anual.

En el piso supramediterráneo, que comprende las cotas más elevadas del sector N y NE, la vegetación potencial pertenece a la serie *Junipero thuriferae-Querceto rotundifoliae sigmetum* y se corresponde con un bosque denso de encinas con sabinas y enebros, acompañado de un sotobosque pobre en especies arbustivas.

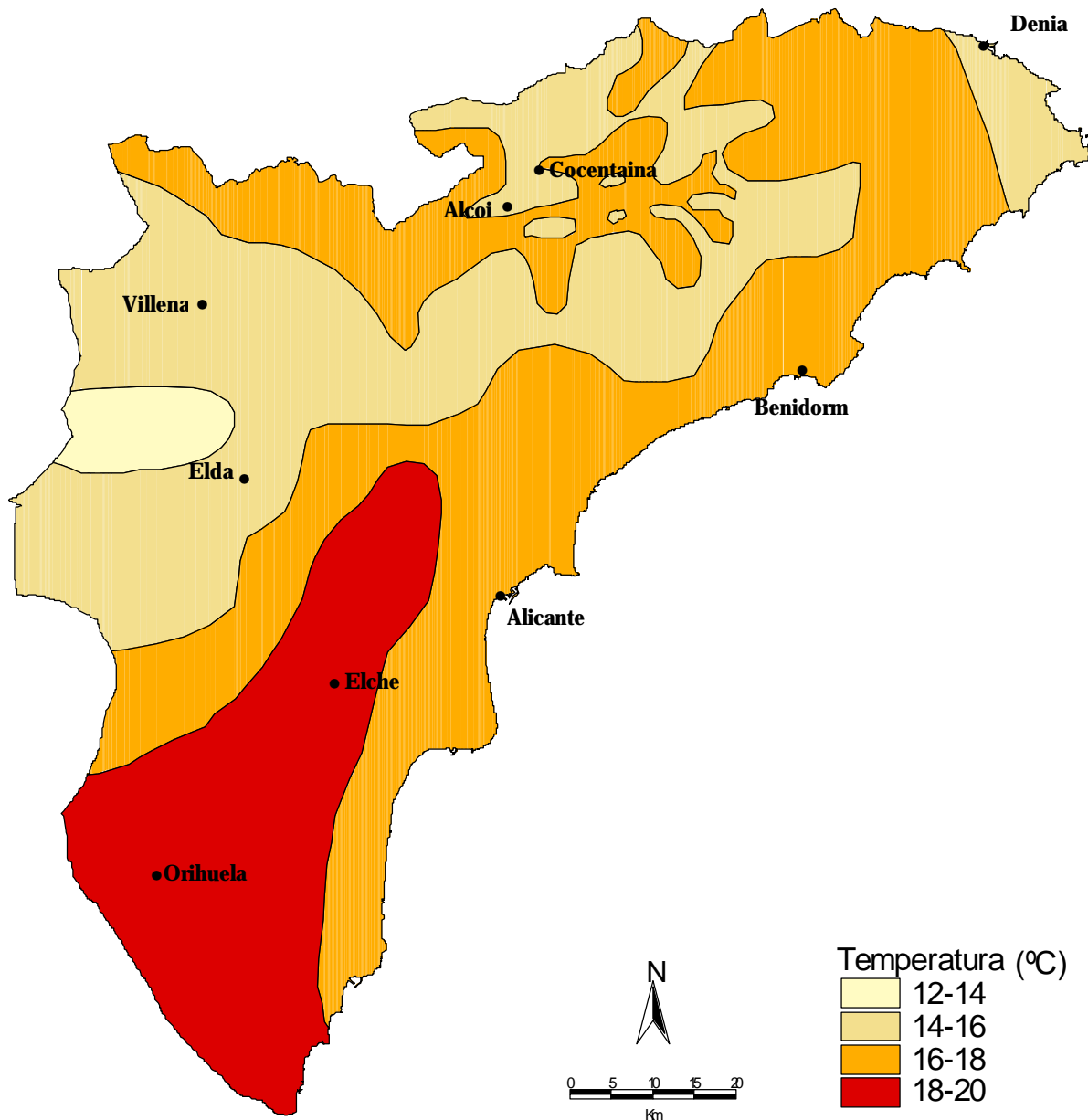


Figura 3.6.- Distribución de las temperaturas medias anuales en la provincia de Alicante (Fuente: Pérez-Cueva, 1994).

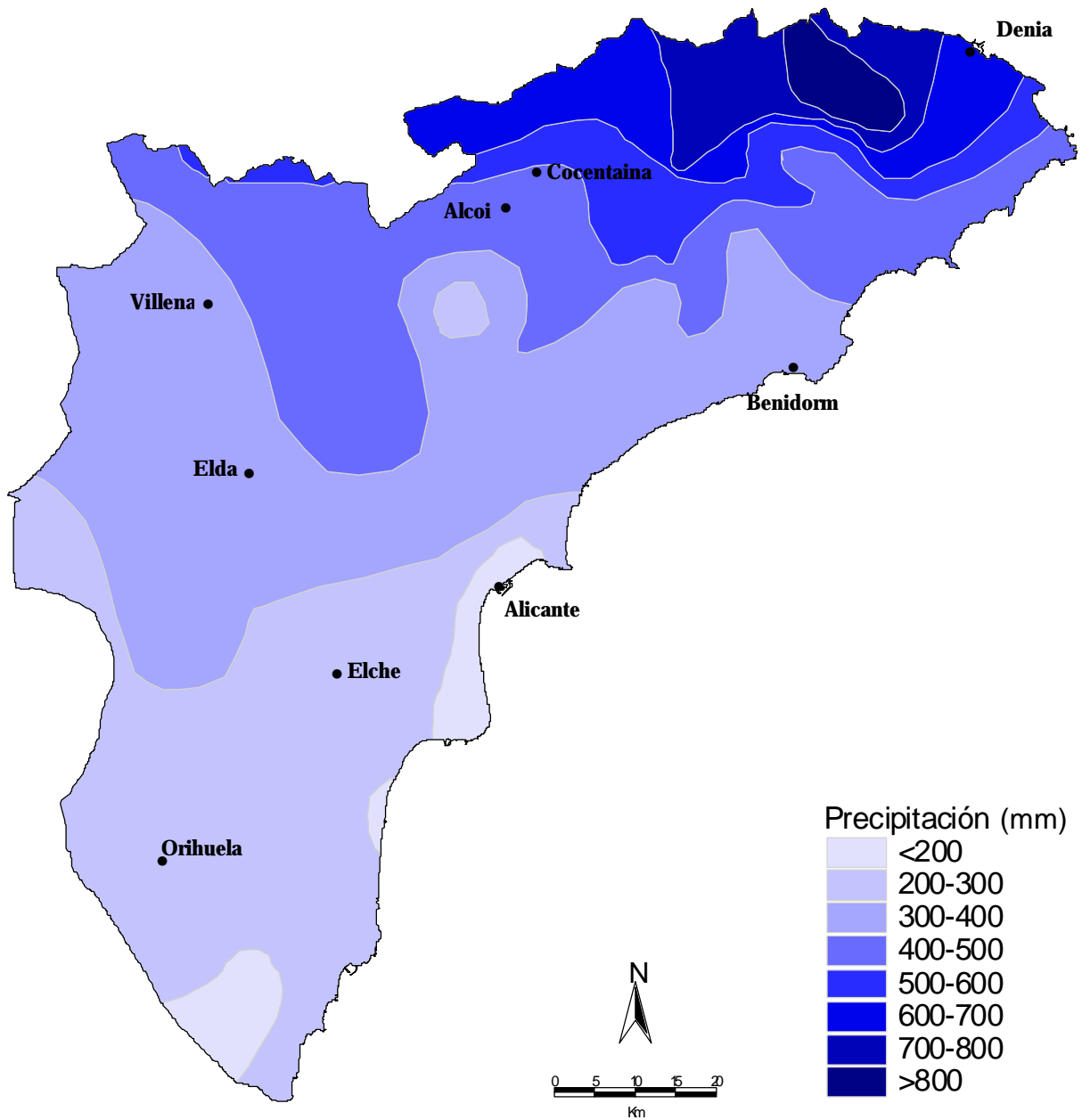


Figura 3.7.- Distribución de las precipitaciones medias anuales en la provincia de Alicante (Fuente: Pérez-Cueva, 1994).

El piso mesomediterráneo comprende dos series de vegetación. La primera serie (*Bupleuro rigidi-Querceto rotundifoliae sigmetum*), localizada al este del río Vinalopó y en la comarca del Comtat, está formada por un carrascal con sotobosque de arbustos esclerófilos de coscoja y espino negro, sustituido por etapas subseriales en zonas más degradadas. La segunda serie (*Rhamno lycioidis-Querceto cocciferae sigmetum*) está presente en zonas de escasas precipitaciones con un clima más continental, y se encuentra formada por arbustos de espino negro, sabinas, enebros y coscojas, por ejemplo, al oeste del río Vinalopó y en la Sierra de Crevillente.

El piso termomediterráneo agrupa tres series de vegetación. La primera serie (*Rubio longifoliae-Querceto rotundifoliae sigmetum*) se localiza en la comarca de la Marina Alta, y corresponde a un bosque de carrascas con sotobosque de coscoja y otras especies minoritarias, que puede ser sustituido por especies termófilas. La segunda serie (*Querceto cocciferae-Pistacieto lentisci sigmetum*) corresponde a un bosque de pequeña talla de lentiscos, acebuches, algarrobos y pinos sobre suelos poco profundos y calizos, presente entre los 200-400 metros en una estrecha franja desde Jijona hasta el norte de Altea. La tercera serie (*Chamaeropo-Rhamneto lycioidis sigmetum*) está formada por un matorral denso constituido por palmito y espino negro, que se localiza por debajo de los 200 metros ocupando una gran extensión territorial que abarca las comarcas del Bajo Segura, Bajo Vinalopó y el sector más meridional del Campo de Alicante y la Marina Baja.

Finalmente, también mencionar las series edafófilas mediterráneas que se presentan como formaciones superficiales características. Dentro de este grupo se encuentran, entre otras, las especies riparias (p. ej., clase *Potametea*), las comunidades de salinas y saladares (p. ej., clases *Arthrocnemetea*, *Ruppietea*, *Thero-Salicornietea*, *Sarcocornietea*) y la vegetación de dunas y arenales costeros (p. ej., clases *Ammophiletea* y *Cakiletea*) (Costa, 1986; Rivas-Martínez, 1987).

3.1.3. - Suelos.

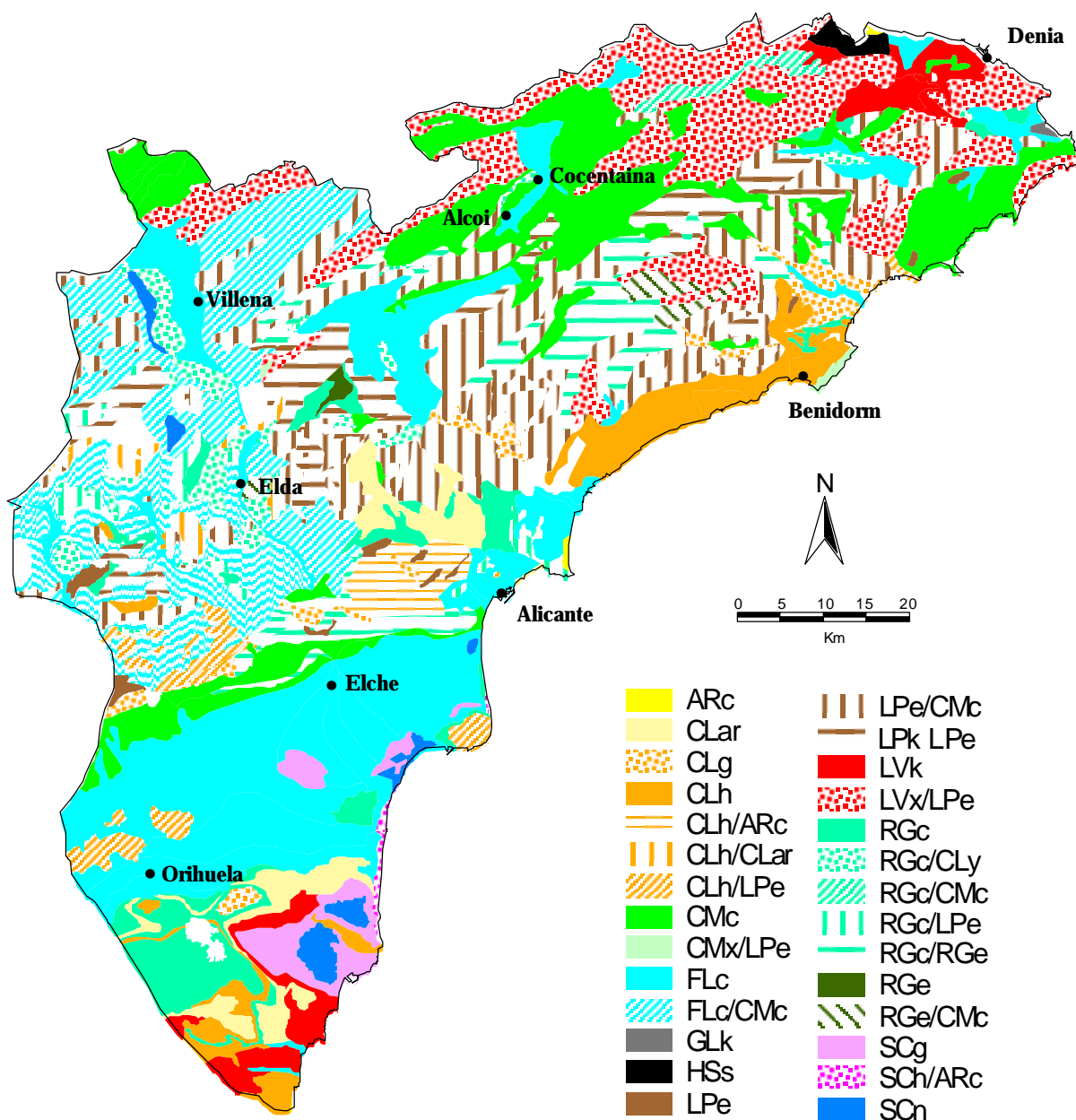
Para la caracterización general de los suelos de la provincia de Alicante se ha utilizado el “*Catálogo de Suelos de la Comunidad Valenciana*” (Forteza *et al.*, 1995) y el “*Mapa Geocientífico de la Provincia de Alicante*” (AMA, 1991), así como otras publicaciones (MAPA, 1986; Carbó, 1993). Esta caracterización se ha completado y actualizado con la base de datos sobre suelos CIEMAT (citado en Ibáñez *et al.*, 2002) a escala nacional y con la información

generada dentro del proyecto “*Lucha contra la Desertificación. Información y Caracterización de Suelos Forestales de la Comunidad Valenciana (CMA-3133)*” llevado a cabo por el Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE), que fue inicialmente financiado por la Consellería de Medio Ambiente y en el presente momento por la actual Consellería de Territorio y Vivienda de la Generalitat Valenciana. En el marco de dicho proyecto se ha realizado la caracterización de los suelos forestales de los montes de gestión pública de la provincia de Alicante, al cual pertenecen los diferentes perfiles que se presentan posteriormente en este mismo apartado.

En el mapa de la Figura 3.8 se distinguen los principales suelos identificados a escala 1:200000. Este mapa se ha elaborado a partir de la información de las diferentes unidades definidas en el Mapa Geocientífico de la Provincia de Alicante (AMA, 1991), y actualizado según la información del proyecto anteriormente mencionado, siguiendo la nomenclatura FAO-UNESCO (1988).

Los suelos son en general, salvo excepciones concretas, poco evolucionados a consecuencia del clima, la geomorfología y los procesos erosivos que se presentan en la provincia, caracterizándose por una escasa diferenciación de horizontes, un elevado contenido en carbonato cálcico y un bajo porcentaje en materia orgánica (MAPA, 1986). Sin embargo, en la zona N y NE también pueden identificarse suelos caracterizados por procesos de iluviación de arcilla, que dan lugar a horizontes árgicos, o suelos con una mayor acumulación de materia orgánica, que llegan incluso a caracterizarse por la presencia de un horizonte mólico.

Uno de los principales factores formadores que influye en las tipologías de suelos presentes es, junto al factor clima, el material originario. Así, por ejemplo, sobre materiales aluviales y aluviales-coluviales predominan principalmente los Fluvisoles, los Solonchaks suelen aparecer en las zonas salinas y los Arenosoles en el cordón litoral. Los Regosoles se desarrollan sobre materiales coluviales no consolidados, asociados a Leptosoles cuando aparecen areniscas-calcarenitas o areniscas-margas o a Cambisoles en zonas calizas y margocalizas. Los Calcisoles predominan en unidades que presentan margas y margocalizas, presentándose frecuentemente asociados a otras tipologías de suelos como, por ejemplo, Leptosoles y Arenosoles. Otros suelos menos abundantes son los Histosoles y Gleysoles que aparecen en zonas de marjal, próximas a la costa.



UNIDAD AR: Arenosol, CL: Calcisol, CM: Cambisol, FL: Fluvisol, GL: Gleysol, HS: Histosol, LP: Leptosol, LV: Luvisol, RG: Regosol, SC: Solonchak.

SUBUNIDAD ar: arénico, c: calcárico, e: eútrico, g: gleico, h: háplico, k: cálcico, n: sódico, s: térrico, x: crómico, y: gípsico

Figura 3.8.- Mapa de suelos a escala 1:200 000 siguiendo la nomenclatura FAO-UNESCO (1988) (Fuente: elaborado a partir de AMA, 1991).

Entre los suelos más evolucionados de la provincia se encuentran, por un lado, los Luvisoles que predominan en la zona montañosa septentrional donde prevalece un tipo de clima más húmedo y, por otro, el grupo de Kastanozems, Chernozems y Phaeozems, que también presentan elevado grado de evolución y suelen aparecer asociados a otras tipologías como Leptosoles y Cambisoles (Forteza *et al.*, 1995), preferentemente en laderas norte. Por ello, a pesar de no ser cartografiados a escala regional, pueden ser identificados a escala local en la umbría de las principales sierras (p. ej., Sierra de Serrella, Sierra del Maimó, Sierra Mariola, Sierra de Aitana) (Carbó, 1993).

A continuación, se describe brevemente las características generales de estas unidades taxonómicas, siguiendo la nomenclatura FAO-UNESCO (1988), y se presentan varios ejemplos de perfiles de suelos forestales caracterizados en la provincia de Alicante.

Los **Fluvisoles** son suelos jóvenes formados a partir de depósitos aluviales y coluviales recientes, que se caracterizan por recibir nuevos aportes de material a intervalos variables de tiempo, y presentan una heterogeneidad textural en el perfil. Son suelos típicos de fondo de valle, que se desarrollan en los valles de los principales ríos y en barrancos amplios. Los Fluvisoles calcáricos se encuentran presentes en las zonas de regadío de los valles interiores (p. ej., Hoya de Castalla, Villena) o en las llanuras litorales de las comarcas de la Marina Baja, el Campo de Alicante, el Bajo Vinalopó y el Bajo Segura. En algunas zonas del litoral se encuentran afectados por procesos de salinización a consecuencia de los problemas de intrusión marina por sobreexplotación de acuíferos, como ocurre en la zona de Dénia-Jávea, Elche o Santa Pola, apareciendo Fluvisoles sálicos a nivel local (Ortiz *et al.*, 1985; Forteza *et al.*, 1995).

Los **Solonchaks** son suelos con propiedades sálicas dentro de los primeros 50 cm desde la superficie que se encuentran presentes, principalmente, en zonas áridas donde las capas freáticas suelen contener cantidades importantes de sales. En la provincia de Alicante se localizan en las zonas litorales (p. ej., Santa Pola, Guardamar del Segura y Torrevieja) y en una pequeña zona próxima a la laguna de Villena. Las subunidades más abundantes son Solonchaks gléicos, Solonchaks sódicos y la asociación Solonchak háplico/Arenosol calcárico.

Los **Arenosoles** son suelos poco evolucionados de textura gruesa, hasta una profundidad de 100 cm, y con una escasa o nula presencia de materia orgánica. Se encuentran, principalmente, en los arenales costeros y en las barras litorales. Las subunidades predominantes, a escala regional,

son Arenosoles calcáricos localizados en la playa de San Juan de Alicante, y asociados a Solonchaks háplicos en las dunas de Guardamar el Segura.

Los **Regosoles** son suelos ampliamente representados en la provincia que se desarrollan sobre materiales no consolidados, exceptuando los materiales que tienen textura gruesa o muestran propiedades flúvicas. Presentan un escaso desarrollo edáfico y sus propiedades se encuentran estrechamente relacionadas con el material geológico del que proceden. Su escasa evolución se debe, fundamentalmente, a los procesos de erosión o a los aportes de materiales coluviales que mantienen un continuo rejuvenecimiento del perfil. Las principales subunidades de la provincia son Regosoles calcáricos que contienen caliza al menos entre 20 y 50 cm de la superficie, Regosoles eútricos sobre areniscas y argilitas con escaso contenido en carbonatos y diferentes asociaciones con Calcisoles, Cambisoles y Leptosoles. A modo de ejemplo, se presenta un perfil de un Regosol calcárico identificado en la Sierra del Cristo, en el término municipal de Orihuela (Perfil 1).

Los **Leptosoles** son suelos limitados en profundidad por una roca dura continua o por material calcáreo consolidado, dentro de una profundidad de 30 cm a partir de la superficie. Suelen aparecer en crestas calcáreas, cuevas y zonas montañosas de topografía abrupta, así como en topografías más suaves como altiplanos y muelas, por lo que predominan en el sector norte. Las subunidades predominantes son Leptosoles eútricos con dedicación forestal, poco profundos, bien estructurados y con contenidos medios en materia orgánica, pudiendo llegar a Leptosoles réndricos en algunos casos. Los Leptosoles también pueden aparecer asociados a otras tipologías de suelos como Cambisoles. A modo de ejemplo, se presenta el perfil de un Leptosol réndrico identificado en la Sierra de Serrella, en el término municipal de Castell de Castells (Perfil 2).

Los **Calcisoles** son suelos que tienen un horizonte cálcico, un horizonte petrocálcico o caliza pulvurulenta dentro de los primeros 125 cm. Las subunidades predominantes son Calcisoles háplicos sobre materiales calcáreos no consolidados y Calcisoles gléicos que se encuentran saturados de agua en algún período del año, pudiendo aparecer asociados a Arenosoles y Leptosoles. A modo de ejemplo, se presenta un perfil de un Calcisol epi-pétrico localizado en la Sierra de Crevillente, en el término municipal de Albufera (Perfil 3).

Los **Histosoles** son suelos orgánicos que se caracterizan por la presencia de tejidos y fibras vegetales parcialmente descompuestos y, por tanto, presentan un alto contenido en materia orgánica. Las subunidades

presentes son Histosoles térricos, que se localizan en zonas de turberas y marjales, como la marjal de Pego.

Los **Gleysoles** son suelos formados a partir de materiales no consolidados, excluyendo los materiales de textura gruesa y depósitos aluviales que muestran propiedades flúvicas. Se caracterizan por presentar propiedades gleicas dentro de los primeros 50 cm, con encharcamiento estacional que satura la totalidad de los poros. Las subunidades predominantes son Gleysoles cálcicos, que suelen presentarse en depresiones mal drenadas o marjales (p. ej., Pego, Santa Pola y Torrevieja.)

Los **Cambisoles** son suelos que tienen un horizonte cámbico, que presenta una textura franco-arenosa o más fina y evidencia de alteración que se ve reflejada por una intensidad de color más fuerte o un matiz más rojo o un mayor contenido de arcilla respecto al horizonte subyacente o presenta un menor contenido en carbonatos que el horizonte subyacente. Las subunidades predominantes son Cambisoles calcáricos, por ejemplo en las proximidades de Alcoy, y la asociación Cambisol crómico/Leptosol eútrico.


Los **Luvisoles** son suelos evolucionados que presentan un horizonte árgico subsuperficial con un contenido de arcilla mayor que el horizonte superior, que puede formarse por iluviación de arcillas. Aparecen de forma más extensa en la mitad norte de la provincia, aunque también se presentan en la zona sur. Las subunidades predominantes son Luvisoles cálcicos y la asociación Luvisol crómico/Leptosol eútrico.

El grupo formado por **Kastanozems**, **Chernozems** y **Phaeozems** se caracterizan por presentar una elevada cantidad de materia orgánica, muy humificada y estabilizada en gran parte del perfil, que pueden identificarse por la presencia de un horizonte mólico. Estos suelos no se presentan como unidades puras cartografiadas a escala regional sino asociados a otras unidades, si bien pueden ser identificados a escala local en laderas norte (Carbó, 1993) como se ha comentado con anterioridad. Las subunidades que han sido caracterizadas en la provincia son Kastanozems háplicos, cálcicos y lúvicos y Phaeozems lúvicos. A modo de ejemplo, se presenta un perfil de un Phaeozem lúvico localizado en la Sierra de Aitana, en el término municipal de Sella (Perfil 4).

En la Tabla 3.1 se presentan las características generales de los horizontes correspondientes a los distintos perfiles presentados, dentro del marco del proyecto “*Lucha contra la Desertificación. Información y Caracterización de Suelos Forestales de la Comunidad Valenciana (CMA-3133)*” desarrollado en el CIDE.

PERFIL 1: ORI 3

CARACTERÍSTICAS MACROMORFOLÓGICAS

<i>Localización:</i>	Puerto de Almagro (Sierra del Cristo)	
<i>Término Municipal:</i>	Orihuela	
<i>Hoja:</i>	913 Orihuela	
<i>Coordenadas UTM:</i>	X 680473 Y 4209484	
<i>Altitud:</i>	188 m	
<i>Posición Fisiográfica:</i>	Ladera cóncava	
<i>Pendiente-Gradiente:</i>	Moderadamente escarpado	
<i>Pendiente-Orientación:</i>	Sur	
<i>Material de Origen:</i>	Coluvio calcáreo sobre margas	
<i>Cubierta Vegetal:</i>	Matorral con palmitos dispersos	
<i>% Suelo Desnudo:</i>	50%	
<i>Características Superficiales:</i>	Ningún afloramiento rocoso. Mucha pedregosidad superficial de tamaño gravas y bloques	
<i>Clasificación:</i>	Regosol calcárico (FAO-UNESCO, 1988)	

DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES

Horiz.	Prof.(cm)	Descripción
AC	0-25	Color pardo grisáceo en seco (10YR5/2) y pardo grisáceo oscuro en húmedo (10YR4/2). Textura franco-arcillosa. Estructura de moderada a fuerte, granular de tamaño mediano. Muchos elementos gruesos de tamaño gravas, cantos y bloques subangulares. Duro. Firme. Muy adherente. Muy plástico. Frecuentes raíces de medianas a finas. Fuertemente calcáreo. Límite neto y ondulado.
2C	>25	Margas.



PERFIL 2: SERR 10

CARACTERÍSTICAS MACROMORFOLÓGICAS

<i>Localización:</i>	Castellet (Sierra de Serrella)	
<i>Término Municipal:</i>	Castell de Castells	
<i>Hoja:</i>	821 Alcoy	
<i>Coordenadas UTM:</i>	X 742883 Y 4288679	
<i>Altitud:</i>	846 m	
<i>Posición Fisiográfica:</i>	Ladera	
<i>Pendiente-Gradiente:</i>	Escarpado	
<i>Pendiente-Orientación:</i>	Norte	
<i>Material de Origen:</i>	Caliza	
<i>Cubierta Vegetal:</i>	Matorral bajo	
<i>% Suelo Desnudo:</i>	0%	
<i>Características Superficiales:</i>	Muchos afloramientos rocosos Dominante pedregosidad superficial	
<i>Clasificación:</i>	Leptosol réndrico (FAO-UNESCO, 1988)	


DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES

Horiz.	Prof.(cm)	Descripción
A	0-24	Color pardo grisáceo muy oscuro (10YR3/2) en seco y en húmedo. Textura franco-arcillosa. Estructura fuerte, de granular a bloques subangulares. Muchos elementos gruesos con tamaño desde gravas hasta bloques. Ligeramente duro. Firme. Adherente. Plástico. Muchas raíces de todos los tamaños. No calcáreo. Límite irregular e interrumpido.
R	>24	Calizas fracturadas

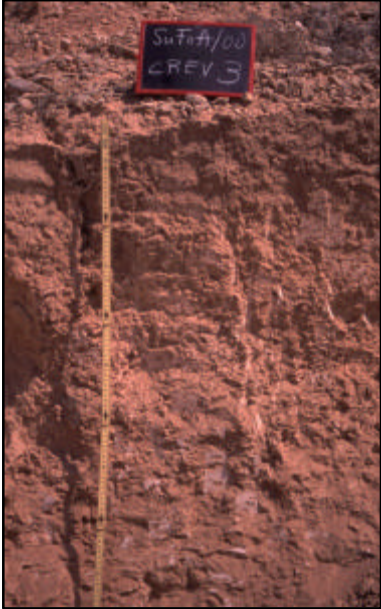


PERFIL 3: CREV 3

CARACTERÍSTICAS MACROMORFOLÓGICAS

<i>Localización:</i>	Sierra de los Ligeros (Sierra de Crevillente)	
<i>Término Municipal:</i>	Albatera	
<i>Hoja:</i>	892 Fortuna	
<i>Coordenadas UTM:</i>	X 683339 Y 4233369	
<i>Altitud:</i>	199 m	
<i>Posición Fisiográfica:</i>	Ladera	
<i>Pendiente-Gradiente:</i>	Moderadamente escarpado	
<i>Pendiente-Orientación:</i>	Suroeste	
<i>Material de Origen:</i>	Margas	
<i>Cubierta Vegetal:</i>	Estrato de gramíneas, aliagas y romero.	
<i>% Suelo Desnudo:</i>	90%	
<i>Características Superficiales:</i>	Muchos afloramientos rocosos. Dominante pedregosidad superficial con tamaño de gravas a cantos.	
<i>Clasificación:</i>	Calcisol epi-pétrico (FAO-UNESCO, 1988)	

DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES

Horiz.	Prof.(cm)	Descripción	
A	0-15	Color pardo amarillento claro en seco (10YR6/4) y pardo amarillento en húmedo (10YR5/4). Textura franca. Estructura granular fuerte. Pocos elementos gruesos, redondeados de tamaño grava. Ligeramente duro. Muy friable. Ligeramente adherente. Ligeramente plástico. Pocas raíces finas. Muy fuertemente calcáreo. Límite gradual.	
Bk	15-45	Color pardo muy pálido en seco (10YR7/3) y pardo amarillento en húmedo (10YR5/4). Textura franca. Estructura fuerte, en bloques subangulares. Pocos elementos gruesos, subangulares de tamaño gravas. Duro. Firme. Adherente. Plástico. Muy fuertemente calcáreo. Acumulaciones secundarias de carbonatos. Muchas concreciones. Límite gradual.	
Ckm	>45	Costra masiva.	

PERFIL 4: ATN 11

CARACTERÍSTICAS MACROMORFOLÓGICAS

<i>Localización:</i>	Peña de Sella (Sierra de Aitana)	
<i>Término Municipal:</i>	Sella	
<i>Hoja:</i>	847 Villajoyosa	
<i>Coordenadas UTM:</i>	X 738772 Y 4279064	
<i>Altitud:</i>	1058 m	
<i>Posición Fisiográfica:</i>	Ladera convexa	
<i>Pendiente-Gradiente:</i>	Moderadamente escarpado	
<i>Pendiente-Orientación:</i>	Norte	
<i>Material de Origen:</i>	Caliza	
<i>Cubierta Vegetal:</i>	Matorral de jara, tomillo y aliaga. Pinos y carrascas dispersas	
<i>% Suelo Desnudo:</i>	40%	
<i>Características Superficiales:</i>	Muchos elementos gruesos, dominante pedregosidad superficial	
<i>Clasificación:</i>	Phaeozem lúvico (FAO-UNESCO, 1988)	

DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES

Horiz.	Prof.(cm)	Descripción
O	4-0	Capa de pinocha
Ah1	0-10	Color pardo oscuro en seco (10YR3/3) y pardo grisáceo muy oscuro en húmedo (10YR3/2). Textura arcillosa. Estructura granular fuerte. De friable a firme. Adherente. Plástico. Frecuentes elementos gruesos, angulosos, de tamaño grava de naturaleza caliza. Muchas raíces pequeñas. Ligeramente calcáreo.
Ah2	10-35	Color pardo oscuro en seco (10YR3/3) y pardo grisáceo muy oscuro en húmedo (10YR3/2). Textura arcillosa. Estructura fuerte de granular a bloques subangulares. Muchos elementos gruesos, angulosos, tamaño de grava a piedras de naturaleza caliza. Firme. Adherente. Plástico. Muchas raíces pequeñas y medianas. Ligeramente calcáreo.
Bt	35-60	Color pardo amarillento oscuro en seco (10YR4/4) y pardo oscuro en húmedo (10YR3/3). Textura arcillosa. Estructura fuerte de granular a bloques subangulares. Muchos elementos gruesos, angulosos, tamaño gravas a bloques, de naturaleza caliza. Firme. Adherente. Plástico. Frecuentes raíces pequeñas y medianas. No calcáreo. Desarrollado entre grietas de caliza. Límite irregular e interrumpido.
R	>60	Caliza

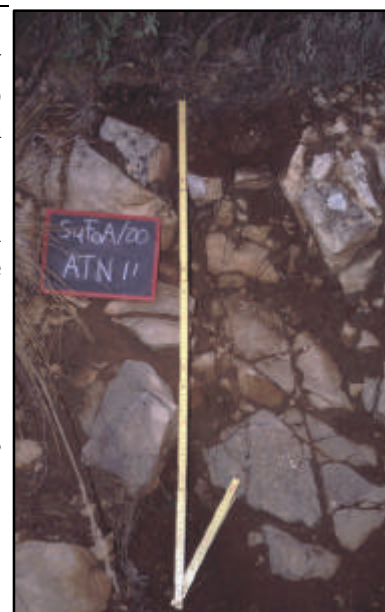


Tabla 3.1.- Propiedades y características de los horizontes correspondientes a los distintos perfiles de suelos forestales presentados.

		Perfil 1		Perfil 2	Perfil 3		Perfil 4		
		AC	2C	A	A	Bk	Ah1	Ah2	Bt
pH (agua)		8.7	9.1	7.7	8.6	8.6	8.0	8.3	8.5
pH (KCl)		7.7	7.9	6.9	8.1	8.2	7.2	7.7	7.3
CEea (dS/m)		0.12	0.17	0.22	0.42	0.95	0.24	0.19	0.18
CEes (dS/m)		-	-	0.62	2.70	7.22	0.62	-	-
Materia Orgánica (%)		3.9	1.0	13.9	1.6	0.6	5.6	6.4	4.2
Carbonatos (%)		45.8	61.0	1.9	69.4	69.5	1.5	6.1	6.5
CIC (cmol ₍₊₎ /kg)		25.7	16.3	60.0	11.9	9.2	51.5	50.4	54.0
Estabilidad Estructural (%)		41.8	29.3	38.4	27.8	17.5	51.9	37.7	71.6
Bases de Cambio	Ca ²⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	23.0	11.0	54.9	9.3	4.9	46.8	47.6	52.1
	Mg ²⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	1.91	3.99	3.43	1.58	3.28	2.66	1.63	1.30
	K ⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	0.66	0.49	1.39	0.30	0.21	1.90	0.88	0.43
	Na ⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	0.12	0.78	0.22	0.76	0.78	0.15	0.21	0.19
% Saturación Bases		100	100	100	100	100	100	100	100
Análisis Granulométrico	Arena (%)	26	10	30	38	25	20	13	15
	Limo (%)	36	46	31	41	49	37	25	27
	Arcilla (%)	38	41	38	21	26	43	62	58
Clase Textural		F-A	A-L	F-A	F	F	A	A	A

3.1.4.- Hidrología.

Las características hidrológicas presentan una gran importancia en relación con el manejo de suelos agrícolas, puesto que condicionan los recursos hídricos disponibles para abastecer los requerimientos de las cosechas. Cabe destacar la existencia de dos cursos fluviales alóctonos, que son el río Vinalopó y el río Segura. Por otro lado, los cursos fluviales autóctonos son mayoritarios en el ámbito alicantino, si bien se caracterizan por la ausencia de caudal durante la mayor parte del año, con importantes avenidas coincidiendo con las precipitaciones de otoño y primavera. Estos ríos son de N a S: el río Serpis que nace en la Sierra Mariola y desemboca en la provincia de Valencia, el río Girona que nace en la Sierra de Llombay en la Peña Blanca y desemboca al norte de Denia, el río Gorgos que nace en la Sierra de Serrella y desemboca en Jávea, el río Algar-Guadalest que nace en la conjunción entra la Sierra de Serrella y la Sierra de Aitana y desemboca a la altura de Altea, el río Sella-Amadorio que nace en la Sierra de Penáguila y desemboca al sur de Villajoyosa y el río Monegre que nace en la Sierra de Peña Rubia y desemboca en El Campello (MAPA, 1986; Bru, 1993).

Las cuencas de los ríos Vinalopó y Segura alimentan las amplias zonas agrícolas de regadío, situadas en el sector O y S. Así, el río Vinalopó nace en la provincia de Valencia, aunque la mayor parte de su recorrido discurre por la provincia de Alicante. Este río desciende en forma de arroyos de aguas subterráneas, entre capas impermeables, desde la Sierra de Mariola y aporta sus aguas a las huertas de Bañeres y Benejama. A continuación, el río cambia de dirección hacia el suroeste, donde el cauce permanece casi siempre seco. Finalmente, se localiza en las inmediaciones de Villena, tomando una dirección sur, y recibiendo las aguas de diferentes ramblas y barrancos. El curso fluvial del Vinalopó desagua en la laguna del Hondo de Elche, donde el escaso caudal que aporta suele perderse por evaporación o infiltración.

El río Segura nace en la Sierra de Segura en la provincia de Jaén. Posteriormente, su curso recorre las provincias de Albacete y Murcia, entra en Alicante por Orihuela y llega hasta Guardamar del Segura donde desemboca. En la provincia de Alicante, el río Segura no recibe ningún afluente y sus aguas alimentan la zona de regadío de la Vega Baja del Segura y parte del Bajo Vinalopó.

En la Tabla 3.2 se presenta un resumen de las características de las cuencas hidrográficas más importantes presentes en la provincia. Como ya

se ha comentado anteriormente, únicamente las cuencas del Vinalopó y el Bajo Segura abastecen las principales zonas agrícolas de regadío de Alicante. Por otro lado, el río Serpis y el río Monegre presentan pequeñas zonas de regadío a lo largo de su curso, si bien éstas no representan zonas de elevados rendimientos económicos. El resto de cursos fluviales se encontrarían ligados a la zona montañosa del sector N y NE y, por tanto, relacionados mayoritariamente con una agricultura de secano.

Tabla 3.2.- Características de las principales cuencas hidrográficas presentes en la provincia de Alicante (Bru, 1993).

Cuenca	Perímetro (km)	Superficie (km ²)	Vegetación Predominante	Precipitación (mm)
Serpis	164	755	Monte-Secano-Regadío	617
Girona	71	113	Monte	760
Gorgos	128	269	Secano	687
Algar-Guadalest	70	213	Monte	598
Sella-Amadorio	56	228	Monte	382
Monegre	104	531	Monte-Secano-Regadío	483
Vinalopó	270	1705	Secano y Regadío	347
Bajo Segura	122	300	Regadío	285

3.1.5.- Características socio-económicas.

Las aspectos morfoestructurales del territorio alicantino, junto con el clima, han condicionado la ocupación humana (Bru, 1993). El sector septentrional presenta una estructura compleja que secciona fuertemente el territorio, por lo que únicamente las depresiones y los valles fluviales han permitido el desarrollo económico (p. ej., Alcoy y Castalla). El litoral de este sector se encuentra formado por costas accidentadas y acantilados con pequeñas acumulaciones de arena de forma localizada, de tal forma que la ocupación del territorio es posible en aquellas zonas de mayor extensión, dedicadas mayoritariamente a las actividades turísticas.

El sector centro-meridional está constituido por los valles de los ríos Vinalopó y Segura, que abarcan dos grandes áreas, donde predominan las acumulaciones fluviales o costeras y los piedemontes de topografías suaves. Estos territorios han resultado idóneos para el asentamiento humano, debido a la fácil comunicación entre distintas zonas y, también, el clima presente.

III. Características del Área de Estudio

Durante el período 1950-1991 se ha asistido a una importante transformación demográfica y, en concreto, a una transformación en la distribución espacial de la población, como consecuencia de la propia evolución de la estructura económica y de la adopción de los modelos de desarrollo regional de los países desarrollados. La baja rentabilidad de los cultivos de secano, junto con otros factores topográficos, climáticos y económicos, condujo a un éxodo de la población hacia las zonas llanas, donde actualmente se instalan los grandes núcleos de población, con industrias y servicios, y donde predomina la agricultura de regadío.

En la Tabla 3.3 se presenta la evolución de la población absoluta, entre el año 1950 y 1991, en las nueve comarcas que conforman la provincia de Alicante. A partir de los datos se observa que el aumento de la población es más evidente en las comarcas con mayores posibilidades económicas (p. ej., el Bajo Vinalopó y el Campo de Alicante), mientras que las comarcas de mayor dificultad fisiográfica (p. ej., el Comtat) presentan un incremento menor de la población absoluta o incluso un descenso respecto a 1950.

Tabla 3.3.- Evolución de la población absoluta (en habitantes) en la provincia de Alicante en el período 1950-1991 (Hernández, 1997a; IVE, 2003).

Comarca	1950	1960	1970	1981	1991
L'Alcoià	67 816	78 656	118 736	132 648	108 651
El Alto Vinalopó	34 386	38 177	43 681	49 434	53 147
El Bajo Segura	123 636	128 870	135 516	144 327	180 156
El Bajo Vinalopó	74 364	93 810	148 762	197 261	222 093
El Campo de Alicante	133 507	155 655	229 714	309 830	343 271
El Comtat	26 028	25 422	24 356	25 350	25 364
La Marina Baja	46 598	49 975	58 955	80 501	106 632
La Marina Alta	58 637	58 512	76 559	88 278	110 302
El Vinalopó Medio	72 970	88 237	114 069	137 711	148 806
Total Provincia	634 065	711 942	920 105	1 149 181	1 334 545

En el año 2001, la población total de la provincia de Alicante era de 1 461 925 habitantes, siendo los núcleos urbanos de Alicante y Elche (por encima de los 200 000 habitantes) y los núcleos de Torrevieja, Benidorm, Orihuela y Alcoy (por encima de los 60 000 habitantes), los que presentaban una mayor población (IVE, 2003). En consecuencia, las comarcas del Campo de Alicante (599 hab/km²), el Bajo Vinalopó (508 hab/km²) y el Bajo Segura (279 hab/km²), presentan las mayores densidades de población

y concentran casi un 60% de la población de toda la provincia. Por el contrario, la densidad de población más baja se sitúa en la comarca de El Comtat (69 hab/km²), debido a las menores posibilidades económicas y laborales.

En cuanto a la economía de la provincia de Alicante, la industria se basa en una producción tradicional, donde predominan la pequeña y mediana empresa. Esta industria se reparte de manera equilibrada por todo el territorio, si bien presenta una mayor concentración en las comarcas del interior. Básicamente, se encuentra vertebrada en dos ejes: L'Alcoià-El Comtat y las tres comarcas del Vinalopó.

Las industrias más representativas son la industria del calzado y cuero, repartidas casi en su totalidad entre los municipios de Elche, Elda, Petrer, Sax y Villena (Matarredona, 1983). Otro sector industrial tradicional es el del juguete, que se centra en las poblaciones de Ibi, Onil y Castalla, y las empresas textiles y de confección que se sitúan en los municipios de Alcoy y Cocentaina. Ambas industrias han ido perdiendo fuerza en los últimos años, como consecuencia de la competencia internacional sobre todo de los países asiáticos. Asimismo, pueden encontrarse otros tipos de industrias con un menor peso, como son la industria del mueble, las industrias alimenticias (p. ej., fabricación del turrón), las industrias químicas, las industrias extractivas destinadas a la obtención de materiales de construcción y mármol y, finalmente, la fabricación y venta de diversos tipos de materiales como las alfombras (localizada casi exclusivamente en Crevillente), el caucho o el papel, entre otras (Matarredona, 1983).

3.2.- La agricultura en la provincia de Alicante.

A mitad del siglo XX, la provincia de Alicante se encontraba cubierta mayoritariamente por cultivos de secano (almendro, higuera, viñedo, algarrobo y olivo) y, en menor medida, por cultivos de regadío (frutales, cítricos, cultivos hortícolas, cultivos industriales y arroz, principalmente) (Roselló, 1965; Hernández, 1997a). En la década de los 60, se produjo una reducción acusada de la superficie de secano a favor del regadío, a través de la puesta en riego de terrenos hasta entonces improductivos o con escasos rendimientos. A partir de la década de los 70, debido fundamentalmente a un período de sequía que duró hasta principios de los años 80 y sobre todo como consecuencia del incremento de la actividad turística durante dicha década, se produce un retroceso en las superficies cultivadas de regadío no

sólo para la provincia de Alicante, sino para la horticultura española y valenciana en general (Padilla, 1998; Aragón *et al.*, 1999). Entre los principales factores que han determinado este retroceso cabe citar los siguientes (Maroto, 2002a): la reconversión del suelo cultivado a urbano debido a la presión urbanística ejercida en zonas costeras y periurbanas, la expansión de otros cultivos de menor coste y mayor rentabilidad (p. ej., cítricos), las escasas reservas de agua para el riego, la reducida disponibilidad de mano de obra, la inversión económica requerida para el aprovisionamiento de materias primas (p. ej., semillas, fertilizantes), maquinaria y mano de obra, la difusión de numerosas virosis y el estancamiento o reducción de los precios de venta en relación con la situación existente en décadas anteriores.

En la Figura 3.9 se presenta la evolución de la superficie de hortalizas y tubérculos (en hectáreas) en España y en la Comunidad Valenciana en los últimos años. La tendencia sigue un descenso en cuanto a la superficie cultivada, observándose una disminución de la superficie destinada al cultivo de hortalizas y tubérculos respecto a la década de los 80 (Maroto, 2002a). Además, esta caída ha sido mucho más acusada en la Comunidad Valenciana que en el resto de España.

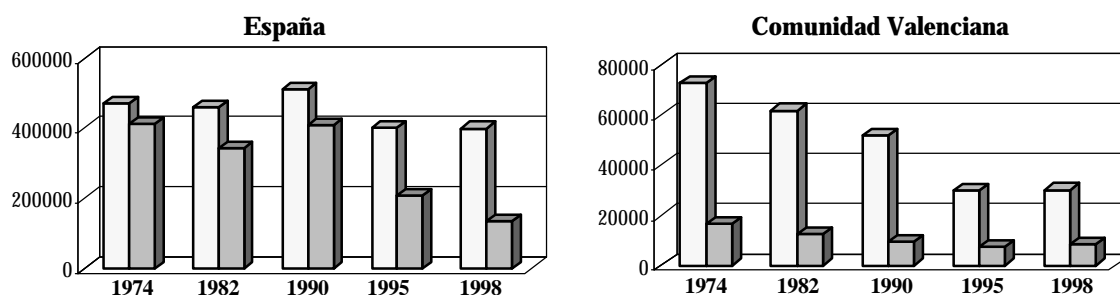


Figura 3.9.- Evolución de la superficie (en ha) de hortalizas (punteado) y tubérculos (rayado) en España y en la C. Valenciana (Fuente: Maroto, 2002a; CAPA, 2002).

A nivel autonómico, las tres provincias también han experimentado una disminución paulatina de la superficie destinada a cultivos hortícolas. En la Tabla 3.4 se presenta la evolución de la superficie ocupada por los suelos agrícolas y la evolución de los cultivos hortícolas (en hectáreas), durante el período 1998-2002 en la provincia de Alicante. En general, se observa una disminución ligera y progresiva, siguiendo la tendencia nacional de las últimas décadas, si bien las hortalizas se han mantenido más

o menos constantes, mientras que los tubérculos han disminuido de forma más acentuada.

Tabla 3.4.- Evolución de la superficie cultivada (en ha) en la provincia de Alicante en el período 1998-2002 (Hernández, 1997a; IVE, 2003).

Superficie	1998	1999	2000	2001	2002
Suelos de Secano	142 811	143 239	143 364	144 029	137 364
Suelos de Regadío	136 885	134 390	131 190	130 096	123 929
Hortalizas	10 526	10 105	10 323	10 521	10 293
Tubérculos	2 992	2 987	1 211	1 120	718
Cultivos Hortícolas	13518	13 092	11 534	11 641	11 011

En la actualidad, la agricultura alicantina se enfrenta al desarrollo de otras áreas agrícolas dentro del ámbito nacional (p. ej., Andalucía, Murcia) e internacional (p. ej., Marruecos, Este de Europa), que han irrumpido fuertemente en las últimas décadas dentro del mercado agrícola. Asimismo, el problema más importante con el que se enfrenta actualmente la agricultura alicantina es la escasez de agua, tanto de los recursos superficiales como subterráneos, en su mayor parte sobreexplotados y con problemas de contaminación por nitratos y sales, que determinan un problema tanto en la cantidad como en la calidad del agua de riego (Padilla, 1998; Aragón *et al.*, 1999).

3.3.- Los suelos agrícolas con cultivos hortícolas.

El área de estudio comprende los suelos agrícolas destinados al cultivo hortícola en la provincia de Alicante. La superficie correspondiente a este uso fue identificada mediante la información cartográfica sobre usos del suelo de la Consellería de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte (COPUT, 1991), que se presenta en la Figura 3.10. En dicho mapa pueden visualizarse, además de la distribución del uso hortícola, otros usos del suelo relacionados con la actividad antrópica, como son el uso industrial, el uso urbano y otros usos potencialmente contaminantes donde se incluyen canteras, graveras, escombreras, vertederos y desguaces, entre otros.

III. Características del Área de Estudio

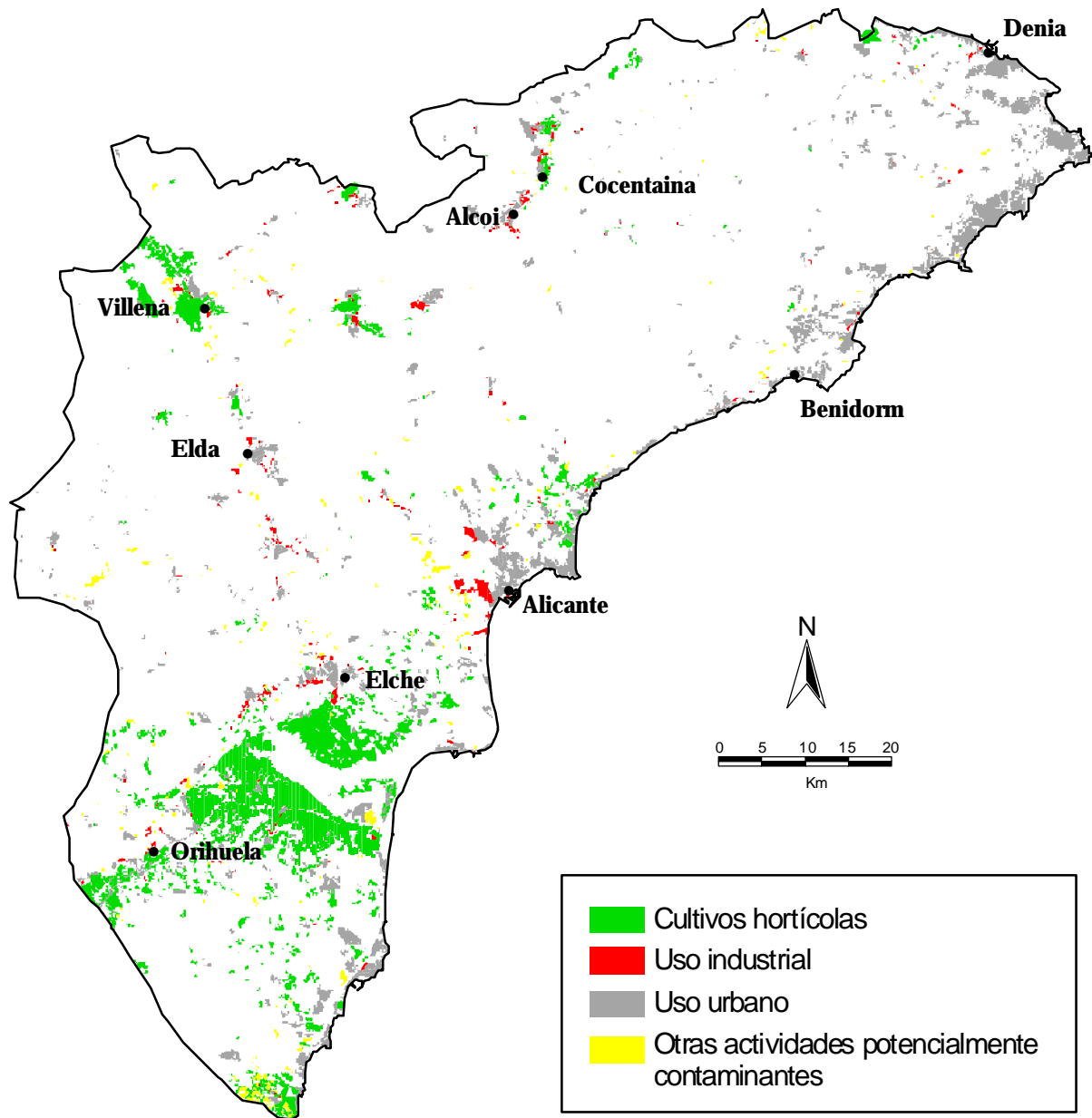


Figura 3.10.- Distribución de diferentes usos del suelo en la provincia de Alicante (Fuente: COPUT, 1991).

Esta información cartográfica, si bien es la única disponible en formato digital, no refleja exactamente el estado actual de los usos del suelo de la provincia, y en concreto de la superficie destinada a los cultivos hortícolas, debido a las transformaciones realizadas desde el año 1991 hasta la actualidad. Sin embargo, se utilizó como punto de partida para llevar a cabo el muestreo de los suelos en el área de estudio, ya que no existía una actualización más reciente.

En el año 2001, las tierras de regadío ocupaban una superficie de 130 096 ha, de las cuales 22 020 ha pertenecían a cultivos herbáceos de regadío, donde se incluyen 11 641 ha correspondientes a cultivos hortícolas, según el Informe del Sector Agrario Valenciano (CAPA, 2002). Los suelos agrícolas objeto de estudio se sitúan, por tanto, en un área discontinua a lo largo de toda la provincia. Sobre dicha superficie, se seleccionaron aleatoriamente 54 parcelas¹, con el objeto de llevar a cabo el muestreo del suelo, según las pautas que se detallan en el siguiente capítulo.

En la Figura 3.11 se presenta la distribución espacial de las 54 parcelas sobre el área que ocupan los cultivos hortícolas de regadío. Dichas parcelas se sitúan preferentemente en los sistemas aluvial y aluvial-coluvial, según el mapa geocientífico de la provincia de Alicante (AMA, 1991). En la Figura 3.12 se presenta la distribución de los principales sistemas morfodinámicos de la provincia, así como la situación de las parcelas muestreadas.

Las parcelas se localizan, principalmente, en las comarcas alicantinas del Alto Vinalopó, el Bajo Vinalopó y el Bajo Segura. Sin embargo, dos parcelas quedaron situadas fuera de estas comarcas, como son la parcela MPA-28, en la comarca de l'Alcoià, y la parcela MPA-36, en la comarca del Comtat. Por consiguiente, se ha realizado una clasificación de las mismas, para la posterior presentación de los resultados, en función de las comarcas: (1) la zona agrícola del Alto Vinalopó, que incluye 5 parcelas; (2) la zona agrícola del Bajo Vinalopó, con 18 parcelas; y (3) la zona agrícola del Bajo Segura, donde se localizan 29 parcelas. Por otro lado, en el análisis comparativo entre zonas agrícolas no se han considerado las comarcas de l'Alcoià y el Comtat por presentar únicamente una parcela, cada una de ellas.

¹ En este contexto, parcela se refiere a una porción pequeña de terreno dedicada al cultivo, según el registro del catastro, y en general con un tamaño entre 1 y 5 ha.

III. Características del Área de Estudio

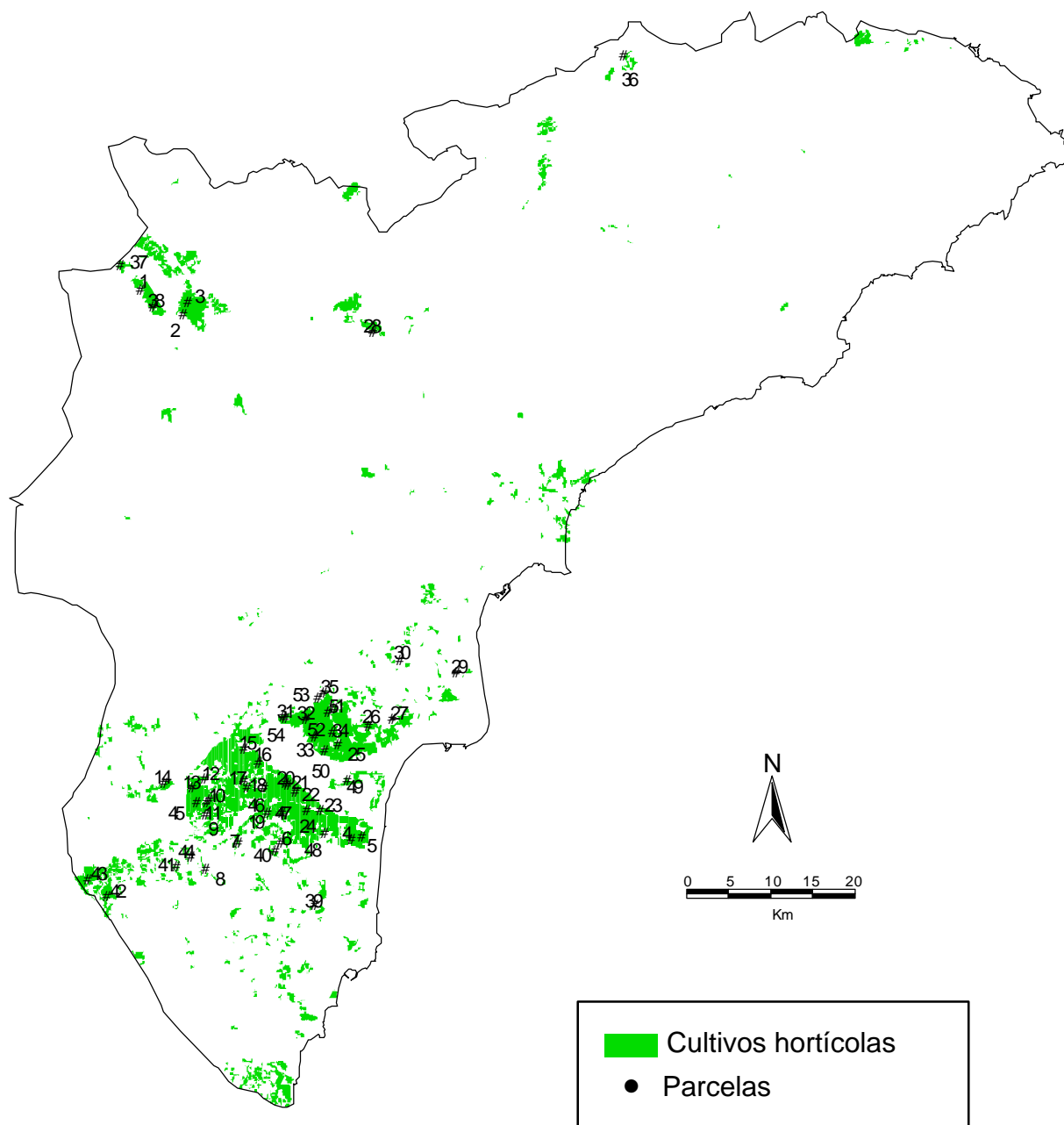


Figura 3.11.- Distribución espacial de las 54 parcelas sobre uso hortícola de regadío (Fuente: COPUT, 1991).

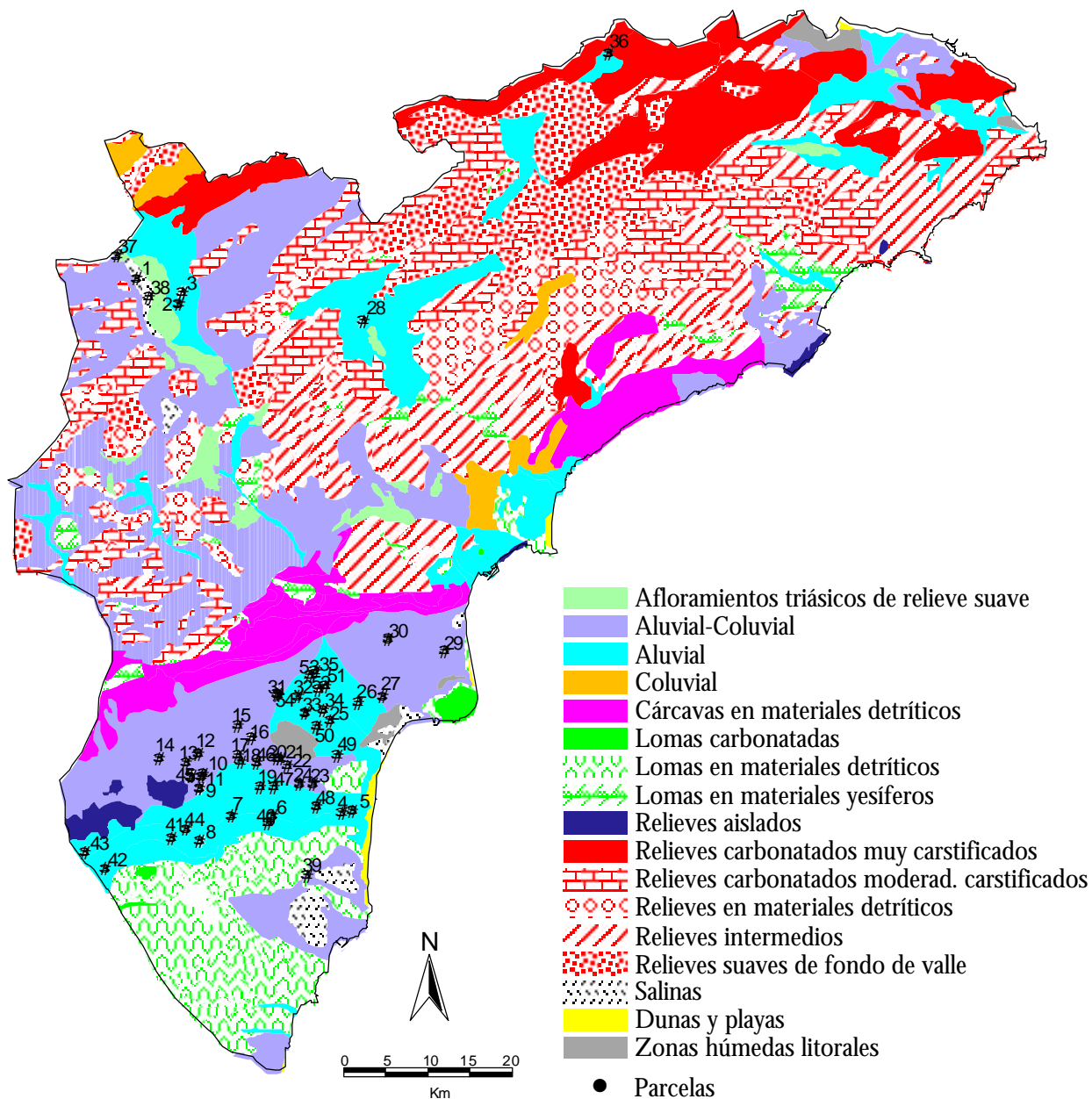


Figura 3.12.- Sistemas morfoestructurales definidos por el mapa geocientífico de la provincia de Alicante y distribución de las 54 parcelas (Fuente: AMA, 1991).

3.3.1.- Zona agrícola del Alto Vinalopó.

La comarca del Alto Vinalopó (Foto 4 del Apéndice I) se sitúa al noroeste de la provincia de Alicante. La economía de esta zona se basa en la agricultura y la industria, principalmente en lo que respecta al sector del calzado y textil que se concentra en los núcleos urbanos de Villena, Benejama, Biar y Sax.

En la zona de Villena, los cultivos hortícolas presentan una gran diversificación y se localizan en las áreas más próximas al núcleo urbano, destinadas a cubrir las necesidades de los mercados locales y nacionales (Matarredona, 1983; Bru, 1993; Hernández, 1997b; Rico *et al.*, 2003). En el año 2001, el Alto Vinalopó contaba con 10 260 ha de superficie de regadío, de las cuales 2819 ha correspondían a cultivos herbáceos de regadío. Dentro de los herbáceos de regadío, 859 ha estaban destinadas al cultivo de hortalizas y 114 ha al cultivo de tubérculos (CAPA, 2002). En la Tabla 3.5 se muestra la distribución de los principales cultivos hortícolas presentes en esta comarca durante el año 2001, siendo la patata, la espinaca y la cebolla los cultivos predominantes (CAPA, 2002).

Tabla 3.5.- Distribución de los principales cultivos hortícolas presentes en la comarca del Alto Vinalopó durante el año 2001 (CAPA, 2002).

Cultivo Hortícola	Superficie (ha)	Porcentaje (%)
Patata	114	12%
Espinaca	38	4%
Cebolla	34	3%
Col y Repollo	20	2%
Tomate	17	2%
Melón	11	1%
Haba Verde	8	1%
Alcachofa	3	0.3%
Otros	728	74.7%
Total	973	100%

El climograma de la estación pluviométrica de Villena (Figura 3.13) presenta un período seco durante los meses de verano, mientras que el resto del año presenta diferentes picos de precipitación. Asimismo, por tratarse de una zona del interior de la provincia, presenta un clima continental donde las nieblas y las heladas suelen ser frecuentes. La temperatura media anual es 14°C, la precipitación media anual es 359 mm y la evapotranspiración potencial se sitúa entre 700 y 950 mm (Pérez-Cueva,

1994; Rivas-Martínez, 1996). Estos parámetros determinan un índice de aridez semiárido, que obliga a disponer de recursos hídricos (en gran parte, subterráneos) para el desarrollo de los cultivos (Rico *et al.*, 2003).

El Alto Vinalopó, debido a las condiciones fisiográficas y climáticas, cuenta con recursos hídricos propios para el autoabastecimiento. Sin embargo, este balance aparentemente positivo no es exacto ya que parte de los acuíferos de esta zona sirven para abastecer otros ámbitos con mayores necesidades hídricas, a los cuales se exporta no sólo sus recursos sino también sus reservas. Así, por ejemplo, el acuífero Jumilla-Villena abastece en un 15% a la Comunidad Autónoma de Murcia (Bru, 1993).

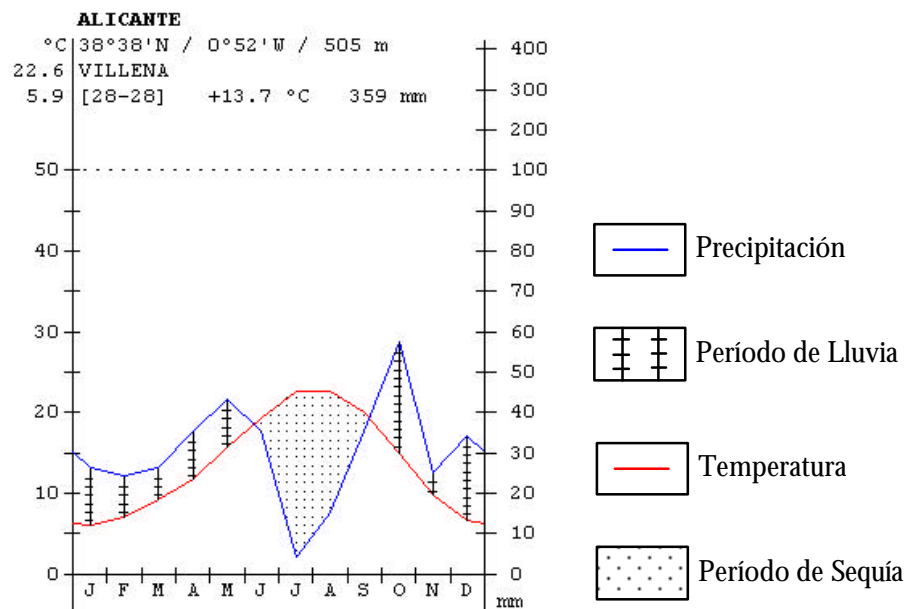


Figura 3.13.- Climograma de Gaussen de la estación de Villena (serie 1942-1969) (Fuente: Rivas-Martínez, 1996).

El suministro de agua para el sector industrial, basado en medianas y pequeñas empresas, se realiza a expensas de la red urbana. Sin embargo, estas industrias si bien no inciden en gran cuantía en los consumos, sí influyen en los niveles de contaminación de los vertidos y residuos generados, dado el escaso caudal que discurre por los cauces de esta zona. Así, las industrias del mármol, piel y calzado ubicadas en la ribera del Vinalopó generan importantes cantidades de residuos que, unidos a las aguas residuales procedentes de algunos núcleos urbanos, determinan urgentes actuaciones de saneamiento sugeridas por diversos autores (p. ej., Matarredona, 1983; Bru, 1993).

III. Características del Área de Estudio

El valle del Vinalopó y cauces colindantes están constituidos por diversas cuencas cuaternarias originadas por procesos de origen aluvial (mantos de arroyada, abanicos aluviales y ramblas), que han dado lugar a llanuras de topografía suave donde han evolucionado los suelos agrícolas. Sobre los materiales cuaternarios que conforman el valle del Vinalopó aparecen Fluvisoles calcáricos, como unidades puras o asociados a Cambisoles calcáricos. Por otro lado, sobre materiales no consolidados aparecen Regosoles calcáricos localizados en el fondo de valle y en situaciones de piedemonte, que se ven rejuvenecidos por nuevos materiales procedentes de las sierras colindantes. La presencia de este tipo de sedimentos aluviales y coluviales no parecen predecir síntomas de salinidad, a excepción de la zona próxima a la Laguna de Villena en la cual existen manantiales salinos en el contacto con los materiales del Triásico, donde puede identificarse una zona donde predominan Solonchaks sódicos.

Según un estudio realizado por De la Horra *et al.* (2003), los suelos agrícolas de Villena son suelos antropizados, sometidos a un continuo laboreo que produce una homogeneización de los horizontes superficiales y favorece la mineralización de la materia orgánica. Estas prácticas originan, en general, niveles bajos de materia orgánica en horizontes superficiales. Sin embargo, en determinadas ocasiones pueden caracterizarse contenidos ligeramente altos, si el muestreo coincide con aportaciones recientes de abonos orgánicos. A modo de ejemplo, se presentan dos perfiles de suelos agrícolas (Perfil 5 y Perfil 6) que han sido caracterizados por De la Horra *et al.* (2003) en el término municipal de Villena. En la Tabla 3.6 (véase Pág. 64) se presentan las características físico-químicas de los distintos horizontes correspondientes a ambos perfiles.

En esta zona han sido analizadas 5 parcelas (MPA-01, 02, 03, 37 y 38), pertenecientes todas ellas al término municipal de Villena (Tabla 3.7), y que suponen un 9% del número total. En el Apéndice II se presentan los datos referentes a cada una de estas parcelas.

Tabla 3.7.- Identificación de las parcelas pertenecientes a la comarca del Alto Vinalopó.

Parcela	UTM_X	UTM_Y	Municipio	Hoja 1:50 000
MPA-01	680562	4278375	Villena	845
MPA-02	685225	4275674	Villena	845
MPA-03	685655	4276885	Villena	845
MPA-37	678446	4280865	Villena	845
MPA-38	681938	4276356	Villena	845

PERFIL 5

CARACTERÍSTICAS MACROMORFOLÓGICAS

<i>Localización:</i>	Al S de Villena en el paraje La Huerta – Casa Mecánica, entre la Acequia del Rey y el ferrocarril Madrid-Alicante
<i>Término Municipal:</i>	Villena
<i>Hoja:</i>	845 Yecla
<i>Coordenadas UTM:</i>	X 685479 Y 4276228
<i>Altitud:</i>	495 m
<i>Posición Fisiográfica:</i>	Fondo de valle
<i>Pendiente:</i>	Llano (0-2%)
<i>Material de Origen:</i>	Sedimentos aluviales cuaternarios
<i>Pedregosidad Superficial:</i>	Cubre menos del 0.01%
<i>Uso:</i>	Cultivos agrícolas de regadío
<i>Clasificación:</i>	Regosol calcárico (FAO-UNESCO, 1988)
<i>Fuente:</i>	De la Horra <i>et al.</i> (2003)

DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES

Horiz.	Prof.(cm)	Descripción
Ap	0-30	Color gris claro en seco (10YR7/1) y gris pardo claro en húmedo (10YR6/2). Textura franco-arcillo-arenosa. Estructura subangular mediana de moderado desarrollo. Consistencia en mojado, ligeramente adherente y ligeramente plástico; en húmedo, muy friable y en seco, duro a muy duro. Raíces finas y frecuentes. Poros finos y muy finos, frecuentes y discontinuos. Límite neto y horizontal.
C ₁	>30	Color gris claro tendente a blanquecino en seco (5Y8/1) y gris claro en húmedo (5Y7/1). Textura arcillosa. Estructura subangular con tendencia a angular, de tamaño grueso y moderado desarrollo. Consistencia en mojado, muy ligeramente adherente y ligeramente plástico; en húmedo, muy friable y en seco, de ligeramente duro a duro. No se observan raíces.

PERFIL 6

CARACTERÍSTICAS MACROMORFOLÓGICAS

<i>Localización:</i>	Al S de Villena entre la acequia del Rey y el ferrocarril Madrid-Alicante, situado más al norte que el perfil anterior
<i>Término Municipal:</i>	Villena
<i>Hoja:</i>	845 Yecla
<i>Coordenadas UTM:</i>	X 685039 Y 4276898
<i>Altitud:</i>	500 m
<i>Posición Fisiográfica:</i>	Superficie convexa en un pequeño altozano
<i>Pendiente:</i>	Suave (3-5%)
<i>Material de Origen:</i>	Limos y arcillas carbonatados
<i>Pedregosidad Superficial:</i>	Cobre menos del 0.01%
<i>Uso:</i>	Cultivos agrícolas de regadío
<i>Clasificación FAO:</i>	Regosol calcárico (FAO-UNESCO, 1988)
<i>Fuente:</i>	De la Horra <i>et al.</i> (2003)

DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES

Horiz.	Prof.(cm)	Descripción
Ap	0-45	Color pardo (10YR5/3), en seco y en húmedo. Textura franco-arcillo-arenosa. Estructura subangular, de tamaño medio a grueso y moderadamente desarrollada. Consistencia en mojado, muy ligeramente adherente y ligeramente plástico; en húmedo, muy friable y en seco, blando o ligeramente duro. Raíces frecuentes, medianas y gruesas. Poros, poco finos y muy finos. Límite gradual y horizontal.
C ₁	45-80	Color pardo muy pálido (10YR7/3), en seco y en húmedo. Textura arcillo-arenosa. Estructura subangular con tendencia a angular, de tamaño mediano y moderado desarrollo. Consistencia en mojado, muy ligeramente adherente y ligeramente plástico; en húmedo, friable; y en seco, duro a muy duro. Poros frecuentes finos y discontinuos. Apenas se distinguen raíces. Límite gradual y ondulado.
C ₂	>80	Color pardo muy pálido (10YR7/3), en seco y en húmedo. Textura arcillosa. Estructura angular, de tamaño mediano y bien desarrollada. Consistencia en mojado, adherente y plástico; en húmedo, friable y en seco, extremadamente duro. Poros escasos y muy finos. No se observan raíces.

Tabla 3.6.- Propiedades y características de los horizontes correspondientes a los distintos perfiles de suelos agrícolas pertenecientes a la comarca del Alto Vinalopó (De la Horra et al., 2003).

		Perfil 5		Perfil 6		
		Ap	C ₁	Ap	C ₁	C ₂
pH (agua)		7.9	8.2	7.9	7.7	7.7
pH (KCl)		7.5	7.6	7.3	7.1	7.0
CEes (dS/m)		0.83	0.61	0.53	0.97	0.63
Materia Orgánica (%)		2.6	0.3	2.0	0.7	0.4
Carbonatos (%)		37	44	24	31	34
CIC (cmol ₍₊₎ /kg)		37.4	27.5	25.6	26.7	25.8
Bases de Cambio	Ca ²⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	28.7	20.6	21.9	23.7	22.5
	Mg ²⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	6.29	4.85	2.00	1.31	1.78
	K ⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	0.61	0.76	0.74	0.49	0.61
	Na ⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	1.83	1.30	0.96	1.22	0.94
% Saturación Bases		100	100	100	100	100
Análisis Granulométrico	Arena (%)	49	40	56	48	40
	Limo (%)	19	19	10	9	11
	Arcilla (%)	32	41	34	43	49
Clase Textural		F-A-Ar	A	F-A-Ar	A-Ar	A

3.3.2.- Zona agrícola del Bajo Vinalopó.

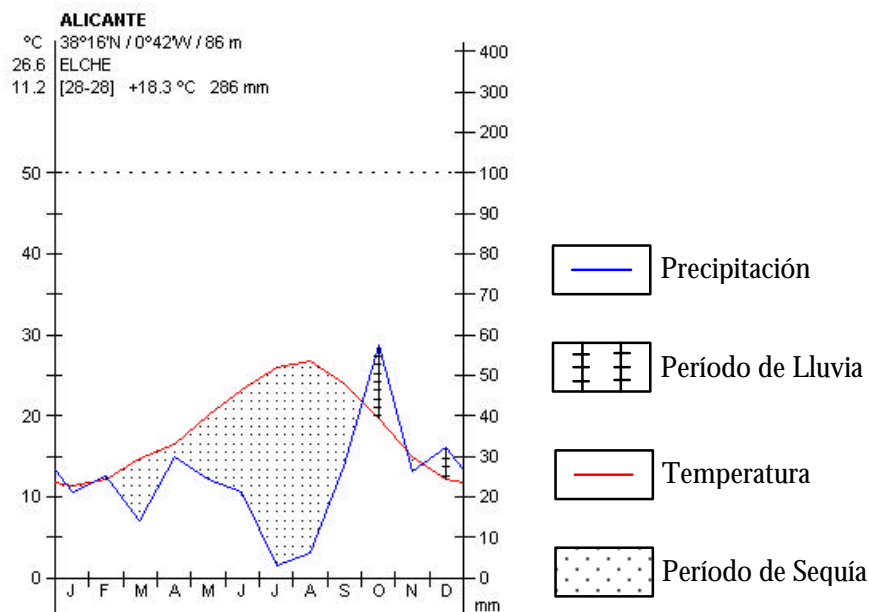
La comarca del Bajo Vinalopó (Foto 5 del Apéndice I) se sitúa en el centro-sur de la provincia. Los principales núcleos urbanos son Elche, Crevillente y Santa Pola, siendo el municipio de Elche el que alberga una mayor superficie destinada al cultivo hortícola de regadío (IVE, 2003).

Durante las últimas décadas, el paisaje agrario del Bajo Vinalopó se ha visto sumergido en una dinámica nueva, centrada en un incremento e intensificación de la productividad y la rentabilidad más que en la ampliación de la zona regada. En el año 2001, el Bajo Vinalopó contaba con 21 499 ha de tierras de regadío, de las cuales 4982 ha correspondían a herbáceos de regadío. Dentro de este grupo, 1355 ha estaban destinadas al cultivo de hortalizas y 281 ha al cultivo de tubérculos (CAPA, 2002). En la Tabla 3.8 se presenta la distribución de los principales cultivos hortícolas durante el año en el cual se produjo el muestreo, observándose que la escarola, la patata y el tomate representan los cultivos más abundantes.

Tabla 3.8.- Distribución de los principales cultivos hortícolas presentes en la comarca del Bajo Vinalopó durante el año 2001 (CAPA, 2002).

Cultivo Hortícola	Superficie (ha)	Porcentaje (%)
Escarola	431	26%
Patata	281	17%
Tomate	245	15%
Alcachofa	187	12%
Haba Verde	110	7%
Cebolla	40	2%
Melón	39	2%
Lechuga	25	2%
Otros	278	17%
Total	1 636	100%

El climograma de la estación pluviométrica de Elche (Figura 3.14) muestra un déficit de agua que se prolonga desde los primeros meses del año hasta prácticamente el mes de octubre, en el cual se observa el pico máximo de precipitación. La temperatura media anual es 18°C, la precipitación media anual es 286 mm y la evapotranspiración potencial se sitúa alrededor de 908 mm (Pérez-Cueva, 1994; Rivas-Martínez, 1996).



*Figura 3.14.- Climograma de Gausson de la estación de Elche (serie 1942-1969)
 (Fuente: Rivas-Martínez, 1996).*

Como consecuencia de las condiciones fisiográficas y climáticas, el Bajo Vinalopó es un sector deficitario, desde el punto de vista hídrico, sujeto a caudales foráneos de carácter irregular. Al caudal propio del río Vinalopó, que escasamente llega hasta Elche, se le unen las aguas residuales procedentes de los núcleos urbanos y los vertidos adicionados por las actividades industriales, que dan como resultado un caudal de agua salino y contaminante, sobre todo en períodos secos. Asimismo, la comarca del Bajo Vinalopó está exenta de acuíferos de importancia, por lo que ha tenido que recurrir a las escasas aguas sobrantes del río Vinalopó y del río Segura para su utilización en las tierras de regadío que, por otro lado, ocupan un 87% de la superficie (Bru, 1993).

En cuanto a los suelos de la comarca del Bajo Vinalopó, la mayoría de la superficie se encuentra ocupada por Fluvisoles calcáricos que se prolongan hasta alcanzar la Vega Baja del Segura, donde son predominantes. Estos suelos aluviales se encuentran en la parte central del abanico deltaico del Vinalopó, incluyendo la zona de palmeral que bordea el núcleo de Elche, siendo más reducidos en el término de Crevillente. En la zona septentrional predominan los Calcisoles, Cambisoles y Regosoles sobre materiales principalmente constituidos por calizas secundarias y margas terciarias (Gozálvez, 1977). Dentro de estas tipologías de suelos, las

III. Características del Área de Estudio

subunidades mayoritarias son Cambisoles calcáricos, Regosoles calcáricos y Regosoles eútricos.

A modo de ejemplo, se muestra el perfil de un suelo agrícola (Perfil 7) localizado en el término municipal de Elche, en la comarca del Bajo Vinalopó, incluido en la base de datos CIEMAT y caracterizado por Storie y Fernández-Fábrega (1964). El otro perfil que se presenta (Perfil 8) se sitúa en el término municipal de Crevillente y ha sido caracterizado por Ortiz y Caselles (1982) en un estudio sobre los suelos salinos situados al norte de San Felipe Neri y próximos a la laguna del Hondo de Elche. En la Tabla 3.9 (véase Pág. 70) se presentan las principales características físico-químicas de los horizontes correspondientes a ambos perfiles.

En esta zona han sido analizadas 18 parcelas, que se localizan en los términos municipales de Elche (16 parcelas) y Crevillente (2 parcelas), y suponen un 33% del número total (Tabla 3.10). En el Apéndice II se presentan los datos referentes a cada una de estas parcelas.

Tabla 3.10.- Identificación de las parcelas pertenecientes a la comarca del Bajo Vinalopó.

Parcela	UTM_X	UTM_Y	Municipio	Hoja 1:50 000
MPA-015	691775	4229143	Crevillente	893
MPA-016	693262	4227706	Crevillente	893
MPA-025	701921	4229547	Elche	893
MPA-026	705400	4230860	Elche	893
MPA-027	707744	4232241	Elche	893
MPA-029	714644	4237270	Elche	893
MPA-030	708474	4238663	Elche	893
MPA-031	696030	4232529	Elche	893
MPA-032	698347	4232244	Elche	893
MPA-033	699315	4230419	Elche	893
MPA-034	701270	4230810	Elche	893
MPA-035	700311	4235090	Elche	893
MPA-049	700463	4228947	Elche	893
MPA-050	701438	4233381	Elche	893
MPA-051	700777	4233047	Elche	893
MPA-052	699681	4234642	Elche	893
MPA-053	696215	4232438	Elche	893
MPA-054	700463	4228947	Elche	893

PERFIL 7

CARACTERÍSTICAS MACROMORFOLÓGICAS

<i>Localización:</i>	Al E de Elche y en las proximidades del Canal de Elche
<i>Término Municipal:</i>	Elche
<i>Hoja:</i>	893 Elche
<i>Coordenadas UTM:</i>	X 704076 Y 4238352
<i>Altitud:</i>	68 m
<i>Posición Fisiográfica:</i>	Llanura aluvial
<i>Pendiente:</i>	Llano
<i>Material de Origen:</i>	Sedimentos aluviales cuaternarios
<i>Uso:</i>	Cultivos hortícolas
<i>Clasificación:</i>	Calcisol háplico (FAO-UNESCO, 1988)
<i>Fuente:</i>	Storie y Fernández-Fábrega (1964)

DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES

Horiz.	Prof.(cm)	Descripción
A	0-20	Color pardo rojizo (10YR7/4), en seco y en húmedo. Estructura grumosa. Límite neto. Calizo.
Bk	20-36	Color pardo muy pálido (10YR7/3), en seco y en húmedo. Estructura grumosa. Límite difuso. Calizo.
C	>36	Color pardo muy pálido (10YR7/3), en seco y en húmedo. Estructura grumosa. Calizo.

PERFIL 8

CARACTERÍSTICAS MACROMORFOLÓGICAS

<i>Localización:</i>	A unos 15 m al O del km 28 de la carretera Novelda a Catral, a 2350 m de la laguna del Hondo de Elche
<i>Término Municipal:</i>	Crevillente
<i>Hoja:</i>	893 Elche
<i>Coordenadas UTM:</i>	X 691725 Y 4229840 (aprox.)
<i>Altitud:</i>	10 m
<i>Posición Fisiográfica:</i>	Llanura
<i>Pendiente:</i>	Nula
<i>Material de Origen:</i>	Sedimentos limosos cuaternarios
<i>Uso:</i>	Cultivos agrícolas de regadío
<i>Clasificación:</i>	Regosol calcárico (FAO-UNESCO, 1988)
<i>Fuente:</i>	Ortiz y Caselles (1982)

DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES

Horiz.	Prof.(cm)	Descripción
Ap	0-20	Color pardo rojizo (5YR5/4) en seco y pardo rojizo (5YR5/4) en húmedo. Estructura grumosa media poco desarrollada con tendencia a laminar en superficie. Contiene raíces muy finas de aproximadamente 1 mm. Límite gradual. Calizo.
AC	20-36	Color gris rosáceo (5YR7/2) en seco y pardo rojizo (5YR5/3) en húmedo. Estructura masiva y raíces gruesas de cultivos de aproximadamente 1 cm. En el límite entre este horizonte y el subyacente las raíces se disponen casi horizontalmente. Límite gradual. Calizo.
Cg	>36	Color gris oscuro (5YR7/1) en seco y pardo rojizo (5YR5/4) en húmedo. Estructura masiva. No presenta raíces. Aparecen abundantes manchas rojizas y verdes de oxidación-reducción. Calizo.

Tabla 3.9.- Propiedades y características de los horizontes correspondientes a los distintos perfiles de suelos agrícolas pertenecientes a la comarca del Bajo Vinalopó (Storie y Fernández-Fábrega, 1964; Ortiz y Caselles, 1982).

		Perfil 7 ²			Perfil 8 ³		
		A	Bk	C	A _p	AC	C _g
pH (agua)		8.5	8.1	8.4	8.3	8.2	8.2
pH (KCl)		-	-	-	7.9	7.9	7.9
CEes (dS/m)		0.6	1.3	0.4	4.1	6.8	9.6
Materia Orgánica (%)		1.3	0.6	0.4	1.8	1.3	0.4
Carbonatos (%)		66.8	72.5	75.6	46.2	44.0	45.5
CIC (cmol ₍₊₎ /kg)		15.0	10.5	11.0	25.3	23.6	16.8
Cationes en el Extracto de Saturación	Ca ²⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	-	-	-	1.44	1.60	1.55
	Mg ²⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	-	-	-	1.49	1.99	2.01
	K ⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	-	-	-	0.05	0.06	0.10
	Na ⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	-	-	-	1.00	2.79	4.57
Análisis Granulométrico	Arena (%)	28	62	41			
	Limo (%)	30	7	24	-	-	-
	Arcilla (%)	42	31	35			
Clase Textural		A	F-A-Ar	F-A	-	-	-

² NOTA: La referencia no presenta datos de pH (KCl), bases de cambio, ni cationes en el extracto de saturación.

³ NOTA: La referencia no presenta datos de bases de cambio, ni del análisis granulométrico.

3.3.3.- Zona agrícola del Bajo Segura.

La comarca del Bajo Segura (Foto 6 del Apéndice I) se sitúa al sur de la provincia de Alicante. El centro de la comarca está ocupado por la Vega Baja del río Segura, cuyo cauce transcurre desde el límite de la provincia de Murcia, al oeste de Orihuela, hasta el mar Mediterráneo donde desemboca en las cercanías de Guardamar del Segura. Esta comarca está constituida por numerosos términos municipales, siendo Orihuela, Dolores y Guardamar del Segura los principales núcleos hortícolas (IVE, 2003).

A mediados del siglo XX, esta comarca presentaba aproximadamente la mitad de los suelos agrícolas destinados a cultivos de secano y la otra mitad a cultivos de regadío. En las últimas décadas se ha venido produciendo una extensión de los suelos de regadío llegando a ocupar la mayor parte de la superficie agrícola. En el año 2001, el Bajo Segura contaba con 50 111 ha de tierras de regadío, de las cuales 11 858 ha correspondían a cultivos herbáceos de regadío. Dentro de este grupo, 6694 ha estaban destinadas al cultivo de hortalizas y 594 ha al cultivo de tubérculos (CAPA, 2002). En la Tabla 3.11 se presenta la distribución de los principales cultivos hortícolas durante el año 2001, siendo predominantes la alcachofa y la lechuga.

Tabla 3.11.- Distribución de los principales cultivos hortícolas presentes en la comarca del Bajo Segura durante el año 2001 (CAPA, 2002).

Cultivo Hortícola	Superficie (ha)	Porcentaje (%)
Alcachofa	1 446	20%
Lechuga	728	10%
Patata	594	8%
Melón	288	4%
Tomate	212	3%
Coliflor	199	3%
Haba Verde	168	2%
Escarola	129	2%
Otros	3 524	48%
Total	7 288	100%

En la Figura 3.15 se presenta el climograma de Gausson de la estación pluviométrica de Orihuela, en el cual pueden observarse las escasas precipitaciones que acontecen durante todo el año, con una precipitación media anual por debajo de los 300 mm y una temperatura media anual de

18°C que condiciona una intensa evapotranspiración durante los meses estivales (Pérez-Cueva, 1994; Rivas-Martínez, 1996). Las características pluviométricas resultan insuficientes para las prácticas agrícolas, junto con la elevada evapotranspiración y las pérdidas por infiltración, por lo que el riego se convierte en el factor más importante para asegurar el rendimiento adecuado de los cultivos (Bru, 1993).

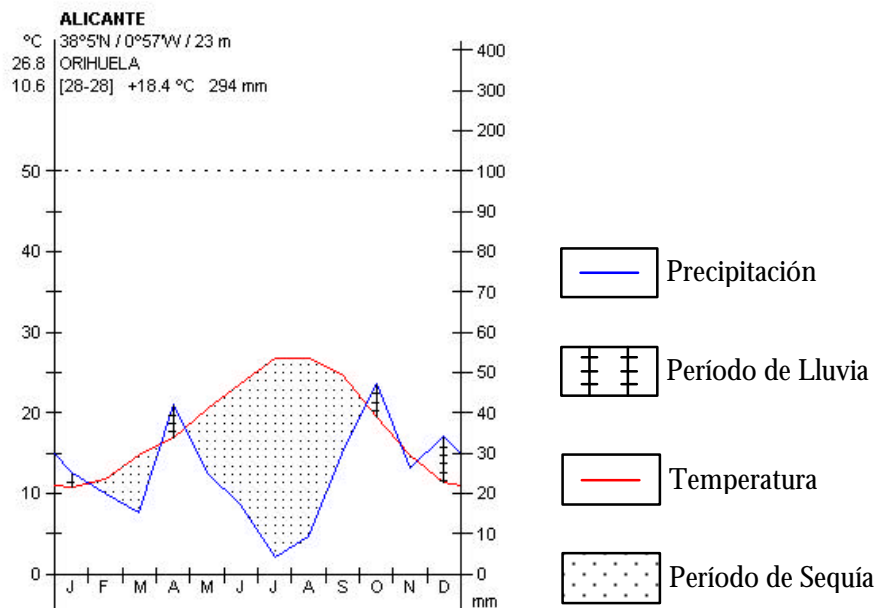


Figura 3.15.- Climograma de Gausson de la estación de Orihuela (serie 1942-1969) (Fuente: Rivas-Martínez, 1996).

La planicie que conforma la vega baja del río Segura está formada por terrenos del cuaternario aluvial, que han ido colmatando de sedimentos los surcos de la Fosa Intrabética como consecuencia de las continuas avenidas del río (Canales, 1975). Los principales suelos que pueden ser identificados en la zona agrícola de regadío son Fluvisoles calcáricos, que pueden llegar a clasificarse como Fluvisoles sálicos en zonas con problemas de salinidad. Al sur de la comarca aparece una gran diversidad de unidades de suelos, en función de las características del material originario, como Calcisoles, Regosoles, Luvisoles y Solonchaks.

A modo de ejemplo, se presentan dos perfiles de suelos agrícolas (Perfil 9 y Perfil 10) caracterizados por Alias *et al.* (1994), en el término municipal de Orihuela, y Ortiz *et al.* (2003), en el municipio de Dolores, respectivamente. En la Tabla 3.12 se presentan algunas características de los diferentes horizontes que conforman ambos perfiles.

PERFIL 9

CARACTERÍSTICAS MACROMORFOLÓGICAS

<i>Localización:</i>	Situado en la Huerta de Orihuela a 850 m al NE de la Ermita de la Inmaculada y a 1500 al NO de Arneva
<i>Término Municipal:</i>	Orihuela
<i>Hoja:</i>	913 Orihuela
<i>Coordenadas UTM:</i>	X 67955 Y 421525
<i>Altitud:</i>	30 m
<i>Posición Fisiográfica:</i>	Llanura aluvial
<i>Pendiente:</i>	Llano
<i>Material de Origen:</i>	Sedimentos aluviales finos
<i>Uso:</i>	Labores de cultivo (abandonado)
<i>Clasificación:</i>	Fluvisol calcárico en fase sálica y sódica (FAO-UNESCO, 1988)
<i>Fuente:</i>	Alias <i>et al.</i> (1994)

DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES

Horiz.	Prof.(cm)	Descripción
Ap ₁	0-17	Color pardo amarillento claro (10YR6/4) en seco y pardo (10YR5/3) en húmedo. Textura franco-limosa. Estructura poliédrica subangular muy fina a mediana, débil. Adherente. Plástico. Friable. Extremadamente duro. Muy calizo. Muchos poros muy finos y frecuentes poros finos. Pocas raíces muy finas y muy pocas finas. Límite neto, plano.
Ap ₂	17-38	Color pardo amarillento claro (10YR6/4) en seco y pardo amarillento (10YR5/4) en húmedo. Textura franco-limosa. Estructura poliédrica subangular gruesa, moderada. Adherente. Plástico. Friable. Extremadamente duro. Muy calizo. Muchos poros finos y muy finos y pocos medianos. Pocas raíces, muy finas y finas. Incluye trocitos de carbón vegetal. Límite neto, plano.
C ₁	38-69	Color pardo muy claro (10YR7/3) en seco y pardo (10YR5/3) en húmedo. Textura franco-limosa. Estructura masiva. Adherente. Plástico. Muy friable. Extremadamente duro. Muy calizo. Muchos poros finos, frecuentes finos y pocos medianos. Muy pocas raíces muy finas. Incluye trocitos de carbón vegetal. Límite gradual, plano.
C ₂	>69	Color pardo muy claro (10YR7/3) en seco y pardo (10YR5/3) en húmedo. Textura franco-limosa. Estructura masiva. Adherente. Muy plástico. Friable. Extremadamente duro. Muy calizo. Muchos poros muy finos y pocos finos. Muy pocas raíces, muy finas.

PERFIL 10

CARACTERÍSTICAS MACROMORFOLÓGICAS

<i>Localización:</i>	A 1.9 km al NO de San Fulgencio
<i>Término Municipal:</i>	Dolores
<i>Hoja:</i>	914 Guardamar del Segura
<i>Coordenadas UTM:</i>	X 69930 Y 422130
<i>Altitud:</i>	15 m
<i>Posición Fisiográfica:</i>	Llanura aluvial
<i>Pendiente:</i>	Llano
<i>Material de Origen:</i>	Depósitos aluviales sobre sedimentos lacustres
<i>Uso:</i>	Cultivo de brócoli
<i>Clasificación:</i>	Fluvisol sálico (FAO-UNESCO, 1988)
<i>Fuente:</i>	Ortiz <i>et al.</i> (2003)

DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES

Horiz.	Prof.(cm)	Descripción
Ap ₁	0-18	Color pardo (10YR5/3) en seco y pardo grisáceo oscuro (10YR4/2) en húmedo. Arcillo-limoso, con estructura poliédrica subangular mediana, moderada. Ligeramente adherente. Plástico. Firme. Duro. Muy calizo. Muchos poros finos y frecuentes medianos. Pocas raíces finas y muy finas. Límite neto, plano.
Ap ₂	18-39	Color pardo claro (10YR6/2) en seco y pardo grisáceo oscuro (10YR4/2) en húmedo. Arcillo-limoso. Estructura poliédrica subangular mediana y gruesa bien desarrollada. Ligeramente adherente. Plástico. Firme. Muy duro. Muy calizo. Frecuentes poros muy finos y pocos finos y medianos. Pocas raíces muy finas y muy pocas finas. Límite gradual, plano.
C ₁	39-53	Color pardo grisáceo claro (10YR6/2) en seco y pardo grisáceo (10YR5/2) en húmedo. Arcillo-limoso, masivo, con ligera tendencia a poliédrica subangular gruesa y muy gruesa. Ligeramente adherente. Plástico. Firme. Muy duro. Muy calizo. Con pocas manchas medianas, indistintas y difusas, de color amarillento herrumbroso. Pocos poros muy finos. Muy pocas raíces muy finas. Límite brusco y plano.
2C ₂	53-67	Color gris (10YR5/1) en seco y pardo grisáceo muy oscuro (10YR3.5/1) en húmedo. Arcillo-limoso, masivo. Adherente. Ligeramente plástico. Firme. Muy duro. Muy calizo. Pocos poros muy finos. Abundantes restos de conchas de gasterópodos lacustres. Límite neto, plano.
C _{3g}	>67	Color gris claro (5YR7/1) en seco y gris oliva (5YR6/2) en húmedo. Arcillo-limoso, masivo. Ligeramente adherente. Plástico. Firme. Muy duro. Muy calizo. Frecuentes (15%) manchas medianas y grandes, definidas y netas, herrumbrosas.

Tabla 3.12.- Propiedades y características de los horizontes correspondientes a los distintos perfiles de suelos agrícolas pertenecientes a la comarca del Bajo Segura (Alias et al., 1994; Ortiz et al., 2003).

		Perfil 9				Perfil 10				
		Ap ₁	Ap ₂	C ₁	C ₂	Ap ₁	Ap ₂	C ₁	2C ₂	C _{3g}
pH (agua)		8.0	8.2	8.6	8.7	8.2	8.3	8.4	8.4	8.3
pH (KCl)		7.4	7.7	7.8	7.6	7.4	7.5	7.4	7.3	7.2
CEes (dS/m)		4.0	2.4	1.6	1.5	2.2	2.1	3.6	4.9	3.2
Materia Orgánica (%)		1.9	1.1	0.2	0.5	1.2	0.8	0.5	2.6	0.5
Carbonatos (%)		44.4	45.9	46.3	48.9	43.1	46.5	41.9	44.5	45.6
CIC (cmol ₍₊₎ /kg)		13.6	12.6	9.3	11.7	20.3	20.5	22.9	25.9	21.5
Cationes en el Extracto de Saturación	Ca ²⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	14.1	20.2	-	-	13.26	10.74	15.68	16.78	10.37
	Mg ²⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	8.1	10.1	-	-	6.12	6.14	10.65	11.28	13.90
	K ⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	1.0	1.5	-	-	0.75	0.88	0.17	0.30	0.18
	Na ⁺ (cmol ₍₊₎ /kg)	26.9	18.2	-	-	9.50	9.30	18.91	23.26	15.60
Análisis Granulométrico	Arena (%)	21	23	32	20	8	7	3	8	3
	Limo (%)	52	50	47	53	51	48	45	40	47
	Arcilla (%)	27	27	21	27	41	45	52	52	50
Clase Textural		F-A-L	F	F	F-L	F-L	F-A	F-A	F-A	F-A

En esta zona agrícola se han muestreado 29 parcelas (Tabla 3.13), que representan el 54% del número total, y quedan incluidas en los términos municipales de Orihuela (5), Dolores (5), Almoradí (4), Callosa de Segura (4), Catral (3), Cox (2), Guardamar del Segura (2), Rojales (2), San Fulgencio (1) y Granja de Rocamora (1). En el Apéndice II se presentan los datos referentes a cada una de estas parcelas.

Tabla 3.13.- Identificación de las parcelas pertenecientes a la comarca del Bajo Segura.

Parcela	UTM_X	UTM_Y	Municipio	Hoja 1:50 000
MPA-04	703296	4219489	Guardamar del Segura	914
MPA-05	704481	4219679	Guardamar del Segura	914
MPA-06	695671	4219092	Almoradí	914
MPA-07	691104	4219121	Almoradí	914
MPA-08	687612	4216201	Orihuela	913
MPA-09	687522	4222109	Callosa de Segura	913
MPA-10	687970	4223834	Callosa de Segura	913
MPA-11	687817	4223447	Callosa de Segura	913
MPA-12	687461	4225993	Granja de Rocamora	913
MPA-13	686176	4224973	Cox	913
MPA-14	683056	4225370	Cox	913
MPA-17	691721	4225720	Catral	914
MPA-18	692038	4225040	Catral	914
MPA-19	694330	4222305	Almoradí	914
MPA-20	696118	4225404	Dolores	914
MPA-21	696446	4225358	Dolores	914
MPA-22	697245	4224548	Dolores	914
MPA-23	700027	4222662	San Fulgencio	914
MPA-24	698561	4222599	Dolores	914
MPA-39	699363	4212422	Rojales	914
MPA-40	695091	4218335	Almoradí	914
MPA-41	684439	4216629	Orihuela	913
MPA-42	677018	4213313	Orihuela	913
MPA-43	674917	4215092	Orihuela	913
MPA-44	686015	4217549	Orihuela	913
MPA-45	686679	4223360	Callosa de Segura	913
MPA-46	693897	4224989	Catral	914
MPA-47	695804	4222236	Dolores	914
MPA-48	700413	4220091	Rojales	914

Capítulo IV

DESCRIPCIÓN DE MÉTODOS

En este capítulo se describen los distintos métodos que han sido aplicados para el desarrollo del presente trabajo. En concreto, se detalla el procedimiento de muestreo y las diferentes etapas que se han seguido para llevar a cabo la fase de muestreo de suelos y cultivos hortícolas, así como la preparación de las muestras. A continuación, se describe la fase de análisis donde se incluyen los métodos aplicados y los parámetros instrumentales utilizados para la determinación de los metales pesados mediante espectrofotometría de absorción atómica (EAA). Finalmente, en el último epígrafe del capítulo se describen los principales métodos estadísticos aplicados.

4.1.- Fase de muestreo de suelos.

Actualmente, existen diferentes protocolos recogidos en normas de carácter internacional (p. ej., ISO, 2002a y b) o en guías como las editadas por la Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos (p. ej., USEPA, 1989; USEPA, 1992; USEPA, 1997), que pretenden asegurar la calidad del proceso de toma de muestras. Sin embargo, no existe ninguna guía metodológica normalizada, a nivel europeo, que integre la fase de muestreo, la preparación de las muestras y el análisis de las mismas y que,

por tanto, permita hacer comparables dichas actividades en cuanto a la determinación del contenido de metales pesados en el suelo (Wagner *et al.*, 2001; Theocharopoulos *et al.*, 2001). A nivel nacional, diferentes Comunidades Autónomas han editado distintas guías dirigidas a la investigación de la contaminación del suelo, como las publicadas por el País Vasco (IHOBE, 1994 y 1998a,b), Cataluña (Junta de Residus, 1998), Andalucía (Junta de Andalucía, 1999 y 2003) y Madrid (De Miguel *et al.*, 2002). Sin embargo, tampoco existe una guía metodológica de aplicación en el ámbito nacional, que permita la utilización de procedimientos comunes a todas las investigaciones (Barahona y Iriarte, 2001; Sastre *et al.*, 2001).

En base a estos antecedentes, la fase de muestreo de suelos en el área de estudio se ha llevado a cabo teniendo en cuenta algunos de los aspectos recogidos en estas guías (p. ej., selección del procedimiento de muestreo, hipótesis de distribución de contaminantes, determinación del tamaño muestral óptimo, etc.), así como en otras publicaciones de carácter internacional.

4.1.1.- Selección del procedimiento de muestreo.

La distribución de los puntos de muestreo puede realizarse siguiendo dos estrategias (USEPA, 2000; Cámara *et al.*, 2002): estrategias basadas en criterios no probabilísticos y estrategias basadas en criterios probabilísticos. En el primer caso, los puntos de muestreo son distribuidos de forma dirigida por el investigador en función de los objetivos de la investigación, de la información previa del área de estudio y de la experiencia del investigador. En el segundo caso, propio de los procedimientos aleatorios, todos los puntos de muestreo presentan la misma probabilidad de ser seleccionados, por lo que las estrategias basadas en criterios probabilísticos no introducen un sesgo intencionado y permiten una mejor caracterización de la incertidumbre asociada al muestreo. Este segundo grupo fue seleccionado para el estudio de los contenidos de metales pesados en el área de estudio, ya que resultaba relevante estimar el error de muestreo.

Dentro de las estrategias probabilísticas existen dos tipos: aquéllas basadas en modelos (p. ej., modelos geoestadísticos) y las basadas en diseños, si bien las más utilizadas para el estudio de la contaminación del suelo suelen ser las estrategias basadas en diseños. Dentro de estas últimas, existen tres tipos de procedimientos (Crépin y Johnson, 1993; Dick *et al.*, 1996; Tan, 1996; IHOBE, 1998b; USEPA, 2000; Cámara *et al.*, 2002):

muestreo aleatorio simple, muestreo sistemático y muestreo estratificado. La selección de uno u otro depende de los objetivos de la investigación y la información disponible del área de estudio, que permiten elaborar una hipótesis previa acerca de la variabilidad de la población que se desea caracterizar (IHOBE, 1998b).

En el estudio del contenido de metales pesados en los suelos con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante, debido a la falta de información previa y de estudios que permitieran identificar, en la medida de lo posible, subáreas potencialmente contaminadas se descartó un diseño estratificado. El objetivo del muestreo consistía, por tanto, en realizar un barrido del área de estudio y llevar a cabo una caracterización general de las concentraciones de metales pesados en las parcelas de cultivo, con el fin de establecer niveles de fondo y valores de referencia. En este caso, son de aplicación tanto el muestreo aleatorio simple como el muestreo sistemático, si bien el primero se aplica cuando la distribución de los contaminantes es homogénea y no se dispone de información previa del área de estudio (IHOBE, 1994; Cano *et al.*, 1997). Considerando, por una parte que las parcelas de cultivo se localizan mayoritariamente en el sistema aluvial y aluvial-coluvial y, por otra, que las prácticas agrícolas que pueden influir en el contenido de metales pesados en el suelo son similares en toda la región, se partió de la hipótesis inicial de una distribución homogénea de estos elementos. En cualquier caso, la hipótesis inicial para la selección del procedimiento de muestreo tiene que ser contrastada con los resultados, que pueden llevar a una reconsideración del procedimiento utilizado.

4.1.2.- Cálculo del tamaño muestral óptimo.

Después de seleccionar el procedimiento de muestreo, es necesario estimar el número de muestras que deben ser obtenidas para garantizar la representatividad de la población y acotar el error de muestreo. En relación con esto, M.G. Cline presentó en 1944 una fórmula estadística, deducida a partir del intervalo de confianza, que es útil para estimar el número de muestras necesario para caracterizar adecuadamente una población. De acuerdo con esta ecuación, el tamaño muestral óptimo es establecido en función de la variabilidad espacial del parámetro medido y de la incertidumbre requerida, es decir, del margen de error aceptado (Cline, 1944; Hammond *et al.*, 1958). Posteriormente, la utilización de esta ecuación, así como diferentes modificaciones de la misma, se ha extendido

a todos los ámbitos de los estudios edafológicos, como los referidos a propiedades físicas (p. ej., Montiel y Blanco, 2001), propiedades químicas (p. ej., Crépin y Johnson, 1993; Arrouays *et al.*, 1996; Dick *et al.*, 1996; Tan, 1996; Kanwar *et al.*, 1998; Junta de Andalucía, 1999; Schleuß y Müller, 2001) y propiedades bioquímicas (p. ej., Wollum, 1994). En concreto, el cálculo del tamaño muestral óptimo requerido para la caracterización del contenido de metales pesados en el área de estudio se llevó a cabo mediante la ecuación 1 propuesta por Tan (1996), que es la usualmente utilizada en estudios de contaminación:

$$N = \frac{(t)^2 (DE)^2}{(E)^2} \quad (1)$$

donde, N, es el tamaño muestral óptimo, t es la t de Student para un nivel de confianza del 95% y n-1 grados de libertad, DE es la desviación estándar muestral y E es el error de muestreo prefijado.

Según esta ecuación, el mínimo número de muestras necesario para caracterizar la población de estudio puede definirse en función de la variabilidad del parámetro de interés, representada por la desviación estándar (DE), y en función de la precisión con la que se desea caracterizar la población, a través de la definición del error de muestreo (E). Por tanto, resulta necesario fijar previamente el error de muestreo que se considera aceptable en relación con los objetivos del estudio. En nuestro caso, el error de muestreo se fijó en un valor igual o inferior al 10% del valor de la media muestral, ya que se considera aceptable en diferentes estudios sobre características y propiedades del suelo (p. ej., Montiel y Blanco, 2001; Cámara *et al.*, 2002).

Puesto que la aplicación de esta ecuación requiere conocer la desviación estándar, se necesita partir de un conjunto inicial de muestras a partir del cual realizar el cálculo. Una vez aplicada la fórmula para todos los metales pesados objeto de estudio, el tamaño muestral óptimo viene determinado por aquel metal que requiere un mayor número de muestras y, por tanto, presenta mayor variabilidad. Este proceso es secuencial y reiterativo de muestreo y cálculo, hasta conseguir un tamaño muestral que no aumente significativamente al incrementar el número de muestras. Por tanto, la aplicación de la ecuación supone la realización del muestreo en varias etapas hasta alcanzar el tamaño muestral óptimo, si bien podría incluso resultar necesario realizar una estratificación con el objeto de obtener mayor homogeneidad de la variable que se desea analizar.

Para realizar el cálculo estadístico del tamaño muestral óptimo es necesario comprobar previamente que la población no presenta valores discordantes y sigue una distribución normal (Crépin y Johnson, 1993; Breckenridge y Crockett, 1995; Tan, 1996; Frolova y Zakirov, 2002; Montiel y Blanco, 2001). Estos valores producen una asimetría en la distribución de la población, por lo que deben ser eliminados (USEPA, 1997). En nuestro caso, resulta además necesario eliminar los valores discordantes, ya que el fin último del trabajo consiste en proponer niveles de fondo y valores de referencia para metales pesados y, por tanto, se requiere eliminar los estratos o parcelas potencialmente contaminadas.

La identificación de los valores discordantes se realizó mediante la utilización de los diagramas de caja para las distintas poblaciones de metales pesados. Por otro lado, el test de Shapiro-Wilkinson ($n < 50$) y el test de Kolgomorov-Smirnov ($n \geq 50$) se utilizaron para verificar si las poblaciones siguen una distribución normal. En el caso de no cumplir la normalidad es necesario realizar la transformación logarítmica de las poblaciones. Aún así, si alguna de las poblaciones no sigue una distribución normal no debería ser considerada para el cálculo (Montiel y Blanco, 2001).

4.1.3.- Muestreo de suelos agrícolas con cultivos hortícolas.

La fase de muestreo se realizó siguiendo un esquema de investigación progresivo en varias etapas hasta alcanzar el tamaño muestral óptimo (IHOBE, 1994; Frolova y Zakirov, 2002).

La finalidad de la primera etapa era obtener un conjunto inicial de muestras para calcular la desviación estándar (DE) y aplicar la ecuación 1, como se ha comentado anteriormente. Así, en la primera etapa se seleccionaron aleatoriamente 50 puntos de muestreo en toda la superficie destinada al uso hortícola de regadío. La consideración inicial de 50 puntos obedeció a una relación aproximada de un punto por cada 2 km², teniendo en cuenta la superficie destinada a cultivos hortícolas, según el Informe del Sector Agrario (CAPA, 2001), que se consideró suficiente para realizar un barrido inicial.

La selección de los puntos de muestreo se realizó mediante un generador de puntos aleatorios, incorporado en un sistema de información geográfica (SIG) (Arcview[®] versión 3.2), en el que se había introducido el mapa de uso hortícola de la provincia de Alicante. El programa

proporcionó las coordenadas UTM de los puntos seleccionados aleatoriamente, que fueron situados de forma aproximada en mapas topográficos del *Institut Cartogràfic Valencià* a escala 1:10000. Posteriormente, los distintos puntos fueron localizados en campo mediante la ayuda de un GPS (GARMIN's GPS 12 Personal Navigator) con un error máximo de 5 metros. De esta forma, se identificaron las 50 parcelas iniciales para la toma de muestras.

En el mes de Julio de 2001 se visitaron las 50 parcelas. De éstas, únicamente pudieron tomarse muestras en 35 (MPA-01 a MPA-35). Las 15 parcelas restantes no pudieron muestrearse debido a los cambios de uso del suelo (p. ej., transformación de un suelo agrícola a suelo urbano), las transformaciones a otros cultivos de menor coste (p. ej., transformación a frutales) o el abandono definitivo de las actividades agrícolas. En el Apéndice I se presentan algunas imágenes tomadas en diferentes parcelas, en las cuales tuvo lugar alguna de las transformaciones mencionadas y no pudo procederse a la toma de muestra (véase Foto 7 a Foto 14 del Apéndice I).

Al finalizar la primera etapa de muestreo, se analizaron las concentraciones de los metales pesados objeto de estudio en cada una de las 35 parcelas. A partir de los resultados obtenidos, se realizó una primera estimación del tamaño muestral óptimo para los diferentes metales pesados y se observó que la población del Zn presentaba la mayor variabilidad, con un tamaño muestral óptimo resultante de 35 muestras (véase apartado 6.3 del Capítulo VI).

Una vez realizado este cálculo preliminar, se realizó una segunda etapa de muestreo para comprobar si, al aumentar el tamaño de muestreo, incrementaba la variabilidad de los resultados y el tamaño muestral calculado. Para ello, se distribuyeron 30 nuevos puntos de muestreo en el área de estudio mediante el mismo procedimiento anteriormente mencionado. En este caso, se dibujó una circunferencia de 250 metros (*buffer*) alrededor de las parcelas correspondientes a la primera etapa de muestreo, con el fin de no repetir aquéllas que ya habían sido muestreadas en el caso de ser nuevamente seleccionadas de forma aleatoria.

Durante el mes de Octubre del año 2001 se llevó a cabo la segunda etapa de muestreo en la que pudo obtenerse muestras de suelo en 19 nuevas parcelas (MPA-36 a MPA-54). Al igual que ocurrió en la primera etapa, algunas de las parcelas visitadas no pudieron muestrearse debido a los cambios de uso del suelo o el abandono de las actividades agrícolas. Una vez analizadas las nuevas muestras se recalculó el tamaño muestral

óptimo para el conjunto de la población, con el objetivo de confirmar el nuevo tamaño muestral óptimo de acuerdo con la variabilidad aportada por el segundo muestreo. A partir de los resultados obtenidos se confirmó que el tamaño muestral, calculado inicialmente tras la primera etapa de muestreo, resultaba óptimo (véase apartado 6.3 del Capítulo VI). Además, esto corroboró que la selección del procedimiento de muestreo seguido, es decir, la aplicación de un muestreo aleatorio simple, resultaba adecuado con la variabilidad existente.

Las 35 parcelas analizadas en la primera etapa de muestreo junto con las 19 parcelas obtenidas en la segunda etapa sumaron un total de 54 parcelas, cuya distribución se presentó en la Figura 3.11 del Capítulo III. Así, finalmente fueron consideradas las 54 parcelas, si bien 35 parcelas resultaban suficientes.

4.1.4.- Profundidad de muestreo y obtención de las muestras.

La profundidad máxima de toma de muestra, que se recomienda para analizar el contenido de metales pesados en suelos agrícolas, varía entre 20 y 30 cm (Welch y Fitts, 1956; IHOBE, 1994; Dick *et al.*, 1996; Barahona e Iriarte, 2001; Theocharopoulos *et al.*, 2001). En cualquier caso, se trata de muestras superficiales, por ser aquella parte del suelo en la que se acumulan mayoritariamente los metales pesados procedentes de las actividades antrópicas y donde se sitúan la mayoría de las raíces de los cultivos hortícolas (Jones, 1985; Nriagu, 1990; McLean y Bledsoe, 1992; Ross y Kaye, 1994; Alcalá, 1995). Concretamente, en este estudio se realizó una toma de muestra superficial en los primeros 25 centímetros del suelo, en la denominada capa arable.

Por otro lado, la obtención de muestras compuestas es aplicable a suelos agrícolas en los que se prevé una homogeneidad intraparcela, debido a la uniformidad en las prácticas de manejo en los primeros centímetros (Cline, 1944; Dick *et al.*, 1996; Schleuß y Müller, 2001). Este tipo de muestreo consiste en tomar diferentes submuestras alrededor del punto de muestreo, dentro de cada parcela. Diferentes autores han establecido que el mínimo número de submuestras para formar una muestra compuesta debe situarse entre 4 y 5 (p. ej., Rigney y Fielding, 1956; Jones, 1985), mientras que el número máximo varía entre 16 y 20 (p. ej., Rigney y Fielding, 1956; Jones, 1985; Junta de Andalucía, 1999; Barahona e Iriarte, 2001).

Como se ha comentado anteriormente, cada punto de muestreo corresponde a una parcela agrícola y, en cada una de ellas, se tomó una muestra superficial formada por 16 submuestras repartidas sistemáticamente dentro de la parcela. Las submuestras se distribuyeron, en la medida de lo posible, en un cuadrado de 50 metros de lado, tomando como centro el punto de muestreo obtenido aleatoriamente.

En la Figura 4.1 se presenta la distribución de las submuestras, de tal forma que las diferentes submuestras se obtuvieron dividiendo la parcela en 4 filas y en cada fila se tomaron 4 submuestras equidistantes. En cada submuestra se recogió aproximadamente la misma cantidad de suelo, para que cada una contribuyera en la misma proporción hasta alcanzar un peso de 2 kg. En las parcelas de menor superficie, las 16 submuestras se repartieron equitativamente a lo largo de su extensión en función de la forma y disposición de dichas parcelas.

La obtención de una muestra compuesta permite una mejor caracterización de la parcela, simplificando el muestreo y la fase de análisis. No obstante, en aquellos casos en los que se obtienen valores elevados del contenido de metales pesados resultaría conveniente plantear y realizar un muestreo específico tomando muestras individuales dentro de la parcela.

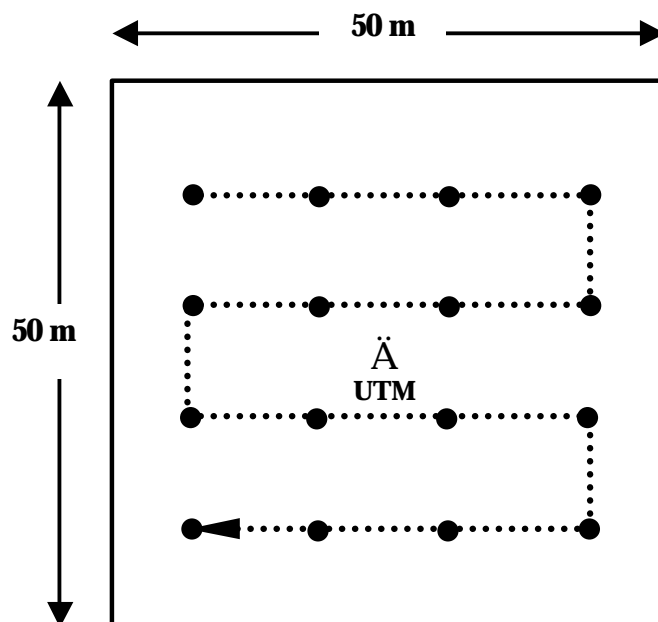


Figura 4.1.- Distribución de las 16 submuestras que componen la muestra compuesta.

Las muestras de suelo fueron recogidas con la ayuda de una paleta de plástico, previamente lavada con agua desionizada y secada, entre una y otra muestra, con el objetivo de evitar la contaminación cruzada. Además, este tipo de herramienta permite obtener una muestra uniforme a la profundidad deseada.

Cada muestra compuesta se depositó en una bolsa de plástico identificada y numerada de forma continua, según el orden de toma de muestra (MPA-01 a MPA-54). Asimismo, en cada una de las parcelas se completó una ficha de campo donde se recogió toda aquella información referente a la identificación de la parcela (UTM, altitud, hoja topográfica, etc.), descripción de la parcela (litología, tipo de cultivo, existencia de impactos, presencia de industrias, etc.), dibujo descriptivo y observaciones. La información recopilada en el campo, junto con los resultados analíticos obtenidos tras la fase de análisis, ha sido introducida en una base de datos diseñada para almacenar la información y facilitar su posterior tratamiento. En el Apéndice II se presentan las diferentes fichas de la base de datos correspondientes a las 54 parcelas.

4.1.5.- Transporte, preparación y conservación.

Las muestras de suelo fueron transportadas hasta el laboratorio el mismo día en que tuvo lugar el muestreo. Una vez en el laboratorio se homogeneizó el suelo contenido en cada bolsa de plástico, considerando toda la muestra tomada, para no obviar las partículas de menor tamaño que suelen quedar en el fondo, y se procedió a la preparación de las muestras de suelo siguiendo los criterios establecidos en la norma UNE 74303 (AENOR, 1997), que establece el pretratamiento de muestras de suelo para análisis físico-químico (secado, tamizado y molienda).

La presencia de humedad puede producir alteraciones en los resultados, debido a posibles reacciones entre distintos componentes que, en última instancia, pueden modificar las propiedades del suelo o producir pérdidas de peso por evaporación durante la fase de análisis (Cline, 1944; Porta *et al.*, 1986). En consecuencia, las muestras de suelo se extendieron sobre bandejas cubiertas con papeles de filtros y se mantuvieron durante varios días, a temperatura ambiente, con el objeto de equilibrar la humedad de la muestra de suelo a la humedad atmosférica y obtener la denominada “muestra de suelo seca al aire”.

Después de obtener la muestra seca al aire, se eliminaron las partes vegetales (p. ej., raíces, hojas), los restos de materiales procedentes de actividades antrópicas (p. ej., plásticos) y los elementos gruesos. Posteriormente, la muestra se pasó a través de un tamiz de 2 mm de luz mediante un tamizado mecánico con bombos de malla inoxidable. De esta forma, se obtuvo una muestra de suelo tamizada y homogeneizada denominada “tierra fina seca al aire”. Sin embargo, determinados análisis (p. ej., contenido total de metales) requieren una mayor homogeneidad de la muestra, al trabajar con cantidades muy pequeñas (Porta *et al.*, 1986), por lo que una parte de la muestra se pulverizó mecánicamente mediante un molino de bolas FRITSCH® Centrífuga Ball Mill Pulverisette 6 y se pasó a través de un tamiz de 0.25 mm de luz.

Las muestras tamizadas se conservaron en recipientes de plástico, rotulados de forma adecuada y almacenados en un ambiente seco. Las muestras pulverizadas se guardaron también en pequeños botes de plástico con tapón de rosca, identificados con el nombre de la muestra y la fecha de preparación de la misma, hasta la realización de los análisis.

La muestra de suelo seca al aire, tanto tamizada como pulverizada, presenta todavía una cantidad de agua, que debe ser estimada previamente a cualquier análisis, con el fin de realizar la corrección en los cálculos posteriores. La determinación de la humedad residual del suelo se realizó por gravimetría, de acuerdo con el método oficial del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994). Para ello, una porción de la muestra de suelo se pesó en una cápsula de porcelana, previamente tarada, y se introdujo en una estufa de aire forzado a 105°C hasta alcanzar peso constante. Una vez enfriada en un desecador se pesó y se calculó el porcentaje de humedad (%H), para cada una de las muestras de suelo, mediante la ecuación 2:

$$\% H_{\text{suelo}} = \frac{(P - P')}{P'} * 100 \quad (2)$$

donde %H_{suelo} es el porcentaje de humedad residual del suelo, P es el peso (g) de suelo inicial y P' es el peso (g) de suelo secado a 105°C.

El cálculo de la humedad se realizó tanto para la muestra tamizada (tamaño de partícula menor a 2 mm) como para la muestra pulverizada (tamaño de partícula menor de 0.25 mm), puesto que la corrección se lleva a cabo en función del tamaño de partícula utilizado.

4.2.- Fase de muestreo de cultivos.

La fase de muestreo de cultivos hortícolas y la preparación de los mismos se llevó a cabo siguiendo las recomendaciones de algunos trabajos nacionales (MAPA, 1994), así como otros de carácter internacional (Jones, 1972 y 1985; MAFF, 1986; Ernst, 1995; Hamilton, 1995), a falta de un procedimiento estandarizado que aborde las fases de muestreo y análisis de cultivos. En los siguientes epígrafes se describe la toma y preparación de las muestras de cultivos.

4.2.1.- Selección de las parcelas y obtención de los cultivos.

El análisis del contenido de metales pesados en los cultivos hortícolas permite evaluar la posible transferencia de los metales pesados en el sistema suelo-planta, por lo que resulta particularmente de gran interés en aquellos suelos con elevados contenidos de metales pesados. Por consiguiente, una vez analizadas las 54 muestras compuestas de suelos agrícolas se llevó a cabo la selección de aquellas parcelas que presentaban un elevado contenido en el suelo de alguno de los metales pesados analizados. Concretamente, se seleccionaron aquellas cuyas concentraciones superaban la media muestral (X) más dos veces la desviación estándar (DE); es decir, se seleccionaron las parcelas con contenidos totales de metales pesados por encima del 95% de la población. La consideración de este criterio se debió a que el valor $X+2DE$ suele utilizarse como valor de referencia para distinguir suelos potencialmente contaminados (p. ej., en Cataluña). Además, el reciente Real Decreto 9/2005 (BOE, 2005) también considera este criterio como uno de los posibles para el establecimiento de los valores genéricos de referencia para metales pesados.

Durante el año 2002 se visitaron las 20 parcelas seleccionadas para el muestreo de cultivos, de acuerdo con el mencionado criterio (véase apartado 8.1 del Capítulo VIII). Sin embargo, algunas de éstas se encontraban sin cultivar, por lo que únicamente pudieron obtenerse muestras en 16 parcelas. Las muestras de cultivo obtenidas fueron las siguientes: seis de alcachofa (*Cynara scolymus* L.), tres de brócoli (*Brassica oleracea* L. var. *italica*), dos de patata (*Solanum tuberosum* L.) y una muestra de acelga (*Beta vulgaris* L. var. *cicla*), calabaza (*Cucurbita maxima* L.), lechuga (*Lactuca sativa* L.), nabo (*Brassica napus* L.) y pimiento (*Capsicum annuum* L.), respectivamente. Además de obtenerse la muestra de cultivo, se recogió una nueva muestra de suelo, con el objetivo de realizar comparaciones en

muestras de suelo y cultivo obtenidas al mismo tiempo. En el Apéndice II se presentan los datos de campo y analíticos correspondientes a estas 16 muestras de suelos y cultivos, que fueron identificadas con la letra B (p. ej., MPA-01B) para distinguirlas de la muestra de suelo inicial (p. ej., MPA-01).

Los cultivos hortícolas se seleccionaron de forma aleatoria obteniendo una muestra de la parte comestible. El interés de la parte comestible se debe a la repercusión que puede tener la ingestión de cultivos con altos contenidos de metales pesados sobre la salud humana (Alloway *et al.*, 1990; Ernst, 1995). Los cultivos se seleccionaron, en la medida de lo posible, en su etapa de maduración final, puesto que la máxima concentración de metales pesados suele alcanzarse en tejidos maduros y es la forma más habitual de consumo (Alloway *et al.*, 1990; Ernst, 1995). De hecho, el Reglamento CE N° 466/2001 de la Comisión, de 8 de marzo de 2001, por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios, hace referencia a las partes comestibles de estos productos (p. ej., patatas peladas) (DOCE, 2001).

En cuanto a la cantidad de muestra recogida, se obtuvieron diferentes piezas del cultivo, en el caso de cultivos pequeños o en poca cantidad (p. ej., alcachofa), o un único cultivo seleccionado al azar, en el caso de cultivos de mayor tamaño (p. ej., calabaza). Los cultivos fueron muestreados manualmente y depositados en bolsas de plástico con cierre hermético, identificadas con el número de parcela y la fecha. El mismo día del muestreo, los cultivos fueron transportados hasta el laboratorio y preparados inicialmente, para estabilizar las muestras y evitar la modificación de sus propiedades.

Los diferentes cultivos obtenidos se clasificaron en cuatro grupos, en función de la parte considerada, de acuerdo con el Código Alimentario Español (Maroto, 2002b): cultivos de hoja (p. ej., acelga, lechuga), inflorescencias (p. ej., alcachofa, brócoli), frutos (p. ej., pimiento, calabaza) y tubérculos o raíces (p. ej., nabo, patata).

4.2.2.- Preparación y conservación de los cultivos.

En el laboratorio, las muestras de cultivos se lavaron con agua desionizada y se secaron cuidadosamente, con el fin de eliminar restos de suelo que pudieran incorporar metales pesados. Una porción del cultivo fue troceada en pequeñas partes y depositada en una cápsula de porcelana para estimar la humedad del cultivo fresco a 60°C. El resto del cultivo fue

colocado en pliegos de papel de filtro, previamente identificados, que fueron introducidos en una estufa de aire forzado SELECTA[®] P a 60°C durante varios días hasta peso constante (MAFF, 1986; MAPA, 1994).

La muestra seca se trituró en un molinillo de aspas CULATTI[®] Typ MFC CZ13 y se pasó a través de un tamiz de 1 mm de luz (MAFF, 1986; Adarve *et al.*, 1998), incorporado en el mismo molinillo mecánico. La limpieza del molinillo se realizó adecuadamente para evitar la posible contaminación entre muestras. Las muestras de cultivo, trituradas y pulverizadas, fueron depositadas en botes de plástico identificados y cerrados herméticamente con un tapón de rosca, que fueron conservados en lugar fresco y seco hasta su análisis.

La determinación del contenido de agua, presente en el cultivo fresco, se determinó por diferencia entre el peso del cultivo antes de introducirlo en una estufa de aire a 60°C y el peso de cultivo tras varios días en la estufa, hasta alcanzar peso constante. De esta forma, puede calcularse el contenido de humedad en el cultivo inicial, con el fin de expresar los resultados respecto al cultivo fresco. Asimismo, una porción del cultivo pulverizado fue secada a 105°C, para calcular la humedad residual y expresar los resultados en materia seca.

El cálculo del porcentaje de humedad de la muestra de cultivo (%H) se realizó, en ambos casos, según la ecuación 3:

$$\% H_{\text{cultivo}} = \frac{(P - P')}{P} * 100 \quad (3)$$

donde % H_{cultivo} es el porcentaje de humedad del cultivo, P es el peso (g) de la muestra de cultivo antes de ponerlo en la estufa y P' es el peso (g) de la muestra de cultivo tras su secado en estufa a 60°C y a 105°C, respectivamente.

4.3.- Fase de análisis.

4.3.1.- Análisis de las propiedades y características del suelo.

Las propiedades y características edáficas a analizar se seleccionaron en atención a su importancia para el estudio de la contaminación del suelo

y, por tanto, hacen referencia a aquéllas que pueden influir en la movilidad y disponibilidad de los metales pesados en los suelos de estudio.

Las propiedades y características que han sido analizadas son (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; McLean y Bledsoe, 1992; Kabata-Pendias, 1995; McBride *et al.*, 1997; Jiménez, 1998; Adriano, 2001; Recatalá *et al.*, 2001; Hlavay *et al.*, 2004): la reacción del suelo, la conductividad eléctrica en el extracto acuoso 1:5 y en el extracto de saturación, el contenido de materia orgánica, los carbonatos, la capacidad de intercambio catiónico y el análisis granulométrico.

Reacción del suelo

La determinación de la reacción del suelo se realizó a partir de la medida potenciométrica de la concentración de hidrogeniones en una suspensión suelo:agua 1:2.5, siguiendo el método oficial del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994). Se pesaron 10 g de suelo tamizado y se añadieron 25 ml de agua desionizada. La mezcla se agitó en un agitador mecánico modelo SELECTA[®] Rotabit durante 5 minutos y se dejó reposar 30 minutos. Al finalizar el período de reposo, se realizó la medida del pH en el sobrenadante para determinar la acidez actual o pH (agua).

Por otro lado, se realizó la misma determinación en una suspensión de suelo:KCl 1:2.5, preparada a partir de 10 g de suelo y 25 ml de KCl 1N, con el fin de determinar la acidez de cambio o pH (KCl), siguiendo el método oficial del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994).

En ambos casos, la medida se realizó en un pH-metro modelo CRISON[®] MicropH 2000, calibrado previamente mediante las soluciones tampón adecuadas.

Conductividad eléctrica

La prueba previa de salinidad consiste en la medida de la conductividad eléctrica en una suspensión suelo:agua 1:5, siguiendo el método oficial del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994). Se pesaron 10 g de suelo tamizado y se añadieron 50 ml de agua desionizada. La mezcla se agitó en un agitador mecánico modelo SELECTA[®] Rotabit durante 30 minutos y se dejó en reposo 5 minutos. El

sobrenadante se centrifugó durante 10 minutos a 3500 rpm en una centrífuga modelo HERAEUS® Megafuge 1.0. La medida de la conductividad en el extracto acuoso (CEea) se realizó en un conductímetro modelo CRISON® MicroCM 2201 y se expresó en dS/m a 25°C.

Además, la conductividad eléctrica se determinó en el extracto de pasta saturada para caracterizar el nivel de salinidad en todas las muestras, siguiendo el método oficial del Ministerio Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994). Se pesaron 250 g de suelo tamizado y se añadió agua desionizada removiendo con una espátula, hasta llegar al punto de saturación. Tras reposar durante aproximadamente 4 horas con el recipiente tapado, se procedió a la obtención del extracto de saturación mediante una bomba de succión. Una vez recogido el extracto, la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEes) se midió en un conductímetro modelo CRISON® MicroCM 2201 y se expresó en dS/m a 25°C.

Materia orgánica

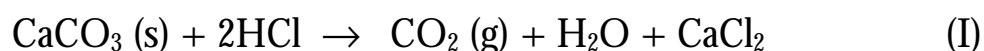
El contenido de materia orgánica de las diferentes muestras de suelo se determinó mediante el procedimiento por vía húmeda de Walkley y Black, siguiendo el método oficial del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994).

Este método consiste en la oxidación parcial del carbono orgánico oxidable, que se encuentra formando parte de la materia orgánica del suelo, con dicromato potásico ($K_2Cr_2O_7$) y una valoración por retroceso con sulfato ferroso amónico (sal de Mohr) ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$). Se pesó 1 g de suelo tamizado y se añadieron 10 ml de $K_2Cr_2O_7$ 1N y 20 ml de H_2SO_4 concentrado, dejando reaccionar la mezcla durante 30 minutos. Posteriormente, se añadieron 200 ml de agua desionizada y 10 ml de H_3PO_4 al 85%. Una vez enfriada, el exceso de dicromato potásico se valoró con sulfato ferroso de normalidad aproximada 0.5N, añadiendo 5 gotas de O-fenantrolina para determinar el punto final, de modo que por diferencia puede determinarse el dicromato potásico consumido.

El dicromato potásico consumido en el proceso de oxidación es equivalente al carbono orgánico oxidable de la muestra y, por tanto, al contenido de materia orgánica, tras aplicar una serie de factores de corrección. Los resultados se expresaron en % materia orgánica.

Carbonatos

La determinación de los carbonatos se efectuó en un dispositivo cerrado (calcímetro de Bernard) a temperatura y presión constantes, siguiendo el método oficial del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994). El procedimiento consiste en medir el volumen de CO₂ que se forma al reaccionar los carbonatos del suelo con ácido clorhídrico (HCl 1:1), según la reacción I.



Se pesaron 0.2 g de suelo pulverizado en un matraz erlenmeyer que disponía de un tapón de rosca con un compartimento, donde se depositó HCl (1:1). El ácido se vertió sobre el suelo y se midió el volumen de CO₂ desprendido, a partir de la variación de la altura en la columna de medida del calcímetro. Los resultados se expresaron en %CaCO₃, respecto a un patrón de CaCO₃ puro.

Capacidad de intercambio catiónico

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se ha calculado mediante la determinación de la cantidad máxima de sodio que puede ser adsorbido por el complejo de cambio, según el método oficial del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994). Se pesaron 4 g de suelo tamizado y se saturaron con sodio mediante lavados sucesivos con 30 ml de acetato sódico (CH₃COONa) 1N a pH 8.2. La mezcla se agitó durante 5 minutos en un agitador mecánico modelo SELECTA[®] Rotabit y se centrifugó durante 5 minutos a 3000 rpm en una centrífuga modelo HERAEUS[®] Megafuge 1.0. Este proceso se repitió tres veces cambiando la solución de acetato sódico y resuspendiendo el suelo cada vez. El exceso de sal se eliminó del suelo con etanol 96% (v/v) mediante agitación, centrifugación y resuspensión, repitiendo el proceso tres veces. El sodio adsorbido se desplazó con acetato amónico (CH₃COONH₄) 1N a pH 7.0 mediante agitación y centrifugación, repitiendo el proceso varias veces. El líquido sobrenadante obtenido en cada caso se decantó en un matraz aforado de 100 ml sobre el que se dispuso un embudo con un filtro ALBET[®] 145. Finalmente, los matraces se enrasaron a 100 ml con el mismo acetato amónico utilizado anteriormente y la solución final se

conservó en botes de plástico a 4°C hasta su análisis. El sodio se determinó por espectrofotometría de absorción atómica con atomización por llama (EAA-Llama), teniendo en cuenta los parámetros instrumentales que se describen en el apartado 4.4.1. La capacidad de intercambio catiónico se expresó en $\text{cmol}_{(+)}/\text{kg}$.

Análisis granulométrico

El análisis granulométrico del suelo expresa la proporción relativa de las distintas partículas minerales inferiores a 2 mm, teniendo en cuenta la clasificación del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA) (Porta *et al.*, 1986). Las fracciones consideradas fueron: arena (2000 μm a 50 μm), limo (50 μm a 2 μm) y arcilla (menor a 2 μm).

La determinación se realizó por el método de la pipeta de Robinson, llevando a cabo un pretratamiento con agua oxigenada (H_2O_2) al 30% en caliente durante varios días, para la eliminación de la materia orgánica. Una vez eliminada, se recogió todo el suelo y se agitó con 10 ml de hexametáfosfato sódico al 5%, para la destrucción de los agregados y la obtención de una dispersión de la muestra de suelo. La fracción arena se determinó mediante tamizado en húmedo y las fracciones limo y arcilla se separaron por sedimentación discontinua, siguiendo el método oficial del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994).

Los resultados se expresaron en % arena, % limo y % arcilla para cada una de las muestras y, a partir de estos porcentajes, se determinó la clase textural en el triángulo de textura del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA) (Porta *et al.*, 1986).

4.3.2.- Análisis del contenido total de metales pesados en suelos.

Existen diferentes métodos para el tratamiento de las muestras de suelo con el fin de determinar el contenido total de metales pesados, entre los que destacan la digestión por vía seca, la digestión por vía húmeda y la fusión con diferentes tipos de fundentes (Cámara *et al.*, 2002; Tüzen, 2003). En todos los casos, el objetivo consiste en transformar la muestra sólida en una solución donde se encuentran disueltos los metales pesados (Scott y Thomas, 1977). Entre estos métodos, la digestión por vía húmeda es el método más extendido para el estudio de la contaminación del suelo. En

este caso, la digestión puede llevarse a cabo mediante diferentes sistemas de calentamiento (Sastre *et al.*, 2002) como, por ejemplo, baño de arena, placa metálica, bloque de aluminio, digestor y horno microondas que, generalmente, se clasifican en dos grupos:

a) Métodos de digestión en vasos abiertos. Estos métodos han sido utilizados durante las últimas décadas y siguen siendo recomendados por algunas entidades como la Organización Internacional para la Estandarización (ISO) (p. ej., ISO 11466) (ISO, 1995). Son métodos que utilizan placas calefactoras, bloques de aluminio o digestores para llevar a cabo el calentamiento y descomposición de las muestras. La digestión se realiza en vasos abiertos o sistemas de reflujo, que se calientan a una determinada temperatura, produciéndose la solubilización de los metales contenidos en la muestra de suelo. Los principales inconvenientes de las digestiones en abierto son la mayor pérdida de componentes debido a procesos de volatilización, la contaminación potencial entre muestras por salpicaduras durante el calentamiento y la necesidad de mayores contenidos de ácidos para llevar a cabo la digestión debido a su continua evaporación, entre otros (Hewitt y Reynolds, 1990; Nieuwenhuize *et al.*, 1991; Smith y Arsenault, 1996). Asimismo, estos métodos consumen la mayor parte del tiempo de la fase de análisis, debido a que la digestión debe producirse lentamente para la completa disolución.

b) Métodos de digestión en sistemas cerrados. Este segundo grupo de métodos está desplazando a los anteriores debido a las ventajas que presentan. Se trata de métodos rápidos y fiables (Smith y Arsenault, 1996; Bettinelli *et al.*, 2000), ya que el proceso de digestión se realiza en vasos cerrados, de forma limpia y controlada (Sandroni y Smith, 2002). La contaminación entre muestras se minimiza, lo cual determina una mayor reproducibilidad del método, y el tiempo requerido para la digestión se reduce desde horas hasta unos pocos minutos (Hewitt y Reynolds, 1990; Agazzi y Pirola, 2000; Sandroni y Smith, 2002). Por otro lado, la utilización de las ondas microondas para la disolución de muestras, introducido por primera vez por Abu-Samra y colaboradores en 1975, mejora el proceso de digestión debido al movimiento de iones y a la rotación de dipolos, de modo que aumenta la producción de calor a la vez que incrementa la superficie de contacto entre la muestra de suelo y los reactivos (Cámara *et al.*, 2002). Por consiguiente, la digestión en microondas requiere una menor cantidad de ácidos, debido a la menor evaporación de los mismos, y permite alcanzar mayores temperaturas sin un aumento considerable de la presión (Link *et al.*, 1998).

Para la digestión de muestras de suelo por vía húmeda se utilizan diferentes tipos de ácidos y agentes oxidantes, tanto en vasos abiertos como en recipientes cerrados. Los principales ácidos empleados para la determinación de metales pesados en muestras de suelo son: el ácido nítrico (HNO_3), el ácido perclórico (HClO_4), el ácido clorhídrico (HCl) y el ácido sulfúrico (H_2SO_4). Dentro de los agentes oxidantes, el más utilizado es el agua oxigenada (H_2O_2). La combinación de varios de estos reactivos permite aumentar la eficacia de la digestión, debido al efecto conjunto de las diferentes propiedades de cada uno de ellos. Estos ácidos son suficientemente fuertes para disolver los elementos que se encuentran asociados a los componentes del suelo y a los minerales secundarios, pero no pueden disolver completamente los metales pesados ocluidos en las redes de los minerales primarios. En consecuencia, los metales que van a ser extraídos mediante estas mezclas no representan realmente el contenido total de metales pesados en el suelo, por lo que se conoce como “análisis pseudo-total” (Alloway, 1990; ISO, 1995; Ure, 1996; Hördrejärv y Vaarman, 1999).

En algunos casos, se utiliza el ácido fluorhídrico (HF) para la determinación del contenido total en muestras de suelo, puesto que es capaz de disolver completamente los silicatos. Sin embargo, debido a la problemática que supone la utilización de HF (p. ej., elevada toxicidad por inhalación, quemaduras en la piel, interferencias durante la cuantificación) y los cuidados especiales que requiere su empleo (p. ej., material de teflón o platino debido a la destrucción del material de vidrio), generalmente se utilizan diferentes mezclas de ácidos fuertes en los análisis de rutina. Además, algunos autores han alcanzado resultados similares entre los contenidos de metales pesados obtenidos mediante digestión con ácidos fuertes y los contenidos obtenidos mediante la utilización de HF, para algunos tipos de suelos y elementos (Scott y Thomas, 1977; Merry *et al.*, 1983; Schramel *et al.*, 2000; Facchinelli *et al.*, 2001; Sastre *et al.*, 2002).

En la Tabla 4.1 se presentan algunos ejemplos de diferentes mezclas de ácidos que son utilizadas por algunas Comunidades Autónomas (p. ej., País Vasco, Cataluña, Andalucía, Castilla y León y Madrid), pioneras en el estudio de la contaminación del suelo (IHOBE, 1998a; Junta de Residuos, 1998; Junta de Andalucía, 1999 y 2003; Junta de Castilla y León, 1999; De Miguel *et al.*, 2002). Los datos de la tabla confirman el mayor uso de estos ácidos a la hora de establecer regulaciones mediante la formulación de estándares de calidad (Facchinelli *et al.*, 2001). Así, la utilización de diferentes mezclas de ácidos fuertes se encuentra mucho más extendida y es la opción que fue adoptada en este trabajo.

Tabla 4.1.- Métodos para la determinación del contenido total de metales pesados aplicados en la investigación de la contaminación del suelo por distintas Comunidades Autónomas.

Comunidad Autónoma	Ácidos Utilizados	Método de Digestión	Método de Determinación
País Vasco	HNO ₃ :HCl (1:3)	Reflujo	EAA
Cataluña	HNO ₃ :HCl (1:3)	Microondas	ICP-MS
Andalucía	HNO ₃ :H ₂ O ₂ (5:1)	Microondas	EAA
Castilla y León	HNO ₃	Microondas	ICP-MS
Madrid	HNO ₃ :HCl:H ₂ O (2:2:2)	Baño de Agua a Ebullición	ICP-MS

Durante el desarrollo de la presente Memoria, los contenidos de metales pesados que han sido obtenidos mediante digestión con ácidos fuertes, distintos al HF, se han denominado “contenidos totales” de metales pesados en lugar de “contenidos pseudo-totales”, siguiendo la misma terminología utilizada por numerosos autores (p. ej., Merry *et al.*, 1983; Cala *et al.*, 1985a; Davies, 1992; Jopony y Young, 1994; Dudka *et al.*, 1995 y 1996; Sánchez *et al.*, 1998; Sánchez-Camazano *et al.*, 1998; Andrades *et al.*, 2000; Murray *et al.*, 2000; Tambasco *et al.*, 2000; Gallego *et al.*, 2002; Morselli *et al.*, 2002).

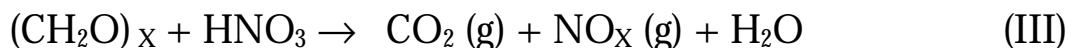
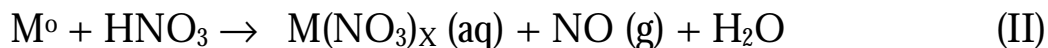
Selección de los métodos de digestión

En una primera fase de análisis, la digestión de las muestras de suelo se realizó mediante un bloque digestor, utilizando una modificación del método propuesto por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación de Gran Bretaña (MAFF, 1986) con HNO₃, HClO₄ y HCl (Método 1). Las modificaciones mencionadas hacen referencia a la inclusión de una etapa de predigestión con HNO₃ durante la noche anterior a la digestión, para mejorar la eficacia del proceso de digestión, así como variaciones en las temperaturas y en los tiempos de digestión, según el procedimiento descrito por Boluda *et al.* (1993).

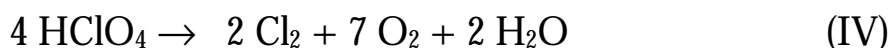
Este procedimiento ha sido aplicado en otros trabajos anteriores realizados dentro de la misma unidad de investigación (p. ej., Andreu, 1991; Gimeno-García, 1993; Gimeno-García *et al.*, 1995; Andreu y Gimeno-García, 1996).

El HNO₃ es un ácido oxidante que permite la oxidación de los metales pesados (M⁰) que se encuentran disueltos en la solución final (reacción II),

así como la oxidación de una parte de la materia orgánica del suelo (representada por CH₂O) (reacción III) permitiendo liberar los metales retenidos por ésta (Beckett, 1989; Link *et al.*, 1998).



El HClO₄ es un ácido fuerte con elevado poder oxidante en caliente, debido a la liberación de oxígeno activo (reacción IV) (Cámara *et al.*, 2002). La reacción es altamente explosiva, por lo que es necesario elevar la temperatura gradualmente y destruir parcialmente la materia orgánica (p. ej., mediante una etapa de predigestión), antes de adicionar este ácido y calentar la preparación. Generalmente, no se recomienda el uso de HClO₄ en vasos cerrados, debido al riesgo potencial de explosión (Mason *et al.*, 2000).



Finalmente, el HCl es un ácido fuerte con propiedades reductoras débiles y carácter complejante, debido a la formación de complejos clorados solubles en agua. Este ácido tiene la capacidad de disolver fosfatos, boratos, carbonatos y sulfuros, así como un elevado número de silicatos, a pesar de que la sílice no permanece estable en la disolución (Cámara *et al.*, 2002). El HCl aumenta el poder de disolución del HNO₃, por lo que se utilizan conjuntamente para aumentar la eficacia del proceso de digestión.

En una segunda fase de análisis, las digestiones de las muestras de suelo se repitieron mediante la utilización de un nuevo método que incluía la digestión en un horno microondas, debido a la modificación y mejora de la instrumentación científica en el laboratorio del Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE). La repetición de estos análisis permitió comparar los resultados que ya habían sido obtenidos con el método anteriormente aplicado (bloque digestor) y el nuevo método de digestión (horno microondas).

Para la selección del método de digestión en horno microondas se revisaron diferentes trabajos científicos. Diversos autores (p. ej., Wei *et al.*, 1997; Chen y Ma, 1998; Link *et al.*, 1998; Agazzi y Pirola, 2000) han realizado comparaciones entre varios métodos de digestión propuestos por

la Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos, que utilizan el horno microondas para el calentamiento de las muestras. Estos métodos son: el método USEPA 3050 (USEPA, 1990a) (HNO_3 , HCl y H_2O_2), el método USEPA 3051 (USEPA, 1990b) (HNO_3), el método USEPA 3051A (USEPA, 1998) (HNO_3 y HCl) y el método USEPA 3052 para matrices silíceas (USEPA, 1996) (HNO_3 , HCl y HF). Los resultados muestran recuperaciones ligeramente superiores en el caso del método USEPA 3052, como consecuencia de la utilización de HF .

Del resto de métodos ensayados, el método USEPA 3051A ofrece mejores recuperaciones y resulta ser, de acuerdo con estos autores (Chen y Ma, 1998; Link *et al.*, 1998), un método fácilmente reproducible en otros laboratorios. Estos resultados se deben a la utilización de HCl , respecto al método USEPA 3051, el cual posibilita la complejación y estabilización de determinados elementos debido a la presencia del ión cloruro (Cl^-), como consecuencia de la reacción general V (Link *et al.*, 1998; Cámara *et al.*, 2002):



Tras la realización de varias pruebas con diferentes métodos, se seleccionó el método USEPA 3051A (USEPA, 1998) para la realización de las digestiones en horno microondas (Método 2).

Reactivos y limpieza del material

Los ácidos utilizados en la fase de análisis fueron de calidad analítica reconocida (J.T.Baker, “*Baker Analyzed*”): HNO_3 al 65% (v/v), HClO_4 al 70% (v/v) y HCl al 37% (v/v). Por otro lado, para la limpieza de material se utilizó agua desionizada (resistividad eléctrica $< 12 \text{ M}\Omega \text{ cm}$) generada por un sistema Milli-Q[®] (Millipore, MA, USA).

El material utilizado para las digestiones fue mantenido en una solución acuosa de HNO_3 al 20% durante toda la noche (aproximadamente 16 horas). Al día siguiente, el material fue lavado con agua desionizada varias veces y secado al aire sobre papeles de filtro antes de su utilización, con el objetivo de evitar la contaminación del material.

En cada tanda de digestión, tanto en el digestor como en el microondas, se preparó al menos un blanco de método, para evaluar

posibles problemas de contaminación durante el proceso de digestión de las muestras. Los blancos de método contienen los reactivos utilizados y no incluyen muestra de suelo, si bien se ven sometidos al proceso completo de digestión. Todos los blancos quedaron cerca o por debajo del límite de detección instrumental, indicando un adecuado proceso de digestión y una contaminación nula entre muestras, aunque los blancos obtenidos mediante el Método 1 (digestor) presentaron valores ligeramente superiores a los blancos obtenidos mediante el Método 2 (microondas).

Método 1: Digestión de muestras de suelo en bloque digestor

Para realizar la digestión de las muestras de suelo en bloque digestor, se pesó aproximadamente 1 g de suelo pulverizado (con una precisión de ± 0.001 g) y se añadieron 10 ml de HNO_3 , dejando la mezcla en reposo, a temperatura ambiente, durante 24 horas para efectuar la predigestión de las muestras. En cada bloque de digestión se prepararon dos blancos y diez muestras. Al día siguiente, las muestras predigeridas se situaron en el bloque digestor modelo DK20[®] Heating Digester (véase Foto 15 del Apéndice I), a 180°C durante 120 minutos y, posteriormente, a 200°C durante 30 minutos. Una vez finalizado el tiempo, las muestras se dejaron enfriar, se añadieron 10 ml de HNO_3 y 3 ml de HClO_4 , calentando a 200°C durante 60 minutos y evitando el secado total de la mezcla. Finalmente, se añadieron 4 ml de HCl en caliente, para redissolver el residuo y complejar los metales disueltos. La solución se transvasó a un tubo, se centrifugó durante 5 minutos a 3500 rpm en una centrifuga HERAEUS[®] Megafuge 1.0 y se enrasó a 50 ml con agua desionizada.

La solución resultante se conservó en botes de plástico, previamente lavados con agua desionizada, y se almacenaron a 4°C hasta su determinación por EAA. Todas las muestras se analizaron con tres repeticiones y los resultados se expresaron en mg/kg suelo seco.

Método 2: Digestión de muestras de suelo en horno microondas

Para realizar la digestión de las muestras de suelo en horno microondas, se pesaron aproximadamente 0.5 g de suelo pulverizado (con una precisión de ± 0.001 g) en vasos de tetrafluorometoxilo (TFM). A cada uno de los vasos se le añadieron 9 ml de HNO_3 y 3 ml de HCl , cerrando adecuadamente los vasos según las instrucciones de seguridad. Las

preparaciones se situaron en el interior del horno microondas modelo MILESTONE® Ethos D, en un rotor HPR 1000/6M con capacidad para 6 vasos (véase Foto 16 del Apéndice I), introduciendo la sonda de temperatura en el vaso control. Por cada tanda, se prepararon un blanco y cinco muestras. Los vasos se calentaron durante 5 minutos con una potencia de 700W hasta alcanzar una temperatura de 180°C, y se mantuvieron a la misma temperatura durante 10 minutos con una potencia de 500W. Una vez finalizada la digestión se dejaron enfriar los vasos durante el tiempo necesario y la solución resultante se centrifugó durante 5 minutos a 3500 rpm en una centrifuga HERAEUS® Megafuge 1.0. Finalmente, el sobrenadante se transvasó a un matraz y se enrasó a 25 ml con agua desionizada.

La solución resultante se conservó en botes de plástico, previamente lavados con agua desionizada, y se almacenaron a 4°C hasta su determinación por EAA. Todas las muestras de suelo fueron analizadas con dos repeticiones y los resultados se expresaron en mg/kg de suelo seco.

Evaluación de la exactitud y precisión de los métodos de digestión

La exactitud y precisión de los métodos de digestión fueron evaluadas mediante la utilización de un material de referencia certificado (CRM) (Quevauviller, 1996; Namiesnik y Zygmunt, 1999). De entre los diferentes tipos de materiales de referencia existentes, se seleccionó aquél de mayor semejanza a las características de la matriz de los suelos objeto de estudio. Por ello, se utilizó un suelo calcáreo (CRM 141R “Calcareous Loam Soil”) comercializado por el *Community Bureau of Reference Sample (BCR)* (Quevauviller *et al.*, 1996a).

El procedimiento consistió en determinar los contenidos de metales pesados en el CRM 141R mediante la aplicación de los dos métodos de digestión descritos (Método 1 y Método 2). Posteriormente, los resultados obtenidos se compararon con los valores certificados, con el fin de estimar la exactitud, expresada como el porcentaje de recuperación, y la precisión, expresada como la desviación estándar relativa.

El porcentaje de recuperación (% R) se calculó, para cada uno de los metales, a partir del cociente entre la media de las réplicas de CRM tras la aplicación de nuestro método ($X_{\text{calculado}}$) y los valores certificados solubles en agua regia ($X_{\text{certificado}}$), multiplicado por 100 (ecuación 4). En general, se

IV. Descripción de Métodos

aceptan como satisfactorios valores entre el 80 y el 120% (Chen y Ma, 1998).

$$\% R = \frac{X_{\text{calculado}}}{X_{\text{certificado}}} * 100 \quad (4)$$

Por otro lado, se calculó la desviación estándar relativa (DER) para evaluar la precisión de ambos métodos. La DER se calculó para las diferentes réplicas realizadas con el material de referencia mediante la ecuación 5, donde DE es la desviación estándar y X es la media aritmética obtenida tras analizar las distintas réplicas. En general, se considera que un método de digestión presenta una adecuada precisión si la DER es menor o igual al 20% (Campos *et al.*, 1998; Chen y Ma, 1998).

$$\text{DER} (\%) = \frac{\text{DE}}{X} * 100 \quad (5)$$

En la Tabla 4.2 se presentan los resultados obtenidos para el Método 1 (bloque digestor) y el Método 2 (microondas). Los porcentajes de recuperación se sitúan, para la mayoría de los metales, entre el 85 y 105%, dentro del intervalo admitido, excepto para el Co en el caso del Método 1 (124%) y el Fe y Zn en el caso del Método 2 (77 y 76%, respectivamente).

Tabla 4.2.- Evaluación de la exactitud y precisión de los métodos de digestión de suelos mediante el CRM 141R (en mg/kg de suelo seco, excepto el Fe en g/kg de suelo seco).

Metal	Valores Certificados ^a CRM 141R	MÉTODO 1 (n=6)			MÉTODO 2 (n=8)		
		X _{calculado} ± DE	%R	DER (%)	X _{calculado} ± DE	%R	DER (%)
Cd	14.0	14.0 ± 1.0	100	7	12.7 ± 0.5	91	4
Co	9.2	11.4 ± 3.1	124	27	9.5 ± 1.2	103	12
Cr	138	123 ± 24	89	19	129 ± 13	94	10
Cu	46.9	44.9 ± 2.1	96	5	43.5 ± 2.0	93	5
Fe	25.85 ^b	21.99 ± 1.13	85	5	19.96 ± 0.80	77	4
Mn	653	611 ± 38	94	6	539 ± 26	83	5
Ni	94	82 ± 4	88	5	80 ± 3	85	4
Pb	51.3	46.9 ± 2.0	91	4	44.8 ± 3.3	87	7
Zn	270	243 ± 10	90	4	206 ± 10	76	5

^a Valores certificados del contenido de metales pesados solubles en agua regia

^b Valor informativo del contenido de Fe en el CRM 141R

La elevada recuperación obtenida para el Co, también ha sido encontrada por otros investigadores utilizando diferentes materiales de referencia (CRM141R, CRM142, CRM 277 y CRM 320) y con diferentes métodos de digestión (p. ej., Bettinelli *et al.*, 2000). Esta elevada recuperación se atribuye a la complejidad de la matriz disuelta, que afecta particularmente a la recuperación de este metal y, como consecuencia, de los bajos contenidos presentes en las muestras analizadas. En el caso del Método 2, el Co también presenta la mayor recuperación obtenida, si bien en este caso se sitúa dentro del intervalo admitido. Finalmente, las bajas recuperaciones del Fe y Zn, obtenidas con el Método 2, se debe a una mayor retención de estos elementos en las redes de los minerales primarios (Stalikas *et al.*, 1999), que determina una mayor resistencia a la disolución con ácidos fuertes.

En cuanto a la desviación estándar relativa (DER), la mayoría de los metales presentan valores por debajo del 7%, dentro de intervalo admitido. Sin embargo, algunos metales (p. ej., Co y Cr) presentan un valor elevado sobre todo en el Método 1 (27% y 19%, respectivamente), que se ve mejorada con la digestión en microondas (12% y 10%, respectivamente). En cualquier caso, las DER son ligeramente inferiores en el Método 2 que en el Método 1 para la mayoría de elementos, lo que indica que el Método 2 ofrece una mayor precisión, según los resultados obtenidos.

4.3.3.- Análisis del contenido extraíble de metales pesados en suelos.

Los metales pesados están presentes en el suelo bajo diferentes formas químicas o tipos de unión. La determinación de estas formas ofrece una mayor información acerca de la movilidad de los metales en el suelo, así como su disponibilidad y toxicidad, en comparación con la información proporcionada por los contenidos totales (Cala, 1998; Pueyo *et al.*, 2004). Para la determinación de estas formas, se han desarrollado diferentes métodos de extracción que pueden agruparse en dos tipos:

a) Métodos de Extracción Simple. Este tipo de métodos están orientados a determinar las fracciones de metales pesados disponibles para las plantas, cuyo contenido depende de la forma química del elemento y del tipo de unión con los componentes del suelo (Quevauviller *et al.*, 1996b; Sahuquillo *et al.*, 2003). En este caso, la extracción se lleva a cabo en una

etapa y mediante la utilización de un único extractante, que tiene la capacidad de extraer los metales pesados presentes en la solución y asociados a diferentes componentes, según la fuerza de extracción del reactivo. Consecuentemente, estos métodos se basan en la suposición que los iones asociados a algunos componentes del suelo pueden ser desplazados de los puntos de adsorción por la presencia de iones competitivos en la solución extractante (Kennedy *et al.*, 1997). Las extracciones simples son comúnmente aplicadas en estudios de fertilidad, para la predicción de los fenómenos de absorción de elementos esenciales, en la diagnosis de deficiencias o excesos y en estudios de disponibilidad de contaminantes, con el objeto de evaluar su transferencia desde el suelo hasta las plantas o cultivos (Ure *et al.*, 1993; Rauret, 1998). El principal inconveniente de estos métodos consiste en la dificultad de encontrar un reactivo efectivo que presente una fuerza de extracción cuantitativamente adecuada, en función del tipo de suelo y la fracción que se desea extraer.

b) Métodos de Extracción Secuencial. Estos métodos están enfocados a distinguir las distintas asociaciones entre los metales pesados y los constituyentes del suelo. Para ello, se utilizan diferentes extractantes, de menor a mayor fuerza de extracción, con el objeto de evaluar las diferentes especies de metales presentes (especiación). El esquema de Tessier *et al.* (1979), inicialmente aplicado a sedimentos, ha sido ampliamente utilizado para la extracción secuencial de metales pesados en muestras de suelo. En este caso, los constituyentes edáficos pueden ser divididos, de forma conceptual, en fracciones específicas de metales pesados que pueden ser extraídas selectivamente mediante la utilización de distintos extractantes (Cala, 1995). Así, por ejemplo, el esquema de Tessier *et al.* (1979) permite distinguir distintas formas de asociación o “pools” como (FI) los metales solubles y de cambio, (FII) los metales unidos a carbonatos, (FIII) los metales unidos a óxidos de hierro y manganeso, (FIV) los metales unidos a materia orgánica y (FV) los metales presentes en la fracción residual. Los principales inconvenientes de este tipo de métodos se deben a la falta de selectividad de algunos reactivos, los procesos de readsorción de los elementos extraídos, el mayor tiempo de análisis requerido, la dificultad en la interpretación de los resultados y la propagación de errores entre las diferentes etapas (Rauret, 1998; Sahuquillo *et al.*, 1999; Stalikas *et al.*, 1999).

Debido a que el presente trabajo se enmarca dentro de un proyecto de investigación con objetivos concretos, entre los que no se contemplaba el análisis de especiación, se optó por una extracción simple mediante la utilización de un único extractante, con el fin de estudiar la fracción

extraíble de los metales pesados presentes en los suelos agrícolas y realizar una primera aproximación a la disponibilidad de los mismos.

La siguiente etapa consiste en seleccionar el tipo de extractante a utilizar, para llevar a cabo la extracción simple, y escoger el procedimiento analítico más adecuado.

Selección del extractante para la extracción simple

Diferentes tipos de extractantes son utilizados para la extracción simple de metales pesados, a la hora de caracterizar la fracción disponible de los mismos. Algunos autores (Ure *et al.*, 1993; Ross, 1994b; Cala, 1995; Rauret, 1998; McLaughlin *et al.*, 2000; Sahuquillo *et al.*, 2003; Kabata-Pendias, 2004; Pueyo *et al.*, 2004) han realizado estudios sobre la fuerza de extracción de los reactivos más ampliamente utilizados, que pueden clasificarse en: electrolitos (p. ej., cloruro de calcio y magnesio), agentes intercambiadores (p. ej., acetato amónico, ácido acético) y agentes quelantes (p. ej., EDTA, DTPA), entre otros.

En la Figura 4.2, se presenta un esquema de la fuerza de extracción de algunos extractantes que suelen utilizarse para la extracción simple de metales pesados en muestras de suelo, clasificados de menor a mayor fuerza.

La determinación de la fracción extraíble de metales pesados en suelos calcáreos se ha realizado, principalmente, mediante la utilización de uno de los siguientes extractantes (Beckett, 1989; Quevauviller *et al.*, 1996b): EDTA, DTPA y ácido acético. De todos ellos, la extracción con agentes quelantes, y en concreto con EDTA, ha ofrecido resultados más precisos en comparación con el ácido acético, que presenta una menor fuerza extractante (Viro, 1955; McGrath, 1996; Quevauviller *et al.*, 1996b; Ure, 1996; Schramel *et al.*, 2000). Así, por ejemplo, Hooda *et al.* (1997) y Sahuquillo *et al.* (2003) comparan diferentes métodos de extracción simple y concluyen que el EDTA es el extractante que mejor correlaciona la fracción extraíble de un metal en el suelo con el contenido en plantas. De hecho, diferentes estudios con trazadores isotópicos muestran que el EDTA y las plantas son capaces de remover la misma cantidad para algunos metales (p. ej., Zn) (Tiller, 1992). En este contexto, algunas Comunidades Autónomas (p. ej., Andalucía) proponen la extracción con EDTA para llevar a cabo investigaciones adicionales en aquellos suelos con altos contenidos totales (Junta de Andalucía, 1999). Sin embargo, otros autores (p. ej., Maíz *et al.*,

1997; Rauret, 1998) prefieren la utilización del DTPA o el cloruro de calcio (CaCl_2) para la extracción simple de metales pesados en suelos calcáreos.

EXTRACTANTE	FRACCIONES O "POOLS" DE METALES PESADOS				
	Solubles en agua	Intercambiables	Unidos a materia orgánica	Ocluidos en óxidos y minerales secundarios	Fracción residual
Agua Desionizada					
0.1M NaNO_3					
0.005M CaCl_2					
0.1M HNO_3					
1M NH_4OAc					
0.1M $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$					
0.5M HOAc			-----		
0.005M DTPA				-----	
0.05M EDTA				-----	
1M HNO_3				-----	
Ácido $(\text{NH}_4)_2\text{Ox}$					
HNO_3/HF					

Figura 4.2.- Fuerza de extracción de diferentes reactivos utilizados para la extracción de metales pesados en muestras de suelo (Fuente: Alloway, 1990; Cala, 1995).

La determinación de la fracción extraíble en el área de estudio se realizó con EDTA 0.05M a pH 7.0, mediante una ligera modificación del método establecido por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación de Gran Bretaña (MAFF, 1986), siguiendo el procedimiento descrito por Boluda *et al.* (1993). La modificación introducida hace referencia a la proporción suelo:extractante y al tiempo de agitación de la mezcla, factores críticos en el proceso de extracción (Quevauviller *et al.*, 1996b). Este procedimiento ha sido aplicado en otros estudios realizados en la Comunidad Valenciana (p. ej., Andreu, 1991; Errecalde *et al.*, 1991; Gimeno-García, 1993) y es el que se ha utilizado en el presente trabajo.

Según diferentes autores (McBride, 1995; Quevauviller *et al.*, 1996b; Kennedy *et al.*, 1997; Stalikas *et al.*, 1999; Sahuquillo *et al.*, 2003), el EDTA es capaz de extraer los metales pesados solubles e intercambiables, unidos débilmente a materia orgánica y, en menor medida, los metales ocluidos en

minerales secundarios, por lo que la cantidad extraída podría corresponderse con la cantidad de metales pesados disponibles para los cultivos (Beckett, 1989; Soon y Abboud, 1990; Tiller, 1992; McBride, 1995; Andreu y Gimeno-García, 1996).

Método para la extracción de metales pesados en suelos

Para llevar a cabo la determinación del contenido extraíble de metales pesados en las muestras de suelo, se pesaron 8 g de suelo pulverizado (con una precisión ± 0.01 g) en tubos de centrífuga y se añadieron 35 ml de EDTA 0.05M a pH 7.0, preparado según MAFF (1986). En cada tanda, se analizaron diecinueve muestras y un blanco de método, con el fin de evaluar posibles problemas de contaminación. Los tubos se situaron en un agitador mecánico modelo SELECTA[®] Rotabit con una agitación horizontal durante 2 horas a temperatura ambiente. Una vez transcurrido este tiempo, la mezcla se centrifugó a 3500 rpm durante 10 minutos en una centrífuga HERAEUS[®] Megafuge 1.0. El sobrenadante se transfirió hasta matraces de 50 ml, filtrando la solución mediante filtros ALBET[®] 145. Finalmente, se enrasó con el mismo EDTA utilizado en el proceso de extracción hasta un volumen de 100 ml.

La solución obtenida se transfirió a botes de plástico para su conservación a 4°C y posterior determinación por EAA. Todas las muestras se analizaron con, al menos, dos repeticiones y los resultados se expresaron en mg/kg suelo seco.

Evaluación de la exactitud y precisión del método de extracción simple.

La evaluación de la exactitud y precisión del método de extracción se realizó mediante la utilización de dos CRM. El CRM 600⁴ certifica los contenidos de algunos metales pesados obtenidos tras una extracción con EDTA y DTPA (Quevauviller *et al.*, 1997), mientras que el CRM 700⁵ certifica los contenidos de metales pesados tras una extracción con EDTA y ácido acético (Rauret *et al.*, 2001), ambos comercializados por el

⁴ CRM 600 “Extractable trace elements in calcareous soil by EDTA and DTPA extraction procedures”

⁵ CRM 700 “Extractable trace elements in organic-rich by EDTA and acetic acid extraction procedures”

Community Bureau of Reference Sample (BCR). La diferencia entre uno y otro estriba en que las concentraciones extraíbles para los metales pesados en el CRM 700 son mayores a las del CRM 600 y, por consiguiente, el proceso de extracción es más efectivo y cuantitativo en el primer caso. De hecho, el CRM 600 dejó de comercializarse, durante el desarrollo de la fase de análisis, debido a los problemas que generaba, siendo sustituido por el CRM 700.

El contenido de metales pesados en ambos materiales se determinó mediante la aplicación del método de extracción simple descrito. Los porcentajes de recuperación (% R) se calcularon como el cociente entre la media de las réplicas de los CRM tras la aplicación de nuestro método ($X_{\text{calculado}}$) y los valores certificados para la extracción con EDTA ($X_{\text{certificado}}$) multiplicado por 100 (véase ecuación 4, Pág. 101), con el objeto de evaluar la exactitud del método. Por otro lado, se calculó la desviación estándar relativa (DER) tras medir diferentes réplicas (véase ecuación 5, Pág. 101), para evaluar la precisión del método.

En la Tabla 4.3 se presentan los resultados obtenidos para la evaluación de la exactitud y precisión del método de extracción simple. En la tabla no aparecen los resultados para el Co, Fe y Mn, debido a que ninguno de los dos materiales de referencia presentó valores certificados ni valores indicativos para dichos elementos.

Tabla 4.3.- Evaluación de la exactitud y precisión del método de extracción simple, mediante el CRM 600 y CRM 700 (en mg/kg de suelo seco).

Metal	CRM 600 (n=4)				CRM 700 (n=4)			
	Valores Certificados	$X_{\text{calculado}} \pm \text{DE}$	%R	DER (%)	Valores Certificados	$X_{\text{calculado}} \pm \text{DE}$	%R	DER (%)
Cd	2.68	2.19 ± 0.23	82	10	65.2	48.7 ± 3.3	75	7
Cr	0.206	-	-	-	10.1	8.7 ± 0.2	86	3
Cu	57.3 ^a	66.10 ± 3.44	115	5	89.4	71.0 ± 5.6	79	8
Ni	4.52	4.26 ± 0.36	94	9	53.2	44.2 ± 2.1	83	5
Pb	59.7	42.4 ± 2.0	71	5	103	89 ± 4	86	4
Zn	383	274 ± 15	71	6	510	427 ± 22	84	5

^a Valor indicativo

En general, las recuperaciones obtenidas para los metales pesados certificados suelen ser muy variables, como consecuencia de diferentes factores: (i) interacciones entre el suelo y la solución extractante, que dificultan el proceso de extracción; (ii) bajas concentraciones de los metales

pesados en los extractos, próximos a los límites de detección instrumental; y (iii) problemática asociada al proceso de extracción debido a la influencia de factores como la temperatura y el tiempo de agitación, entre otros (Kennedy *et al.*, 1997). Los porcentajes de recuperación se situaron entre 71% y el 115% para el CRM 600, mientras que el Cr no pudo evaluarse debido a las bajas concentraciones en el material de referencia. Por otro lado, las recuperaciones obtenidas con el CRM 700 se situaron entre el 75% y el 86%.

En cuanto a la precisión del método, las DER obtenidas para el CRM 600 son mayores que las obtenidas para el CRM 700, debido a que los valores certificados en el primero eran inferiores y próximos al límite de detección. Esto determina que la variabilidad en la determinación sea mayor para el CRM 600, obteniendo generalmente mayores desviaciones estándar relativas, excepto en el caso del Cu. En cualquier caso, todas ellas se sitúan dentro del límite aceptable.

4.3.4.- Análisis del contenido de metales pesados en cultivos hortícolas.

Al igual que ocurre con los suelos, las plantas y, en concreto, los cultivos hortícolas pueden acumular metales pesados y actuar como reservorios (Kabata-Pendias y Pendias, 1984), si bien esta capacidad de acumulación es limitada debido a la aparición de efectos fitotóxicos en función del tipo de cultivo. Así, las concentraciones de los metales pesados considerados como contaminantes (p. ej., Cd y Pb) y otros elementos considerados como esenciales para las plantas (p. ej., Co y Ni) suelen encontrarse en bajas concentraciones en cultivos hortícolas no contaminados, y sólo unos pocos metales se presentan en concentraciones mayoritarias (p. ej., Fe y Mn). Esta diferencia, junto con las características de la matriz, va a influir en la selección del método de digestión y, sobre todo, en la selección del método de determinación en los extractos de cultivos.

Selección del método de digestión

La destrucción de la materia orgánica y la descomposición de las muestras de cultivo pueden realizarse mediante dos métodos (Jones, 1985):

digestión por vía húmeda con ácidos fuertes y combustión en horno o mufla a elevadas temperaturas. En la actualidad, la combustión a elevadas temperaturas se emplea en escasas ocasiones debido a las pérdidas por volatilización, a las mayores cantidades de muestra requerida y al mayor tiempo necesario para la completa descomposición. En consecuencia, la digestión por vía húmeda se utiliza mayoritariamente para el análisis de muestras orgánicas y biológicas, como son los cultivos hortícolas. Además, la utilización del microondas disminuye el tiempo de análisis y mejora la eficacia del proceso de digestión (Smith y Arsenault, 1996).

Diferentes mezclas de ácidos fuertes han sido propuestas para la digestión de muestras biológicas. Algunas de las mezclas más utilizadas han sido (Jones, 1985): $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{SO}_4$, $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{O}_2$, $\text{HNO}_3\text{-HCl}$ o HNO_3 sólo. Tras realizar varias pruebas con diferentes ácidos se obtuvieron mejores recuperaciones mediante una digestión con HNO_3 en horno microondas siguiendo el método USEPA 3052 para matrices orgánicas (USEPA, 1996), por lo que se seleccionó este ácido para la descomposición de las muestras de cultivos hortícolas. Así, por ejemplo, diferentes autores han utilizado el HNO_3 como único ácido para la digestión de cultivos y plantas como, por ejemplo, Alloway *et al.* (1990) y Bosque *et al.* (1990) para cultivos hortícolas (calabazas, espinaca, lechugas, pimiento, rábanos, tomate y zanahorias), Hooda *et al.* (1997) para trigo, zanahoria y espinacas o Hough *et al.* (2003) para maíz y trigo, entre otros.

Método para la digestión de muestras de cultivos

El método seguido para la digestión de los cultivos hortícolas consistió en una digestión con HNO_3 en horno microondas, según el método USEPA 3052 (USEPA, 1996). Se pesaron 0.500 g (con una precisión de ± 0.001 g) de una muestra homogénea de cultivo hortícola pulverizado y se añadieron 9 ml de HNO_3 65 % (v/v). La mezcla se digirió en un horno microondas MILESTONE® Ethos D durante 5.5 minutos hasta alcanzar 180°C con una potencia de 460W, manteniéndose la misma temperatura 9.5 minutos con una potencia de 350W. Una vez finalizada la digestión, la solución resultante se centrifugó durante 5 minutos a 3500 rpm en una centrifuga HERAEUS® Megafuge 1.0. El sobrenadante, se transvasó a un matraz y se enrasó a 25 ml con agua desionizada, conservando el extracto en botes de plástico a 4°C hasta su determinación por EAA.

Todas las muestras de cultivo se analizaron con dos repeticiones, añadiendo un blanco de método por cada tanda, con el objetivo de detectar posibles procesos de contaminación. Los resultados se expresaron respecto al peso de materia seca (mg/kg) y materia fresca (mg/kg mf).

Evaluación de la exactitud y precisión del método de digestión de cultivos

La exactitud y precisión del método seleccionado para la digestión de las muestras de cultivos hortícolas se realizó mediante un material de referencia certificado (CRM). Debido a la escasa oferta de materiales de referencia de estas características, entre los diferentes tipos de materiales existentes se utilizó el CRM 281 “*Rye Grass*”, comercializado por el *Community Bureau of Reference Sample* (BCR) (Griepink y Muntau, 1988), a falta de un material de referencia específico para cultivos hortícolas.

El procedimiento consistió en determinar los contenidos de metales pesados en el CRM 281, mediante la aplicación del método de digestión descrito, y la posterior determinación por EAA. Los resultados obtenidos se compararon con los valores certificados, o en su defecto con los valores indicativos, para calcular los porcentajes de recuperación (% R) (véase ecuación 4, Pág. 101). La precisión del método se evaluó mediante el cálculo de la desviación estándar relativa (DER) (véase ecuación 5, Pág. 101). En la Tabla 4.4 se presentan los resultados alcanzados.

Tabla 4.4.- Evaluación de la exactitud y precisión del método de digestión de cultivos mediante el CRM 281 (en mg/kg de materia seca, excepto para Cd, Co, Cr y Pb en ng/kg de materia seca).

Metal	Valores Certificados CRM 281	USEPA 3052 (n=4)		
		X _{calculado} ± DE	%R	DER (%)
Cd ^a	120	175 ± 27	146	15
Co ^a	117 ^b	82 ± 15	70	19
Cr ^a	2 140	2 104 ± 35	98	2
Cu	9.65	10.92 ± 0.1	113	1
Fe	164 ^b	151 ± 3	92	2
Mn	81.6	73.5 ± 0.5	90	1
Ni	3.00	2.88 ± 0.38	96	13
Pb ^a	2 380	3 597 ± 209	151	6
Zn	31.5	26.9 ± 1.2	85	5

^a Determinaciones realizadas en EAA-Horno; ^b Valor indicativo

Las recuperaciones obtenidas para el Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn quedaron dentro del intervalo admitido (80-120%) y fueron consideradas aceptables. Por el contrario, se obtuvo una baja recuperación para el Co (70%) y elevadas recuperaciones para el Cd (146%) y el Pb (151%). En cuanto a la precisión del método, las DER para todos los metales quedaron por debajo del 10%, excepto para el Cd, Co y Ni. Ambos resultados se deben a los bajos niveles de estos elementos en el material de referencia, por lo que la cuantificación resulta más compleja y la repetibilidad disminuye. De hecho, la cuantificación de algunos de estos elementos que han quedado fuera de los límites aceptables (Cd, Co y Pb), se ha realizado mediante EAA en horno de grafito (EAA-Horno) debido a las bajas concentraciones presentes en el CRM.

4.4.- Determinación de metales pesados por espectrofotometría de absorción atómica.

El contenido de metales pesados en todas las soluciones obtenidas (suelos y cultivos) se determinó por espectrofotometría de absorción atómica (EAA), mediante un espectrofotómetro modelo VARIAN[®] SpectrAA 220FS. El espectrofotómetro está equipado con diferentes lámparas de cátodo hueco, que generan luz a la longitud de onda característica para cada elemento, y un automuestreador, que permite inyectar las muestras de forma automatizada mediante el sistema informático SpectrAA 220 versión 2.0 FS.

El límite de detección instrumental (LD) de un elemento es la mínima cantidad que proporciona una señal significativamente diferente a la señal del blanco o fondo para un método dado. El LD fue definido como tres veces la desviación estándar de los resultados de una solución estándar, que presenta una concentración de analito de tres a cinco veces por encima del límite de detección sugerido por el fabricante del espectrofotómetro (VARIAN, 1997). Por otro lado, el límite de cuantificación instrumental (LQ) es la mínima cantidad de analito capaz de ser determinada por un método analítico con una precisión y exactitud aceptable. El LQ fue definido como diez veces la desviación estándar de los resultados de una solución estándar, que presenta una concentración de analito de tres a cinco veces por encima del límite de detección sugerido por el fabricante (VARIAN, 1997).

La determinación cuantitativa de los metales pesados se ha realizado mediante espectrofotometría de absorción atómica con atomización por llama (EAA-Llama), para la cuantificación de elementos en mayores concentraciones. Por otro lado, la espectrofotometría de absorción atómica con atomización electrotrémica en horno grafito (EAA-Horno) se ha utilizado para la cuantificación de elementos minoritarios. Generalmente, suele escogerse el LD o el LQ como límite de decisión para la medida por EAA-Horno (Miller y Miller, 1993), en función de la incertidumbre asociada a la medida que se desea aceptar. Para la determinación de los contenidos de metales pesados en las diferentes soluciones obtenidas se ha preferido utilizar la denominada “concentración característica” (CC) como límite de decisión, que representa un criterio teórico basado en la sensibilidad de cada metal. La CC se define como aquella concentración del elemento que presenta 0.0044 unidades de absorbancia, es decir, un 1% de la absorción (Skoog *et al.*, 1995; VARIAN, 1997). Concretamente, los límites de decisión aplicados han sido los siguientes:

- (a) Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelo: Todos los elementos se determinaron por EAA-Llama, excepto los contenidos de Cd por debajo de la CC (≤ 0.010 mg/l), que se determinaron por EAA-Horno.
- (b) Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelo: Los contenidos de Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn se determinaron por EAA-Llama, excepto aquellas muestras con contenidos de Cd, Ni y Pb por debajo de su CC (≤ 0.010 , 0.05 y 0.15 mg/l, respectivamente), que se determinaron por EAA-Horno. Por su parte, el Co y el Cr se midieron directamente por EAA-Horno, puesto que la fracción extraíble para la mayoría de las muestras quedó por debajo de la CC (≤ 0.05 y 0.12 mg/l, respectivamente).
- (c) Contenidos de Metales Pesados en Cultivo: Los contenidos de Cu, Fe, Mn y Zn se midieron por EAA-Llama, mientras que el Cd, Co, Cr, Ni y Pb se midieron por EAA-Horno debido a que se presentan en concentraciones por debajo de sus respectivas CC.

4.4.1.- Determinación por EAA-Llama.

La EAA-Llama se basa en la medida de la absorción atómica de los elementos presentes en los extractos obtenidos durante la fase de análisis, tras la pulverización de la muestra y la mezcla con un gas combustible

(acetileno) y un oxidante (aire). La proporción aire:acetileno se mantuvo para todos los metales excepto para el Cr, para el cual se enriqueció la proporción de acetileno con el objetivo de obtener una mayor sensibilidad, de acuerdo con otros investigadores (p. ej., Ajlec *et al.*, 1988). Además, se empleó una lámpara de deuterio que efectuó la corrección de fondo en los casos requeridos.

En la Tabla 4.5 se presentan los parámetros instrumentales utilizados para la determinación de los metales pesados mediante EAA-Llama. En dicha tabla presentan las longitudes de onda y la anchura de la banda espectral utilizada para cada elemento, las proporciones aire:acetileno, la necesidad de corrección de fondo, el LD, el LQ y el rango de trabajo. Este último se determinó a partir de las curvas de calibrado, que presentaron un coeficiente de regresión mayor o igual a 0.999, y siguiendo la norma UNE 77309 (AENOR, 2001). Para ello se partió de una solución estándar de 1000 mg/l de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn, respectivamente, y se prepararon diferentes patrones abarcando un rango de concentración adecuado para cada metal. En dicha tabla, se presentan también los parámetros instrumentales utilizados para la determinación del sodio (Na⁺) en los extractos obtenidos durante el análisis de la capacidad de intercambio catiónico del suelo (CIC). En este caso no se presentan el LD ya que su cálculo no resulta relevante debido a las elevadas concentraciones de Na⁺ en las diferentes soluciones.

Tabla 4.5.- Parámetros instrumentales consideradas para la determinación de metales pesados por EAA-Llama.

Metal	λ (nm)	Anchura Banda Espectral (nm)	Aire:Acetileno (l/min)	Corrección de Fondo	LD (mg/l)	LQ (mg/l)	Rango de Trabajo (mg/l)
Cd	228.8	0.5	13.5 : 2.0	Si	0.01	0.025	0.01 - 1.00
Co	240.7	0.2	13.5 : 2.0	Si	0.05	0.15	0.05 - 3.00
Cr	357.9	0.2	13.5 : 3.0	No	0.02	0.07	0.12 - 3.00
Cu	324.8	0.5	13.5 : 2.0	No	0.01	0.04	0.04 - 4.00
Fe	248.3	0.2	13.5 : 2.0	No	0.04	0.14	0.14 - 5.00
Fe ^a	372.0	0.2	13.5 : 2.0	No	0.2	0.6	0.6 - 50.0
Mn	279.5	0.2	13.5 : 2.0	No	0.01	0.02	0.02 - 2.00
Na	589.0	0.05	13.5 : 2.0	No	-	1.0	1.0 - 25.0
Ni	232.0	0.2	13.5 : 2.0	Si	0.03	0.10	0.05 - 3.00
Pb	217.0	1.0	13.5 : 2.0	Si	0.06	0.20	0.15 - 5.00
Zn	213.9	1.0	13.5 : 2.0	Si	0.01	0.02	0.02 - 0.80

^a Parámetros instrumentales considerados en EAA-Llama para la medida del contenido total de Fe en muestras de suelo

Estos parámetros instrumentales se han mantenido para la determinación de los distintos elementos, tanto en muestras de suelo (contenido total y extraíble) como en muestras de cultivo. Sólo en el caso de la determinación de la concentración de Fe total en las muestras de suelo se ha utilizado la longitud de onda secundaria ($\lambda_2 = 372.0$), debido a las elevadas concentraciones presentes.

4.4.2.- Determinación por EAA-Horno.

Como se ha comentado anteriormente, la determinación de los metales pesados en aquellas soluciones que presentan bajos contenidos se realizaron mediante EAA-Horno. En la Tabla 4.6 se presentan los principales parámetros instrumentales utilizados para la determinación por EAA-Horno de aquellos elementos que lo requirieron, independientemente de la matriz. Estos parámetros hacen referencia a la longitud de onda, la anchura de la banda espectral, la corrección de fondo, la utilización del modificador de paladio (Pd) y los rangos de trabajo utilizados. En este caso, los rangos de trabajo se determinaron a partir de las curvas de calibrado, siguiendo las mismas consideraciones comentadas en EAA-Llama.

Tabla 4.6.- Parámetros instrumentales considerados para la determinación de metales pesados por EAA-Horno.

Metal	λ (nm)	Anchura Banda Espectral (nm)	Corrección de Fondo	Modificador de Pd	Rangos de Trabajo ($\mu\text{g/l}$)
Cd	228.8	0.5	Si	Si	1 - 5
Co	240.7	0.2	Si	No	4 - 10
Cr	357.9	0.5R	No	- ^a	2 - 16
Ni	232.0	0.2	Si	Si	4 - 37.5
Pb	283.3	0.5	Si	- ^a	5 - 45

^a Se utilizó modificador de Pd para las muestras de cultivos pero no en los extractos de EDTA

4.5.- Descripción de métodos estadísticos.

En este apartado se describen los principales métodos estadísticos que han sido utilizados para el tratamiento de los datos. Todos ellos han sido aplicados, bien mediante la hoja de cálculo EXCEL[®] del paquete Microsoft Office, o bien mediante el programa estadístico SPSS[®] (versión 11.0).

4.5.1.- Estadística descriptiva.

La estadística descriptiva se utiliza para representar las variables analizadas mediante los denominados “descriptores poblaciones”, que pueden agruparse en parámetros estadísticos descriptivos de la tendencia central y parámetros estadísticos que ofrecen información acerca de la dispersión de los resultados.

La media aritmética, la media geométrica y la mediana se han utilizado como descriptores poblacionales de la tendencia central. La presentación de los tres parámetros se debe a que la media aritmética es un descriptor poco robusto, y por tanto, puede verse influenciado por la presencia de determinados resultados individuales (Valcárcel y Ríos, 1992). Por el contrario, resulta un parámetro descriptivo apropiado en el caso de poblaciones que siguen una distribución normal y no presentan valores discordantes. En determinadas ocasiones conviene considerar la media geométrica o la mediana como descriptores poblacionales, sobre todo en el caso de poblaciones que siguen una distribución log-normal o presentan valores discordantes, respectivamente (Holmgren *et al.*, 1993; Parkin y Robinson, 1993; Dudka *et al.*, 1995; Dudka *et al.*, 1996). Finalmente, se ha incluido el valor mínimo y máximo como parámetros estadísticos, con el objetivo de conocer el intervalo de variación.

Entre los descriptores poblacionales que ofrecen información acerca de la dispersión de los resultados se ha utilizado la desviación estándar (DE), que estima la dispersión de los resultados alrededor de su valor medio, y la desviación estándar relativa (DER), también conocida como coeficiente de variación, que viene expresada en términos de porcentaje y no depende de las unidades de la variable analizada. La DER es un ejemplo de medida del error relativo, es decir, una estimación del error en función del valor absoluto de la variable medida, por lo que también se utiliza para la comparación de la precisión entre dos métodos de digestión (Miller y Miller, 1993).

4.5.2.- Estudio de los valores discordantes: diagramas de caja.

Lalor y Zhang (2001) han realizado un estudio comparativo entre diferentes metodologías que permiten la identificación de valores discordantes. La forma más rápida para su caracterización, y que se ha

utilizado en el presente trabajo, son los diagramas de caja. En la Figura 4.3 se muestra un ejemplo de un diagrama de caja.

Los valores atípicos, identificados por un círculo (o), representan valores que superan 1.5 veces el percentil p75, mientras que los denominados valores extremos están identificados por un asterisco (*) y representan valores que superan 3 veces el percentil p75; en ambos casos, se trata de valores anómalos en el extremo superior. Tanto los valores extremos como los valores atípicos se han denominado “valores discordantes”, dentro del contexto del presente trabajo.

Los valores discordantes también pueden aparecer en el extremo inferior del diagrama de caja, de tal forma que representarían valores que son inferiores en 1.5 y 3 veces al percentil p25.

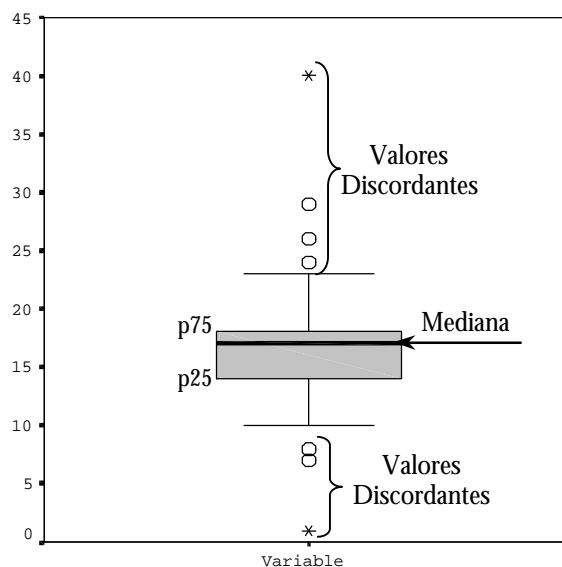


Figura 4.3.- Identificación de los valores discordantes en un diagrama de caja.

4.5.3.- Estudio de la distribución de las poblaciones.

La distribución de las poblaciones puede evaluarse gráficamente a través de los histogramas de frecuencia. Sin embargo, para una mejor caracterización también se utilizan determinados tests estadísticos, que permiten confirmar si la población se ajusta a una distribución normal. El test de Shapiro-Wilkinson se aplica a poblaciones con menos de 50 muestras ($n < 50$), mientras que el test de Kolmogorov-Smirnov se utiliza para poblaciones mayores o iguales a 50 muestras ($n \geq 50$).

Un valor de significación bajo ($P < 0.05$) indica que la distribución de los datos difiere significativamente de la normalidad. Asimismo, la normalidad de las poblaciones se ha confirmado a través del valor de la asimetría y curtosis, de tal forma que cuanto más próximo se encuentren de cero, la población más se asemeja a una distribución normal.

Cuando una población no sigue una distribución normal, se realiza la transformación logarítmica de los datos, con el objetivo de comprobar si los datos log-transformados se ajustan mejor a este tipo de distribución (Reaves y Berrow, 1984). En estos casos, se utilizan los datos logarítmicos para la realización de los cálculos estadísticos, que se obtienen mediante la transformación $\log_{10}(x+1)$.

4.5.4.- Pruebas de significación.

Las pruebas de significación son contrastes de hipótesis utilizadas para comparar dos o más poblaciones y determinar si existen diferencias significativas entre ellas. Los diferentes tests que se han aplicado son los siguientes (Field, 2000; Townend, 2002):

El **test T de Student para muestras relacionadas** compara las medias de dos poblaciones con distribución normal que representan grupos relacionados. Un valor de significación bajo ($P < 0.05$) indica que existe una diferencia significativa entre ambas medias. Este test se ha utilizado, por ejemplo, para comparar las medias obtenidas tras la aplicación de dos métodos de digestión, cuando ambas poblaciones siguen una distribución normal.

El **test de Wilcoxon** es un test no paramétrico que compara la distribución de dos poblaciones con distribución no normal, con el objeto de comprobar si ambas poblaciones son similares. Un valor de significación bajo ($P < 0.05$) indica que existe una diferencia significativa entre la distribución de las dos variables comparadas. Este test se ha utilizado, por ejemplo, para comparar las medias obtenidas tras la aplicación de dos métodos de digestión, cuando al menos una de las dos poblaciones no sigue una distribución normal.

Finalmente, la prueba **ANOVA de un factor** se utiliza para comparar dos o más medias de diferentes poblaciones e identificar diferencias significativas entre ellas. Previamente a la aplicación de las pruebas de contraste se requiere comprobar si las varianzas de los distintos grupos son

o no equivalentes, mediante la prueba de Levene. En función de estos resultados, así como de los tamaños muestrales de los grupos que se comparan, se selecciona uno de los siguientes tests de contraste, según se muestra en la Tabla 4.7.

Tabla 4.7.- Tests de contraste utilizados para la prueba ANOVA de un factor.

	Tamaños Muestrales Iguales ($n_1=n_2\dots$)	Tamaños Muestrales Diferentes ($n_1\neq n_2\dots$)
Varianzas Equivalentes	Tukey	Hochberg's
Varianzas no Equivalentes	Games-Howell	Games-Howell

A partir de los resultados de la prueba de contraste, se puede concluir que existen diferencias significativas entre las dos medias comparadas para los diferentes grupos si el valor de la significación es bajo y en función del nivel de confianza exigido ($P<0.01$ o $P<0.05$). El análisis de varianza se ha utilizado, por ejemplo, para la comparación de los contenidos de metales pesados en las diferentes zonas agrícolas y entre distintos grupos de texturas.

4.5.5.- Matriz de correlación.

Los estudios de correlación permiten identificar si existe o no una relación lineal entre dos variables, a través del coeficiente de correlación. Los requisitos previos para poder llevar a cabo estudios de correlación son tres (Townend, 2002): muestreo aleatorio, medidas independientes y distribución normal de las variables enfrentadas.

Debido a que los estudios de correlación se ven afectados por el tipo de distribución que siguen las poblaciones enfrentadas se utilizan dos tipos de coeficientes de correlación (r): el coeficiente de correlación de Pearson, cuando las dos variables enfrentadas siguen una distribución normal, y el coeficiente de correlación de Spearman, cuando al menos una de las variables no se ajusta a la normalidad.

Los coeficientes de correlación (r) toman valores entre -1 y $+1$. Los valores próximos a cero indican que la relación lineal entre las variables es

débil, mientras que valores próximos a la unidad significa que la relación entre las dos variables es fuerte. Por otro lado, si el signo es negativo significa que ambas variables siguen una relación inversa, es decir, cuando el valor de una variable crece, la otra variable decrece y viceversa. Finalmente, los coeficientes de correlación pueden ser significativos a diferentes niveles ($P < 0.05$ o $P < 0.01$), según el nivel de confianza exigido (95% y 99%, respectivamente).

4.5.6.- Rectas de regresión lineal.

Las rectas de regresión lineal se utilizan para estudiar las relaciones lineales existentes entre diferentes variables que se integran en una ecuación. Mediante estas rectas se pueden predecir nuevos valores de la variable dependiente en función de los valores que adopten las variables independientes. Los requisitos previos para que las rectas de regresión sean válidas son (Field, 2000; Townend, 2002): muestreo aleatorio, medidas independientes y distribución normal.

Las rectas de regresión pueden ser simples, cuando el valor de la variable dependiente se relaciona con una única variable independiente ($Y = a + bX$), o múltiples, cuando el valor de la variable dependiente se relaciona con varias variables independientes ($Y = a + bX + cZ...$), donde “Y” es la variable dependiente, “X, Z...” son variables independientes y “a, b, c...” son coeficientes. La determinación de la recta que permite un mejor ajuste de los datos se realiza mediante el método de mínimos cuadrados, de tal forma que se elige como recta de regresión aquella que minimiza las distancias de las observaciones a la recta. Además, se requiere que los residuos sigan una distribución normal para que el modelo obtenido permita explicar de una forma adecuada la variabilidad de los resultados.

Las rectas de regresión van acompañadas de dos coeficientes. El coeficiente de regresión (R) muestra la relación existente entre el valor observado y el valor obtenido en la recta de regresión, de tal forma que un mayor valor de R indica una fuerte relación entre variables. Por otro lado, el coeficiente de determinación (R^2) presenta información acerca de la proporción de variación de la variable dependiente que es explicada por el modelo o la recta de regresión, por tanto, a mayor valor de R^2 significa que el modelo se ajusta mejor a los datos, explicando un determinado porcentaje de la variación.

4.5.7.- Análisis estadístico multivariante.

4.5.7.a.- Análisis factorial.

El análisis factorial consiste en agrupar las variables analizadas en el menor número posible de factores o componentes con el fin de reconocer relaciones entre ellas, a veces no aparentes a primera vista. El análisis factorial se ha llevado a cabo mediante el método de análisis de los componentes principales, de tal modo, que las variables analizadas se transforman en nuevos componentes basándose en las correlaciones establecidas entre las variables iniciales (Field, 2000; Townend, 2002).

Los componentes principales se eligen de tal forma que el primer componente (C_1) recoge la mayor proporción de variación que hay en el conjunto de datos, el segundo (C_2) recoge la siguiente variación y así sucesivamente (Miller y Miller, 2002). Cada componente (C_x) representa una combinación lineal de las variables originales (X_1, X_2, \dots, X_n), de modo que cada variable interviene con un coeficiente de carga en función de su importancia dentro de cada componente. Generalmente, se aceptan aquellos componentes cuyos autovalores (*eigenvalues*) son superiores a la unidad.

La matriz de la solución final se ha obtenido mediante la rotación “Varimax”, que permite disminuir la contribución de las variables de menor peso, aumentando la contribución de aquellas más importantes. La representación gráfica de los distintos componentes muestra la presencia de grupos de variables relacionadas.

4.5.7.b.- Análisis cluster.

El análisis cluster se aplica a un conjunto de objetos, que pueden ser las diferentes variables analizadas o las muestras individuales, permitiendo encontrar agregaciones o grupos en orden a su similitud. De esta forma, un grupo de variables o muestras pueden quedar divididas en una serie de clases, de manera que los objetos similares se encuentran incluidos dentro de un mismo cluster o grupo (Townend, 2002; Miller y Miller, 2002).

La hipótesis de partida recoge que todos los objetos originales contienen información y deben tenerse en cuenta, una vez normalizados, con el fin de anular los efectos causados por sus diferentes escalas y

magnitudes. La estandarización de los objetos se ha realizado con el método de las puntuaciones Z.

Para llevar a cabo el análisis cluster, se calcula la matriz de distancias euclídeas normalizadas entre los objetos (variables o muestras) y se realiza una agrupación jerárquica a través de la vinculación intergrupos. Los resultados se expresan en un dendrograma en el que los distintos objetos se agrupan jerárquicamente de acuerdo a sus similitudes.

Capítulo V

PROPIEDADES Y CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS

En este capítulo se presentan y discuten los resultados alcanzados a partir del estudio de las principales propiedades y características edáficas de los suelos con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante. Los análisis se refieren a las 54 muestras superficiales obtenidas en las distintas parcelas y, por tanto, las conclusiones van referidas a esta profundidad del suelo. En la Tabla 5.1 se muestran los principales parámetros estadísticos descriptivos de las diferentes variables analizadas. Asimismo, los resultados correspondientes a cada una de las parcelas se presentan en la Tabla 1 del Apéndice III.

Tabla 5.1.- Parámetros estadísticos descriptivos de las propiedades y características edáficas.

	pH (agua)	pH (KCl)	CE _{ea} (dS/m)	CE _{es} (dS/m)	MO (%)	CaCO ₃ (%)	CIC (cmol ₍₊₎ /kg)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
X _{aritmética}	8.3	7.9	1.4	7.0	2.1	46.5	16.3	21	45	34
X _{geométrica}	8.3	7.9	1.0	5.2	2.0	46.0	15.7	15	44	32
Mediana	8.2	7.9	1.1	5.9	2.1	44.9	16.3	16	46	35
DE	0.2	0.1	1.0	5.1	0.5	6.9	4.2	16	9	12
DER (%)	3	2	72	26	26	15	26	78	21	35
Mínimo	7.8	7.6	0.1	0.7	0.8	23.6	8.1	2	14	8
Máximo	9.1	8.3	4.9	21.6	3.3	67.5	25.1	65	63	56

DE, desviación estándar; DER, desviación estándar relativa

A partir de los resultados de la anterior tabla podemos señalar, a modo de síntesis y de forma generalizada, que los suelos del área de estudio presentan un pH básico y problemas de salinidad en algunas de las parcelas analizadas. El porcentaje en materia orgánica (MO) es relativamente bajo, como consecuencia del uso intensivo al que se ven sometidos estos suelos. El contenido en carbonatos (CaCO_3) es elevado debido a la presencia de materiales carbonatados propios del área mediterránea, mientras que la capacidad de intercambio catiónico (CIC) presenta valores adecuados para un uso agrícola. En cuanto al análisis granulométrico, las partículas de tamaño limo y arcilla son mayoritarias, por lo que predominan las texturas medias y finas.

A continuación, se realiza el tratamiento estadístico para cada una de las variables analizadas. Los resultados obtenidos servirán posteriormente para seleccionar las pruebas estadísticas adecuadas, con el objeto de estudiar las relaciones entre diferentes variables. Además, se presentan los resultados alcanzados y se realiza una discusión de forma individualizada. Finalmente, en cada uno de los apartados se describen los resultados obtenidos en las tres zonas agrícolas que han sido caracterizadas (véase Tablas 4, 5 y 6 del Apéndice III).

5.1.- Estudio de la reacción del suelo.

Los suelos del área de estudio presentan un pH en el extracto acuoso que varía entre 7.8 (valor mínimo) y 9.1 (valor máximo). El valor medio es 8.3 y la desviación estándar relativa presenta un valor muy bajo (3%), confirmando la escasa variabilidad y el estrecho intervalo de valores de pH (Tabla 5.1).

En la Figura 5.1 se presentan los valores de pH obtenidos en las 54 parcelas analizadas. El 81% de las parcelas presentan un pH entre 7.4 y 8.4 (suelos básicos), un 17% de las parcelas presentan valores entre 8.5 y 9.0 (suelos ligeramente alcalinos) y un 2% presentan valores superior a 9.1 (suelos alcalinos), según la clasificación realizada por el Departamento de Agricultura de EE.UU. (USDA) (Porta *et al.*, 1986). Por tanto, la mayoría de las muestras analizadas presentan un pH básico, debido a la presencia mayoritaria de materiales carbonatados de origen sedimentario, a partir de los cuales se han formado los suelos agrícolas estudiados. Sin embargo, se han detectado algunas muestras que presentan elevados valores de pH, como se comenta posteriormente.

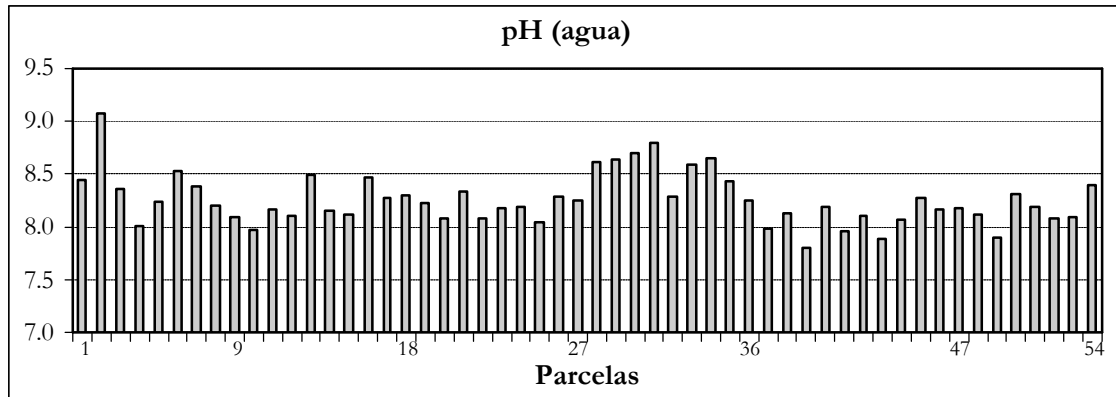


Figura 5.1.- Valores de pH del extracto acuoso en las 54 parcelas.

En la Figura 5.2a se presenta el diagrama de caja que muestra la presencia de un único valor discordante que corresponde a la parcela MPA-02, situada en el municipio de Villena (Alto Vinalopó), con un valor de pH de 9.1. Este elevado valor parece indicar la presencia de un suelo de características sódicas. La conductividad eléctrica en el extracto de saturación no presenta valores elevados (0.7 dS/m), por tanto no se trataría de un suelo salino. De la Horra *et al.* (2003) en un estudio sobre los suelos agrícolas ubicados en el valle del Vinalopó también hacen referencia a la presencia de suelos de pH ligeramente alcalino, a consecuencia del tipo de materiales que son aportados por los terrenos mesozoicos que rodean la zona, compuestos fundamentalmente por calizas, dolomías y margas que propician valores de pH elevados. Los procesos de alcalinización podrían relacionarse con las aguas de escorrentía procedentes de los terrenos circundantes, que presentan una elevada concentración de carbonatos y bicarbonatos disueltos y que, al llegar al valle, formarían carbonato y bicarbonato sódico junto al sodio presente en el suelo, produciendo el aumento del pH. Esta reacción es posible debido a la ausencia de sales solubles (p. ej., MgSO_4), ya que la presencia de éstas disminuirían la solubilidad del carbonato y bicarbonato sódico al desplazar la reacción hacia la formación de precipitados (p. ej., MgCO_3).

Al realizar el estudio estadístico se observa que la población de pH no se ajusta a una distribución normal. Sin embargo, al realizar la transformación logarítmica de los datos se consigue alcanzar la normalidad (Figura 5.2b), confirmada a través de los resultados del test de Kolmogorov-Smirnov y los valores de la asimetría y curtosis (Tabla 5.2). Asimismo, si se analiza la distribución de la población, una vez eliminado el único valor discordante identificado, se observa que los datos se ajustan a una distribución normal. Por consiguiente, en el caso del pH existen dos

posibilidades para el tratamiento estadístico, cuando se requiera la presunción de normalidad: (i) considerar toda la población (n=54) y realizar la transformación logarítmica de los valores o (ii) eliminar el valor discordante que se ha identificado (n=53), por lo que el resto de la población se ajusta a una distribución normal.

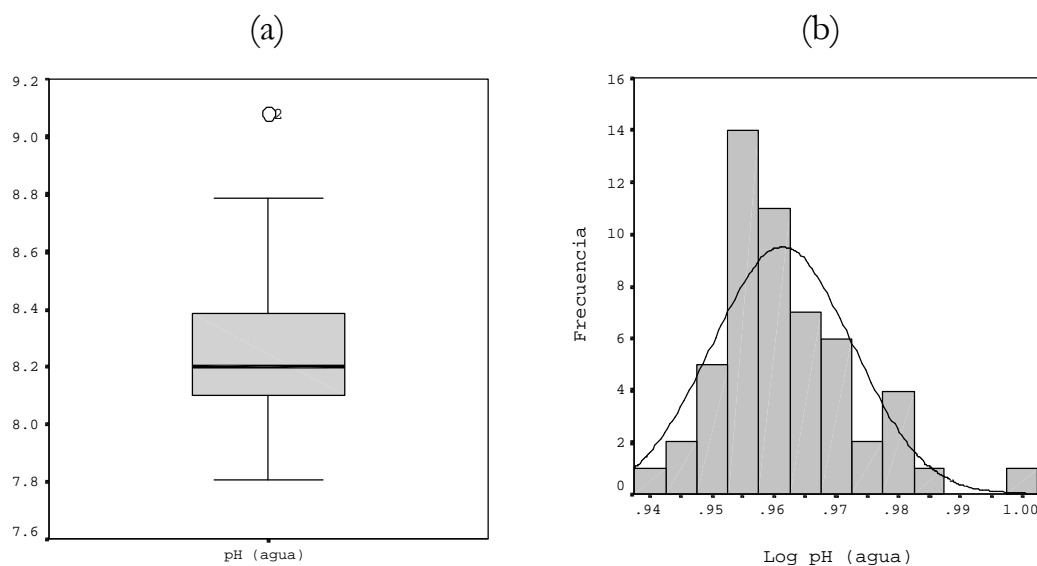


Figura 5.2.- Diagrama de caja e histograma para la población de pH (agua).

En cuanto a los valores del pH en KCl, en la Figura 5.3 se presentan los resultados obtenidos para las 54 parcelas muestreadas. El valor medio es 7.9 lógicamente de menor valor que el pH en el extracto acuoso, con una diferencia de 0.4 unidades, debido a la consideración de los cationes acidificantes presentes en las posiciones de cambio. El intervalo de valores varía entre 7.6 (valor mínimo) y 8.3 (valor máximo) (Tabla 5.1).

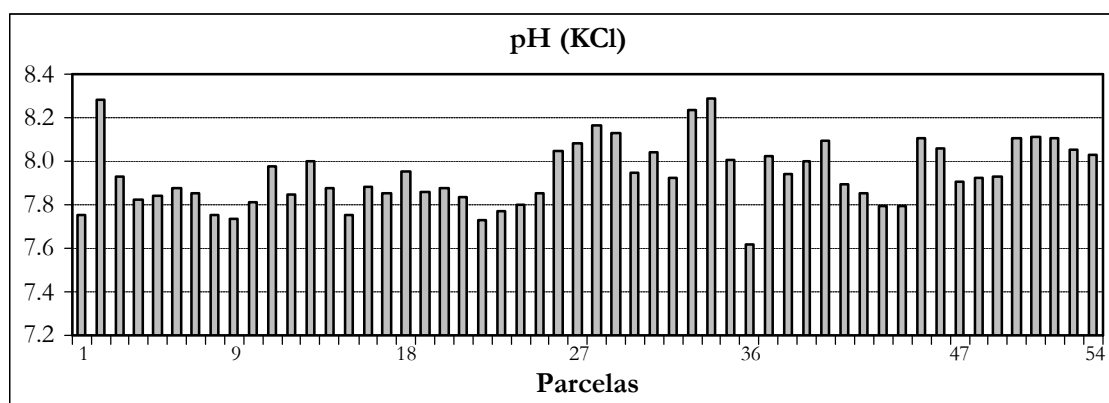


Figura 5.3.- Valores de pH en KCl en las 54 parcelas.

V. Propiedades y Características de los Suelos Agrícolas

En la Figura 5.4a se presenta el diagrama de caja de la población de pH (KCl), donde no se observa la presencia de ningún valor discordante. Por otro lado, el histograma muestra la distribución normal de los datos (Figura 5.4b), que se ve confirmada por los resultados del test de Kolmogorov-Smirnov que aparecen en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2.- Estudio de la distribución de los valores de pH en agua y pH en KCl.

Parámetros Estadísticos		pH (agua)		Log pH (agua)	pH (KCl)	Log pH (KCl)
		n=54	n=53 ^a			
Test de Kolmogorov-Smirnov	Estadístico	0.124	0.102	0.118	0.097	0.095
	gl	53	52	53	53	53
	P	0.037	0.200 ^b	0.057	0.200 ^b	0.200 ^b
	Asimetría	0.977	0.543	0.886	0.397	0.357
	Curtosis	1.465	0.013	1.220	-0.175	-0.203
Distribución		No Normal	Normal	Normal	Normal	Normal
Valores Discordantes		MPA-02			-	

^a Sin valores discordantes; ^b Este es un límite inferior de la significación verdadera; gl, grados de libertad; P, Significación

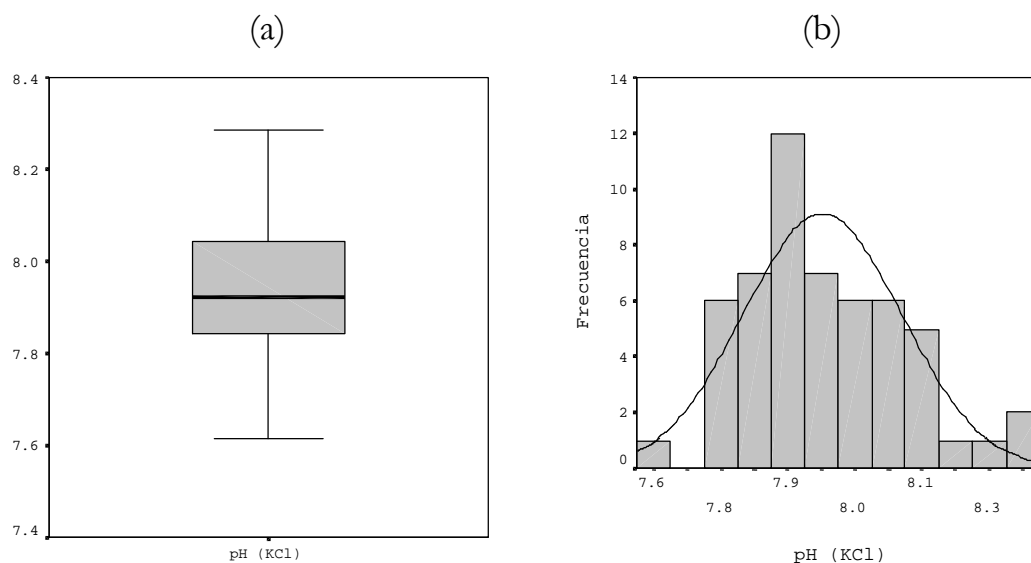


Figura 5.4.- Diagrama de caja e histograma para la población de pH en KCl.

En la Tabla 5.3 se presentan los datos comparativos, referidos a valores de pH en el extracto acuoso, de los resultados obtenidos en las tres zonas agrícolas definidas en el área de estudio. Las parcelas situadas en la zona agrícola del Alto Vinalopó presentan un valor medio de pH de 8.4, en la comarca del Bajo Vinalopó el valor medio es 8.3 y en el Bajo Segura es

8.2. En consecuencia, el valor de pH en el Alto Vinalopó es ligeramente superior al resto, debido a que incluye el único valor discordante identificado y como consecuencia de los materiales aportados por los terrenos circundantes, que pueden contribuir al ligero incremento de los valores de pH (De la Horra *et al.*, 2003).

Tabla 5.3.- Datos comparativos del pH en el extracto acuoso en los suelos de las tres zonas agrícolas.

Parámetros	Alto Vinalopó (n=5)	Bajo Vinalopó (n=18)	Bajo Segura (n=29)
X _{aritmética}	8.4	8.3	8.2
X _{geométrica}	8.4	8.3	8.2
Mediana	8.4	8.3	8.2
DE	0.4	0.3	0.2
DER (%)	5	3	2
Mínimo	8.0	7.9	7.8
Máximo	9.1	8.8	8.5

La comparación de las medias de pH se ha realizado mediante el test ANOVA de un factor. La prueba de Levene indica diferencias significativas entre las varianzas, por lo que se ha utilizado el test de Games-Howel. Los resultados de la prueba de contraste no indican diferencias significativas entre los valores de pH en las tres zonas ($P < 0.01$).

5.2.- Estudio de la conductividad eléctrica.

Los valores de conductividad eléctrica en el extracto acuoso (CEea) varían entre 0.1 dS/m (valor mínimo) y 4.9 dS/m (valor máximo), siendo el valor medio de 1.4 dS/m. Este amplio intervalo refleja una elevada variabilidad, como queda corroborado por la desviación estándar relativa (DER) del 72% (Tabla 5.1).

En la Figura 5.5 se presentan los valores de conductividad eléctrica obtenidos en las 54 parcelas. A partir de los resultados se observa que un 91% de las parcelas podrían presentar problemas de salinidad, debido a que la conductividad eléctrica en el extracto acuoso es superior a 0.2 dS/m (Jones, 1985; Porta *et al.*, 1986; Fuentes, 1999). Por otro lado, sólo un 9% de las parcelas presentan un valor de conductividad eléctrica igual o inferior a 0.2 dS/m, por lo que estas parcelas no presentan problemas de salinidad.

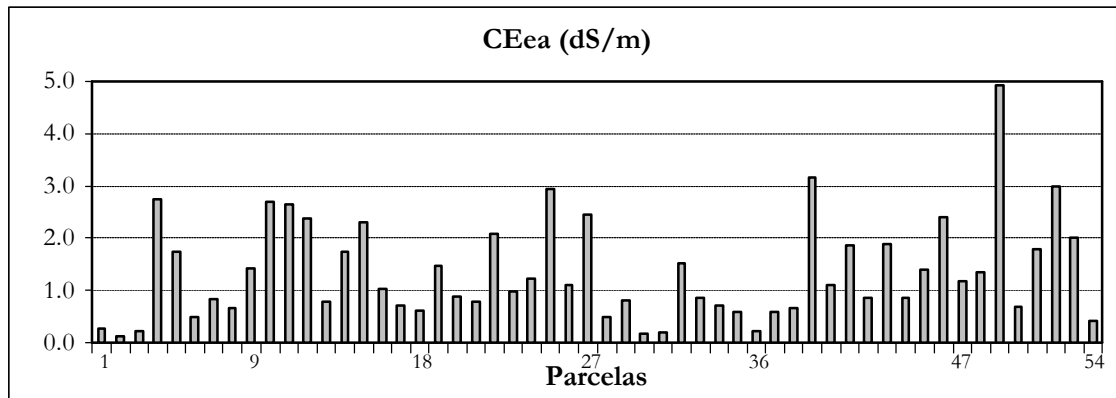


Figura 5.5.- Valores de CE en el extracto acuoso (dS/m) en las 54 parcelas.

El diagrama de caja permite identificar la presencia de un único valor discordante que corresponde a la parcela MPA-49, situada en el término municipal de Elche (4.9 dS/m) en la comarca del Bajo Vinalopó (Figura 5.6a). Este suelo se encuentra sobre aluviones formados por cantos, gravas y limos (AMA, 1991), con un elevado porcentaje en carbonatos (55%) y arena (39%) y la presencia de una textura franca.

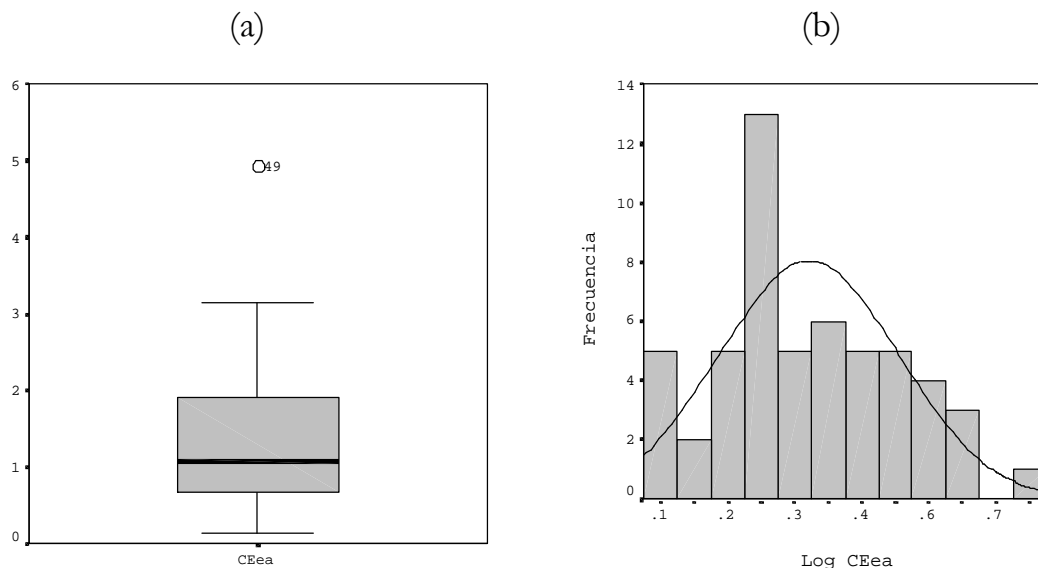


Figura 5.6.- Diagrama de caja e histograma para la CE en el extracto acuoso.

En la Tabla 5.4 se presentan los resultados del test de Kolmogorov-Smirnov para el estudio de la distribución de los datos de conductividad eléctrica en el extracto acuoso. Se observa que la población no sigue una

distribución normal, ni al considerar todos los datos, ni al eliminar el valor discordante. Por el contrario, la población se ajusta a una distribución normal cuando se realiza la transformación logarítmica, tanto con los 54 datos iniciales (Figura 5.6b) como al eliminar los discordantes.

Tabla 5.4.- Estudio de la distribución de los valores de CE en el extracto acuoso.

Parámetros Estadísticos		CEea		Log CEea	
		n=54	n=53 ^a	n=54	n=53 ^a
Test de Kolmogorov-Smirnov	Estadístico	0.149	0.155	0.112	0.110
	gl	53	52	53	52
	P	0.005	0.003	0.089	0.157
	Asimetría	1.233	0.647	0.315	0.130
	Curtosis	2.011	-0.657	-0.515	-0.957
	Distribución	No Normal	No Normal	Normal	Normal
Valores Discordantes		MPA-49			

^a Sin valores discordantes; gl, grados de libertad; P, Significación

En la Figura 5.7 se presentan los diferentes valores de conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEes) en las 54 parcelas. Los valores de conductividad eléctrica varían entre 0.7 dS/m (valor mínimo) y 21.6 dS/m (valor máximo), siendo el valor medio de 7.0 dS/m (Tabla 5.1).

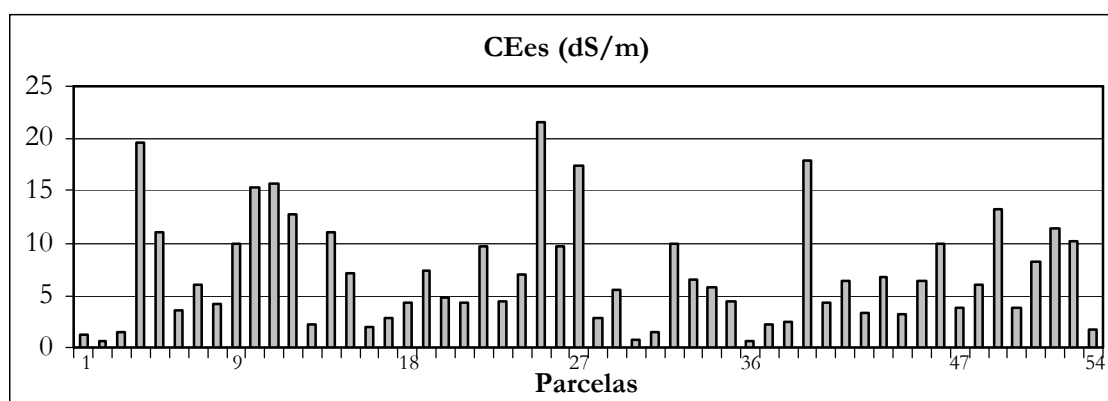


Figura 5.7.- Valores de CE en el extracto de saturación (dS/m) en las 54 parcelas.

Los resultados obtenidos indican que un 13% de las parcelas no presentan problemas de salinidad, ya que la conductividad eléctrica en el extracto de saturación es inferior a 2 dS/m. Un 21% de las parcelas presentan un valor de conductividad eléctrica entre 2 y 4 dS/m, por lo que

son parcelas con ligeros problemas de salinidad. Un 33% de las parcelas presentan problemas de salinidad, con un valor de conductividad eléctrica en el extracto de saturación entre 4 y 8 dS/m. Finalmente, un 33% de las parcelas presentan importantes problemas de salinidad con una conductividad eléctrica en el extracto de saturación superior a 8 dS/m.

El diagrama de caja permite identificar la presencia de un único valor discordante (Figura 5.8a), que corresponden a la parcela MPA-25, situada en el término municipal de Elche (21.6 dS/m). Este suelo se encuentra sobre un material formado por limos y arenas (AMA, 1991), con un elevado porcentaje en carbonatos (51%) y en el que se observaba la presencia de una costra salina superficial en el momento de la toma de muestra. Ortiz y Caselles (1982), en un estudio sobre suelos salinos en las proximidades del Hondo de Elche, también caracterizan procesos de salinización en algunos suelos agrícolas, debido a la existencia de una capa freática salobre y la fuerte evapotranspiración que determinan un lavado ascendente de sales. Sin embargo, la precipitación y el riego pueden producir un lavado de estas sales, si bien la presencia de largos períodos secos y la utilización de agua de riego de baja calidad favorecen su acumulación en horizontes superficiales.

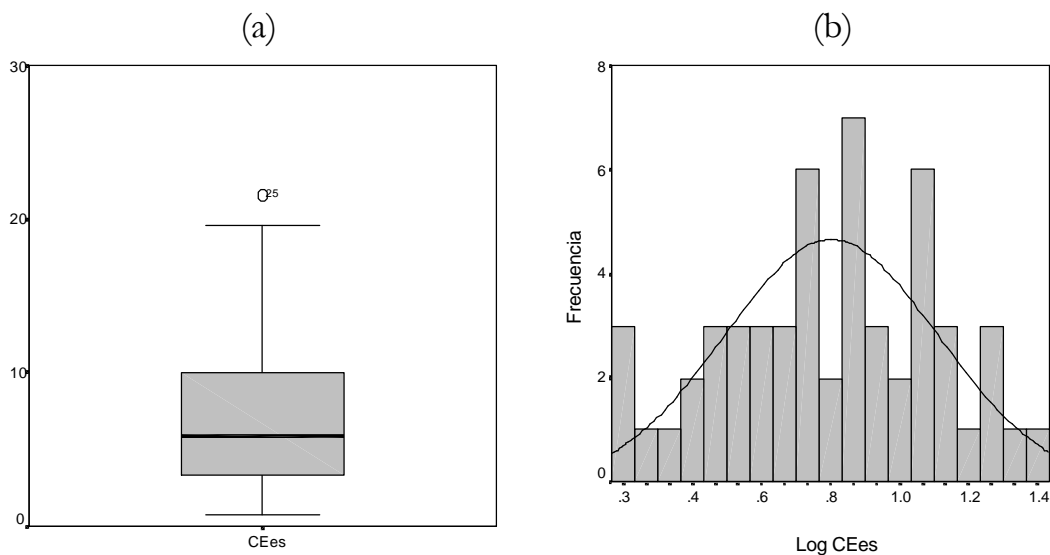


Figura 5.8.- Diagrama de caja e histograma para la CE en el extracto de saturación.

Los resultados del test de Kolmogorov-Smirnov muestran que la población sigue una distribución normal cuando se realiza la transformación logarítmica (Tabla 5.5), tal y como se observa también en el histograma de la Figura 5.8b.

Tabla 5.5.- Estudio de la distribución de los valores de CE en el extracto de saturación.

Parámetros Estadísticos		CEes		Log CEes	
		n=54	n=53 ^a	n=54	n=53 ^a
Test de Kolmogorov-Smirnov	Estadístico	0.141	0.133	0.087	0.090
	gl	53	52	53	52
	P	0.010	0.020	0.200 ^b	0.200 ^b
	Asimetría	1.056	0.953	-0.168	-0.214
	Curtosis	0.566	0.287	-0.617	-0.622
Distribución		No Normal	No Normal	Normal	Normal
Valores Discordantes		MPA-25			

^a Sin valores discordantes; ^b Este es un límite inferior a la significación verdadera; gl, grados de libertad; P, Significación;

En la Figura 5.9 se presenta la recta de regresión lineal que relaciona los valores de conductividad eléctrica en el extracto acuoso (CEea) (eje X) y los valores de conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEes) (eje Y). A partir del estudio de regresión se observa que la conductividad eléctrica en el extracto de saturación se correlaciona en un factor de 5 con la conductividad eléctrica en el extracto acuoso.

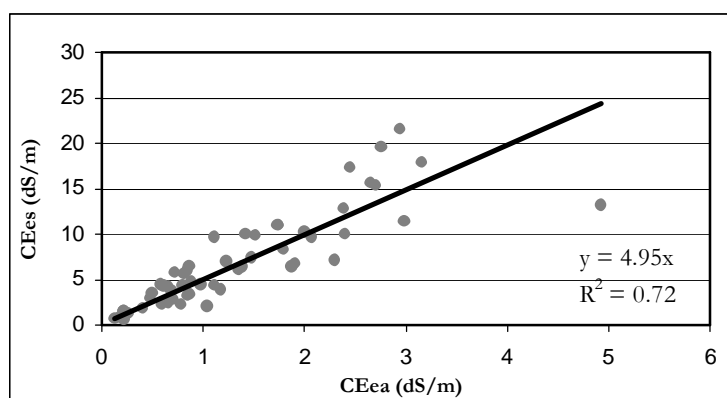


Figura 5.9.- Recta de regresión entre los valores de conductividad eléctrica en el extracto acuoso (CEea) y el extracto de saturación (CEes).

Cabe mencionar, que no se ha encontrado una correlación entre la presencia de problemas de salinidad y el tipo de material subyacente, debido a que un gran número de parcelas presentan altos valores de conductividad y se encuentran situadas sobre una gran variedad de litologías, por lo que es presumible una mayor influencia de la calidad del agua de riego y de la presencia de sales en profundidad.

Diferentes estudios evidencian problemas de salinidad en las aguas del sur de la provincia de Alicante (ITGME, 1980; Aragón *et al.*, 1999; Andreu *et al.*, 2002), así como en los suelos (Ortiz y Caselles, 1982; Ortiz *et al.*, 1985; Ayguadé *et al.*, 2003). Aragón *et al.* (1999) y Andreu *et al.* (2002) han evaluado las características químicas de las aguas subterráneas en la cuenca del Segura, mostrando un mayor deterioro de las aguas en la cuenca baja, donde se asientan las principales concentraciones urbanas y se desarrolla una importante actividad agrícola e industrial. Esta disminución de la calidad de las aguas se debe a la presencia de rocas evaporíticas presentes en los límites de los acuíferos en el interior y a los procesos de intrusión marina en la zona costera, que se ven acentuados por la sobreexplotación de acuíferos y los períodos de sequía que se reproducen sobre todo al sur de la provincia de Alicante. Ortiz y Caselles (1982), Ortiz *et al.* (1985) y Ayguadé *et al.* (2003) en sendos estudios de suelos de la comarca del Bajo Vinalopó, observan la presencia de suelos salinos con procesos de ascensión de sales solubles hasta los horizontes superficiales. Por otro lado, De la Horra *et al.* (2003) también observan problemas de salinidad en los suelos agrícolas del Alto Vinalopó y, sobre todo, en las proximidades de la laguna de Villena, debido a la presencia de manantiales salinos en el contacto con los materiales triásicos que bordean la zona lacustre.

El muestreo de las 54 parcelas agrícolas en el área de estudio se realizó durante los meses de Julio y Octubre del año 2001, que fueron meses secos, con ausencia de precipitaciones y una fuerte evapotranspiración potencial. Esta climatología puede favorecer la ascensión de las sales hasta los horizontes superficiales, dando como resultado una mayor conductividad eléctrica. Algunas de estas parcelas con elevadas conductividades en el extracto de saturación fueron muestreadas posteriormente, dando como resultado menores valores de conductividad eléctrica en algunas de las muestras. Este segundo muestreo se realizó para obtener muestras de cultivos, si bien resultó también útil para llevar a cabo esta comparación. En la Tabla 5.6 se presenta el estudio comparativo entre los dos períodos de muestreo para las 16 parcelas en las que se obtuvieron muestras de cultivos.

La comparación estadística de las medias producidas en los dos períodos de tiempo, mediante el test T de Student para muestras relacionadas, revela la presencia de diferencias significativas ($P < 0.05$). Estos resultados reflejan una variación de la salinidad a lo largo del año, debido a la influencia temporal de las precipitaciones y el riego que provocan el lavado de las sales en el perfil. Este hecho también fue establecido por Ortiz y Caselles (1982) y Ortiz *et al.* (1985) en diversos estudios sobre

suelos salinos al sur de la provincia de Alicante, donde sugieren importantes variaciones en la concentración de sales en los horizontes superficiales con los cambios estacionales y el riego.

Tabla 5.6.- Comparación de la CE en el extracto de saturación (en dS/m) en dos períodos de muestreo. Entre paréntesis se presenta el mes y año del muestreo.

Parcela	Municipio	Obtención MPA-X	Obtención MPA-XB
MPA-01	Villena	1.2 (Julio-2001)	4.5 (Octubre-2002)
MPA-03	Villena	1.5 (Julio-2001)	1.7 (Mayo-2003)
MPA-12	Granja de Rocamora	12.8 (Julio-2001)	5.6 (Mayo-2003)
MPA-21	Dolores	4.4 (Julio-2001)	5.6 (Mayo-2003)
MPA-22	Dolores	9.7 (Julio-2001)	3.6 (Diciembre-2003)
MPA-23	San Fulgencio	4.5 (Julio-2001)	5.1 (Octubre-2002)
MPA-26	Elche	9.7 (Julio-2001)	1.4 (Diciembre-2003)
MPA-30	Elche	0.8 (Julio-2001)	2.2 (Noviembre-2003)
MPA-35	Elche	4.5 (Julio-2001)	3.2 (Octubre-2002)
MPA-36	Lorcha	0.7 (Octubre-2001)	0.4 (Noviembre-2003)
MPA-38	Villena	2.5 (Octubre-2001)	3.1 (Octubre-2002)
MPA-41	Orihuela	6.4 (Octubre-2001)	2.9 (Diciembre-2003)
MPA-48	Rojales	6.1 (Octubre-2001)	2.2 (Diciembre-2003)
MPA-51	Elche	8.3 (Octubre-2001)	2.9 (Mayo-2003)
MPA-53	Elche	10.2 (Octubre-2001)	1.6 (Noviembre-2003)
MPA-54	Elche	1.8 (Octubre-2001)	2.1 (Noviembre-2003)

En la Tabla 5.7 se presenta el estudio comparativo de los valores de conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEes) en las tres zonas agrícolas. La comarca del Alto Vinalopó presenta un valor medio de 1.6 dS/m, mientras que en la comarca del Bajo Vinalopó y Bajo Segura presentan un valor medio de 7.8 y 7.7 dS/m, respectivamente. La secuencia de los valores de conductividad eléctrica sigue, por tanto, el siguiente orden: Bajo Vinalopó = Bajo Segura > Alto Vinalopó.

La prueba de Levene indica diferencias significativas entre varianzas, de manera que se ha utilizado el test de Games-Howel para comparar las medias mediante el test ANOVA de un factor. Los resultados de la prueba de contraste indican que los valores de conductividad eléctrica del extracto de saturación en el Alto Vinalopó difieren significativamente de los valores obtenidos en el Bajo Vinalopó y el Bajo Segura que, a su vez, no se diferencian entre sí ($P < 0.01$). De acuerdo con estos resultados, las

V. Propiedades y Características de los Suelos Agrícolas

comarcas del Bajo Vinalopó y Bajo Segura presentan mayores problemas de salinidad debido, principalmente, a la sobreexplotación de acuíferos, la falta de agua de calidad adecuada y la presencia de condiciones climáticas extremas que determinan una ascensión de las sales del suelo hacia la superficie durante los períodos secos.

Tabla 5.7.- Datos comparativos de conductividad eléctrica en el extracto de saturación (dS/m) en los suelos de las tres zonas agrícolas.

Parámetros	Alto Vinalopó (n=5)	Bajo Vinalopó (n=18)	Bajo Segura (n=29)
$X_{aritmética}$	1.6	7.8	7.7
$X_{geométrica}$	1.5	5.8	6.5
Mediana	1.5	6.8	6.4
DE	0.8	5.6	4.7
DER (%)	46	71	61
Mínimo	0.7	0.8	2.3
Máximo	2.5	21.6	19.6

5.3.- Contenido en materia orgánica.

En la Figura 5.10 se muestran los valores de materia orgánica en las 54 parcelas analizadas. Los contenidos de materia orgánica varían desde el 0.8% (valor mínimo) hasta el 3.3% (valor máximo), con un valor medio de 2.1% y una desviación estándar relativa del 26% (Tabla 5.1).

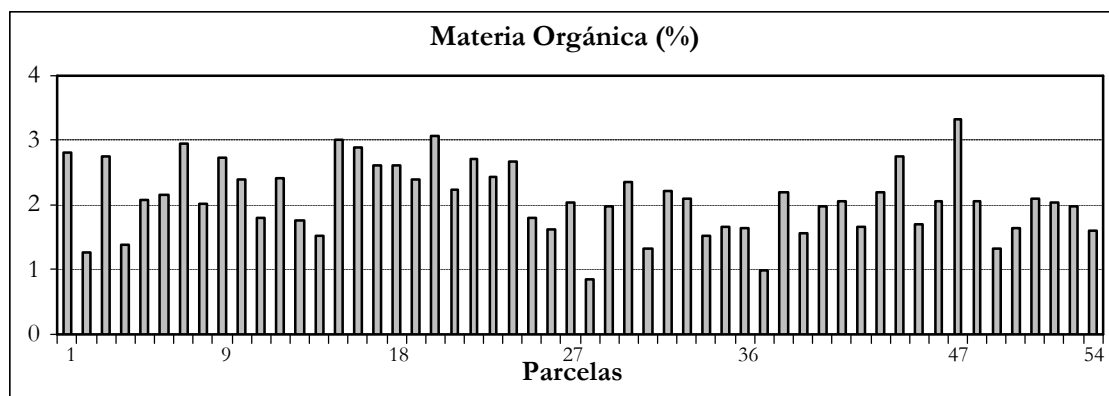


Figura 5.10.- Contenido de materia orgánica (%) en las 54 parcelas.

Teniendo en consideración la clasificación realizada por Maraños *et al.* (1994) para la interpretación de análisis de suelos, sólo una parcela presenta un contenido alto de materia orgánica con un porcentaje superior al 3.2% para un uso intensivo de regadío (Tabla 5.8). La mayoría de los suelos analizados presentan un contenido normal entre un 2% y un 3.2% (57% de las parcelas) o un contenido bajo con valores inferiores al 2% de materia orgánica (41% de las parcelas).

Tabla 5.8.- Clasificación del contenido de materia orgánica en los suelos agrícolas para un uso intensivo de regadío.

% Materia Orgánica	Contenido	Nº Parcelas	% Parcelas
< 0.75	Muy Bajo	0	-
0.75 - 2.0	Bajo	22	41%
2.0 - 3.2	Normal	31	57%
3.2 - 4.5	Alto	1	2%
> 4.5	Muy Alto	0	-
Total		54	100%

Estos resultados están en consonancia con el uso intensivo al que se ven sometidos estos suelos agrícolas, con escasos aportes orgánicos y un clima semiárido que produce una rápida mineralización de la materia orgánica. En algunas parcelas, los contenidos de materia orgánica pueden ser ligeramente superiores debido a la adición de materia orgánica en forma de enmiendas orgánicas (p. ej., estiércol, lodos de depuración) o a través de las aguas residuales parcialmente depuradas utilizadas para el riego de determinados suelos.

Cala *et al.* (1985a) también obtienen contenidos bajos de materia orgánica en suelos agrícolas de la Vega de Aranjuez (Madrid) con valores que varían entre 1.4 y 3.3% en las diferentes zonas muestreadas, así como Campos (1997) en suelos de la Vega de Granada con contenidos que varían entre 0.8 y 2.4%.

En la Figura 5.11a se presenta el diagrama de caja, en el cual no se identifica la presencia de ningún valor discordante. El estudio de la distribución de la población indica que los contenidos de materia orgánica siguen una distribución normal, de acuerdo con la representación del histograma (Figura 5.11b) y los resultados del test de Kolmogorov-Smirnov ($P > 0.05$) (Tabla 5.9).

V. Propiedades y Características de los Suelos Agrícolas

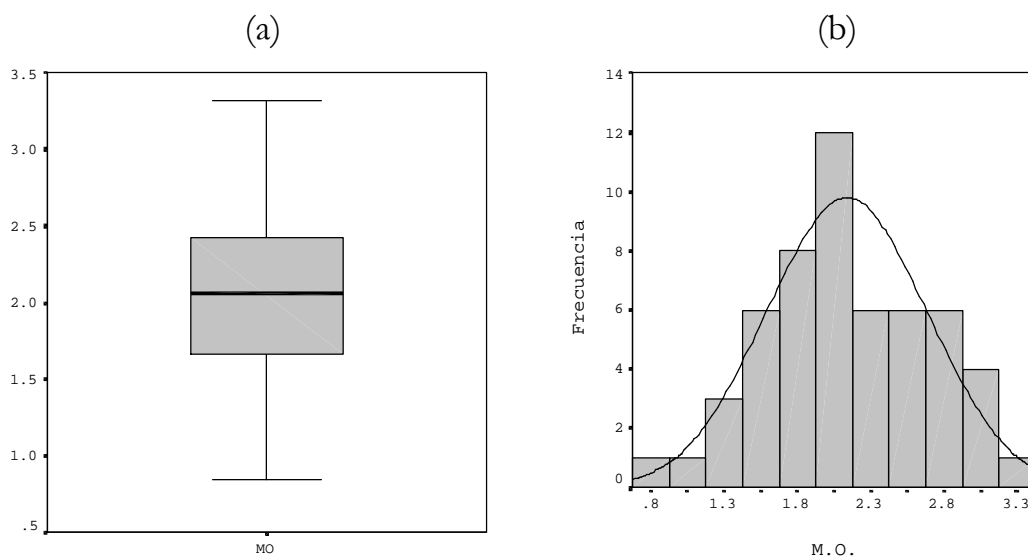


Figura 5.11.- Diagrama de caja e histograma para la población de materia orgánica.

Tabla 5.9.- Estudio de la distribución de los contenidos de materia orgánica.

Parámetros Estadísticos		MO	Log MO
Test de Kolmogorov-Smirnov	Estadístico	0.068	0.099
	gl	53	53
	P	0.200 ^a	0.200 ^a
	Asimetría	0.048	-0.410
	Curtosis	-0.414	0.039
	Distribución	Normal	Normal

^a Este es un límite inferior a la significación verdadera; gl, grados de libertad; P, Significación

En la Tabla 5.10 se presentan los datos comparativos pertenecientes a las tres zonas agrícolas caracterizadas. Las comarcas del Alto Vinalopó y el Bajo Vinalopó presentan un contenido medio del 2.0%, mientras que el valor medio en la comarca del Bajo Segura es 2.2%. La secuencia del contenido en materia orgánica sigue el siguiente orden: Bajo Segura > Bajo Vinalopó = Alto Vinalopó.

La prueba de Levene indica varianzas iguales para los tres grupos, de forma que se ha utilizado el test de Hochberg para aplicar el test ANOVA de un factor. La prueba de contraste no muestra diferencias significativas entre los contenidos de materia orgánica en las diferentes comarcas, por lo que los resultados obtenidos pueden considerarse similares en las tres zonas agrícolas ($P < 0.01$).

Tabla 5.10.- Datos comparativos del contenido en materia orgánica (%) en las tres zonas agrícolas.

Parámetros	Alto Vinalopó (n=5)	Bajo Vinalopó (n=18)	Bajo Segura (n=29)
X _{aritmética}	2.0	2.0	2.2
X _{geométrica}	1.8	1.9	2.2
Mediana	2.2	2.0	2.2
DE	0.8	0.5	0.5
DER	42	24	22
Mínimo	1.0	1.3	1.4
Máximo	2.8	3.0	3.3

5.4.- Contenido en carbonatos.

El contenido en carbonatos varía entre el 24% (valor mínimo) y el 68% (valor máximo), siendo el valor medio de la población del 47%. La desviación estándar relativa (DER) obtenida es del 15%, que confirma la reducida variabilidad de los contenidos de carbonatos en el área de estudio (Tabla 5.1).

En la Figura 5.12 se representan gráficamente los resultados obtenidos para las 54 parcelas analizadas. De acuerdo con los criterios de Marañés *et al.* (1994) y Fuentes (1999), para la interpretación de análisis de suelos, un 2% del total de parcelas presentan un nivel normal de carbonatos (entre 10 y 25%), el 9% de las parcelas presentan niveles altos (entre 25 y 40%) y el 89% presentan niveles muy altos (>40%).

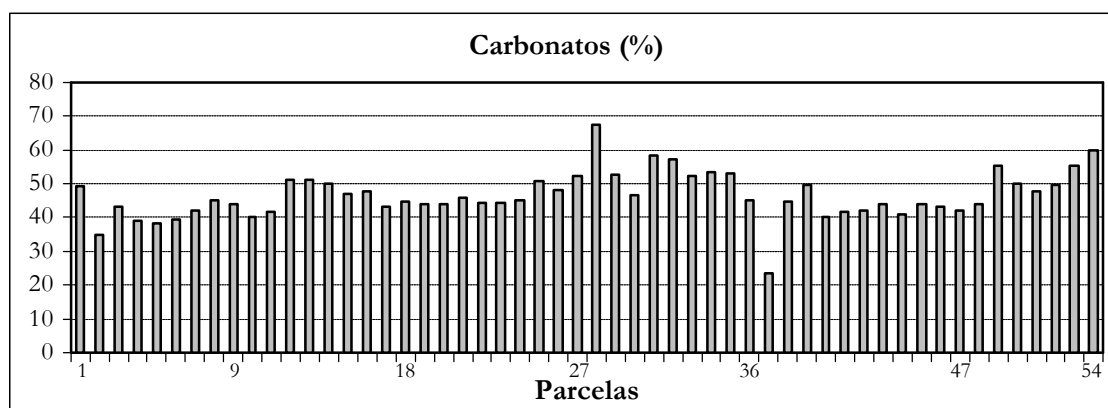


Figura 5.12.- Contenido de carbonatos (%) en las 54 parcelas.

V. Propiedades y Características de los Suelos Agrícolas

El diagrama de caja muestra la presencia de dos valores discordantes (Figura 5.13a). La parcela MPA-28 presenta un contenido en carbonatos del 68% y se sitúa en el municipio de Castalla (comarca de l'Alcoià), sobre arcillas con lentejones de conglomerados. Esta parcela recibe los aportes de las sierras limítrofes (Sierra del Maigmo, Onil y Menjador), formadas por calizas y dolomías del Jurásico y Cretácico (Padilla, 1998), que actuarían como fuentes de carbonatos. Por otro lado, la parcela MPA-37 presenta un contenido en carbonatos del 24%, que en este caso representa un valor discordante en la zona de valores más bajos. La parcela se localiza en el municipio de Villena (Alto Vinalopó) sobre un material aluvial formado por gravas, arenas y arcillas (AMA, 1991).

Los resultados del test de Kolmogorov-Smirnov y los valores de la asimetría y curtosis (Tabla 5.11) indican que la población sigue una distribución normal ($P > 0.05$) (Figura 5.13b).

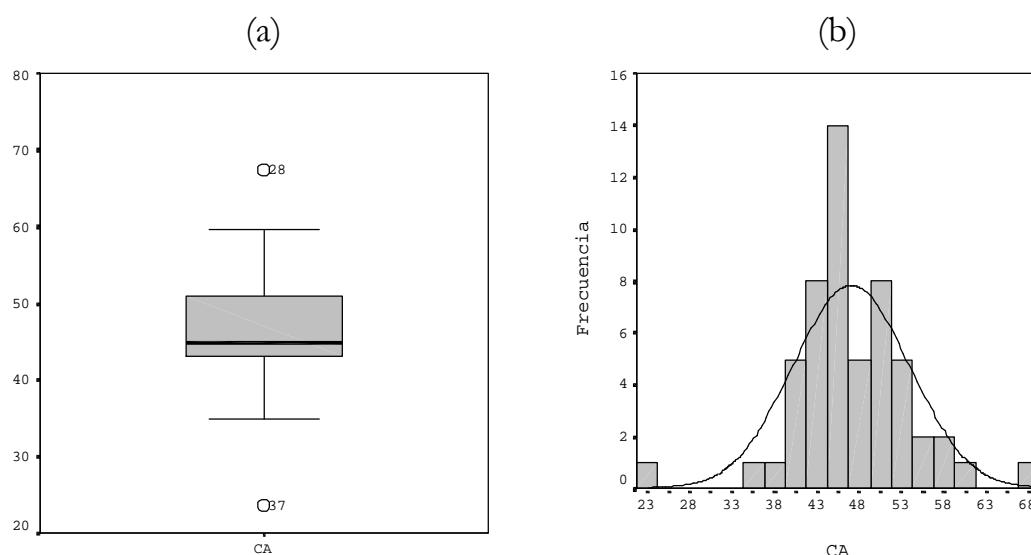


Figura 5.13.- Diagrama de caja e histograma para los contenidos de carbonatos.

Tabla 5.11.- Estudio de la distribución de los contenidos de carbonatos.

Parámetros Estadísticos		CaCO ₃		Log CaCO ₃	
		n=54	n=52 ^a	n=54	n=52 ^a
Test de Kolmogorov-Smirnov	Estadístico	0.120	0.145	0.114	0.126
	gl	53	51	53	51
	P	0.051	0.008	0.077	0.038
	Asimetría	0.049	0.443	-1.108	0.172
	Curtosis	2.496	-0.215	5.574	-0.265
Distribución		Normal	No Normal	Normal	No Normal
Valores Discordantes		MPA-28 y MPA-37			

^a Sin valores discordantes; gl, grados de libertad; P, Significación

En la Tabla 5.12 se presentan los datos comparativos pertenecientes a las tres zonas agrícolas definidas en el área de estudio. Las parcelas situadas en la zona agrícola del Alto Vinalopó presentan un contenido medio de carbonatos del 39%, en la comarca del Bajo Vinalopó el valor medio es del 52% y en el Bajo Segura del 44%. La secuencia del contenido en carbonatos sigue el siguiente orden: Bajo Vinalopó > Bajo Segura > Alto Vinalopó, por lo que los mayores contenidos en carbonatos se presentan en las comarcas más meridionales.

Tabla 5.12.- Datos comparativos del contenido de carbonatos (%) en los suelos de las tres zonas agrícolas.

Parámetros	Alto Vinalopó (n=5)	Bajo Vinalopó (n=18)	Bajo Segura (n=29)
X _{aritmética}	39	52	44
X _{geométrica}	38	52	44
Mediana	43	52	44
DE	10	4	3
DER	26	8	8
Mínimo	24	46	38
Máximo	49	60	51

El test ANOVA de un factor se ha utilizado para comparar los contenidos de carbonatos en las tres zonas agrícolas. La prueba de Levene indica diferencias significativas entre varianzas, de manera que se ha utilizado el test de Games-Howel para evaluar las diferencias entre las distintas medias. Los resultados de la prueba de contraste establecen que los contenidos de carbonatos en el Bajo Vinalopó son significativamente mayores que los contenidos de carbonatos en las otras dos zonas agrícolas ($P < 0.01$).

5.5.- Estudio de la capacidad de intercambio catiónico.

Los valores de CIC varían entre 8.1 $\text{cmol}_{(+)}/\text{kg}$ (valor mínimo) y 25.1 $\text{cmol}_{(+)}/\text{kg}$ (valor máximo), siendo el valor medio de 16.3 $\text{cmol}_{(+)}/\text{kg}$. Por otro lado, la desviación estándar relativa es del 26% indicando una reducida variabilidad de los valores de CIC (Tabla 5.1).

V. Propiedades y Características de los Suelos Agrícolas

En la Figura 5.14 se presentan los valores obtenidos en las 54 parcelas analizadas. Según la clasificación de Sánchez *et al.* (1984), para la evaluación de la capacidad de uso agrícola, y Maraños *et al.* (1994), para la interpretación de análisis de suelos, un 37% de las parcelas presentan valores bajos de CIC (inferior a 15 $\text{cmol}_{(+)}/\text{kg}$), un 41% presentan valores normales (entre 15 y 20 $\text{cmol}_{(+)}/\text{kg}$) y un 22% presentan valores altos (superior a 20 $\text{cmol}_{(+)}/\text{kg}$).

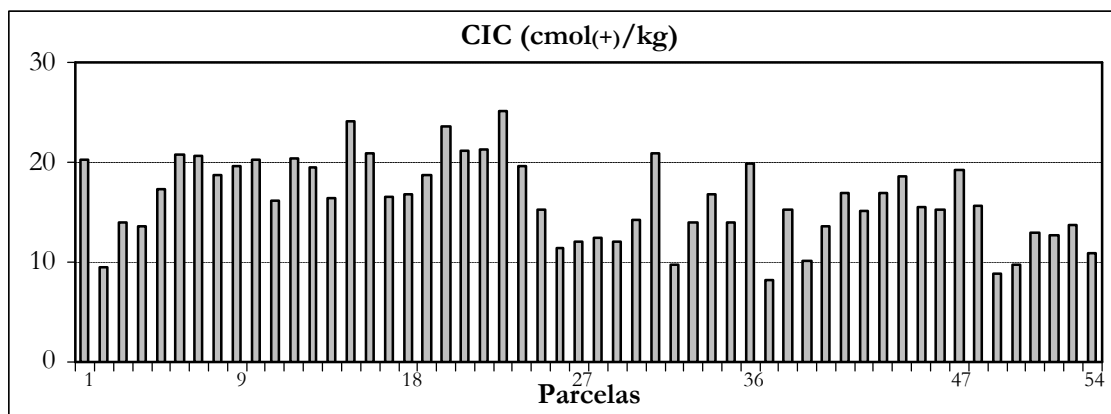


Figura 5.14.- Valores de CIC ($\text{cmol}_{(+)}/\text{kg}$) en las 54 parcelas.

La CIC puede también utilizarse como un índice de fertilidad del suelo. El valor mínimo aceptable para que un horizonte A_p pueda obtener una producción satisfactoria bajo riego es de 10 $\text{cmol}_{(+)}/\text{kg}$, siempre y cuando los demás factores se encuentren a niveles adecuados. A partir de los resultados obtenidos para los suelos agrícolas de la provincia de Alicante, encontramos 5 muestras de suelos que contienen valores de CIC por debajo de este valor, indicando una baja capacidad del suelo para almacenar nutrientes. Estos valores podrían deberse a los bajos contenidos de materia orgánica y arcilla. Por el contrario, los suelos con altos valores de CIC suelen presentar mayores contenidos en materia orgánica y, como se verá en el siguiente epígrafe, pueden presentar altos contenidos en arcilla.

El diagrama de caja de los valores de CIC analizados no revela la presencia de ningún valor discordante (Figura 5.15a), por lo que todas las parcelas analizadas se encuentran dentro de la misma población.

En la Tabla 5.13 se presenta el estudio de la distribución de la población. Los resultados del test de Kolmogorov-Smirnov, junto con los valores de la asimetría y curtosis, indican una distribución normal de los

datos ($P > 0.05$), tanto con los datos originales (Figura 5.15b) como con los datos log-transformados.

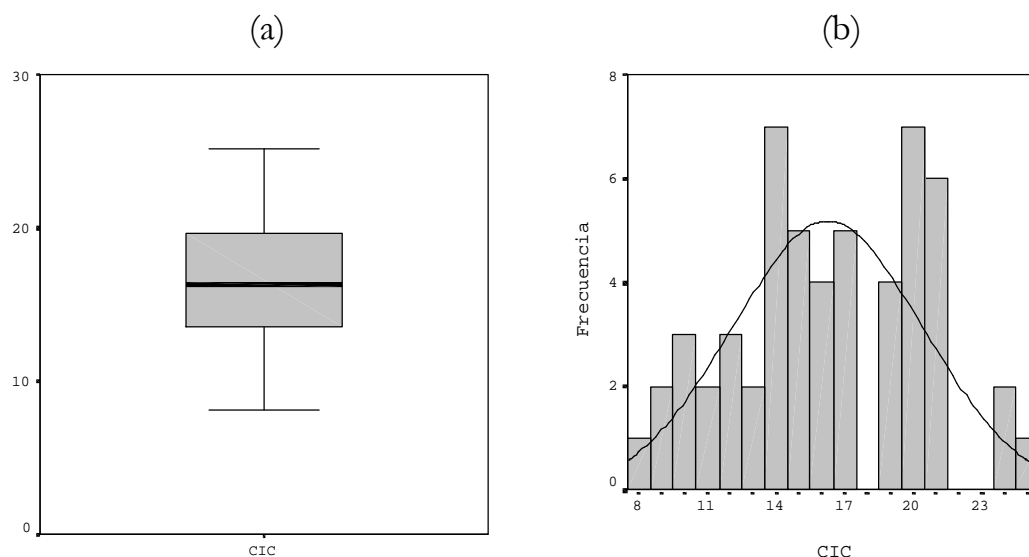


Figura 5.15.- Diagrama de caja e histograma de los valores de CIC.

Tabla 5.13.- Estudio de la distribución de los valores de CIC.

Parámetros Estadísticos		CIC	Log CIC
Test de Kolmogorov-Smirnov	Estadístico	0.086	0.104
	gl	53	53
	P	0.200 ^a	0.200 ^a
	Asimetría	-0.005	-0.486
	Curtosis	-0.712	-0.438
	Distribución	Normal	Normal

^a Este es un límite inferior de la significación verdadera; gl, grados de libertad; P, Significación

En la Tabla 5.14 se presentan los datos comparativos pertenecientes a las tres zonas agrícolas consideradas. Las parcelas situadas en la zona agrícola del Alto Vinalopó presentan un contenido medio de CIC de 13.5 $\text{cmol}_{(+)}/\text{kg}$, mientras que en el Bajo Vinalopó el valor medio es 14.1 $\text{cmol}_{(+)}/\text{kg}$ y en el Bajo Segura es 18.1 $\text{cmol}_{(+)}/\text{kg}$. La secuencia de los valores medios sigue el siguiente orden: Bajo Segura > Bajo Vinalopó > Alto Vinalopó, que coincide con la secuencia obtenida para los contenidos de materia orgánica y los contenidos de arcilla en las diferentes zonas.

V. Propiedades y Características de los Suelos Agrícolas

Tabla 5.14.- Datos comparativos de la capacidad de intercambio catiónico ($cmol_{(+)} / kg$) en las tres zonas agrícolas.

Parámetros	Alto Vinalopó (n=5)	Bajo Vinalopó (n=18)	Bajo Segura (n=29)
$X_{aritmética}$	13.5	14.1	18.1
$X_{geométrica}$	12.7	13.6	17.8
Mediana	14.0	13.3	18.6
DE	4.9	4.2	3.2
DER (%)	36	30	18
Mínimo	8.1	8.8	10.1
Máximo	20.3	24.1	25.1

La prueba de Levene indica varianzas iguales para los tres grupos, de forma que se ha utilizado el test de Hochberg para la aplicación del test ANOVA de un factor. Los resultados de la prueba de contraste muestran que existe una diferencia altamente significativa entre los valores de CIC en el Bajo Vinalopó y el Bajo Segura ($P < 0.01$), mientras que los valores en el Alto Vinalopó y el Bajo Segura presentan una diferencia significativa ($P < 0.05$).

5.6.- Resultados del análisis granulométrico.

Los resultados del análisis granulométrico en los suelos del área de estudio indican una gran variabilidad, puesto que presentan una elevada desviación estándar relativa (DER) (Tabla 5.1).

El porcentaje de arena varía entre un 2% (valor mínimo) y un 65% (valor máximo), siendo el valor medio del 21%. El diagrama de caja no revela la presencia de valores discordantes (Figura 5.16a) y la población sigue una distribución log-normal (Tabla 5.15 y Figura 5.17a). Por otro lado, el porcentaje de limo varía entre un 14% (valor mínimo) y un 63% (valor máximo), situándose el valor medio en un 45%. El diagrama de caja permite identificar 5 valores discordantes (Figura 5.16b), dos en el extremo superior (parcelas MPA-09 y MPA-18) y tres en el extremo inferior (parcelas MPA-02, MPA-31 y MPA-37). Los datos de limo siguen una distribución normal considerando todos los valores obtenidos (Tabla 5.15 y Figura 5.17b). Finalmente, el porcentaje de arcilla varía entre el 8% y el 56%, con un valor medio del 34%. El diagrama de caja no muestra la presencia de valores discordantes (Figura 5.16c), ajustándose a una distribución normal (Tabla 5.15 y Figura 5.17c).

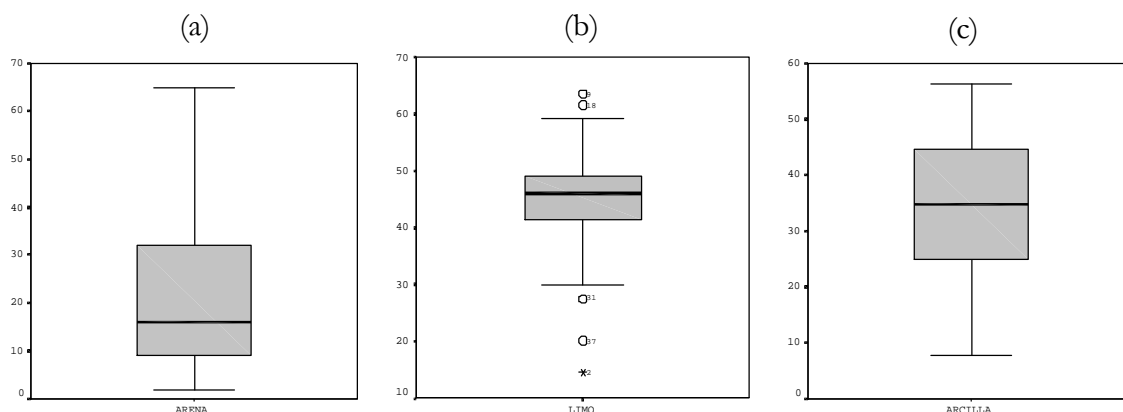


Figura 5.16.- Diagramas de caja para los contenidos de arena, limo y arcilla.

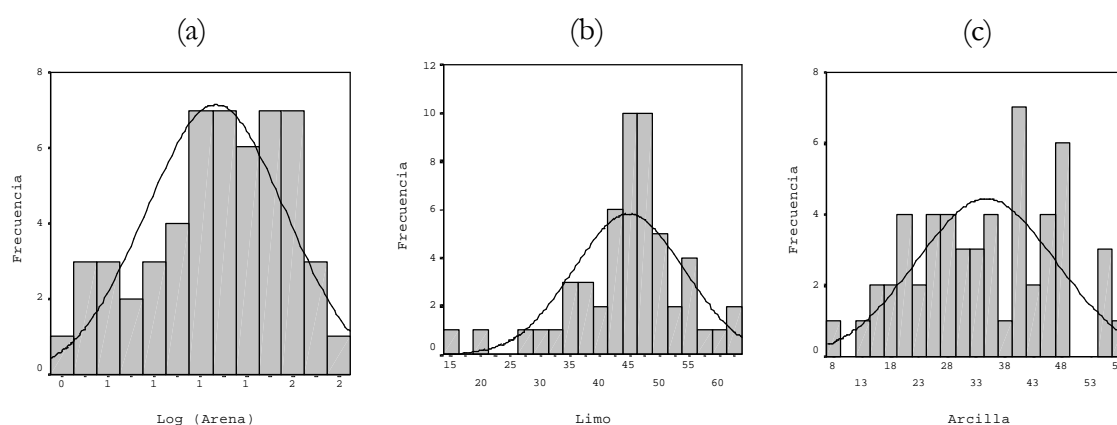


Figura 5.17.- Histogramas para los contenidos de arena, limo y arcilla.

Tabla 5.15.- Estudio de la distribución de los contenidos de arena, limo y arcilla.

Parámetros Estadísticos		Arena	Log Ar	Limo	Log L	Arcilla	Log A
Test de Kolmogorov-Smirnov	Estadístico	0.154	0.077	0.118	0.180	0.080	0.116
	gl	53	53	53	53	53	53
	P	0.003	0.200 ^a	0.060	0.000	0.200 ^a	0.069
	Asimetría	0.953	-0.432	-0.905	-2.128	-0.087	-0.983
	Curtosis	0.254	-0.615	1.907	6.075	-0.822	1.063
Distribución		No Normal	Normal	Normal	No Normal	Normal	Normal
Valores Discordantes		-		MPA-02, 09, 18, 31, 37		-	

^a Este es un límite inferior de la significación verdadera; gl, grados de libertad; P, Significación

Una vez llevado a cabo el análisis granulométrico se ha realizado la clasificación textural utilizando el triángulo de texturas del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA) (Porta *et al.*, 1986). En la Tabla 5.16 se presenta un resumen de las clases texturales mayoritarias agrupadas

V. Propiedades y Características de los Suelos Agrícolas

en 3 grupos: texturas finas (Grupo 1), texturas medias (Grupo 2) y texturas gruesas (Grupo 3), siguiendo la clasificación de Maraños *et al.* (1994). Las clases texturales presentes en el área de estudio varían desde la textura arcillosa hasta la textura franco-arenosa, siendo predominantes las texturas finas, ya que se presentan en un 67% de las parcelas. Dentro de las texturas finas, son mayoritarias la textura arcillo-limosa (A-L) y la textura franco-arcillo-limosa (F-A-L).

Tabla 5.16.- Clases texturales mayoritarias en las diferentes parcelas.

Agrupación	Clase Textural	Nº Parcelas	% Parcelas
Grupo I. Texturas Finas (67%)	Arcillosa (A)	2	4%
	Arcillo-limosa (A-L)	14	26%
	Franco-arcillo-limosa (F-A-L)	14	26%
	Franco-arcillosa (F-A)	6	11%
Grupo II. Texturas Medias (27%)	Franca (F)	10	18%
	Franco-arcillo-arenosa (F-A-Ar)	1	2%
	Franco-limosa (F-L)	4	7%
Grupo III. Texturas Gruesas (6%)	Franco-arenosa (F-Ar)	3	6%
Total		54	100

Los valores más altos de arcilla se han identificado en las parcelas MPA-01, MPA-16, MPA-21 y MPA-23, que se encuentran situadas en la comarca del Bajo Segura en los términos municipales de Dolores, San Fulgencio y San Felipe de Neri, respectivamente, y que a su vez presentan los menores contenidos de arena. Los suelos de estas parcelas podrían manifestar posibles procesos de acumulación de metales pesados, debido a la presencia de mayores contenidos en arcilla. De hecho, algunas de estas parcelas (p. ej., MPA-01, 21 y 23) presentan elevados contenidos de ciertos metales pesados, como se comenta posteriormente en el Capítulo VI.

En el sentido opuesto, se encuentra la parcela MPA-02, localizada en el término municipal de Villena, que presenta el mayor contenido en arena (65%) y se encuentra situada sobre limos y arcillas de inundación a veces con sales, según Martínez y Balaguer (1998). Además, esta parcela presentó el mayor valor de pH analizado (9.1), una baja conductividad eléctrica en el extracto de saturación (0.7 dS/m) y una reducida capacidad de intercambio catiónico (9.5 cmol₍₊₎/kg).

En la Tabla 5.17 se presentan los datos comparativos pertenecientes a las tres zonas agrícolas. La secuencia del contenido en arcillas sigue el

siguiente orden: Bajo Segura > Bajo Vinalopó = Alto Vinalopó. Las parcelas situadas en la zona agrícola del Alto Vinalopó presentan tanto la textura arcillosa como la textura franco-arenosa, si bien incluyen el mayor contenido medio de arena con un valor del 41%. En los suelos agrícolas de esta comarca, la fracción arcilla suele estar compuesta por illita, principalmente, y en menor medida por calcita y caolinita, según un estudio realizado por De la Horra *et al.* (2003).

Tabla 5.17.- Datos comparativos de los contenidos medios de limo, arena, arcilla y clases texturales predominantes en las tres zonas agrícolas.

Parámetros	Alto Vinalopó (n=5)	Bajo Vinalopó (n=18)	Bajo Segura (n=29)
% Arena ± DE (Mín-Máx) _{arena}	41 ± 25 (7 - 65)	29 ± 16 (2 - 60)	12 ± 8 (2 - 33)
% Limo ± DE (Mín-Máx) _{limo}	29 ± 12 (14 - 43)	42 ± 7 (28 - 54)	49 ± 6 (40 - 63)
% Arcilla ± DE (Mín-Máx) _{arcilla}	30 ± 20 (8 - 54)	30 ± 11 (12 - 56)	38 ± 10 (14 - 56)
Clase Textural Mayoritaria	Arcillosa y Franco-arenosa	Franca	Arcillo-Limosa

En la comarca del Bajo Vinalopó, la clase textural predominante es la textura franca y presentan el mayor contenido medio en limo (42%). La mineralogía de la fracción arcilla se corresponde con la del material original, por lo que se trata de minerales heredados propios de los suelos con escaso grado de evolución. Los minerales más abundantes suelen ser illita y montmorillonita, acompañados por cantidades menores de caolinita y clorita, según diferentes estudios en suelos agrícolas del Bajo Vinalopó (Ortiz y Caselles, 1982; Ortiz *et al.*, 1985)

Finalmente, en la zona agrícola del Bajo Segura, la clase textural predominante es la arcillo-limosa y presenta los mayores contenidos medios de arcilla (38%). Las arcillas predominantes parecen ser la montmorillonita, la illita y otras de menor abundancia, como la caolinita y la haloisita, de acuerdo con un estudio realizado por Canales (1975).

El test ANOVA de un factor se ha utilizado para comparar los contenidos de arcilla en las tres zonas agrícolas, puesto que es el componente del análisis granulométrico que influye mayoritariamente en la dinámica de los metales pesados en el suelo. La prueba de Levene indica

diferencias significativas entre varianzas, de manera que se ha utilizado el test de Games-Howel. Los resultados de la prueba de contraste indican que existen diferencias significativas entre el contenido de arcilla en el Bajo Vinalopó y Bajo Segura ($P < 0.05$).

5.7.- Relaciones estadísticas entre las diferentes propiedades y características edáficas.

5.7.1.- Matriz de correlación.

En la Tabla 5.18 se presentan los coeficientes de correlación (r) y la significación (P) entre las propiedades y características edáficas analizadas. En este estudio se han incluido las siguientes variables: el pH en agua (pH1), la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEes), la materia orgánica (MO), los carbonatos (CaCO_3), la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y el contenido de arena, limo y arcilla. Por el contrario, no se ha incluido el pH en KCl debido a su significado redundante con el pH en agua, que resulta más útil para establecer y explicar las relaciones con otras variables. Asimismo, tampoco se ha incluido la conductividad eléctrica en el extracto acuoso (CEea) debido a que aporta los mismos resultados que la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEes), siendo ésta más adecuada para evaluar los problemas de salinidad.

De acuerdo con el estudio estadístico realizado en los epígrafes anteriores, los coeficientes de correlación se corresponden con el coeficiente de Pearson, excepto cuando alguna de las variables enfrentadas es el pH1, la CEes o la arena para las que se presenta el coeficiente de Spearman.

A partir de los resultados de la matriz de correlación, conviene destacar algunas relaciones encontradas.

El **pH** presenta una correlación significativa con el contenido en carbonatos ($P < 0.05$), en consonancia con los procesos químicos que tienen lugar en el suelo, ya que un aumento del contenido en carbonatos podría relacionarse con un aumento del pH, si bien la correlación es débil debido posiblemente al estrecho rango de variación de los valores de pH. Por otro lado, el pH se correlaciona de forma negativa y altamente significativa ($P < 0.01$) con la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEes),

indicando que un aumento del valor del pH estaría relacionado con una disminución de la conductividad eléctrica.

Tabla 5.18.- Matriz de correlación entre las propiedades y características edáficas.

Metal		pH1	CEes	MO	CaCO ₃	CIC	Arena	Limo	Arcilla
pH1	r	1.000							
	P	-							
CEes	r	-0.576** ^b	1.000						
	P	0.000	-						
MO	r	-0.082 ^b	-0.044 ^b	1.000					
	P	0.558	0.752	-					
CaCO ₃	r	0.312* ^b	0.068 ^b	-0.210 ^a	1.000				
	P	0.022	0.624	0.128	-				
CIC	r	-0.016 ^b	-0.116 ^b	0.633** ^a	-0.144 ^a	1.000			
	P	0.908	0.404	0.000	0.297	-			
Arena	r	0.324* ^b	-0.242 ^b	-0.556** ^b	0.175 ^b	-0.728** ^b	1.000		
	P	0.017	0.077	0.000	0.204	0.000	-		
Limo	r	-0.400** ^b	0.542** ^b	0.440** ^a	0.045 ^a	0.383** ^a	-0.513** ^b	1.000	
	P	0.003	0.000	0.001	0.745	0.004	0.000	-	
Arcilla	r	-0.193 ^b	0.066 ^b	0.419** ^a	-0.111 ^a	0.622** ^a	-0.876** ^b	0.171 ^a	1.000
	P	0.162	0.633	0.002	0.424	0.000	0.000	0.216	-

* La correlación es significativa al nivel 0.05; ** La correlación es significativa al nivel 0.01; ^aCoefficiente de Pearson; ^bCoefficiente de Spearman

La **capacidad de intercambio catiónico (CIC)** se correlaciona de forma altamente significativa ($P < 0.01$) y positiva con la materia orgánica (MO) y la arcilla, mientras que la correlación con el contenido de arena es negativa de acuerdo con la escasa o nula actividad química de ésta. La relación lineal con la materia orgánica y la arcilla es debida a la presencia de cargas negativas en la superficie de ambos componentes que contribuyen a la capacidad de intercambio catiónico del suelo. Generalmente, al aumentar el contenido en materia orgánica y arcilla suele aumentar la capacidad de intercambio catiónico del suelo, si bien en última instancia dependerá de la composición de la materia orgánica, en concreto de los grupos funcionales presentes, y del tipo de arcillas.

Abollino *et al.* (2002) encuentran, en suelos agrícolas de Italia, una correlación negativa entre la arcilla y la CIC, atribuyendo esta relación a la presencia de caolinita, que se distingue por presentar una baja CIC. En nuestro caso, la relación entre ambas variables es positiva, lo que parece sugerir que las arcillas presentes tienen una CIC mayor que la caolinita. Esto parece estar en consonancia con el tipo de arcillas caracterizadas en

los suelos agrícolas de Alicante en otros estudios, como se ha comentado en el epígrafe anterior, en los cuales la illita, y en algunos casos la montmorillonita, predominan sobre la caolinita.

Asimismo, se ha obtenido la ecuación de regresión lineal que permite explicar la variabilidad de la CIC, donde se incluye la materia orgánica (MO) y la arcilla (A), y que permitiría explicar un 55% de la varianza. La ecuación de regresión obtenida presenta la siguiente expresión:

$$\text{CIC} = 4.0 + 3.4 \text{ MO} + 0.1 \text{ A}$$

La correlación altamente significativa ($P < 0.01$) entre el **limo** y la CIC es débil. Además, la inclusión del limo en la recta de regresión no mejora significativamente la varianza explicada, pasando de un 55% a un 57%, lo que parece corroborar el escaso peso que tiene esta fracción en la CIC.

La **arena** se correlaciona de forma inversamente lineal con la materia orgánica, la CIC, el limo y la arcilla, y de forma lineal con el pH. Desde el punto de vista de la dinámica de los metales pesados, el contenido en arena tiene poca importancia en los procesos de adsorción, si bien un alto contenido de arena puede favorecer la movilidad de metales en el perfil.

5.7.2.- Análisis factorial

Los resultados del análisis factorial, para el conjunto de propiedades y características edáficas analizadas, muestran que el 79% de la varianza puede ser explicada mediante tres factores o componentes (C1, C2 y C3). En la Tabla 5.19 se presentan las variables incluidas dentro de los tres componentes principales identificados, así como el porcentaje de varianza que explica cada uno de ellos. En la tabla se destacan en negrita aquellas variables que participan con mayor peso dentro de cada componente.

El primer componente (C1) explica el 43% de la varianza, donde se incluyen la CIC, la arcilla, la materia orgánica y el limo como principales variables que influyen positivamente en este componente, mientras que el contenido en arena interviene con signo negativo. Estos parámetros están fuertemente relacionados entre sí, como se indicaba en la matriz de correlación, debido a la relación entre estas variables y la capacidad de intercambio catiónico del suelo. El segundo componente (C2) explica un 22% de la varianza, donde se incluyen la conductividad eléctrica, que influye positivamente, y el pH que interviene con signo negativo.

Finalmente, el tercer componente (C3) explica un 14% de la varianza, donde interviene principalmente el contenido en carbonatos, si bien el pH también se incluiría dentro de este componente, aunque con un menor coeficiente de carga.

Tabla 5.19.- *Análisis de los componentes principales de las propiedades y características edáficas.*

Variables	Componentes Principales		
	C1	C2	C3
CIC	0.890	-0.107	-0.042
Arena	-0.874	-0.405	-0.062
Arcilla	0.798	0.071	-0.068
MO	0.774	0.001	-0.174
CEes	-0.147	0.876	0.110
pH1	-0.140	-0.820	0.337
Limo	0.509	0.430	0.199
CaCO ₃	-0.102	-0.021	0.961
Autovalor	3.411	1.735	1.102
Varianza Explicada	43%	22%	14%

La representación gráfica de los diferentes componentes identificados se presenta en la Figura 5.18. En el cuadrante superior izquierdo, se encuentran agrupadas aquellas variables relacionadas con los procesos de adsorción de los metales pesados, y que conforman el componente C1. Dentro de éste quedan incluidas la CIC, la arcilla, la materia orgánica y en menor medida el limo, mientras que el contenido en arena presenta un vector en sentido contrario, debido a su participación con signo negativo en este componente como consecuencia de la nula capacidad de adsorción que aporta la arena al suelo.

Por otro lado, encontramos un segundo grupo de variables donde se incluye el pH y la conductividad eléctrica que conforman el componente C2. Este componente podría relacionarse con la movilidad de los metales pesados y los procesos de transferencia. Así, por ejemplo, al disminuir el pH se favorece la desorción de los metales pesados y la presencia de formas solubles, incrementando la movilidad de estos elementos. Además, al aumentar la conductividad eléctrica también suele favorecerse la transferencia de estos elementos hasta otros compartimentos del ecosistema (p. ej., agua subterránea o cultivos), debido a la actuación de ligandos como los cloruros que podrían formar complejos solubles con los

metales presentes (De Pieri *et al.*, 1997; Jiménez, 1998; Grattan y Grieve, 1999; López-Mosquera *et al.*, 2000; McLaughlin *et al.*, 2000).

Finalmente, los carbonatos se sitúan gráficamente próximos al pH debido a la correlación obtenida entre ambas variables, quedando ambos incluidos en el componente C3. Este grupo de variables se relacionaría con los procesos de adsorción (a bajas concentraciones) y precipitación (a altas concentraciones de metales pesados), que tendrían lugar con altos contenidos en carbonatos y elevados valores de pH, puesto que en este caso el pH participa con signo positivo al igual que los carbonatos.

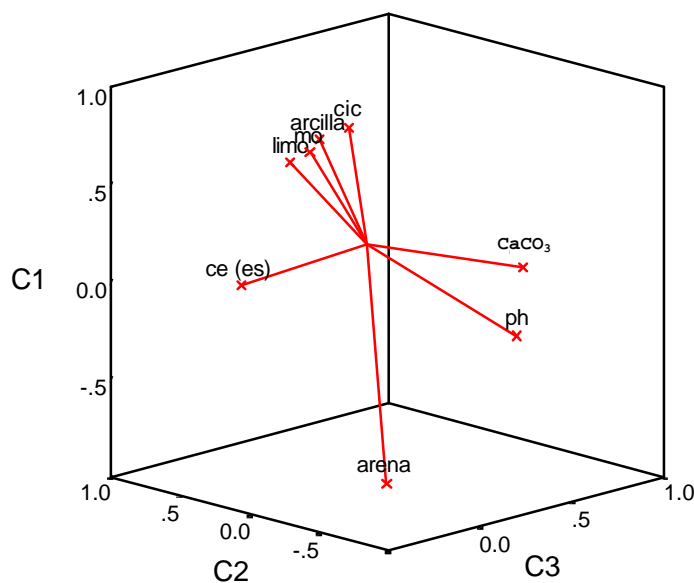


Figura 5.18.- Representación gráfica de los principales componentes identificados entre las diferentes propiedades y características edáficas.

5.7.3.- Análisis cluster.

En la Figura 5.19 se presenta el dendrograma obtenido en el análisis cluster de las propiedades y características edáficas. Los resultados permiten identificar, a grandes rasgos, la presencia de diferentes grupos de variables.

El primer grupo se encuentra formado por aquellas variables relacionadas con la capacidad de adsorción del suelo, entre las que se incluye la CIC, la materia orgánica, la arcilla y, en menor medida, el limo.

La CEes representa un cluster individual, reflejando su posible afectación sobre la movilidad de determinados metales pesados a través de

dos mecanismos. Por un lado, diferentes autores (p. ej., De Pieri *et al.*, 1997; Jiménez, 1998; Grattan y Grieve, 1999; López-Mosquera *et al.*, 2000; McLaughlin *et al.*, 2000) sugieren la formación de complejos entre algunos metales y los cloruros presentes en suelos salinos, que podrían incrementar su transferencia hasta otros compartimentos del ecosistema. Asimismo, los cationes asociados con las sales (p. ej., Na⁺, K⁺) pueden reemplazar a los metales pesados en los lugares de adsorción aumentando la movilidad de los mismos.

El pH y la arena conforman un grupo de variables relacionadas. Así, por ejemplo, una disminución en los valores de pH puede influir en la desorción y en la presencia de formas móviles de estos elementos, y además altos contenidos de arena favorecerían la movilidad de los metales pesados debido a su nula capacidad de intercambio.

Finalmente, el contenido en carbonatos forma un nuevo clúster individual, ya que elevados contenidos en carbonatos favorecen la formación de complejos de adsorción y la precipitación de algunos metales pesados en los tipos de suelos presentes en el área de estudio, disminuyendo la movilidad de estos elementos.

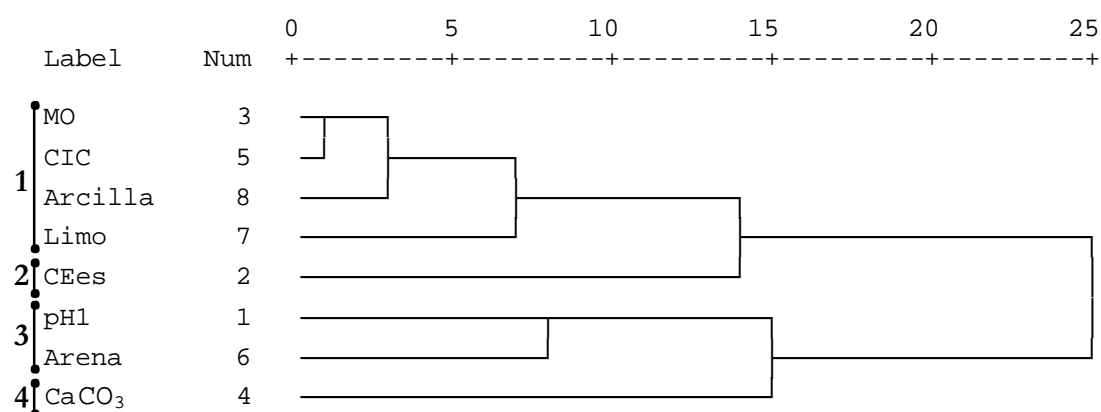


Figura 5.19.- Dendrograma obtenido en el análisis cluster de las propiedades y características edáficas.

Las relaciones entre las propiedades y características edáficas descritas y los diferentes metales pesados analizados serán evaluadas en el siguiente capítulo.

Capítulo VI

CONTENIDOS TOTALES DE METALES PESADOS EN SUELOS AGRÍCOLAS

En este capítulo se presentan los resultados alcanzados a partir del estudio del contenido total de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en las 54 parcelas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante. En el primer apartado de este capítulo se realiza un estudio comparativo de los resultados obtenidos tras la aplicación de los dos métodos de digestión descritos en el Capítulo IV, concluyendo acerca de las ventajas e inconvenientes en la utilización de cada uno de ellos. En el siguiente apartado, se realiza el análisis estadístico de los contenidos de metales en estos suelos, utilizando únicamente los resultados obtenidos tras la digestión en horno microondas. A partir de estos resultados, se lleva a cabo el cálculo del tamaño muestral óptimo, de acuerdo con la variabilidad encontrada. Finalmente, se realiza una discusión acerca de las concentraciones de los metales pesados analizadas en el área de estudio y se estudian las relaciones estadísticas entre diferentes variables.

6.1.- Estudio comparativo de dos métodos de digestión para la determinación del contenido total de metales pesados en suelos.

En la Tabla 6.1 se presentan los parámetros estadísticos descriptivos del contenido de metales pesados, obtenidos tras aplicar dos métodos de

digestión a las 54 muestras de suelos. El Método 1 consiste en una digestión en bloque digestor utilizando HNO₃, HClO₄ y HCl, siguiendo el método propuesto por Boluda *et al.* (1993) que ha sido descrito en el Capítulo IV. El Método 2 consiste en una digestión en horno microondas utilizando HNO₃ y HCl, siguiendo el método USEPA 3051A (USEPA, 1998) descrito también en el Capítulo IV. En la Tabla 2 del Apéndice III se presentan los resultados para cada una de las parcelas analizadas.

Tabla 6.1.- Parámetros estadísticos descriptivos del contenido de metales pesados en suelos agrícolas tras una digestión en bloque digestor (M1) y una digestión en horno microondas (M2).

Metal	X _{aritmética} (mg/kg)		DE (mg/kg)		Mínimo (mg/kg)		Máximo (mg/kg)		DER (%)	
	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2
Cd	0.59	0.34	0.16	0.20	0.35	0.10	1.03	0.88	27	58
Co	7.2	7.1	2.1	1.7	3.0	2.9	11.6	10.1	29	23
Cr	30.3	26.5	10.1	5.9	15.0	14.8	56.0	42.5	33	22
Cu	19.2	22.5	9.0	8.9	8.4	12.6	72.5	76.8	47	40
Fe	13 343	13608	3 443	3 107	5351	6 588	20 215	19 807	26	23
Mn	252	295	56	61	107	133	366	406	22	21
Ni	21.5	20.9	6.4	5.1	11.0	11.4	35.3	32.0	30	25
Pb	24.6	22.8	16.1	16.1	3.8	6.8	91.6	101.3	65	70
Zn	51.8	52.7	15.0	15.1	21.1	20.3	82.6	88.8	29	29

DE, desviación estándar; DER, desviación estándar relativa

Los valores medios obtenidos mediante el Método 1 son ligeramente superiores en el caso del Cd, Co, Cr, Ni y Pb, mientras que para el resto de elementos (Cu, Fe, Mn y Zn) los resultados del Método 2 son mayores. Ello se debe a que el HClO₄ utilizado en el Método 1 suele mejorar el proceso de extracción para algunos metales pesados, debido a que se trata de un ácido muy fuerte en caliente, con elevado poder oxidante y deshidratante (Smith y Arsenault, 1996; Robache *et al.*, 2000; Cámara *et al.*, 2002). Sin embargo, el HClO₄ no pudo ser utilizado en la digestión en horno microondas puesto que, en recipientes cerrados, se alcanza una elevada presión que puede desencadenar explosiones (Mason *et al.*, 2000; Cámara *et al.*, 2002). Asimismo, el proceso de digestión en vasos abiertos (Método 1) implica un mayor tiempo de contacto entre los ácidos y la muestra de suelo, ya que incluye una etapa de predigestión que permite alargar el período de contacto entre el suelo y los ácidos y determina mayores contenidos totales para algunos metales pesados. Sin embargo, la reproducibilidad del método puede verse comprometida para algunos

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

elementos debido a los inconvenientes inherentes al uso de vasos abiertos (p. ej., contaminación entre muestras por salpicaduras, pérdida de componentes volátiles, etc.). Por otro lado, la utilización conjunta de HNO₃ y HCl en horno microondas permite aumentar la eficacia del proceso de digestión para algunos metales pesados, debido a la acción oxidante y complejante de la mezcla. Además, la radiación microondas produce el movimiento de iones y la rotación de dipolos (Cámara *et al.*, 2002) que determina un incremento de la superficie de contacto entre la muestra de suelo y los reactivos mejorando la eficacia de la digestión.

Las medias obtenidas mediante ambos métodos para los diferentes elementos han sido comparadas estadísticamente con el objeto de identificar diferencias significativas. Para ello, es necesario determinar previamente el tipo de distribución de las diferentes poblaciones y seleccionar la prueba de significación más adecuada. En la Tabla 6.2 se presentan los resultados del test de Kolmogorov-Smirnov ($n \geq 50$) para ambos métodos de digestión. En el caso del Método 1, todos los metales siguieron una distribución normal, excepto el Cr, Cu y Pb, mientras que para el Método 2 todos los metales siguieron una distribución normal, excepto el Cd, Cu y Pb.

Tabla 6.2.- Estudio de la distribución de las distintas poblaciones de metales pesados para el Método 1 (digestor) y el Método 2 (microondas).

Metal	Test de Kolmogorov-Smirnov ($n \geq 50$)			
	Método 1 (Digestor)		Método 2 (Microondas)	
	P	Distribución	P	Distribución
Cd	0.200 ^a	Normal	0.000	No Normal
Co	0.200 ^a	Normal	0.200 ^a	Normal
Cr	0.006	No Normal	0.200 ^a	Normal
Cu	0.000	No Normal	0.000	No Normal
Fe	0.200 ^a	Normal	0.200 ^a	Normal
Mn	0.169	Normal	0.079	Normal
Ni	0.200 ^a	Normal	0.200 ^a	Normal
Pb	0.000	No Normal	0.000	No Normal
Zn	0.200 ^a	Normal	0.200 ^a	Normal

^a Este es un límite inferior de la significación verdadera

En la Tabla 6.3 se presentan los resultados del test T de Student para muestras relacionadas, que permite comparar las medias para aquellas poblaciones con distribución normal, y el test no paramétrico de Wilcoxon, para aquellas comparaciones en las que al menos una de las dos

poblaciones sigue una distribución no normal. A partir de los datos de la tabla se observa que el Cd, Cr, Cu, Mn y Pb presentan diferencias significativas entre los resultados obtenidos mediante los dos métodos de digestión ($P < 0.01$), observándose que en el caso del Cu, Mn y Zn la media obtenida es ligeramente mayor con el Método 2. Por otro lado, el Co, Fe, Ni y Zn no presentan diferencias significativas entre los dos métodos ($P > 0.01$). A pesar de las diferencias estadísticas obtenidas para el primer grupo de metales, éstas no resultan relevantes desde el punto de vista medioambiental puesto que el orden de magnitud es similar. Sin embargo, estas diferencias podrían adquirir mayor importancia si el valor medio obtenido tuviera, por ejemplo, que compararse con un estándar de calidad del suelo que presentara un orden de magnitud similar, ya que en este último caso se requeriría una mayor exactitud y precisión en los resultados.

Tabla 6.3.- Resultados del test T de Student (paramétrico) y test de Wilcoxon (no paramétrico) para muestras relacionadas.

Metal	test T de Student y test de Wilcoxon		
	Estadístico	gl	P (bilateral)
Par 1 (Cd)	-5.782 ^b	53	0.000
Par 2 (Co)	0.568 ^a	53	0.572
Par 3 (Cr)	-2.544 ^b	53	0.011
Par 4 (Cu)	-6.376 ^b	53	0.000
Par 5 (Fe)	-1.927 ^a	53	0.059
Par 6 (Mn)	-21.558 ^a	53	0.000
Par 7 (Ni)	1.755 ^a	53	0.085
Par 8 (Pb)	-2.939 ^b	53	0.003
Par 9 (Zn)	-1.089 ^a	53	0.281

^a test T de Student; ^b test de Wilcoxon; gl, grados de libertad; P, probabilidad

Las DER obtenidas tras la aplicación del Método 2 fueron iguales o inferiores a las DER obtenidas con el Método 1, exceptuando el Cd y Pb. Esto es debido a la mayor variabilidad del Método 1 como consecuencia de la digestión en vasos abiertos, ya que durante la digestión en bloque digestor se producen salpicaduras entre vasos que disminuyen la reproducibilidad. De hecho, los blancos de método que fueron incluidos en cada tanda de digestión en el Método 1 fueron sensiblemente mayores que los blancos incluidos en el Método 2, mientras que la mayoría de los blancos del Método 2 quedaron por debajo del límite de detección. En el caso del Cd, la elevada DER obtenida con el Método 2 parece deberse también a la utilización de EAA-Horno para la determinación de algunas

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

muestras con bajos contenidos que incrementaría la variabilidad de los resultados, mientras que en el caso del Pb se debería a la presencia de valores discordantes.

En la Figura 6.1 se presentan las rectas de regresión entre los dos métodos de digestión que muestran elevados coeficientes de determinación para el Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn ($R^2 > 0.80$), mientras que el Cd, Co y Cr presentan los coeficientes más bajos ($R^2 < 0.55$). Los resultados confirman que existe una correlación significativa entre los dos métodos para el primer grupo de metales, mientras que el segundo grupo presenta una menor correlación. Estas diferencias se deben, en el caso del Cd y Co, a los bajos contenidos presentes y la elevada variabilidad de los resultados, por lo que se acentúan las diferencias entre ambos métodos de digestión. Asimismo, la diferencia de resultados en el caso del Cd parece sugerir que la mezcla de HNO_3 y HCl utilizada con el Método 2 estaría extrayendo un menor contenido total de Cd que el Método 1. Además, los bajos contenidos analizados mediante el Método 2 han condicionado la utilización de EAA-Horno para la mayoría de las muestras lo que, a su vez, incrementa la variabilidad para este elemento. En el caso del Cr, su comportamiento químico y la formación de diferentes especies determina una diferencia entre los resultados obtenidos en digestor y microondas, como consecuencia de la posible pérdida del elemento debido a la formación de cloruro de cromo volátil (CrO_2Cl_2) y a la retención del Cr sobre los residuos insolubles (p. ej., Cámara *et al.*, 2002).

La selección del método de digestión y del tipo de ácidos a utilizar representan, por tanto, etapas determinantes en la digestión de las muestras de suelo. En base al estudio comparativo, la digestión en horno microondas resulta un método más rápido y limpio que la utilización de vasos abiertos en bloque digestor, ya que el tiempo de digestión se ve reducido desde horas hasta minutos y, además, se minimiza el riesgo de contaminación externa y las salpicaduras entre muestras, lo que mejora la precisión de los resultados y la reproducibilidad del método. Además, requiere una menor cantidad de ácidos, debido a la menor volatilización producida, consiguiendo minimizar los costes del proceso.

Así pues, los resultados de metales pesados obtenidos tras una digestión ácida con horno microondas se han utilizado para realizar la presentación y discusión de los resultados. Asimismo, a partir de éstos se ha realizado el tratamiento estadístico de los contenidos totales de metales pesados y la estimación del tamaño muestral óptimo.

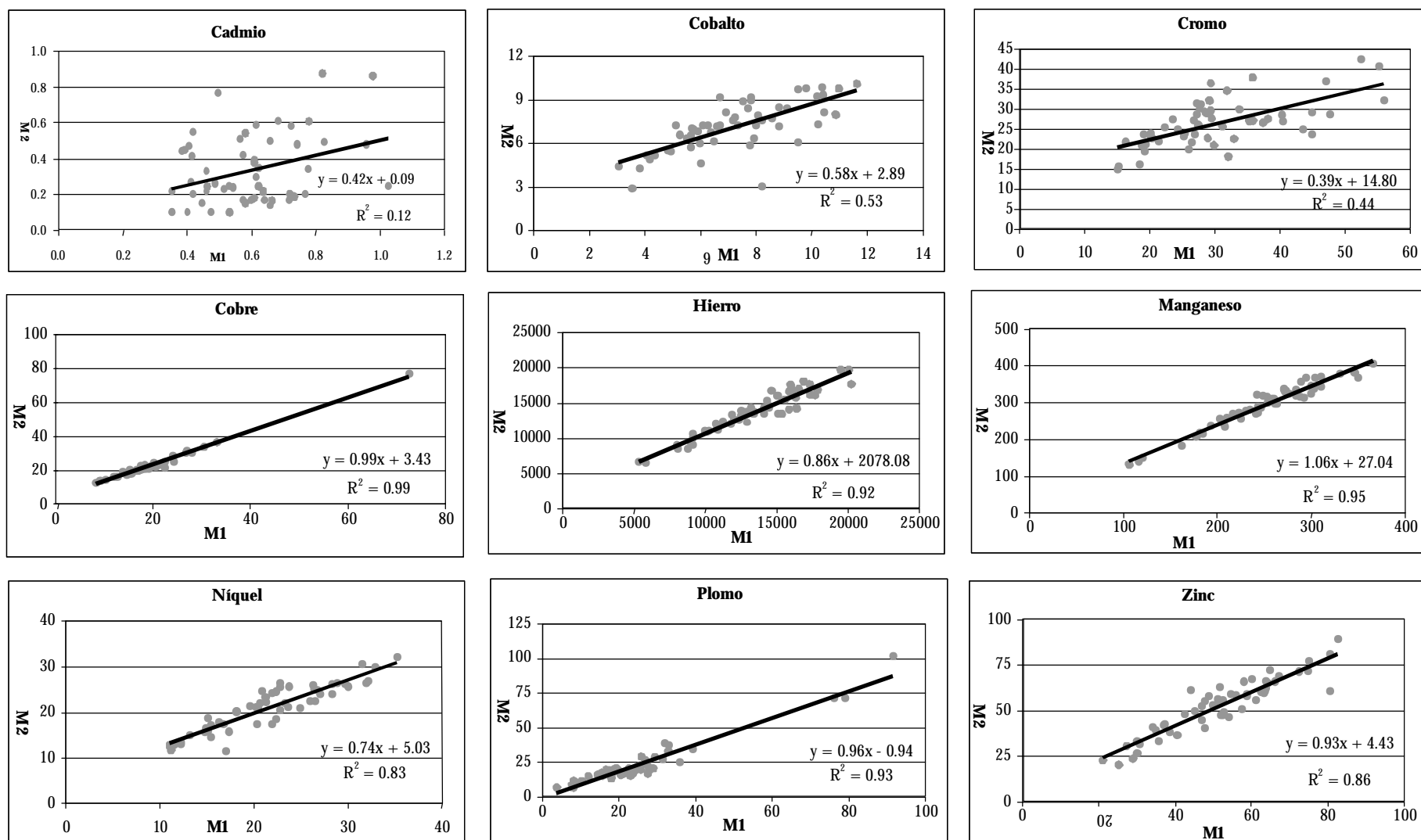


Figura 6.1.- Rectas de regresión entre los dos métodos de digestión (M1, digestor y M2, microondas) para cada uno de los metales pesados analizados.

6.2.- Estudio estadístico de los contenidos totales de metales pesados.

En este apartado se realiza el estudio estadístico de los contenidos de metales pesados en las muestras de suelo tras una digestión en horno microondas. En primer lugar, se presenta el tratamiento estadístico de los resultados obtenidos al finalizar la primera etapa de muestreo, es decir, tras analizar las muestras de suelo de las 35 parcelas iniciales (MPA-01 a MPA-35), ya que se requiere su estudio previo para la estimación del tamaño muestral óptimo. Posteriormente, se realiza el tratamiento estadístico para el conjunto de las parcelas analizadas (MPA-01 a MPA-54).

En la Figura 6.2 se presentan los diagramas de caja para los distintos metales pesados, con el objeto de identificar la presencia de valores discordantes para las distintas poblaciones obtenidas tras la primera etapa de muestreo ($n=35$). Los contenidos de Cd han sido multiplicados por 10 y los de Fe y Mn han sido divididos por 1000 y 10, respectivamente, para representar todos los metales en gráficas conjuntas.

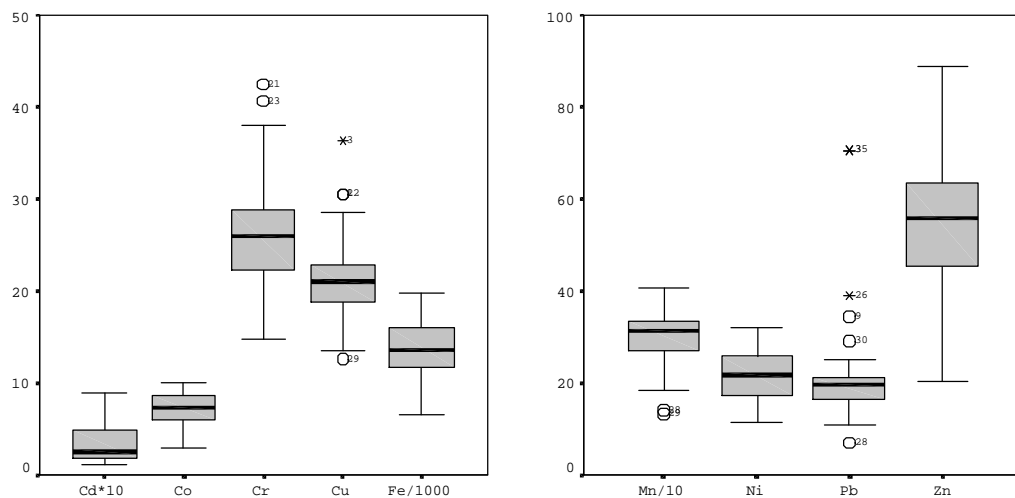


Figura 6.2.- Diagramas de caja para los contenidos totales de metales pesados, tras la primera etapa de muestreo.

A partir de ambos diagramas se observa la presencia de dos valores discordantes para el Cr (MPA-21 y 23), cuatro para el Cu (MPA-01, 03, 22 y 29), dos para el Mn (MPA-28 y 29) y cinco para el Pb (MPA-09, 26, 28, 30 y 35), mientras que el resto de metales no presentan valores discordantes según los datos obtenidos tras la primera etapa de muestreo.

Por otro lado, se ha evaluado el tipo de distribución de las distintas poblaciones mediante el test de Shapiro-Wilkinson ($n < 50$). En la Tabla 6.4 se presentan los resultados obtenidos, a partir de los cuales se deduce que todos los metales siguen una distribución normal, excepto el Cd y el Pb que no alcanzan la normalidad ni al eliminar los valores discordantes ni al realizar la transformación logarítmica. Esta distribución se muestra en los histogramas que se presentan en la Figura 6.3 para el Co, Cr, Fe, Mn, Ni y Zn y en la Figura 6.4 para el Cd, Cu y Pb.

Tabla 6.4.- Estudio de la distribución de los contenidos totales tras la primera etapa de muestreo.

Metal	Asimetría	Curtosis	Test Shapiro-Wilkinson			
			Estadístico	gl	P	Distribución
Cd	1.148	0.660	0.864	34	0.000	No Normal
Co	-0.369	-0.567	0.967	34	0.356	Normal
Cr	0.609	0.247	0.961	34	0.248	Normal
Cu	0.866	1.639	0.940	34	0.055	Normal
Fe	-0.210	-0.184	0.976	34	0.621	Normal
Mn	-0.915	0.849	0.940	34	0.056	Normal
Ni	-0.150	-0.802	0.963	34	0.273	Normal
Pb	2.814	8.432	0.643	34	0.000	No Normal
Zn	-0.135	-0.117	0.988	34	0.967	Normal
Log Pb	1.089	3.006	0.882	34	0.001	No Normal
Log Cd	0.904	-0.065	0.894	34	0.003	No Normal
Pb (sin discordantes)	4.473	22.792	0.494	29	0.000	No Normal
Log Pb (sin discordantes)	2.233	9.809	0.780	29	0.000	No Normal

gl, grados de libertad; P, Significación

A continuación, se presenta el tratamiento estadístico para el conjunto de las muestras obtenidas, tras finalizar las dos etapas de muestreo ($n=54$). Los diagramas de caja muestran la presencia de 2 valores discordantes para el Cr (MPA-21 y 23), 5 para el Cu (MPA-3, 22, 36, 38 y 54), 3 para el Mn (MPA-28, 29 y 49) y 7 para el Pb (MPA-3, 9, 26, 35, 48, 51 y 53), mientras que el resto de metales no presentan valores discordantes (Figura 6.5). Éstos valores se refieren a concentraciones anómalas que pertenecen a parcelas agrícolas con un elevado contenido de metal, en comparación con el resto de la población analizada. La presencia de estos valores para el Cu, Cr y Pb puede deberse a la actividad antrópica que afecta a estas parcelas, favoreciendo la incorporación de un mayor contenido de metales pesados al suelo. Los valores discordantes para el Mn representan parcelas con bajos contenidos, situándose en el límite inferior de la población.

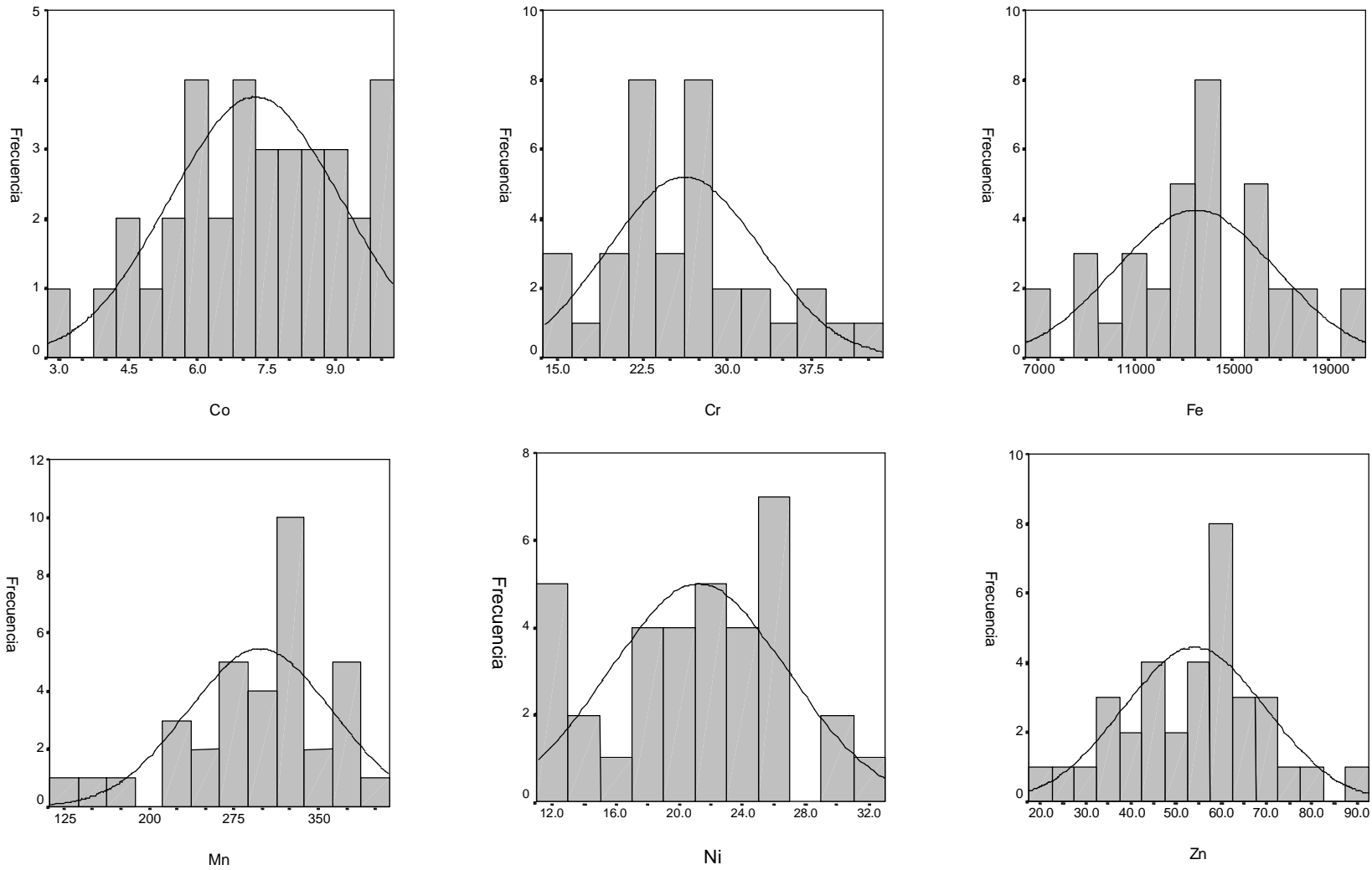


Figura 6.3.- Histogramas para los contenidos totales de metales pesados tras la primera etapa de muestreo.

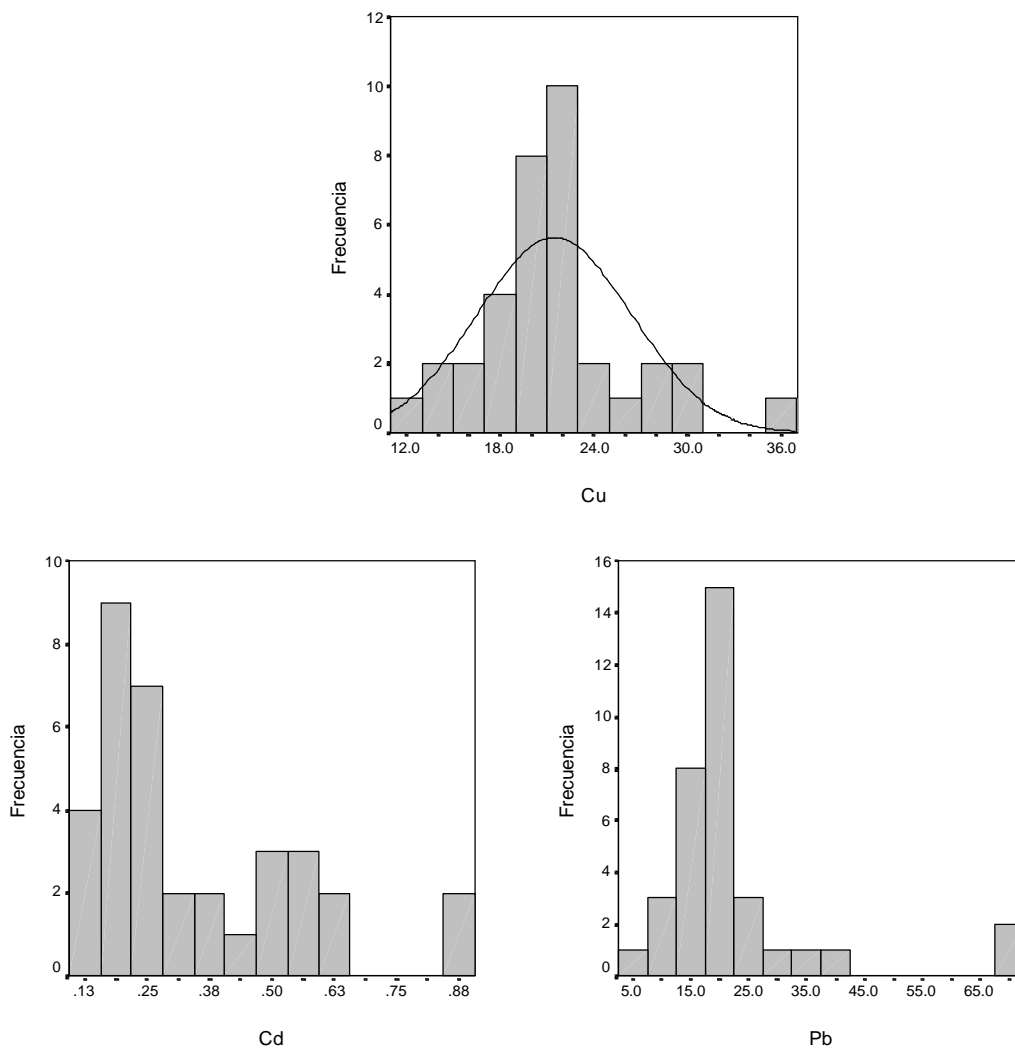


Figura 6.4.- Histogramas para el Cu, Cd y Pb, tras la primera etapa de muestreo.

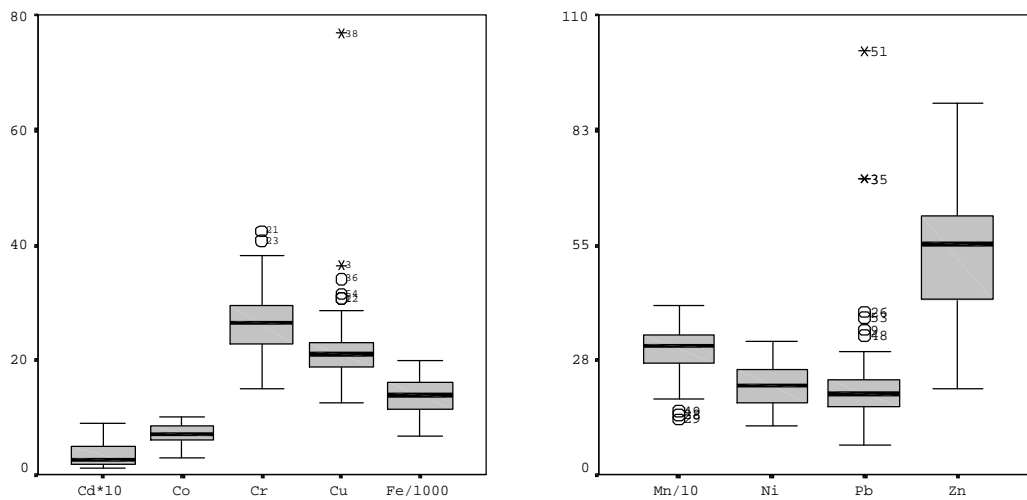


Figura 6.5.- Diagramas de caja para los contenidos totales de metales totales, tras finalizar la fase de muestreo.

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

En la Tabla 6.5 se presentan los resultados de las pruebas de normalidad llevadas a cabo mediante el test de Kolmogorov-Smirnov ($n \geq 50$). El Co, Cr, Fe, Mn, Ni y Zn presentan una distribución normal ($P > 0.05$). Los elevados valores de la asimetría y curtosis que presentan el Cu y Pb confirman la presencia de valores discordantes, que condicionan un sesgo de las poblaciones. Sólo al eliminar los valores discordantes para ambos metales, se consigue alcanzar la normalidad. Por otra parte, el Cd presenta una distribución no normal, por lo que requiere la utilización de tests no paramétricos.

Tabla 6.5.- Estudio de la distribución de los contenidos totales tras finalizar la fase de muestreo.

Metal	Asimetría	Curtosis	Test Kolmogorov-Smirnov			
			Estadístico	gl	P	Distribución
Cd	0.964	0.441	0.173	53	0.000	No Normal
Co	-0.260	-0.322	0.078	53	0.200 ^a	Normal
Cr	0.533	-0.525	0.080	53	0.200 ^a	Normal
Cu	4.427	25.815	0.241	53	0.000	No Normal
Fe	-0.241	-0.331	0.078	53	0.200 ^a	Normal
Mn	-0.865	0.640	0.114	53	0.079	Normal
Ni	-0.089	-0.761	0.090	53	0.200 ^a	Normal
Pb	3.247	12.222	0.280	53	0.000	No Normal
Zn	-0.158	-0.213	0.087	53	0.200 ^a	Normal
Log Cd	0.690	-0.264	0.157	53	0.002	No Normal
Log Cu	1.856	7.680	0.171	53	0.000	No Normal
Log Pb	1.045	2.813	0.183	53	0.000	No Normal
Cu (sin discordantes)	0.220	0.771	0.977 ^b	48	0.451	Normal
Pb (sin discordantes)	-0.032	0.425	0.969 ^b	46	0.247	Normal

^a Este es un límite inferior de la significación verdadera; ^b Test Shapiro-Wilkinson ($n < 50$); gl, grados de libertad; P, Probabilidad

En la Figura 6.6 se presentan los histogramas para las diferentes poblaciones de metales pesados. Por otro lado, en la Figura 6.7 se presentan los histogramas para el Cd, con y sin transformación logarítmica, y los histogramas para el Cu y Pb, una vez eliminados los valores discordantes. En el caso del Cd, se observa la presencia de un sesgo, debido a que un gran número de muestras tienen contenidos muy bajos que imposibilitan la distribución normal, aún realizando la transformación logarítmica de los datos. Por otro lado, los histogramas para el Cu y Pb confirman la normalidad de ambas poblaciones tras eliminar los valores discordantes.

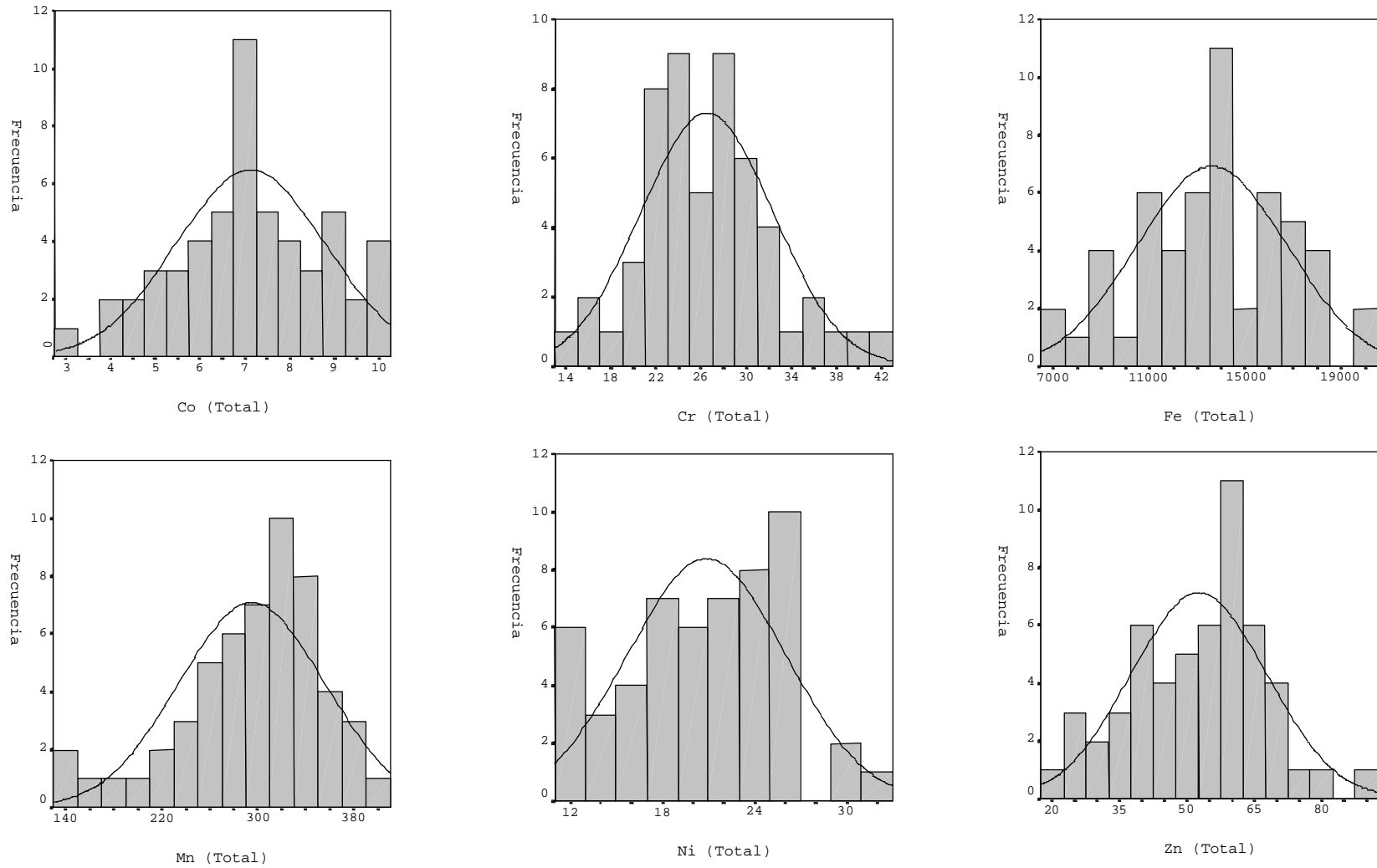


Figura 6.6.- Histogramas para los contenidos totales de metales pesados tras la finalización de la fase de muestreo.

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

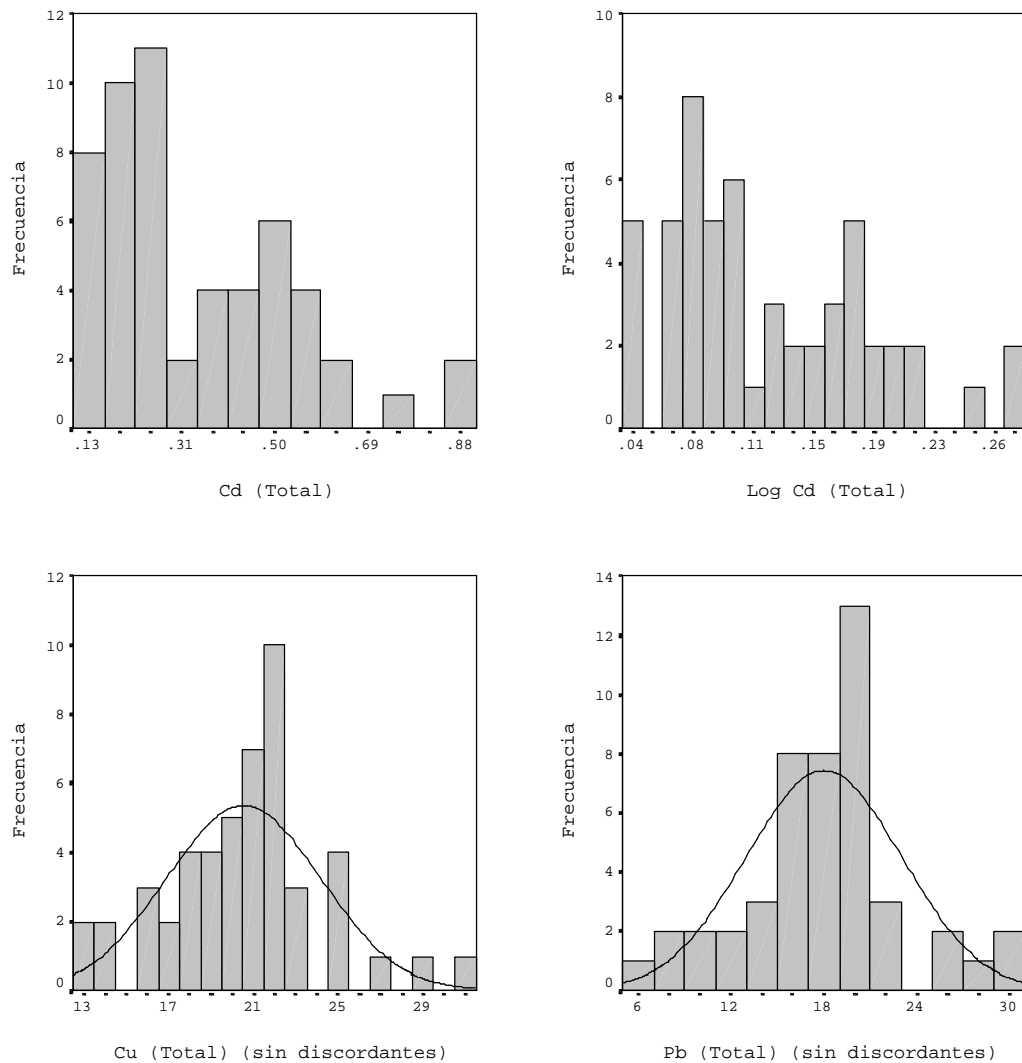


Figura 6.7.- Histogramas para el Cd, Cu y Pb, tras la finalización de la fase de muestreo.

6.3.- Estimación del tamaño muestral óptimo.

Como se ha comentado en el Capítulo IV, la fase de muestreo se realizó en varias etapas sucesivas. Al finalizar la primera etapa se obtuvieron 35 muestras (MPA-01 a MPA-35) y en cada una de las cuales se analizaron las concentraciones de los metales pesados, con el fin de realizar un primer cálculo del tamaño muestral óptimo. Previamente, se comprobó la presencia de algunos valores discordantes para el Cr, Cu, Mn y Pb (Figura 6.2) que fueron desestimados para el cálculo. Además, se comprobó

que todas las poblaciones cumplieran el requisito de normalidad. En el caso del Cd y Pb (Tabla 6.4), ambos metales seguían una distribución no normal, por lo que no fueron incluidos en el cálculo del tamaño muestral óptimo.

En la Tabla 6.6 se presentan los principales parámetros estadísticos, así como los tamaños muestrales óptimos calculados para cada uno de los elementos, según la ecuación 1 del Capítulo IV. A partir de los resultados obtenidos tras la primera etapa de muestreo, se observa que el tamaño muestral óptimo viene determinado por la población del Zn con un total de 35 muestras, puesto que este metal establece el número más elevado al tratarse de la población más variable.

Tabla 6.6.- Estimación del tamaño muestral óptimo a partir de los resultados de la primera etapa de muestreo.

Parámetro	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
X (mg/kg)	7.3	25.7	20.4	13513	308	21.2	54.1
DE (mg/kg)	1.9	5.4	3.6	3278	51	5.6	15.7
DER (%)	26	21	18	24	17	26	29
n	35	33	31	35	33	35	35
t de Student	2.032	2.037	2.042	2.032	2.037	2.032	2.032
E (mg/kg)	0.73	2.57	2.04	1351	30.8	2.12	5.41
N	27	19	13	24	11	28	35

X, media aritmética; DE, desviación estándar; DER, desviación estándar relativa; n, número de muestras sin valores discordantes; t de Student, valor tabulado para un 95% de nivel de confianza y n-1 grados de libertad; E, error de muestreo; N, tamaño muestral óptimo

Una vez realizado el cálculo preliminar del tamaño muestral óptimo se procedió a realizar una segunda etapa de muestreo. En esta segunda etapa se muestrearon 19 parcelas (MPA-36 a MPA-54), siguiendo el procedimiento explicado en el Capítulo IV. La comparación de los resultados obtenidos en la primera y segunda etapa de muestreo no mostraron diferencias significativas para ninguno de los metales pesados. Además, se comprobó nuevamente la presencia de valores discordantes para el Cr, Cu, Mn y Pb (Figura 6.5), que fueron eliminados para el cálculo del tamaño muestral, y se comprobó la distribución normal de todas las poblaciones, excepto el Cd que siguió una distribución no normal (Tabla 6.5). Finalmente, se recalculó el tamaño muestral óptimo para el conjunto de la población obtenida (integrando los resultados del primer y segundo muestreo).

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

En la Tabla 6.7 se presentan los principales parámetros estadísticos, así como los tamaños muestrales óptimos obtenidos. A partir de estos resultados se observa que las poblaciones de Pb y Zn definieron el tamaño muestral óptimo, que resultó finalmente de 32 muestras.

Tabla 6.7.- Estimación del tamaño muestral óptimo tras la realización de las dos etapas de muestreo.

Parámetro	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
X (mg/kg)	7.1	25.9	20.5	13608	304	20.9	18.0	52.8
DE (mg/kg)	1.7	5.2	3.6	3107	49	5.1	5.0	14.9
DER (%)	23	20	18	23	16	25	28	28
n	54	52	49	54	51	54	47	54
t de Student	2.006	2.008	2.011	2.006	2.009	2.006	2.012	2.006
E (mg/kg)	0.71	2.59	2.05	1361	30.4	2.09	1.80	5.28
N	22	16	13	21	11	24	32	32

X, media aritmética; DE, desviación estándar; DER, desviación estándar relativa; n, número de muestras sin valores discordantes; t de Student, valor tabulado para un 95% de nivel de confianza y n-1 grados de libertad; E, error de muestreo; N, tamaño muestral óptimo

De este modo, el muestreo realizado en el área de estudio (54 muestras) supera el mínimo número de muestras requerido para ajustar el error de muestreo hasta el valor prefijado (32 muestras), y permite caracterizar de forma adecuada los contenidos de metales pesados en los suelos agrícolas de la provincia de Alicante con el objeto de establecer niveles de fondo y valores de referencia, de acuerdo con la variabilidad encontrada a escala regional.

6.4.- Contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas.

Los parámetros estadísticos que caracterizan los contenidos totales de metales pesados en las 54 parcelas muestreadas se presentan en la Tabla 6.8. Los valores medios de los contenidos totales mostraron la secuencia Fe>>Mn>Zn>Cr>Pb>Cu>Ni>Co>Cd, mientras que los valores máximos siguen el mismo orden, excepto en el caso del Cr, Pb y Cu que intercambian sus posiciones siguiendo la secuencia Pb>Cu>Cr.

El Fe, Mn y Zn son considerados elementos esenciales para los organismos vivos y se encuentran a concentraciones superiores al resto de

metales. Los valores medios analizados son 13608 mg/kg para el Fe, 295 mg/kg para el Mn y 52.8 mg/kg para el Zn. El Cu y Ni también son esenciales aunque se presentan en menores concentraciones que los anteriores, con un contenido medio de 22.5 y 20.9 mg/kg, respectivamente. El Cr no es esencial para las plantas superiores y se presenta en el área de estudio con una media de 26.5 mg/kg, mientras que el Pb con una concentración media de 22.8 mg/kg no es esencial para los organismos vivos y representa un elemento tóxico. El Co es un micronutriente que se encuentra en bajas concentraciones en los suelos analizados, con una media de 7.1 mg/kg. Finalmente, el Cd presenta un gran interés debido a que es un elemento contaminante procedente mayoritariamente de las actividades humanas y, a pesar de encontrarse en bajos contenidos, resulta muy tóxico para los organismos vivos cuando se supera un determinado umbral. El valor medio de Cd en el área de estudio es 0.34 mg/kg.

Tabla 6.8.- Parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos totales de metales pesados (en mg/kg suelo seco).

Parámetro	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
$X_{\text{aritmética}}$	0.34	7.1	26.5	22.5	13608	295	20.9	22.8	52.8
$X_{\text{geométrica}}$	0.28	6.9	25.9	21.5	13223	288	20.2	19.8	50.4
Mediana	0.26	7.2	26.4	21.0	13658	309	21.1	19.2	55.3
DE	0.20	1.7	5.9	8.9	3107	61	5.1	16.1	14.9
DER (%)	58	23	22	40	23	21	25	70	28
Mínimo	0.10	2.9	14.8	12.6	6588	133	11.4	6.8	20.3
Máximo	0.88	10.1	42.5	76.8	19807	406	32.0	101.3	88.8

Con el fin de contrastar los contenidos totales de metales pesados analizados en el área de estudio con los niveles de estos elementos en otros suelos agrícolas, se ha llevado a cabo un estudio comparativo con diferentes trabajos de la bibliografía, así como una discusión acerca de su posible origen. Este estudio comparativo se ha realizado de forma individual para cada elemento, considerando las características particulares de cada uno de ellos. Cabe mencionar que, debido a la gran heterogeneidad de trabajos existentes, no se han considerado aquellos estudios que analizan contenidos de metales pesados en suelos agrícolas fuertemente contaminados por cualquier tipo de actividad antrópica (p. ej., minera, industrial), por aplicación de lodos procedentes de estaciones depuradoras, biosólidos o enmiendas orgánicas de cualquier tipo, suelos de invernadero y

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

estudios de contaminación a través de la utilización de soluciones nutritivas. Por tanto, para el estudio comparativo únicamente se han considerado estudios de metales pesados en suelos agrícolas sometidos a unas prácticas de cultivo convencionales.

En la Tabla 6.9 se presentan los resultados de los contenidos totales de metales pesados que han sido analizados en el área de estudio, así como los valores que han sido encontrados en la bibliografía consultada. Dicha tabla se encuentra dividida en 4 bloques.

El primer bloque contiene el valor medio y el intervalo de concentraciones obtenidas en los suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante.

El segundo bloque corresponde a contenidos de metales pesados en suelos agrícolas cultivados dentro del ámbito mediterráneo español. En este bloque se han incluido suelos agrícolas con propiedades y características similares a las obtenidas en el área de estudio (principalmente, suelos básicos y carbonatados), por lo que no han sido considerados los suelos encharcados, los suelos orgánicos y los suelos agrícolas de la vertiente atlántica.

En el tercer bloque se incluyen valores de referencia para metales pesados y los intervalos considerados normales para suelos bajo uso agrícola establecidos por diferentes autores. En este grupo se presenta el intervalo normal establecido por Kabata-Pendias y Pendias (1984) para suelos del mundo, puesto que esta referencia ha sido ampliamente utilizada en numerosas comparaciones. Además, se presentan los valores considerados normales en suelos agrícolas por Fuentes (1999) y los valores de referencia establecidos para este tipo de suelos por Pérez *et al.* (2000) en Madrid y Pérez *et al.* (2002) en Murcia. Finalmente, se presentan los valores de referencia considerados por Cataluña (Junta de Residus, 1998), ya que esta Comunidad Autónoma presenta unas condiciones ambientales y edáficas que pueden servir, a grandes rasgos, para el estudio comparativo.

Finalmente, en el cuarto y último bloque se incluyen aquellas referencias que analizan el contenido total de metales pesados en suelos agrícolas de otras partes del mundo, abarcando una mayor variabilidad en las características y propiedades de los suelos considerados. Con respecto a estos últimos, estas comparaciones deben ser interpretadas con cautela dada las diferencias existentes en cuanto a las condiciones ambientales y edáficas.

Tabla 6.9.- Estudio comparativo de los contenidos totales de metales pesados (en mg/kg suelo seco) en suelos agrícolas del área de estudio y otros suelos agrícolas del ámbito nacional e internacional.

Referencia	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
X _{aritmética}	0.34	7.1	26.5	22.5	13608	295	20.9	22.8	52.8
Mínimo	0.10	2.9	14.8	12.6	6588	133	11.4	6.8	20.3
Máximo	0.88	10.1	42.5	76.8	19807	406	32.0	101	88.8
Aller y Deban (1989) ^a	0.7	7	42	18	-	-	28	13	39
Andreu (1991)	0.4	10	13	19	-	-	24	41	52
Andreu y Gimeno-García (1996)	0.6	7	-	26	-	-	16	47	81
Boluda <i>et al.</i> (1988)	-	16	49	-	-	-	37	42	62
Cala <i>et al.</i> (1985a)	1.4	-	17	17	-	-	16	36	65
Campos (1997) ^a	2.3	22	-	29	34000	533	41	64	90
Errecalde <i>et al.</i> (1991)	0.5	4	-	25	-	-	13	38	71
Marín <i>et al.</i> (2000) ^a	0.3	-	-	29	-	263	29	22	48
Millán <i>et al.</i> (1983)	-	-	-	39	20787	382	-	-	57
Moreno <i>et al.</i> (1992) ^a	0.07	-	-	16	-	-	-	50	46
Pérez <i>et al.</i> (1995) ^a	0.1	-	-	16	-	-	-	52	51
Pérez <i>et al.</i> (2000) ^a	0.09	-	-	12	-	-	-	31	34
Pomares <i>et al.</i> (1998)	-	-	33	31	25930	261	12	22	59
Kabata-Pendias y Pendias (1984)	0.07-1.1	3-15	5-120	6-60	-	350-2000	1-100	0.1-40	15-125
Fuentes (1999)	1-3	-	-	50-140	-	-	30-75	50-70	150-300
Pérez <i>et al.</i> (2000)	0.8	-	-	34	-	-	-	88	109
Pérez <i>et al.</i> (2002)	0.3	-	73	41	-	-	43	30	192
Junta de Residus (1998)	1.5	10	-	55	-	-	49	70	178
Archer y Hodgson (1987)	0.6	8	42	19	-	-	23	40	78
Bak <i>et al.</i> (1997)	0.2	-	10	7	-	-	5	11	27
De Pieri <i>et al.</i> (1996 y 1997)	0.03-1.2	-	-	13-120	-	-	-	0.1-22	43-107
Dudka (1992) ^a	0.4	4	17	6	-	304	7	19	40
Facchinelli <i>et al.</i> (2001)	-	19	46	58	-	-	83	16	63
Frank <i>et al.</i> (1976)	0.6	4	22	25	14470	415	16	13	52
Franklin <i>et al.</i> (2003) ^a	1.6	5	6	3	6698	89	-	-	21
Holmgren <i>et al.</i> (1993)	0.3	-	-	30	-	-	24	12	57
Jinadasa <i>et al.</i> (1997)	1.3	-	-	-	-	-	-	-	51
Mermut <i>et al.</i> (1996) ^a	0.2-0.8	4-16	22-97	21-68	-	-	15-59	9-20	41-137
Merry <i>et al.</i> (1983)	-	-	-	13	-	-	-	15	-
Soon y Abboud (1990) ^a	0.2	-	61	16	-	571	15	12	66
Wong <i>et al.</i> (2002)	0.6	9	71	33	-	-	21	40	85

^a Digestiones realizadas con HF

CADMIO

Los valores de Cd en los suelos del área de estudio varían entre 0.10 mg/kg (valor mínimo) y 0.88 mg/kg (valor máximo), siendo la media de 0.34 mg/kg. En la Figura 6.8 se presentan los resultados obtenidos para las 54 parcelas analizadas.

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

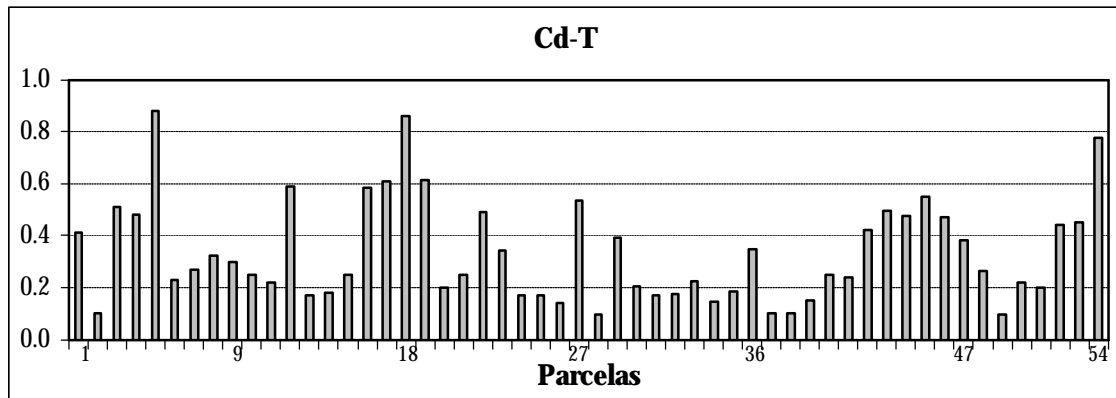


Figura 6.8.- Contenidos totales de Cd (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

En el ámbito nacional, los niveles más bajos de Cd han sido encontrados por Moreno *et al.* (1992) y Pérez *et al.* (2000) con una media de 0.07 y 0.09 mg/kg, respectivamente, ambos en suelos agrícolas de la Comunidad de Madrid. Marín *et al.* (2000) obtienen una media de 0.3 mg/kg en suelos de viñedo de la Rioja y Andreu (1991) obtiene una media de 0.4 mg/kg en suelos agrícolas de la provincia de Valencia, similar a la encontrada en nuestra área de estudio. Por el contrario, Aller y Deban (1989) en suelos agrícolas de la provincia de León obtienen un valor medio superior de 0.7 mg/kg. Los valores medios más elevados han sido analizados por Cala *et al.* (1985a) en la vega de Aranjuez (1.4 mg/kg) y Campos (1997) en la vega de Granada (2.3 mg/kg), donde parecen ser consecuencia de una contaminación puntual en algunas muestras de suelo.

A nivel internacional, algunos autores encuentran contenidos medios similares como, por ejemplo, Bak *et al.* (1997) y Soon y Aboud (1990) (0.2 mg/kg), Holmgren *et al.* (1993) (0.3 mg/kg) o Dudka (1992) (0.4 mg/kg). Otros estudios con contenidos superiores son, por ejemplo, los realizados por Frank *et al.* (1976), Archer y Hodgson (1987), Wong *et al.* (2002) que obtienen un valor medio de 0.6 mg/kg para suelos agrícolas de Ontario, Inglaterra-Gales y China, respectivamente. Franklin *et al.* (2003) obtienen el mayor valor en el ámbito internacional (1.6 mg/kg). No obstante, la comparación con estos resultados resulta de menor relevancia dada las diferencias ambientales y edáficas con la zona de estudio.

El contenido de Cd en el suelo puede tener un origen natural o proceder de actividades antrópicas. La alteración de la roca y los procesos edafogénicos conducen a la destrucción de los minerales y a la liberación de los metales pesados. Sin embargo, las fuentes antrópicas también contribuyen al incremento de los niveles de Cd como consecuencia de la

actividad urbano-industrial o minera próxima a los suelos (Adriano, 2001). El Cd se encuentra presente en carburantes y aceites lubricantes como aditivos e impurezas y también puede depositarse en el suelo y sobre las plantas procedente del desgaste de neumáticos y pastillas de freno, en zonas con elevado tránsito de vehículos (Jinadasa *et al.*, 1997).

En los suelos agrícolas, la causa de contaminación por Cd más extendida se debe a la aplicación de enmiendas orgánicas (p. ej., lodos de depuración) y la utilización de productos agroquímicos, como los fertilizantes fosfatados, cuyo contenido en Cd puede variar ente 2 y 156 mg/kg (Adriano, 2001; Wagner, 1993; Witter, 1996; Taylor, 1997).

En 1989, la aportación media de Cd a partir de los fertilizantes fosfatados era de aproximadamente 2.5 g de Cd por ha y año, para los suelos agrícolas de los países de la Unión Europea, que viene a suponer el 50% de la aportación total en suelos no afectados por otras actividades contaminantes como, por ejemplo, la industrial (De Meeûs *et al.*, 2002). Algunos estudios (p. ej., Jinadasa *et al.*, 1997) corroboran estos resultados, ya que encuentran mayores contenidos de Cd en suelos cultivados (media 1.3 mg/kg) que en suelos no cultivados (media 0.36 mg/kg), debido al uso intensivo de estos productos.

En el caso de los suelos agrícolas de Alicante, los fertilizantes utilizados para incrementar la productividad podrían ser una de las fuentes de este metal. En relación con esto, otros estudios con suelos de arrozal de la Comunidad Valenciana (p. ej., Gimeno-García, 1993) encuentran que los contenidos de Cd pueden verse incrementados como consecuencia del uso de fertilizantes fosfatados y productos fitosanitarios, que también son ampliamente utilizados en cultivos hortícolas.

La utilización de aguas residuales insuficientemente depuradas para la irrigación de los suelos del área de estudio podrían también ser el origen del Cd (Navarro *et al.*, 1992; Bru, 1993). En este caso, las aguas residuales procedentes de actividades urbano-industriales podrían haber afectado a las aguas del río Segura debido a su deficiente saneamiento y, en algunas ocasiones, a la aparición de vertidos incontrolados, tal y como señala Bru (1993). En relación con esto, en el año 2001 la Unión Europea abrió un expediente a España por el tratamiento insuficiente dado a las aguas residuales urbanas en determinadas aglomeraciones como Molina de Segura y Murcia (Diario *La Verdad* de Alicante, publicado el 10 de abril de 2001). Asimismo, durante el año 2002 la Confederación Hidrográfica del Segura sancionó a 20 ayuntamientos por vertidos en el cauce del río (Diario *La Verdad* de Murcia, publicado el 5 de diciembre de 2003).

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

Diferentes autores establecen el intervalo normal de concentración de Cd en suelos, a nivel mundial, entre 0.07 y 1.1 mg/kg, aunque sugieren que contenidos por encima de 0.5 mg/kg podrían reflejar una influencia de actividades humanas en los horizontes superficiales (Page *et al.*, 1981; Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Alloway, 1990; McBride, 1994). En el área de estudio, un 19% de las parcelas superan este valor, lo que implicaría un ligero incremento respecto a los contenidos considerados normales. Algunas parcelas superan el valor de referencia establecido por Pérez *et al.* (2002) para suelos con cultivos hortícolas de Murcia (0.3 mg/kg) (21 parcelas), mientras que dos parcelas superan el valor de referencia para suelos agrícolas establecido por Pérez *et al.* (2000) en Madrid (0.8 mg/kg) (MPA-05 y MPA-18). Sin embargo, ninguna de las parcelas alcanza la concentración máxima admisible en suelos que ha sido fijada por Kabata-Pendias y Pendias (1984) en 5 mg/kg.

Los resultados obtenidos sugieren que los contenidos de Cd analizados no alcanzan los niveles tóxicos establecidos en la bibliografía, si bien se requeriría realizar un seguimiento de la evolución de estos contenidos debido a los problemas de contaminación que han sido investigados en estudios previos llevados a cabo en las aguas del río Segura.

COBALTO

El contenido medio de Co en las muestras de suelo analizadas es 7.1 mg/kg, con un rango que varía desde 2.9 mg/kg (valor mínimo) hasta 10.1 mg/kg (valor máximo). En la Figura 6.9 se presentan los contenidos totales de Co en las 54 parcelas.

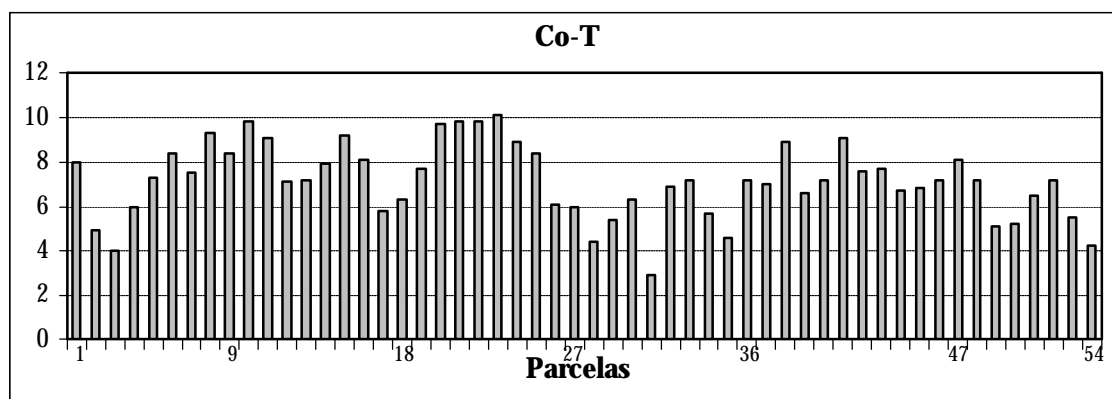


Figura 6.9.- Contenidos totales de Co (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

Los resultados obtenidos en el área de estudio presentan un orden similar a los valores analizados por Errecalde *et al.* (1991) (4 mg/kg) y Andreu y Gimeno-García (1996) (7 mg/kg), en otros suelos agrícolas de la provincia de Valencia, Aller y Deban (1989) (7 mg/kg) en suelos cultivados de León, y Andreu (1991) (10 mg/kg) también en suelos agrícolas de Valencia. Sin embargo, otros estudios han obtenido contenidos superiores a los analizados en este trabajo como, por ejemplo, Boluda *et al.* (1988) (16 mg/kg) en Valencia, y Campos (1997) (22 mg/kg) en suelos de la vega de Granada. Estos resultados indican que los niveles de Co en el área de estudio se encuentran al mismo nivel, e incluso por debajo, de las concentraciones medias encontradas en otros suelos agrícolas del ámbito nacional.

A nivel mundial, valores entre 3 y 15 mg/kg se consideran normales, con un valor medio de 8 mg/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 1984), donde pueden incluirse los suelos agrícolas de Alicante. Frank *et al.* (1976), Dudka (1992) y Franklin *et al.* (2003) obtienen una media entre 4 y 5 mg/kg, mientras que Archer y Hodgson (1987) y Wong *et al.* (2002) obtienen una media ligeramente mayor (8 y 9 mg/kg, respectivamente). Otros estudios obtienen medias superiores a las analizadas en el área de estudio como, por ejemplo, Facchinelli *et al.* (2001) (19 mg/kg) en suelos agrícolas de Italia, donde parece apreciarse un aumento de este metal a partir del material originario.

En general, el contenido de Co en rocas sedimentarias básicas es escaso, por lo que las concentraciones en suelos formados sobre estos materiales suelen ser reducidas (Seoánez *et al.*, 1999), como es el caso de la provincia de Alicante. El valor de referencia establecido por Cataluña es de 10 mg/kg, cuya superación podría ser, a grandes rasgos, orientativa de una posible alteración del suelo (Junta de Residuos, 1998). En la zona de estudio, la parcela (MPA-23) es similar a este valor (10.1 mg/kg) por lo que debería plantearse un seguimiento para evaluar la tendencia de este contenido. Para el resto de parcelas, no se observa un incremento significativo del contenido de Co como consecuencia de las actividades antrópicas.

CROMO

El intervalo de variación de Cr en los suelos agrícolas estudiados se sitúa entre 14.8 mg/kg (valor mínimo) y 42.5 mg/kg (valor máximo). El valor medio analizado es 26.5 mg/kg. En la Figura 6.10 se presentan los contenidos totales de Cr en las 54 parcelas.

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

Otros estudios obtienen resultados similares o inferiores como, por ejemplo, Andreu (1991) (13 mg/kg) en suelos agrícolas de la provincia de Valencia, Cala *et al.* (1985a) (17 mg/kg) en suelos agrícolas de la vega de Aranjuez y Pomares *et al.* (1998) (33 mg/kg) en suelos con cítricos en la provincia de Valencia. Sin embargo, otros autores han analizado valores medios superiores como Aller y Deban (1989) en suelos agrícolas de León (42 mg/kg) o Boluda *et al.* (1988) (49 mg/kg) en la provincia de Valencia.

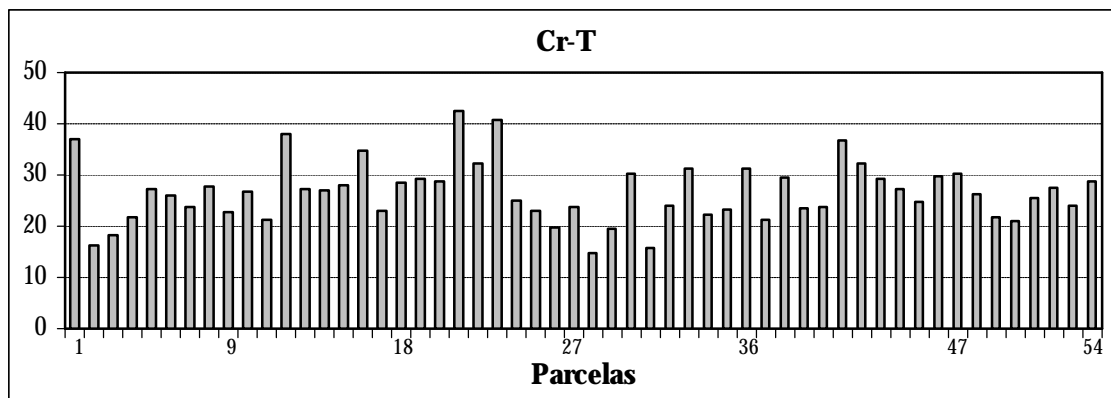


Figura 6.10.- Contenidos totales de Cr (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

En el ámbito internacional, los contenidos de Cr en suelos agrícolas presentan una elevada variabilidad. Los niveles más bajos en la bibliografía consultada han sido obtenidos por Franklin *et al.* (2003) (6 mg/kg), Bak *et al.* (1997) (10 mg/kg), Dudka (1992) (17 mg/kg) y Frank *et al.* (1976) (22 mg/kg). Otros autores han obtenido concentraciones superiores como, por ejemplo, Archer y Hodgson (1987) (42 mg/kg), Soon y Abooud (1990) (61 mg/kg) o Wong *et al.* (2002) (71 mg/kg).

En el tratamiento estadístico de la población del Cr se identificaron dos valores discordantes, correspondientes a las parcelas MPA-21 y MPA-23, con un contenido en Cr de 43 y 41 mg/kg, respectivamente (véase apartado 6.2). Ambas parcelas presentan concentraciones que, sin ser demasiado elevadas para indicar procesos de contaminación, sí parecen indicar una ligera alteración del contenido de este metal en el suelo. Éstas se sitúan en el Bajo Segura y corresponden a suelos con altos contenidos en arcilla (54 y 56%, respectivamente), lo que parece sugerir una mayor adsorción del Cr por este componente.

El Cr suele aparecer en cantidades apreciables en todas las rocas de la corteza terrestre, especialmente en calizas y areniscas, por lo que en estos

suelos suele presentarse de forma natural en un intervalo entre 5 y 16 mg/kg (Peterson y Girling, 1981; Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Adriano, 2001). Sin embargo, la actividad humana y la presencia de suelos arcillosos puede incrementar los contenidos normales de Cr presentes en el suelo (Boluda, 1988b), tal y como se observa para algunas parcelas en el área de estudio.

La contaminación por Cr y sus compuestos derivados puede proceder de diferentes tipos de procesos industriales (p. ej., industria metalúrgica, barnices y pinturas) o de las aguas residuales (Peterson y Girling, 1981; Alloway y Ayres, 1993b). En la comarca del Bajo Segura, las aguas residuales procedentes de actividades industriales han afectado a las aguas del río Segura debido a su deficiente saneamiento y, en algunas ocasiones, a la aparición de vertidos incontrolados (Bru, 1993), pudiendo ser el origen antrópico del Cr en las muestras con mayores contenidos. Sin embargo, ninguna de las parcelas alcanza el valor de referencia establecido en 73 mg/kg para suelos agrícolas con cultivos hortícolas de Murcia (Pérez *et al.*, 2002), ni la concentración máxima admisible en suelos establecida por Kabata-Pendias y Pendias (1984) en 150 mg/kg.

COBRE

Los contenidos de Cu en el área de estudio varían entre 12.6 mg/kg (valor mínimo) y 76.8 mg/kg (valor máximo), siendo el valor medio de 22.5 mg/kg. En la Figura 6.11 se presentan los resultados para las 54 parcelas analizadas.

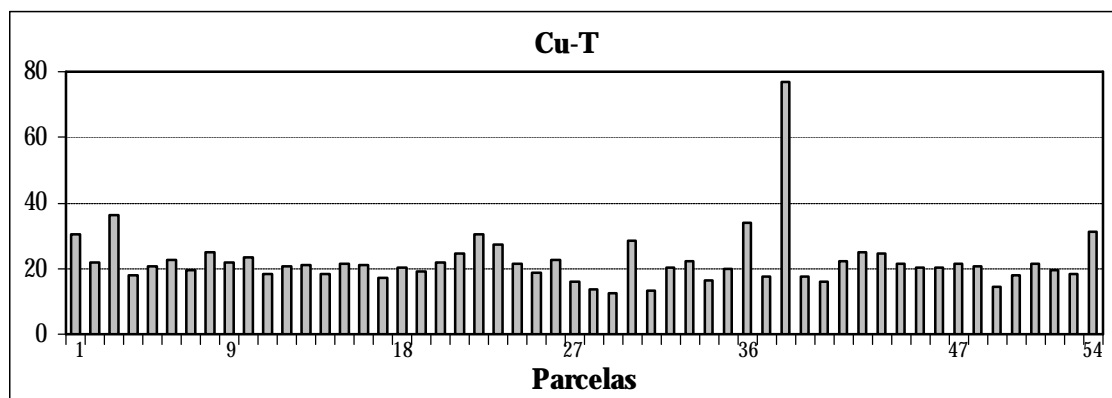


Figura 6.11.- Contenidos totales de Cu (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

Algunos estudios han obtenido un valor medio inferior como, por ejemplo, Pérez *et al.* (2000) (12 mg/kg), Moreno *et al.* (1992) y Pérez *et al.* (1995) (16 mg/kg), todos ellos en suelos agrícolas de la Comunidad de Madrid, Cala *et al.* (1985a) en la vega de Aranjuez (17 mg/kg), Aller y Deban (1989) (18 mg/kg) en León o Andreu (1991) (19 mg/kg) en la provincia de Valencia. El valor medio analizado en el área de estudio es similar al obtenido por Errecalde *et al.* (1991) (25 mg/kg) y Andreu y Gimeno-García (1996) (26 mg/kg), ambos en suelos agrícolas de la provincia de Valencia. Finalmente, Campos (1997) en la vega de Granada (29 mg/kg), Marín *et al.* (2000) en suelos de viñedo de la Rioja (29 mg/kg), Pomares *et al.* (1998) en suelos de cítricos en Valencia (31 mg/kg) o Millán *et al.* (1983) en el Valle del Ebro (39 mg/kg) encuentran valores superiores.

A nivel mundial, los contenidos de Cu presentan una gran variabilidad en función del material de origen y el tipo de suelo considerado, por lo que el intervalo es más amplio y varía entre 6 y 60 mg/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; McBride, 1994). Numerosos estudios se sitúan en este intervalo, como es el caso de los suelos agrícolas de China con un valor medio de 33 mg/kg (Wong *et al.*, 20002), los suelos agrícolas de Ontario (Canadá) con un valor de 25 mg/kg (Frank *et al.*, 1976), los suelos agrícolas de Alberta (Canadá) con un valor de 16 mg/kg (Soon y Abooud, 1990), los suelos cultivados de Inglaterra y Gales con un valor de 19 mg/kg (Archer y Hodgson, 1987) o los suelos con cultivos hortícolas de Australia con un valor de 13 mg/kg (Merry *et al.*, 1983).

El contenido normal en suelos agrícolas se encuentra entre 5 y 50 mg/kg (p. ej., Navarro y Navarro, 2000), si bien concentraciones en el suelo por debajo de 8 mg/kg podrían indicar una cierta deficiencia para los cultivos (p. ej., McBride, 1994). En nuestro caso, todas las parcelas se sitúan dentro del nivel considerado normal, exceptuando el máximo valor analizado, y ninguna de ellas se sitúa por debajo del nivel de deficiencia. Además, el nivel de fondo establecido por Kabata-Pendias y Pendias (1984) suele situarse entre 20 y 30 mg/kg, por lo que el valor medio obtenido en el área de estudio quedaría incluido en este intervalo.

Según Pietrzak y McPhail (2004), contenidos por encima de 60 mg/kg requerirían investigaciones adicionales para establecer el origen concreto. En el área de estudio se han identificado cinco valores discordantes (véase apartado 6.2). El máximo valor corresponde a la parcela MPA-38, en el municipio de Villena (Alto Vinalopó) con un contenido total de 77 mg/kg. Este valor supera el valor de referencia establecido en 34 mg/kg para suelos agrícolas por Pérez *et al.* (2000), el valor de referencia en suelos

hortícolas de Murcia establecido en 41 mg/kg por Pérez *et al.* (2002) y el valor de referencia de Cataluña (55 mg/kg), aunque no alcanza la concentración máxima admisible establecida por Kabata-Pendias y Pendias (1984) en 140 mg/kg. Esta parcela presenta un alto contenido en arcilla (48%) que podría estar ocasionando una mayor adsorción de Cu. Siguiendo el criterio establecido por Pietrzak y McPhail (2004) comentado anteriormente, en esta parcela sería conveniente una investigación adicional para evaluar el origen concreto de este elemento y, posiblemente, realizar un análisis de riesgos para evaluar los efectos negativos que supone la presencia de estos contenidos para la salud humana y el medio ambiente.

En relación con lo anterior, este valor máximo podría deberse a la aplicación de productos agroquímicos en los suelos agrícolas de Alicante (p. ej., sales de cobre) y sobre los cultivos hortícolas en forma de aplicaciones foliares (Maroto, 2002b; Bello *et al.*, 2003). Además, algunos productos agroquímicos (p. ej., fertilizantes fosfatados) que se utilizan actualmente contienen Cu en forma de impurezas y representan otra fuente de contaminación, tal y como señalan numerosos autores (Tiller y Merry, 1982; Millán *et al.*, 1983; Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Holmgren *et al.*, 1993; Marín *et al.*, 2000; Mortvedt, 2000; Adriano, 2001; Pietrzak y McPhail, 2004). En la zona de estudio, la posible utilización de aguas residuales para el regadío o la aplicación de lodos de depuración podrían también ser fuente de Cu en estos suelos. En cualquier caso, todo esto debería corroborarse en la investigación adicional anteriormente planteada.

HIERRO

La concentración media de Fe en el área de estudio es 13608 mg/kg, con un rango que varía entre 6588 y 19807 mg/kg. En la Figura 6.12 se presentan los contenidos de Fe en las diferentes parcelas analizadas.

La media obtenida es ligeramente inferior a la obtenida por Millán *et al.* (1983) en el valle del Ebro (20787 mg/kg) y Campos (1997) en la vega de Granada (34000 mg/kg). Por otro lado, Pomares *et al.* (1998) obtienen una media de 25930 mg/kg en suelos agrícolas con cultivos de cítricos en Valencia, donde el Fe es aportado como suplemento para evitar deficiencias.

En general, los trabajos sobre los contenidos de Fe en suelos agrícolas son escasos debido a que no suele ser un elemento contaminante en la mayoría de los suelos. Por otro lado, el Fe suele ser un elemento

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

importante en estudios de fertilidad y nutrición puesto que es un micronutriente para los cultivos, que suele presentarse en formas inmóviles en suelos carbonatados causando deficiencias y problemas de clorosis férrica.

En el ámbito internacional, Frank *et al.* (1976) obtienen una media de 14770 mg/kg en suelos agrícolas de Ontario, donde se incluyen suelos con cultivos hortícolas, similar al valor medio obtenido en el área de estudio, mientras que Franklin *et al.* (2003) obtienen valores inferiores con una media de 6698 mg/kg en suelos agrícolas de Carolina del Sur (EE.UU.).

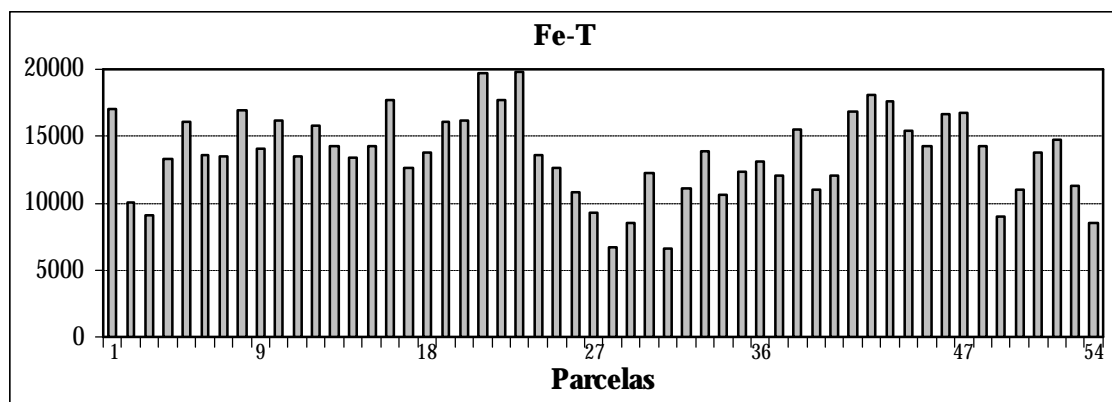


Figura 6.12.- Contenidos totales de Fe (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

El Fe es uno de los principales constituyentes de la litosfera, alcanzando un 5% de la composición de ésta (Kabata-Pendias y Pendias, 1984) y el contenido en suelos puede variar entre 10 000 y 100 000 mg/kg (Knezek y Ellis, 1980). A pesar de estos elevados contenidos en la mayoría de los suelos, esta cantidad no es indicadora de su disponibilidad para las plantas, por lo que se requiere la determinación de los contenidos asimilables. De hecho, el Fe se encuentra presente mayoritariamente en forma de óxidos e hidróxidos precipitados a pH básicos. Por tanto, las deficiencias de Fe suelen ser debidas, no a una cantidad insuficiente en el suelo, sino a la formación de compuestos insolubles.

MANGANESO

Los contenidos de Mn varían entre 133 (valor mínimo) y 406 mg/kg (valor máximo), siendo el valor medio de 295 mg/kg. En la Figura 6.13 se

presenta la distribución de los contenidos totales de Mn en las 54 parcelas analizadas.

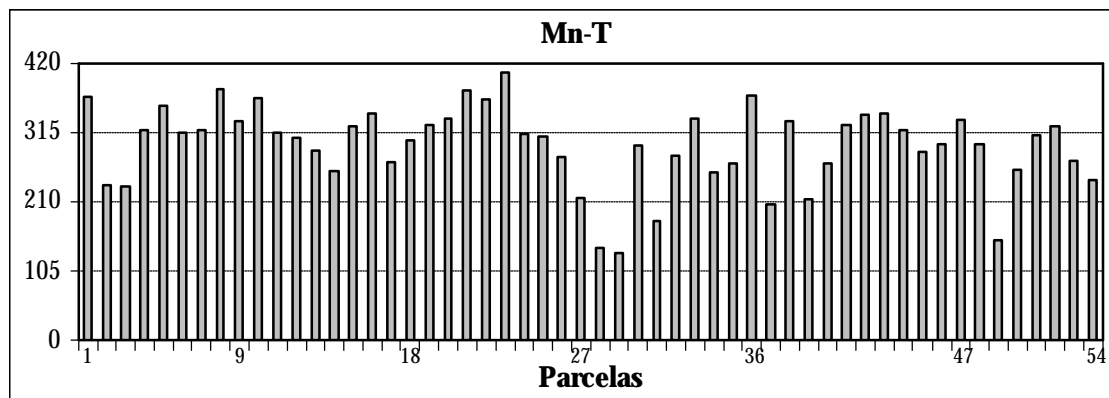


Figura 6.13.- Contenidos totales de Mn (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

El valor medio analizado es similar al obtenido por Pomares *et al.* (1998) con un valor medio de 261 mg/kg, en suelos con cítricos en la provincia de Valencia, y Marín *et al.* (2000) que encuentran una media de 263 mg/kg en suelos de viñedo de la Rioja. Sin embargo, Millán *et al.* (1983) en suelos agrícolas del Valle del Ebro (382 mg/kg) y Campos (1997) en suelos de la vega de Granada (533 mg/kg) obtienen valores superiores.

En el ámbito internacional, las medias obtenidas en diversos estudios varían entre 89 mg/kg en Carolina del Sur (EE.UU.) (Franklin *et al.*, 2003), 304 mg/kg en Polonia (Dudka, 1992), 415 mg/kg en Ontario (Canadá) (Frank *et al.*, 1976) o 571 mg/kg en Alberta (Canadá) (Soon y Abboud, 1990). De hecho, el Mn presenta una gran variabilidad a nivel mundial con contenidos que se sitúan entre 350 y 2000 mg/kg en función del material originario (Kabata-Pendias y Pendias, 1984).

Al igual que ocurrían con el Fe, los contenidos totales de Mn no pueden considerarse indicativos de su disponibilidad para las plantas, ya que existen diversos factores que afectan a su movilidad en el medio edáfico. Generalmente, el Mn se encuentra bajo formas insolubles a pH básico, por lo que la determinación de las formas extraíbles (p. ej., con agentes quelantes) resulta más adecuada para evaluar su disponibilidad.

En los suelos analizados se han identificado tres valores discordantes, pero en este caso se trata de parcelas con bajos contenidos de este metal. Estos valores corresponden a las parcelas MPA-28, MPA-29 y MPA-49,

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

que presentan un contenido alto en arena y limo y una concentración de Mn por debajo de 155 mg/kg; es decir, son parcelas que podrían presentar una cierta deficiencia en este elemento, el cual es requerido para el adecuado desarrollo de los cultivos.

NÍQUEL

Los contenidos de Ni en el área de estudio varían entre 11.4 (valor mínimo) y 32.0 mg/kg (valor máximo), siendo el contenido medio de 20.9 mg/kg. En la Figura 6.14 se presentan los contenidos totales de Ni analizados para las 54 parcelas.

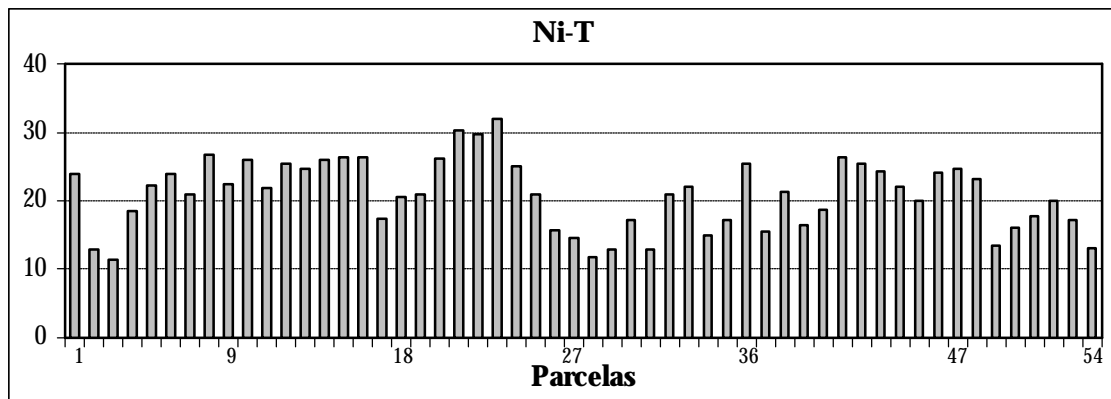


Figura 6.14.- Contenidos totales de Ni (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

El valor medio en el área de estudio está próximo a los valores obtenidos por otros autores como, por ejemplo, 12 mg/kg de Pomares *et al.* (1998), 13 mg/kg de Errecalde *et al.* (1991), 16 mg/kg de Cala *et al.* (1985a), 16 mg/kg de Andreu y Gimeno-García (1996), 24 mg/kg de Andreu (1991), 28 mg/kg de Aller y Deban (1989), 29 mg/kg de Marín *et al.* (2000). Por el contrario, Boluda *et al.* (1988) en suelos de la provincia de Valencia (37 mg/kg) y Campos (1997) en suelos hortícolas de la vega de Granada (41 mg/kg) encuentra contenidos medios superiores.

En el ámbito internacional, diferentes trabajos han estudiado el contenido de Ni en suelos agrícolas. Los valores medios varían entre 5 y 7 mg/kg, obtenidos por Bak *et al.* (1997) y Dudka (1992), respectivamente, hasta 83 mg/kg obtenido Facchinelli *et al.* (2001). El resto de estudios a nivel internacional se sitúan entre ambos extremos (p. ej., Frank *et al.*, 1976;

Archer y Hodgson, 1987; Soon y Abboud, 1990; Holmgren *et al.*, 1993; Wong *et al.*, 2002).

Los contenidos normales de Ni en el suelo varían entre 1 y 100 mg/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 1984), con una media aproximada que se sitúa entorno a 25 mg/kg. Ninguna parcela supera el valor de referencia establecido por Pérez *et al.* (2002) en 43 mg/kg para suelos de huerta de Murcia, ni el valor de referencia establecido por Cataluña (49 mg/kg), y todas las parcelas se encuentran por debajo de la concentración máxima establecida por Kabata-Pendias y Pendias (1984) en 100 mg/kg. En definitiva, las parcelas agrícolas analizadas presentan contenidos normales de Ni.

PLOMO

Los contenidos de Pb en los suelos analizados varían entre 6.8 mg/kg (valor mínimo) y 101 mg/kg (valor máximo), con una media de 22.8 mg/kg. En la Figura 6.15 se presenta la distribución de los contenidos totales de Pb en las 54 parcelas analizadas.

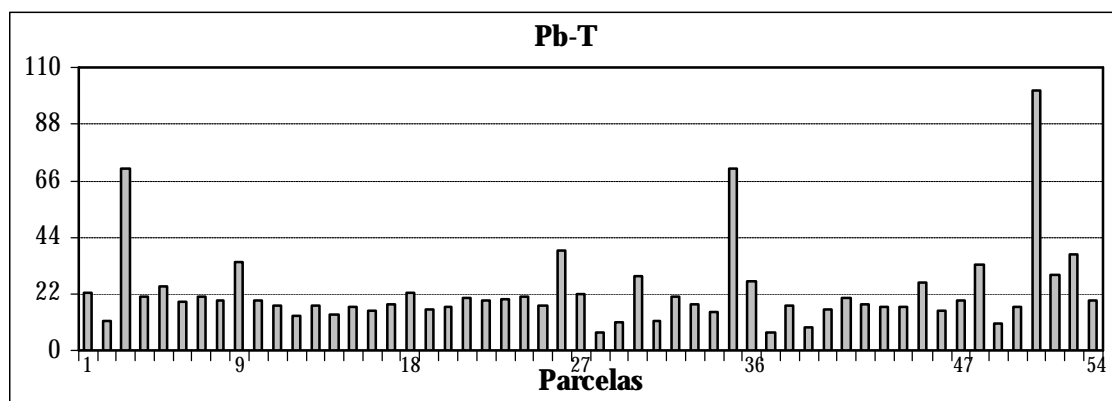


Figura 6.15.- Contenidos totales de Pb (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

La media analizada en el área de estudio se encuentra próxima a los resultados obtenidos por Marín *et al.* (2000) y Pomares *et al.* (1998), que obtienen un valor medio de 22 mg/kg. Otros estudios obtienen un valor medio superior al encontrado en el área de estudio como Pérez *et al.* (2000) (31 mg/kg), Cala *et al.* (1985a) (36 mg/kg), Errecalde *et al.* (1991) (38 mg/kg), Andreu (1991) (41 mg/kg), Boluda *et al.* (1988) (42 mg/kg),

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

Moreno *et al.* (1992) (50 mg/kg), Pérez *et al.* (1995) (52 mg/kg) o Campos (1997) (64 mg/kg). Por tanto, la media de Pb en el área de estudio es inferior a la mayoría de estudios sobre metales pesados en el ámbito nacional. Sólo el estudio realizado por Aller y Deban (1989), en suelos agrícolas de León (13 mg/kg), presenta un contenido medio inferior al obtenido en los suelos agrícolas de la provincia de Alicante.

A nivel internacional, los contenidos medios en suelos agrícolas no contaminados son similares a los resultados obtenidos en el área de estudio. Así, por ejemplo, diferentes autores obtienen una media inferior a 30 mg/kg (p. ej., Frank *et al.*, 1976; Merry *et al.*, 1983; Soon y Abboud, 1990; Holmgren *et al.*, 1993; Dudka, 1992; Bak *et al.*, 1997; Facchinelli *et al.*, 2001), mientras que otros autores obtienen un valor medio de 40 mg/kg o superior para suelos agrícolas (Archer y Hodgson, 1987; Wong *et al.*, 2002).

En el estudio estadístico de la población del Pb se identificaron siete valores discordantes, con concentraciones que varían desde 33 mg/kg hasta 101 mg/kg (véase apartado 6.2). Entre éstos, únicamente los tres valores extremos, con contenidos entre 70 mg/kg y 101 mg/kg, superan los valores más altos analizados en otros suelos agrícolas, como los 47 mg/kg determinados por Cala *et al.* (1985a) en Madrid o los 64 mg/kg de Marín *et al.* (2000) en La Rioja. Además, el valor máximo de Pb analizado en la provincia de Alicante (101 mg/kg), que corresponde a la parcela MPA-51, supera el valor de referencia establecido por Pérez *et al.* (2000) para suelos agrícolas (88 mg/kg) y el valor de referencia de Cataluña (70 mg/kg). Asimismo, Kabata-Pendias y Pendias (1984) sugieren que niveles superiores a 100 mg/kg son indicadores de posibles procesos de contaminación.

Algunas de las parcelas que presentan altos contenidos en Pb (p. ej., MPA-01, MPA-03 y MPA-09) presentan también altos contenidos en materia orgánica (>2.5%), por lo que este componente podría ser responsable de la mayor adsorción del Pb en los suelos de estas parcelas. Por otro lado, otras parcelas (p. ej., MPA-35 y MPA-53) presentan un alto contenido en carbonatos (>50%), que podría también estar produciendo una mayor acumulación de este metal, si bien no se ha encontrado correlación entre ambas variables, tal y como se presenta posteriormente.

El Pb puede presentar un origen natural, heredado de la roca madre, o puede tener un origen antrópico, como consecuencia de las actividades humanas que incrementan su contenido en el horizonte superior (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Alloway y Ayres, 1993b; Oliver, 1997). Generalmente, el contenido de Pb en suelos naturales varía entre 0.1 y 40 mg/kg en función del material originario (Kabata-Pendias y Pendias, 1984).

La elevada resistencia del Pb a la corrosión ha contribuido a que este elemento sea bastante utilizado a nivel industrial, donde destaca la fabricación de acumuladores eléctricos y soldaduras. Los derivados orgánicos e inorgánicos del Pb se utilizan en la industria del vidrio y cerámica o en la fabricación de pinturas y aditivos, entre otros (Koeppel, 1981; Alloway y Ayres, 1993b; Seoáñez *et al.*, 1999; Ponizovsky y Mironenko, 2001). Moreno *et al.* (1994) encuentran mayores contenidos de Pb en suelos cultivados próximos a zonas industriales, donde predominan actividades relacionadas con la pintura y los barnices, entre otras. Sin embargo, la principal fuente en la atmósfera de los compuestos de Pb (tetraetil y tetrametil plomo) son los gases de escape procedentes de los automóviles (Seoáñez *et al.*, 1999; Von Storch *et al.*, 2003), sobre todo hasta la comercialización de los carburantes sin plomo.

Dentro del ámbito agrícola, el Pb puede ser incorporado a través de la utilización de aguas residuales para el riego o el uso de productos agroquímicos que contienen trazas de Pb (Alloway y Ayres, 1993b; Cook y Hendershot, 1996). Así, por ejemplo, el arsenato de Pb (PbHAsO_4) ha sido utilizado en las últimas décadas como insecticida aplicado sobre distintos tipos de cultivos hortícolas (Ponizovsky y Mironenko, 2001). Gimeno-García (1993) también observa un ligero incremento de los contenidos de Pb como consecuencia del uso de fertilizantes (p. ej., urea y superfosfato de calcio) en suelos de la provincia de Valencia.

Resulta difícil concretar acerca del origen antrópico de este metal en los suelos agrícolas de Alicante. Algunos estudios en otros suelos agrícolas (p. ej., Tiller, 1992; Turer *et al.*, 2001) relacionan el Pb con la deposición atmosférica originada a partir de los gases de escape y las partículas sólidas procedentes de algunos vehículos, que circularían próximos a los suelos afectados. Por otro lado, Aucejo *et al.* (1997) establecen el origen de altos contenidos de Pb, en suelos cultivados con cítricos en la zona de Villarreal (Castellón), en las aguas residuales industriales utilizadas, en algunos casos, para el riego de determinadas parcelas. De hecho, Bru (1993) menciona la reducida presencia de estaciones depuradoras en la provincia de Alicante, hasta hace escasos años, tanto para el tratamiento de aguas residuales urbanas como industriales, que obligaba al uso de estas aguas residuales sin tratamiento previo para la irrigación de los suelos agrícolas. En cualquier caso, concentraciones por encima de 70-80 mg/kg, como las que se encuentran presentes en las parcelas MPA-03, MPA-35 y MPA-51 en la provincia de Alicante, representarían suelos potencialmente contaminados. Como se ha comentado anteriormente, en estas parcelas se requiere una investigación adicional, a corto y medio plazo, para localizar el origen

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

concreto de estos metales, y controlar que no existe una aportación continuada con posibles efectos sobre los cultivos y, en definitiva, sobre la salud humana.

ZINC

Los contenidos de Zn en el área de estudio varían entre 20.3 mg/kg (valor mínimo) y 88.8 mg/kg (valor máximo), obteniendo un contenido medio de 52.8 mg/kg. En la Figura 6.16 se presentan los contenidos totales para las 54 parcelas analizadas.

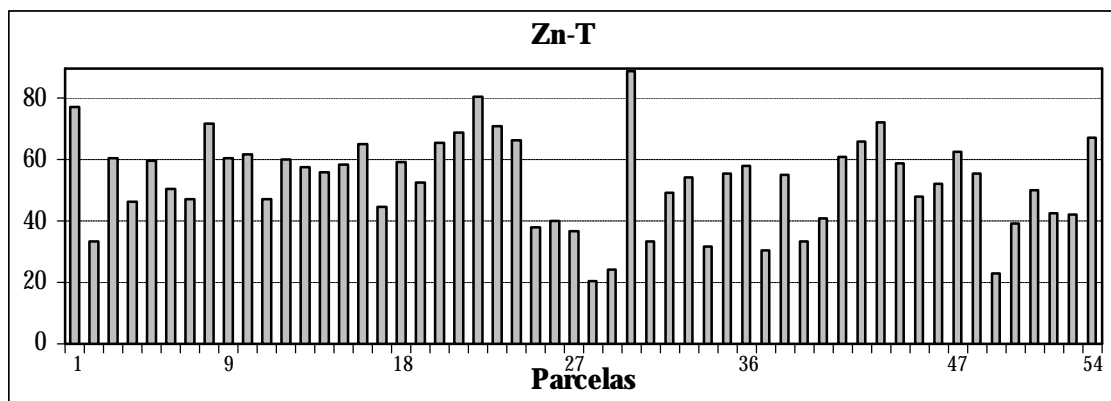


Figura 6.16.- Contenidos totales de Zn (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

El valor medio obtenido es comparable a las medias encontradas por otros autores como Pérez *et al.* (2000) (34 mg/kg), Moreno *et al.* (1992) (46 mg/kg), Marín *et al.* (2000) (48 mg/kg), Pérez *et al.* (1995) (51 mg/kg), Andreu (1991) (52 mg/kg), Millán *et al.* (1983) (57 mg/kg), Pomares *et al.* (1998) (59 mg/kg) y Boluda *et al.* (1988) (62 mg/kg). Los mayores contenidos medios analizados han sido obtenidos por Cala *et al.* (1985a) (65 mg/kg), Errecalde *et al.* (1991) (71 mg/kg) o Campos (1997) (90 mg/kg) en distintos suelos agrícolas del ámbito mediterráneo de nuestro país.

A nivel internacional, las medias obtenidas en otros estudios son similares a los valores analizados en el área de estudio. Así, por ejemplo, Franklin *et al.* (2003) (21 mg/kg), Bak *et al.* (1997) (27 mg/kg) y Dudka (1992) (40 mg/kg) obtienen menores contenidos medios, mientras que las medias de Soon y Abboud (1990) (66 mg/kg) y Wong *et al.* (2002) (85 mg/kg) son superiores. El resto de estudios se encontrarían incluidos entre

ambos extremos (Frank *et al.*, 1976; Archer y Hodgson, 1987; Holmgren *et al.*, 1993; Jinadasa *et al.*, 1997; Facchinelli *et al.*, 2001).

La concentración de Zn en suelos agrícolas varía entre 10 y 300 mg/kg, siendo bastante abundante en suelos sobre rocas de origen sedimentario y en los minerales de naturaleza arcillosa, de tal forma que los valores más altos suelen presentarse en suelos aluviales y aluvio-coluviales (Knezek y Ellis, 1980; Collins, 1981).

En el área de estudio, el contenido medio de Zn (52.8 mg/kg) se encuentra próximo al nivel de fondo establecido por Kabata-Pendias y Pendias (1984) (50 mg/kg). Asimismo, Soon y Abboud (1990) establecen un valor medio de 60 mg/kg para suelos agrícolas, que sería comparable a la media obtenida para la provincia de Alicante. Ninguna de las parcelas analizadas supera el valor de referencia establecido en 109 mg/kg por Pérez *et al.* (2000) para suelos agrícolas de Madrid, si bien el valor más elevado de Zn se situaría próximo a este límite (88.8 mg/kg). Además, ninguna parcela alcanza el valor de referencia establecido en 178 mg/kg en Cataluña (Junta de Residus, 1998), por lo que los contenidos totales de Zn en el área de estudio se encontrarían incluidos dentro del intervalo normal.

Uno de los criterios ampliamente aceptados para la identificación de suelos potencialmente contaminados es la relación Zn/Cd basada en el efecto antagónico que el Zn, presente en el suelo, puede ejercer sobre la asimilación de Cd por las plantas (Cala *et al.*, 1985a; Andreu, 1991; Errecalde *et al.*, 1991; Andreu y Boluda, 1992; Alloway y Ayres, 1993b; McKenna *et al.*, 1993). Los valores más bajos indicarían elevados contenidos de Cd respecto al Zn, lo cual implicaría posibles efectos adversos del Cd, que es un elemento no esencial y tóxico. No existe unanimidad acerca del valor límite que debe presentar dicha relación. La mayoría de investigadores recomiendan valores por encima de 100 para que el Zn pueda ejercer de manera eficaz su antagonismo frente al Cd, si bien algunos autores han llegado a proponer valores superiores a 1000 (Labrandero *et al.*, 1980).

En la Tabla 6.10 se presentan las relaciones Zn/Cd para cada una de las muestras analizadas. A partir de los resultados se observa que un 20% de las parcelas presentan una relación $Zn/Cd < 100$, lo que estaría indicando una toxicidad potencial en estos suelos, respecto a este criterio, si bien sólo un 9% presentan una relación $Zn/Cd < 75$. Asimismo, la menor relación identificada ($Zn/Cd=61$) corresponde a la parcela MPA-29, que contiene un bajo contenido de Zn para contrarrestar el efecto de la presencia de Cd. Estos resultados sugieren la necesidad de un estudio adicional en esta

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

parcela para identificar, además del origen de los metales pesados presentes, los posibles riesgos sobre la salud humana.

Tabla 6.10.- Relación Zn/Cd para las 54 parcelas analizadas.

Parcela	Zn/Cd	Parcela	Zn/Cd	Parcela	Zn/Cd	Parcela	Zn/Cd
MPA-01	187	MPA-15	235	MPA-29	61	MPA-43	145
MPA-02	325	MPA-16	111	MPA-30	439	MPA-44	124
MPA-03	119	MPA-17	73	MPA-31	195	MPA-45	88
MPA-04	96	MPA-18	69	MPA-32	282	MPA-46	111
MPA-05	68	MPA-19	86	MPA-33	243	MPA-47	165
MPA-06	221	MPA-20	327	MPA-34	212	MPA-48	211
MPA-07	175	MPA-21	274	MPA-35	298	MPA-49	233
MPA-08	220	MPA-22	165	MPA-36	167	MPA-50	178
MPA-09	203	MPA-23	206	MPA-37	305	MPA-51	249
MPA-10	248	MPA-24	391	MPA-38	545	MPA-52	96
MPA-11	215	MPA-25	223	MPA-39	220	MPA-53	93
MPA-12	103	MPA-26	288	MPA-40	164	MPA-54	87
MPA-13	335	MPA-27	68	MPA-41	255	-	-
MPA-14	314	MPA-28	205	MPA-42	156	-	-

A modo de resumen, podemos decir que en las últimas décadas los suelos agrícolas de la provincia de Alicante se han visto sometidos a una transición desde una agricultura tradicional a una agricultura de producción intensiva, basada en la tecnología para el incremento del rendimiento. Asimismo, el crecimiento de la actividad industrial y de la población, próxima a estos suelos, ha generado un importante volumen de aguas residuales que hasta hace escasos años no eran depuradas suficientemente para su aplicación como agua de riego. Estas actividades parecen ser parcialmente responsables de un incremento en los contenidos de algunos metales pesados en los suelos agrícolas, con respecto a los niveles normales procedentes del material originario.

A pesar de estos aspectos negativos, las parcelas con cultivos hortícolas muestreadas en la provincia de Alicante presentan, en general, contenidos medios de metales pesados similares o incluso menores a los valores medios analizados por otros autores en suelos agrícolas cultivados en el ámbito nacional e internacional, por lo que puede considerarse que la calidad de estos suelos es aceptable, salvo en aquellas parcelas en las que se han encontrado valores elevados. No obstante, reiterar la conveniencia de realizar estudios adicionales, con el fin de establecer sistemas de vigilancia de los niveles de contaminantes y preservar las funciones ambientales y

productivas de estos suelos en aquellas parcelas en las que se ha identificado un incremento de las concentraciones de metales pesados.

6.5.- Relaciones estadísticas entre los contenidos totales de metales pesados.

6.5.1.- Matriz de correlación.

En la Tabla 6.11 se presentan los coeficientes de correlación (r) y la significación (P) en el estudio de las correlaciones entre los contenidos totales de metales pesados. Los coeficientes de correlación se corresponden con el coeficiente de Pearson, excepto para el Cd, Cu y Pb que se presenta el coeficiente de Spearman.

Tabla 6.11.- Correlaciones entre los contenidos totales de metales pesados.

Variable		Cd-T	Co-T	Cr-T	Cu-T	Fe-T	Mn-T	Ni-T	Pb-T	Zn-T
Cd-T	r	1.000								
	P	-								
Co-T	r	0.050 ^b	1.000							
	P	0.720	-							
Cr-T	r	0.406 ^{**b}	0.635 ^{***a}	1.000						
	P	0.002	0.000	-						
Cu-T	r	0.178 ^b	0.460 ^{**b}	0.615 ^{**b}	1.000					
	P	0.198	0.000	0.000	-					
Fe-T	r	0.386 ^{**b}	0.815 ^{***a}	0.818 ^{***a}	0.531 ^{**b}	1.000				
	P	0.004	0.000	0.000	0.000	-				
Mn-T	r	0.339 ^{sb}	0.767 ^{***a}	0.721 ^{***a}	0.648 ^{**b}	0.878 ^{***a}	1.000			
	P	0.012	0.000	0.000	0.000	0.000	-			
Ni-T	r	0.211 ^b	0.882 ^{***a}	0.791 ^{***a}	0.508 ^{**b}	0.900 ^{***a}	0.841 ^{***a}	1.000		
	P	0.126	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-		
Pb-T	r	0.291 ^{sb}	0.040 ^b	0.133 ^b	0.415 ^{**b}	0.137 ^b	0.303 ^{sb}	0.076 ^b	1.000	
	P	0.033	0.773	0.337	0.002	0.323	0.026	0.586	-	
Zn-T	r	0.411 ^{**b}	0.546 ^{***a}	0.723 ^{***a}	0.791 ^{**b}	0.707 ^{***a}	0.767 ^{***a}	0.694 ^{***a}	0.350 ^{**b}	1.000
	P	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.009	-

* La correlación es significativa al nivel 0.05; ** La correlación es significativa al nivel 0.01; ^a Coeficiente de Pearson; ^b Coeficiente de Spearman

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

A partir de los resultados de la tabla, se observa que la mayoría de metales están altamente correlacionados entre sí, con una elevada significación ($P < 0.01$). Estos resultados parecen indicar que el aumento del contenido de un metal puede estar relacionado con el aumento del resto de metales, desvelando un posible origen o comportamiento común, según señalan diferentes autores (p. ej., Bak *et al.*, 1997; Chen *et al.*, 1999). Asimismo, Estévez *et al.* (1998) sugieren que la correlación altamente significativa entre los distintos elementos podría indicar una competencia entre los diferentes metales hacia las posiciones de cambio; de tal forma que los metales que presentan mayor afinidad por los coloides del suelo quedarán mayoritariamente adsorbidos (p. ej., Zn), mientras los metales de menor afinidad (p. ej., Cd) permanecerán en formas móviles. Chen *et al.* (1999) proponen, para la elevada correlación encontrada entre metales, que procesos similares controlarían las interrelaciones con los componentes del suelo.

Los coeficientes de correlación más altos son para el Co, Cr, Fe, Mn y Ni ($r > 0.800$). Cala *et al.* (1997) en suelos agrícolas de la vega de los ríos Jarama y Tajuña en Madrid y Graña (1991a) en suelos dedicados al cultivo de plantas forrajeras en Lugo, encuentran correlaciones similares que asocian a la relación del Co, Cr y Ni con los óxidos de Fe y Mn. En nuestro caso, la correlación parece deberse al origen natural de los mismos. De hecho, Burt *et al.* (2003) encuentran mayores correlaciones entre metales pesados y propiedades edáficas para aquellos elementos de origen natural. Como se verá en el siguiente epígrafe, estos metales pesados son precisamente los que presentan mayores correlaciones con las propiedades edáficas, revelando un posible origen natural de los mismos. Por otro lado, el Cu y Zn también presentan una elevada correlación ($r = 0.791$), debido a la posible procedencia a partir de las actividades antrópicas.

Otra correlación típica y ampliamente conocida es la que presentan el Cd y el Zn ($r = 0.411$). Bak *et al.* (1997) y Jinadasa *et al.* (1997) también obtienen una alta correlación entre ambos elementos, sugiriendo un origen común procedente de la aplicación de fertilizantes fosfatados donde ambos elementos suelen formar parte como impurezas (Adriano, 2001).

El elemento que presenta una menor correlación con el resto de metales es el Pb. Esta falta de correlación podría deberse a su posible origen antrópico. De hecho, el Pb presenta una escasa correlación con metales que presentan un origen mayoritariamente litogénico (p. ej., Co, Cr, Fe, Mn y Ni), mientras que se encuentra más relacionado con otros metales procedentes principalmente de la actividad humana (p. ej., Cd y Cu).

6.5.2.- Análisis factorial.

En la Tabla 6.12 se presentan los componentes principales que han sido identificados en el análisis factorial de los contenidos totales de metales pesados, así como el porcentaje de varianza que explica cada uno de ellos. En la tabla se destacan en negrita aquellas variables que presentan un mayor coeficiente de carga, dentro de cada componente.

Tabla 6.12.- Análisis de componentes principales entre los contenidos totales de metales.

Variables	Componentes Principales		
	C1	C2	C3
Ni-T	0.962	-0.076	-0.016
Fe-T	0.942	0.044	0.133
Co-T	0.904	-0.093	-0.244
Mn-T	0.895	0.238	0.122
Cr-T	0.853	0.059	0.233
Zn-T	0.762	0.378	0.276
Pb-T	-0.162	0.825	0.142
Cu-T	0.347	0.641	-0.209
Cd-T	0.140	-0.002	0.949
Autovalor	5.035	1.289	1.078
Varianza Explicada	56%	14%	12%

El análisis factorial indica que el 82% de la varianza puede ser explicada mediante tres factores o componentes (C1, C2 y C3). El primer componente (C1) explica el 56% de la varianza donde los mayores coeficientes de carga son aportados por todos los metales pesados analizados, excepto el Cd, Cu y Pb. El segundo componente (C2) explica un 14% de la varianza donde se incluyen como variables principales el Pb y Cu, si bien el Zn tendría cierta relación con ambos elementos. Finalmente, el tercer componente (C3) explica un 12% de la varianza, donde interviene principalmente el contenido total de Cd.

En la Figura 6.17 se presenta la proyección de los componentes principales que han sido identificados. En la parte superior, se encuentra el primer grupo de metales mencionados (Co, Cr, Fe, Mn, Ni y Zn), englobados en el componente C1. Algunos autores como Facchinelli *et al.* (2001) realizan un análisis de componentes principales y también encuentran un primer componente, formado por los contenidos totales de Co, Cr y Ni (no analizan Fe y Mn), que denominan “factor litogénico”. Este primer grupo de metales estaría, por tanto, relacionado con los

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

contenidos de metales pesados en el suelo que presentan principalmente un origen natural, por lo que la variabilidad de éstos vendría controlada por el material originario.

Por otro lado, los componentes C2 y C3 parecen englobar un segundo grupo de metales donde se incluye el Cd, Cu y Pb, y en menor medida el Zn, cuya procedencia parece ser la actividad antrópica. Webster *et al.* (1994), también encuentran un factor formado por el Cu y Pb, los cuales quedan separados del resto de metales en el análisis factorial, como consecuencia del diferente comportamiento de estos dos metales, también señalado por Ma *et al.* (1997). El hecho que para el Cu y Pb se hayan identificado valores discordantes altos, parece corroborar el origen antropogénico de ambos elementos. Esto no significa que el origen del Cu y Pb sea únicamente la actividad antrópica, sino que ésta parece incrementar los contenidos normales de estos metales pesados en los suelos del área de estudio. Asimismo, Facchinelli *et al.* (2001) y Gallego *et al.* (2002) también obtienen un grupo de metales, en este caso constituido por los contenidos totales de Cu y Zn, que denominan “factor antropogénico”. En nuestro caso, el contenido total de Zn se encontraría mayoritariamente relacionado con el material originario, tal y como queda representado en la proyección espacial de los componentes, si bien parece presentar rasgos comunes a ambos grupos de metales, lo que parece evidenciar que tanto el material originario como la actividad antrópica influirían en la concentración alcanzada de este metal en los suelos estudiados.

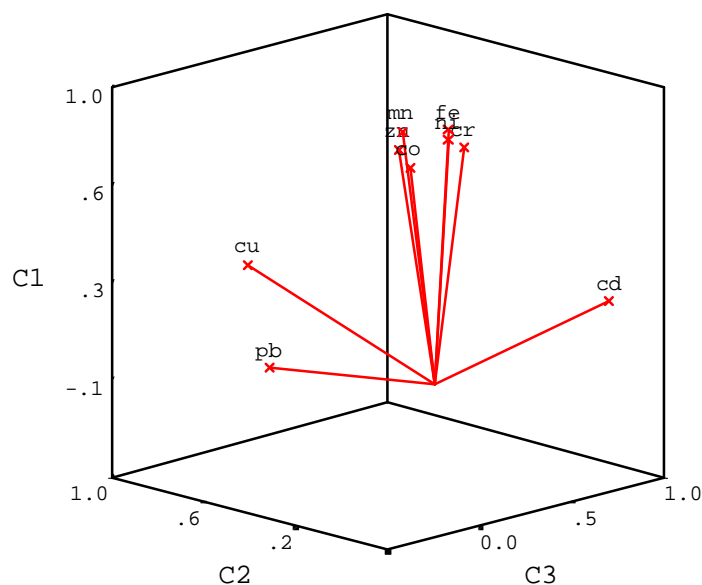


Figura 6.17.- Representación gráfica de los componentes principales que han sido identificados para los distintos contenidos totales de metales pesados.

6.5.3.- Análisis cluster.

En la Figura 6.18 se presenta el dendrograma obtenido a partir del análisis cluster de los contenidos totales. En una primera etapa se observa que el Pb se distingue claramente del resto de metales pesados. En la segunda etapa, se distingue el Cd y en la tercera el Cu, que al igual que el Pb forman clusters independientes. Estos tres elementos (Pb, Cd y Cu) pueden ser incluidos dentro de un grupo que, constituiría el denominado factor antropogénico, de acuerdo con lo comentado en el epígrafe anterior. Por otra parte, el Zn, Cr, Mn, Co, Ni y Fe conforman otro grupo, relacionados entre sí debido a su origen mayoritariamente litogénico, si bien el Zn y posiblemente también el Cr podrían también relacionarse con los metales pesados de origen antrópico. Estos resultados corroboran las conclusiones obtenidas mediante el análisis factorial de los contenidos totales de metales pesados.

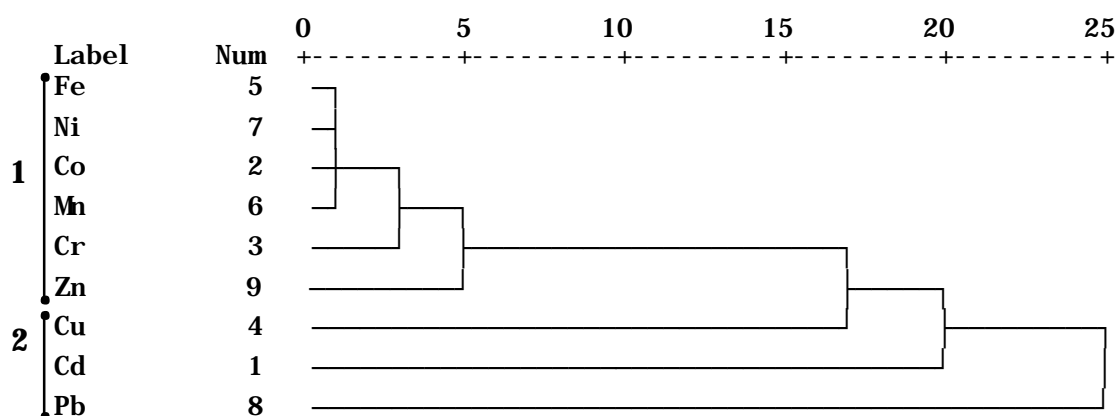


Figura 6.18.- Dendrograma obtenido en el análisis cluster de los contenidos totales de metales pesados.

En la Figura 6.19 se presenta el dendrograma que permite visualizar las sucesivas etapas de agrupación entre las 54 parcelas analizadas, en función del contenido total de metales pesados en cada una de ellas. En una primera etapa, puede distinguirse la parcela MPA-38 del resto y que constituye el Grupo 1. Esta parcela, ubicada en el término municipal de Villena (Alto Vinalopó), representa la parcela con mayores contenidos de Cu analizados.

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

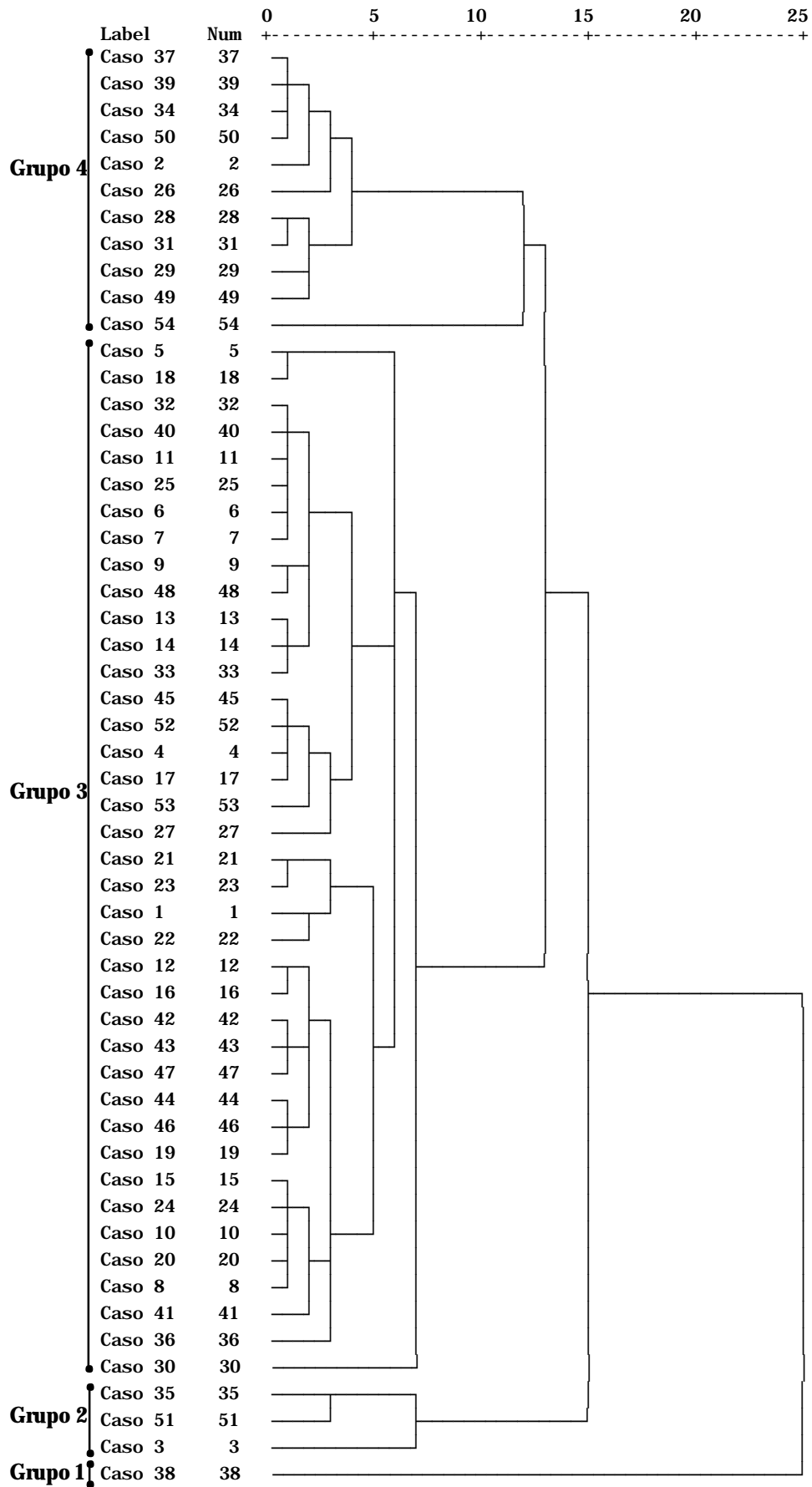


Figura 6.19.- Dendrograma de los contenidos totales de metales pesados por muestras.

En una segunda etapa se encuentra el Grupo 2, donde se incluyen la parcela MPA-03, que se localiza en Villena (Alto Vinalopó), y las parcelas MPA-35 y MPA-51, en el término municipal de Elche (Bajo Vinalopó), que suponen el 6% del total de parcelas. Todas ellas tienen en común altos contenidos de Pb y, por tanto, una alteración de los contenidos normales. En el caso de ambos grupos (Grupo 1 y 2), se requerirían estudios adicionales que permitan evaluar los posibles efectos medioambientales de estas elevadas concentraciones. Esto ya se puso de manifiesto anteriormente al comentar los resultados obtenidos para estas parcelas.

El tercer grupo de parcelas (Grupo 3) pertenece principalmente al Bajo Segura, donde se incluyen la gran mayoría de las parcelas analizadas (72%) y que presentan, en general, contenidos totales de metales pesados dentro de los rangos normales, si bien pueden identificarse parcelas puntuales con una mayor concentración de algún metal en concreto. Para este grupo de parcelas, sería deseable llevar a cabo un seguimiento de estos niveles y, en su caso, tratar de evitar un incremento, como consecuencia de las actividades humanas, que pueda resultar perjudicial para la salud humana.

Finalmente, el Grupo 4 engloba aquellas parcelas con menores concentraciones para la mayoría de los metales pesados analizados, que suponen un 20% del total de las parcelas y pertenecen, principalmente, a la comarca del Bajo Vinalopó.

En cualquier caso, la mayoría de las parcelas quedan incluidas en los Grupos 3 y 4 (92% del total), indicando niveles normales de metales pesados para la mayoría de los suelos agrícolas analizados en la provincia de Alicante.

6.6.- Relaciones estadísticas entre los contenidos totales de metales pesados y las propiedades y características edáficas.

6.6.1.- Matriz de correlación.

En la Tabla 6.13 se presentan los coeficientes de correlación (r) y la significación (P) entre algunas de las propiedades edáficas estudiadas como el pH en agua (pH1), la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEes), la materia orgánica (MO), los carbonatos (CaCO_3), la capacidad de

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

intercambio catiónico (CIC) y el contenido en arena, limo y arcilla, con los contenidos totales de metales pesados en los suelos agrícolas. El coeficiente de correlación se corresponde con el coeficiente de Spearman en el caso de que intervenga el pH1, la CEes, el contenido de arena, el Cd, el Cu o el Pb. Para el resto de variables se presenta el coeficiente de Pearson.

Tabla 6.13.- Correlaciones entre las propiedades y características edáficas y los contenidos totales de metales pesados.

Variable		pH1	CEes	MO	CaCO ₃	CIC	Arena	Limo	Arcilla
Cd-T	r	-0.054 ^b	0.030 ^b	0.437 ^{**b}	-0.229 ^b	0.272 ^{*b}	-0.246 ^b	0.288 ^{*b}	0.138 ^b
	P	0.697	0.827	0.001	0.096	0.046	0.073	0.035	0.320
Co-T	r	-0.388 ^{**b}	0.186 ^b	0.508 ^{***a}	-0.423 ^{***a}	0.617 ^{***a}	-0.812 ^{**b}	0.393 ^{***a}	0.760 ^{***a}
	P	0.004	0.177	0.000	0.001	0.000	0.000	0.003	0.000
Cr-T	r	-0.162 ^b	-0.104 ^b	0.469 ^{***a}	-0.130 ^a	0.549 ^{***a}	-0.695 ^{**b}	0.229 ^a	0.752 ^{***a}
	P	0.241	0.453	0.000	0.349	0.000	0.000	0.095	0.000
Cu-T	r	-0.008 ^b	-0.349 ^{**b}	0.434 ^{**b}	-0.243 ^b	0.388 ^{**b}	-0.349 ^{**b}	-0.064 ^b	0.441 ^{**b}
	P	0.953	0.010	0.001	0.077	0.004	0.010	0.645	0.001
Fe-T	r	-0.337 ^{*b}	0.043 ^b	0.535 ^{***a}	-0.460 ^{***a}	0.619 ^{***a}	-0.842 ^{**b}	0.369 ^{***a}	0.805 ^{***a}
	P	0.013	0.755	0.000	0.000	0.000	0.000	0.006	0.000
Mn-T	r	-0.246 ^b	0.025 ^b	0.559 ^{***a}	-0.399 ^{***a}	0.652 ^{***a}	-0.720 ^{**b}	0.397 ^{***a}	0.688 ^{***a}
	P	0.074	0.860	0.000	0.003	0.000	0.000	0.003	0.000
Ni-T	r	-0.324 ^{*b}	0.097 ^b	0.514 ^{***a}	-0.302 ^{*a}	0.746 ^{***a}	-0.912 ^{**b}	0.430 ^{*a}	0.850 ^{***a}
	P	0.017	0.487	0.000	0.027	0.000	0.000	0.001	0.000
Pb-T	r	0.047 ^b	0.067 ^b	0.270 ^{*b}	-0.069 ^b	0.050 ^b	-0.013 ^b	0.199 ^b	-0.033 ^b
	P	0.736	0.630	0.048	0.622	0.717	0.928	0.148	0.811
Zn-T	r	-0.099 ^b	-0.212 ^b	0.614 ^{***a}	-0.226 ^a	0.585 ^{***a}	-0.639 ^{**b}	0.295 ^{*a}	0.578 ^{***a}
	P	0.478	0.124	0.000	0.100	0.000	0.000	0.031	0.000

* La correlación es significativa al nivel 0.05; ** La correlación es significativa al nivel 0.01; ^a Coeficiente de Pearson; ^b Coeficiente de Spearman

La **materia orgánica** (MO) es la única variable que se correlaciona con todos los metales pesados. La correlación es altamente significativa ($P < 0.01$) con todos los elementos, excepto para el Pb que es significativa ($P < 0.05$). Esto demuestra la importancia de la materia orgánica en la dinámica de los metales pesados. La secuencia de los coeficientes de correlación es la siguiente: Zn > Mn > Fe > Ni > Co > Cr > Cd > Cu > Pb. No obstante, los coeficientes de correlación no son altos, lo cual podría ser debido a los contenidos de materia orgánica presentes y a la escasa variabilidad que presenta este componente en los suelos del área de estudio.

Los coeficientes más débiles se corresponden con el Cu y Pb. En este contexto, Cala *et al.* (1985b) también encuentran una correlación débil entre la materia orgánica y el Cu. Estos autores indican que la baja correlación encontrada puede ser debida al origen antrópico del Cu que determinaría que la fracción más importante fuera la soluble. En nuestro caso, también el Pb parece seguir este comportamiento.

La **capacidad de intercambio catiónico** (CIC), relacionada directamente con la materia orgánica y el tipo de arcillas presentes, muestra una correlación altamente significativa ($P < 0.01$) y positiva con todos los metales, excepto con el Cd, para el cual la correlación es significativa ($P < 0.05$). Por el contrario, el Pb no presenta correlación con la CIC. La correlación obtenida con la mayoría de los elementos se debe a que las concentraciones de éstos en el suelo se encontrarían reguladas principalmente por los procesos de intercambio catiónico. Así, al aumentar la capacidad de intercambio se produce una mayor adsorción de los metales pesados en las posiciones de cambio, que conlleva a un incremento del contenido total. Esta manifiesta correlación, entre la CIC y los metales del suelo, también ha sido encontrada por otros autores (p. ej., Holmgren *et al.*, 1993).

La **arcilla** presenta correlación positiva y altamente significativa ($P < 0.01$) con todos los metales, excepto con el Cd y el Pb, sugiriendo una elevada participación de las mismas en los procesos de adsorción para la mayoría de los metales pesados. La falta de correlación obtenida con ambos elementos parece sugerir una menor importancia de los procesos de adsorción, pudiendo indicar por tanto una mayor disponibilidad de los mismos. De hecho, los contenidos de Cd y Pb estarían principalmente relacionados con un mayor aporte procedente de las actividades humanas, tal y como quedó constatado en epígrafes anteriores.

El contenido en **carbonatos** (CaCO_3) presenta una correlación altamente significativa ($P < 0.01$) con el contenido total de Fe, Co y Mn y significativa ($P < 0.05$) con el Ni, si bien en todos los casos la correlación es negativa. Otros autores como, por ejemplo, Andreu (1991) y Marín *et al.* (2000) también encuentran una correlación negativa entre el contenido en carbonatos y la mayoría de los metales pesados, en suelos agrícolas del ámbito mediterráneo. En nuestro caso, no se ha encontrado correlación entre el contenido total de Cd y Pb con los carbonatos, respectivamente, encontrada por diferentes autores (p. ej., Santillán-Medrano y Jurinak, 1975; Madrid y Díaz-Barrientos, 1992; Vigil de la Villa *et al.*, 1997).

La **conductividad eléctrica** (CEes) presenta correlación negativa y altamente significativa ($P < 0.01$) únicamente con el Cu, aunque el coeficiente de correlación obtenido es bajo. Estos resultados indican que la salinidad del suelo podría influir en la dinámica de este metal. Lindsay (1979) sugiere la importancia de la formación de complejos entre iones Cl^- y ciertos metales pesados. En este sentido, al aumentar la salinidad se estaría favoreciendo la transferencia del Cu desde el suelo hasta otros compartimentos ambientales y, por tanto, la disminución del contenido total. Así, por ejemplo, Doner (1978) y Doner *et al.* (1982) sugieren la formación de complejos entre el Cu y los cloruros presentes a elevadas concentraciones en la solución del suelo. Sin embargo, otros autores (p. ej., Doner *et al.*, 1982; Jiménez, 1998; López-Mosquera *et al.*, 2000; McLaughlin *et al.*, 1997 y 2000; Khoshgoftar *et al.*, 2004) también encuentran una relación entre la salinidad y el aumento de la movilidad del Cd, que no ha sido observada para los suelos analizados en la provincia de Alicante. Otros estudios (p. ej., Lucho-Constantino *et al.*, 2005) no encuentran correlaciones entre la conductividad eléctrica en el extracto de saturación y los contenidos de metales pesados en el suelo.

Finalmente, el **pH** presenta correlación negativa con el Co, Fe y Ni, si bien los coeficientes de correlación obtenidos son bajos ($r < 0.500$), posiblemente debido al estrecho rango de variación de los valores de pH en el área de estudio. Andreu (1991) también encuentra una correlación negativa entre el pH y los contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas de la provincia de Valencia, debido al paso de formas insolubles a formas solubles con la disminución del pH.

6.6.2.- Análisis factorial.

Los resultados del análisis factorial entre las propiedades edáficas y los contenidos totales de metales pesados se presentan en la Tabla 6.14, donde se observan los diferentes componentes identificados y el porcentaje de varianza que explica cada uno de ellos. En la tabla se destacan en negrita aquellas variables que presentan un mayor coeficiente de carga dentro de cada componente.

El análisis de componentes principales nos muestra que el 81% de la varianza puede ser explicada mediante cinco factores (C1, C2, C3, C4 y C5). El primer componente (C1) explica el 46% de la varianza donde quedan incluidos la arcilla, la arena, la CIC y la materia orgánica (MO),

junto con los contenidos totales de Co, Cr, Fe, Mn, Ni y Zn. El segundo componente (C2) explica un 12% de la varianza donde se incluyen la conductividad eléctrica en el extracto de saturación, el pH y el limo, siendo el Co y Cu los metales que participan con mayores coeficientes de carga. El tercer componente (C3) explica un 9% de la varianza, donde interviene principalmente el Cd, el limo y la materia orgánica. El cuarto componente (C4) explica un 8% de la varianza e incluye el contenido de carbonatos como variable de mayor peso, aunque el Co, Fe y Mn son los elementos que presentan un mayor coeficiente de carga dentro de este componente. Finalmente, el quinto y último componente (C5) explica un 6% de la varianza donde las variables principales son el contenido total de Cu y Pb, si bien el Zn también participaría con un menor factor de carga.

Tabla 6.14.- Análisis de componentes principales entre las propiedades y características edáficas y los contenidos totales.

Variable	Componentes Principales				
	1	2	3	4	5
Ni-T	0.950	0.156	0.035	-0.128	-0.062
Arcilla	0.912	0.032	-0.153	0.018	-0.066
Fe-T	0.876	0.132	0.138	-0.327	0.059
Arena	-0.876	-0.361	-0.171	-0.155	0.040
Co-T	0.852	0.290	-0.121	-0.273	-0.061
Cr-T	0.836	-0.060	0.124	-0.079	0.074
Mn-T	0.834	0.092	0.175	-0.258	0.236
CIC	0.790	-0.125	0.258	0.091	-0.099
Zn-T	0.745	-0.166	0.300	-0.118	0.357
MO	0.586	-0.024	0.504	-0.033	0.209
CEes	-0.088	0.880	-0.062	0.079	-0.119
pH	-0.232	-0.787	-0.003	0.304	-0.105
Limo	0.362	0.601	0.505	0.252	0.016
Cd-T	0.076	-0.003	0.856	-0.118	0.005
CaCO ₃	-0.166	-0.041	-0.099	0.923	0.018
Pb-T	-0.143	0.084	0.147	0.117	0.857
Cu-T	0.329	-0.270	-0.249	-0.253	0.579
Autovalor	7.878	2.110	1.511	1.299	1.023
Varianza Explicada	46%	12%	9%	8%	6%

En la Figura 6.20 se presenta la proyección gráfica de los componentes C1, C2 y C3. A grandes rasgos, pueden visualizarse dos grupos diferenciados. El primer grupo se encuentra en la parte superior de la gráfica y está formado por aquellas variables relacionadas con la capacidad de intercambio del suelo, donde se incluyen principalmente las variables

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

que conformaban el componente C1 como la CIC, la materia orgánica, la arcilla y algunos metales pesados como el Co, Cr, Fe, Mn, Ni y Zn, junto con la arena que se sitúa en el otro extremo. Según Burt *et al.* (2003), las mayores correlaciones entre metales pesados y propiedades edáficas tienen lugar para elementos de origen natural, por lo que estos resultados parecen sugerir que estos metales pesados tendrían su origen, principalmente, en la alteración del material originario. El segundo grupo está formado por diferentes variables dispersas en la gráfica, como la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEes), los carbonatos, el pH, el Cu, Pb y Cd. En este grupo se incluyen aquellos metales pesados de origen mayoritariamente antrópico y que, por tanto, presentan una menor correlación con las propiedades y características edáficas, así como aquellas variables que presentan una mayor relación con éstos.

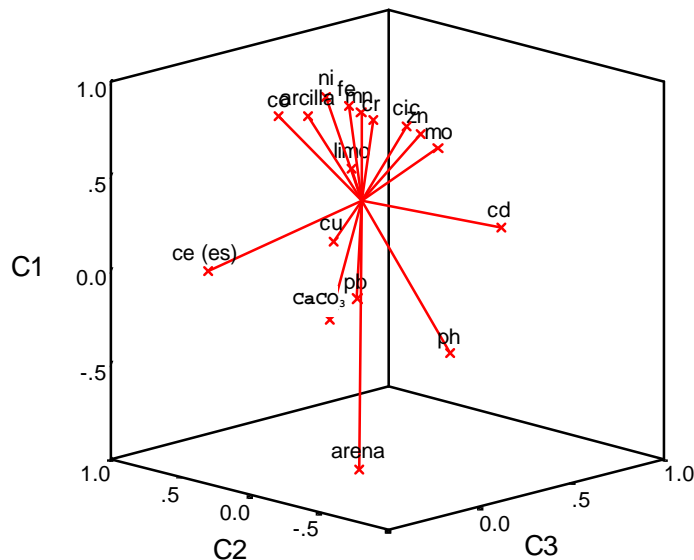


Figura 6.20.- Representación gráfica de los componentes principales que han sido identificados entre las propiedades y características edáficas y los contenidos totales de metales pesados.

6.6.3.- Análisis cluster.

En la Figura 6.21 se presenta el dendrograma obtenido a partir del análisis cluster de las propiedades y características del suelo y los contenidos totales de metales pesados. A partir de la figura puede observarse la formación de dos grupos.

Un primer grupo se encuentra formado por aquellas propiedades edáficas que resultan más relevante en los procesos de adsorción de los metales pesados (p. ej., materia orgánica, arcilla y CIC) y todos los contenidos totales de los metales analizados, si bien la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEes), el Cd, Cu y Pb parecen desligarse de este grupo formando un subconjunto. Por otro lado, el pH, el contenido de arena y los carbonatos formarían otro grupo de variables relacionadas, las cuales además coinciden con aquellos parámetros edáficos que menos correlaciones han presentado con la mayoría de los metales, a excepción de la arena que a pesar de presentar correlación con la gran mayoría de metales, ésta es negativa y tiene poco interés en el proceso de adsorción de estos elementos.

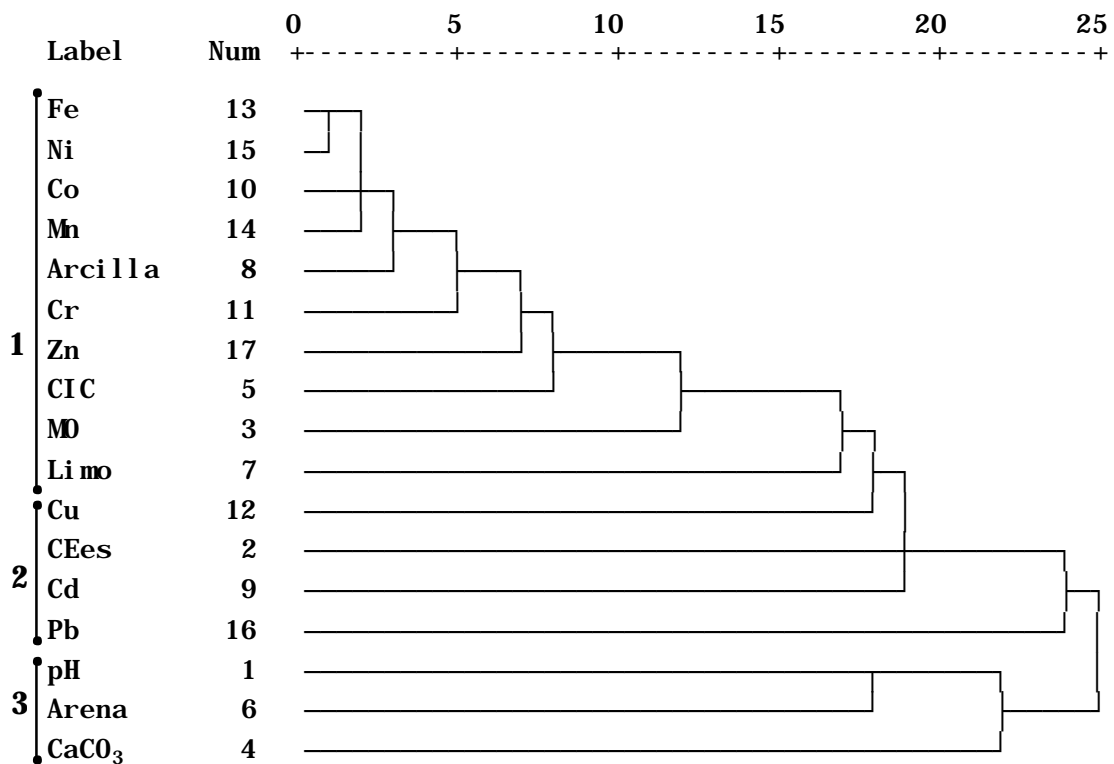


Figura 6.21.- Dendrograma obtenido en el análisis cluster entre las propiedades y características edáficas y el contenido total de metales pesados.

6.6.4.- Rectas de regresión lineal.

En la Tabla 6.15 se presentan las rectas de regresión lineal entre los contenidos totales de metales pesados y las diferentes propiedades del suelo

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

consideradas, así como los coeficientes de regresión (R), de determinación (R²) y la normalidad de los residuos. Las distintas variables incluidas en las rectas han sido transformadas convenientemente hasta alcanzar la normalidad, en función de los resultados obtenidos en el estudio estadístico, como por ejemplo la arena (Log Ar) y la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (Log CEes). Por otro lado, para aquellas variables que siguieron una distribución normal al eliminar los valores discordantes se han obtenido las rectas sin considerar dichos valores (p. ej., pH (agua), Cu-T y Pb-T). Finalmente, los valores de pH (KCl) y la conductividad eléctrica en el extracto acuoso (CEea) no han sido incluidos debido a su redundancia con los valores de pH (agua) y la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEes), respectivamente.

Tabla 6.15.- Rectas de regresión lineal obtenidas entre las propiedades y características edáficas y los contenidos totales de metales pesados.

Metal	Rectas de Regresión	R	R ²	Residuos
Cd	$Cd-T = 0.09 + 0.12 MO$	0.312	0.097	No Normales
Co	$Co-T = 12.5 - 2.1 \text{ Log Ar} - 0.09 CaCO_3 + 0.04 A$	0.875	0.766	Normales
Cr	$Cr-T = 15.3 + 0.3 A$	0.746	0.556	No Normales
Cu	$Cu-T = 22.6 + 0.2 A - 3.2 \text{ Log CEes} - 0.1 CaCO_3$	0.705	0.497	Normales
Fe	$Fe-T = 11982 + 183 A - 181 CaCO_3 + 85 L$	0.923	0.851	Normales
Mn	$Mn-T = 241 + 2.9 A - 2.9 CaCO_3 + 2.7 L - 40.2 \text{ Log CEes}$	0.833	0.694	Normales
Ni	$Ni-T = 35 - 8.4 \text{ Log Ar} - 0.17 CaCO_3 + 0.1 A$	0.934	0.873	Normales
Pb	$Pb-T = 10.7 + 3.5 MO$	0.368	0.135	Normales
Zn	$Zn-T = 14.9 + 7.8MO + 0.5A - 21\text{Log Ar} + 0.5 L$	0.773	0.598	Normales

Los factores edáficos que más participan en las rectas de regresión son la arcilla (A), los carbonatos (CaCO₃) y la materia orgánica (MO), en orden decreciente. El contenido en arcilla permite explicar los contenidos totales de Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn, lo que parece sugerir que la mayoría de los metales se encuentran en parte adsorbidos a los minerales de arcilla. Los carbonatos interfieren en la dinámica del Co, Cu, Fe, Mn y Ni, en todos los casos mediante una relación negativa. La materia orgánica participa en las rectas del Cd, Pb y Zn, por lo que previsiblemente parece influir mayoritariamente en la dinámica de estos elementos. Finalmente, el pH (agua) y la CIC no participan en ninguna de las rectas obtenidas.

En todos los casos presentados, los residuos siguen una distribución normal (excepto para el Cd y Cr), de tal forma que el modelo obtenido permite predecir el contenido de este metal a partir de las propiedades

edáficas consideradas en la correspondiente recta de regresión lineal, con la excepción de los dos metales comentados. Las rectas de regresión permiten predecir adecuadamente el contenido total de Co, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn ($R^2 \geq 0.500$), debido al mayor coeficiente alcanzado. El escaso porcentaje de variación explicado en el caso del Pb ($R^2 < 0.250$) indica que otras variables no incluidas en la recta tendrían una mayor importancia a la hora de explicar la variabilidad de los contenidos de este metal en los suelos del área de estudio. A partir de los datos de la tabla, se desprende que los menores coeficientes de determinación corresponden a aquellos metales pesados que presentan una mayor variabilidad (p. ej., Cu y Pb), lo cual parece sugerir que los factores antrópicos son más importantes a la hora de determinar la concentración de estos metales en el suelo.

El resultado negativo obtenido para el Cd y Cr parece indicar que los contenidos de ambos metales y las propiedades edáficas analizadas no se relacionan mediante un tipo de relación lineal, pudiendo presentar otro tipo de relación (p. ej., polinomial, trigonométrica, parabólica, etc.).

Las rectas de regresión presentadas permiten predecir el contenido de metales pesados en el suelo a partir de la medida adecuada de determinadas propiedades del suelo. Sin embargo, dichas rectas son aplicables cuando las variables se encuentran dentro de los rangos analizados. Todas las rectas de regresión obtenidas son, por tanto, específicas para los suelos y las condiciones ambientales de este estudio, y no han sido ensayadas como modelos predictivos para las concentraciones de metales pesados en otras condiciones.

6.7.- Contenidos totales de metales pesados en función de la textura.

En este apartado se han agrupado los contenidos de metales pesados en función de la clase textural de cada una de las 54 parcelas. Las diferentes parcelas se han clasificado en 3 grupos de texturas, siguiendo la clasificación de Maraños *et al.* (1994): el Grupo 1 está formado por aquellas parcelas que presentan texturas finas; el Grupo 2 está formado por parcelas que presentan texturas medias; y, finalmente, el Grupo 3 está formado por aquellas parcelas que presentan texturas gruesas. Para cada uno de estos grupos se ha determinado el valor medio de los contenidos totales de metales pesados que contienen (véase Tablas 7, 8 y 9 del Apéndice III). En

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

la Tabla 6.16 se presentan los parámetros estadísticos descriptivos para los distintos grupos de texturas.

Tabla 6.16.- Estudio comparativo de los contenidos totales de metales pesados (en mg/kg suelo seco) en suelos con diferentes texturas (se presenta la $X_{aritmética} \pm DE$).

Metal	Texturas Finas (n=36)	Texturas Medias (n=15)	Texturas Gruesas (n=3)
Cd	0.34 ± 0.17	0.35 ± 0.25	0.26 ± 0.22
Co	7.9 ± 1.4	5.9 ± 1.0	4.6 ± 2.1
Cr	28.6 ± 5.6	23.2 ± 3.7	18.3 ± 2.7
Cu	23.7 ± 9.9	19.7 ± 5.1	22.5 ± 12.2
Fe	15061 ± 2494	10991 ± 1763	9249 ± 2726
Mn	322 ± 45	248 ± 53	207 ± 26
Ni	23.5 ± 3.9	16.2 ± 2.8	13.3 ± 2.1
Pb	23.1 ± 16.6	20.8 ± 9.9	29.7 ± 35.5
Zn	57.3 ± 11.5	44.2 ± 17.7	41.5 ± 16.4

La secuencia de acumulación de metales pesados, en función de la textura del suelo, sigue el siguiente orden:

Cd: Texturas Medias > Texturas Finas > Texturas Gruesas
 Co: Texturas Finas > Texturas Medias > Texturas Gruesas
 Cr: Texturas Finas > Texturas Medias > Texturas Gruesas
 Cu: Texturas Finas > Texturas Gruesas > Texturas Medias
 Fe: Texturas Finas > Texturas Medias > Texturas Gruesas
 Mn: Texturas Finas > Texturas Medias > Texturas Gruesas
 Ni: Texturas Finas > Texturas Medias > Texturas Gruesas
 Pb: Texturas Gruesas > Texturas Finas > Texturas Medias
 Zn: Texturas Finas > Texturas Medias > Texturas Gruesas

En general, los suelos de texturas finas presentan un mayor contenido de metales pesados, ya que exhiben los mayores valores medios para el Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn. En el caso del Cd, los suelos de texturas medias contienen un valor medio ligeramente superior a aquéllos con texturas finas, aunque ambos resultados son similares y pueden considerarse comparables. Para el Cu, los suelos de texturas gruesas presentan mayores contenidos totales que los suelos de texturas medias. Finalmente, el mayor contenido medio de Pb se presenta para las texturas gruesas, aunque el grupo de texturas finas incluye el máximo valor de Pb que ha sido analizado en el área de estudio. El elevado contenido medio de Pb que

presenta el grupo de texturas gruesas se debe a la presencia de una parcela con una elevada concentración. Ésta corresponde a la parcela MPA-03 con un contenido total de Pb de 70.7 mg/kg y una textura franco-arenosa, incluida dentro de las texturas gruesas (Grupo 3). Esta elevada concentración representa un nivel potencialmente tóxico, no sólo por la elevada concentración analizada sino por la presencia de una textura gruesa que determinaría una mayor transferencia del Pb a otros compartimentos medioambientales (p. ej. cultivos, aguas subterráneas). A pesar de este elevado contenido, si se elimina esta parcela del grupo, la secuencia de contenidos de Pb seguiría el orden lógico (textura fina > media > gruesa).

Estos resultados son similares a los obtenidos en otros trabajos (p. ej., Frank *et al.*, 1976; Archer y Hodgson, 1987; Bak *et al.*, 1997). Así, por ejemplo, Frank *et al.* (1976) encuentran menores contenidos de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn en suelos arenosos que en suelos limosos y arcillosos, respectivamente. Sin embargo, el contenido de Pb también presenta un comportamiento diferente para estos autores, siendo la secuencia obtenida la siguiente: suelos limosos > suelos arcillosos > suelos arenosos. Así, por ejemplo, Archer y Hodgson (1987) y Bak *et al.* (1997) obtienen una elevada correlación de los metales pesados en función de la textura del suelo, encontrando mayores contenidos en texturas arcillosas que en texturas arenosas. Esta distinta respuesta de los suelos de texturas finas se debe al mayor potencial de adsorción que, generalmente, presentan las arcillas en los suelos del área de estudio.

El test ANOVA de un factor se ha utilizado para la identificación de diferencias significativas de los contenidos medios de metales pesados entre los distintos grupos de texturas. Previamente, se ha realizado la prueba de homogeneidad de varianzas de Levene que muestra igualdad de varianzas para todos los metales, excepto para el Pb. En consecuencia, se ha utilizado la prueba de contraste de Hochberg (varianzas similares) para todos los metales, excepto para el Pb que se ha utilizado la prueba de Games-Howell (varianzas diferentes) (Tabla 6.17).

Los contenidos de Co, Cr, Fe, Mn y Ni son significativamente diferentes entre las texturas finas y medias y entre las texturas finas y gruesas ($P < 0.01$). El Zn únicamente presente diferencias significativas entre las texturas finas y medias ($P < 0.01$). Por otro lado, el Cd, Cu y Pb no muestran diferencias significativas entre los diferentes grupos de texturas. Estos resultados confirman una adsorción significativa de los metales pesados por la fracción arcilla, de modo que las texturas finas presentan mayores contenidos para la mayoría de los elementos.

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

Tabla 6.17.- Resultados de las pruebas de contraste post hoc para la comparación de metales pesados entre texturas. 1. Texturas Finas; 2. Texturas Medias; 3. Texturas Gruesas.

Variable	(I) Textura	(J) Textura	Diferencia de Medias (I-J)	Error Típico	P
Cd-T ^a	1	2	-0.011	0.0609	0.997
	1	3	0.077	0.1192	0.888
	2	3	0.088	0.1254	0.861
Co-T ^a	1	2	1.918**	0.4025	0.000
	1	3	3.180**	0.7871	0.001
	2	3	1.263	0.8284	0.346
Cr-T ^a	1	2	5.425**	1.5603	0.003
	1	3	10.271**	3.0510	0.004
	2	3	4.846	3.2110	0.354
Cu-T ^a	1	2	4.022	2.7454	0.380
	1	3	1.145	5.3682	0.995
	2	3	-2.877	5.6499	0.941
Fe-T ^a	1	2	4069.65**	714.911	0.000
	1	3	5812.50**	1397.926	0.000
	2	3	1742.85	1471.275	0.559
Mn-T ^a	1	2	74.35**	14.440	0.000
	1	3	115.21**	28.236	0.000
	2	3	40.86	29.718	0.434
Ni-T ^a	1	2	7.272**	1.0984	0.000
	1	3	10.184**	2.1478	0.000
	2	3	2.912	2.2605	0.490
Pb-T ^b	1	2	2.344	3.7707	0.809
	1	3	-6.626	20.7134	0.947
	2	3	-8.971	20.6888	0.906
Zn-T ^a	1	2	13.051**	4.2110	0.009
	1	3	15.774	8.2340	0.170
	2	3	2.723	8.6661	0.985

^a Prueba de contraste de Hochberg (varianzas similares); ^b Prueba de contraste de Games-Howell (varianzas diferentes); ** La diferencia es significativa al nivel 0.01; P, Significación

6.8.- Contenidos totales de metales pesados en diferentes zonas agrícolas.

Los contenidos totales de metales pesados obtenidos en las 54 parcelas han sido agrupados a escala de comarca. Para ello, se ha seguido la caracterización realizada en la descripción del área de estudio según las diferentes zonas agrícolas definidas. En las Tablas 4, 5 y 6 del Apéndice III se presentan los datos completos para cada una de las parcelas, según las diferentes zonas. En la Tabla 6.18 se presentan los resultados del estudio

comparativo de los contenidos totales de metales pesados en las tres comarcas o zonas agrícolas.

Tabla 6.18.- Estudio comparativo de los contenidos totales de metales pesados (en mg/kg suelo seco) en suelos agrícolas según su agrupación por zonas agrícolas (se presenta la $X_{aritmética} \pm DE$).

Metal	Alto Vinalopó (n=5)	Bajo Vinalopó (n=18)	Bajo Segura (n=29)
Cd	0.25 ± 0.20	0.30 ± 0.19	0.38 ± 0.20
Co	6.6 ± 2.1	6.1 ± 1.6	7.9 ± 1.2
Cr	24.6 ± 8.7	24.6 ± 4.7	28.3 ± 5.4
Cu	36.7 ± 23.6	19.9 ± 4.8	21.6 ± 3.1
Fe	12751 ± 3438	11571 ± 2708	15274 ± 2181
Mn	275 ± 71	265 ± 61	320 ± 41
Ni	17.0 ± 5.4	17.8 ± 4.3	23.7 ± 3.7
Pb	25.9 ± 25.7	27.8 ± 23.3	19.6 ± 5.2
Zn	51.3 ± 19.5	46.5 ± 16.5	57.8 ± 10.6

A partir de los resultados de la tabla, puede concluirse que la secuencia del contenido medio de metales pesados sigue el siguiente orden:

Cd: Bajo Segura > Bajo Vinalopó > Alto Vinalopó
Co: Bajo Segura > Alto Vinalopó > Bajo Vinalopó
Cr: Bajo Segura > Alto Vinalopó > Bajo Vinalopó
Cu: Alto Vinalopó > Bajo Segura > Bajo Vinalopó
Fe: Bajo Segura > Alto Vinalopó > Bajo Vinalopó
Mn: Bajo Segura > Alto Vinalopó > Bajo Vinalopó
Ni: Bajo Segura > Bajo Vinalopó > Alto Vinalopó
Pb: Bajo Vinalopó > Alto Vinalopó > Bajo Segura
Zn: Bajo Segura > Alto Vinalopó > Bajo Vinalopó

En general, los contenidos medios para la mayoría de los metales pesados son mayores en el Bajo Segura, mientras que los menores contenidos se presentan, de forma mayoritaria, en el Bajo Vinalopó. Sin embargo, el Cu y Pb presentan un comportamiento diferente al resto de metales. En el caso del Cu, los mayores contenidos se encuentran en el Alto Vinalopó, seguido del Bajo Segura y el Bajo Vinalopó. Por otro lado, los contenidos más altos de Pb se presentan en el Bajo Vinalopó, seguido del Alto Vinalopó y el Bajo Segura.

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

En la Tabla 6.19 se presentan los resultados de las pruebas de contraste para la identificación de diferencias significativas entre los contenidos totales de metales pesados en las distintas zonas agrícolas. La prueba de homogeneidad de varianzas de Levene muestra igualdad de varianzas para todos los metales ($P > 0.01$), excepto para el Cu y Pb. Por consiguiente, se ha utilizado la prueba de contraste de Hochberg (varianzas similares) para todos los metales, excepto para el Cu y Pb que se presenta la prueba de contraste de Games-Howell (varianzas diferentes).

Tabla 6.19.- Resultados de las pruebas de contraste para la comparación de metales pesados entre las distintas zonas agrícolas. 1. Alto Vinalopó; 2. Bajo Vinalopó; 3. Bajo Segura.

Variable	(I) Zona	(J) Zona	Diferencia de Medias (I-J)	Error Típico	P
Cd-T ^a	1	2	-0.053	0.098	0.931
	1	3	-0.138	0.094	0.375
	2	3	-0.086	0.058	0.374
Co-T ^a	1	2	0.420	0.723	0.915
	1	3	-1.375	0.693	0.148
	2	3	-1.795**	0.429	0.000
Cu-T ^b	1	2	16.762	10.595	0.350
	1	3	15.130	10.551	0.408
	2	3	-1.632	1.265	0.413
Cr-T ^a	1	2	-0.260	2.794	1.000
	1	3	-3.973	2.676	0.369
	2	3	-3.712	1.658	0.086
Fe-T ^a	1	2	1180.24	1262	0.726
	1	3	-2522.61	1208	0.120
	2	3	-3702.85**	749	0.000
Mn-T ^a	1	2	9.85	26.088	0.974
	1	3	-44.71	24.989	0.218
	2	3	-54.56**	15.485	0.003
Ni-T ^a	1	2	-0.752	2.060	0.977
	1	3	-6.664**	1.974	0.004
	2	3	-5.912**	1.223	0.000
Pb-T ^b	1	2	-1.953	12.757	0.987
	1	3	6.282	11.554	0.855
	2	3	8.235	5.579	0.325
Zn-T ^a	1	2	4.784	6.944	0.868
	1	3	-6.520	6.651	0.697
	2	3	-11.304	4.122	0.025

^a Prueba de contraste de Hochberg (varianzas similares); ^b Prueba de contraste de Games-Howell (varianzas diferentes); ** La diferencia es significativa al nivel 0.01; P, Significación

Los resultados de las pruebas de contraste muestran diferencias significativas entre las medias obtenidas para el Co, Fe, Mn y Ni ($P < 0.01$) presentes en el Bajo Vinalopó y el Bajo Segura, mientras que el Ni ($P < 0.01$) presenta además diferencia significativa entre los contenidos del Alto Vinalopó y el Bajo Segura. Estos metales pesados parecen tener principalmente una componente litogénica, por lo que las diferencias encontradas podrían deberse al material originario presente. Para el resto de metales no se han encontrado diferencias significativas entre los contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas de las tres comarcas.

La comarca del **Alto Vinalopó** presenta suelos de textura franco-arenosa ($n=5$), con una ligera acumulación de materia orgánica en los primeros centímetros del suelo que varía entre 1.0 y 2.8% y un valor medio de CIC de 14 $\text{cmol}_{(+)}/\text{kg}$. El contenido de carbonatos es elevado, con un nivel medio del 39%, que determina la presencia de pH básicos. Esta comarca contiene los valores medios más altos para el Cu, así como los mayores contenidos máximos. Los dos valores más elevados de Cu analizados en los suelos del área de estudio, incluidos como valores discordantes, se localizan en esta comarca (MPA-3 y MPA-38). Estos niveles podrían proceder de la utilización de productos agroquímicos (Millán *et al.*, 1983; Marín *et al.*, 2000; Adriano, 2001) o de la utilización de aguas residuales para el riego de estas parcelas (Frank *et al.*, 1976), puesto que ambos suelos no se encuentran próximos a actividades industriales. Bello *et al.* (2003) en un estudio sobre la biofumigación en la agricultura de regadío del Alto Vinalopó, y en concreto en la zona agrícola de Villena, mencionan la utilización de sales de Cu para el control de hongos y como alguicida en esta zona, por lo que se podría asociar los altos contenidos de Cu con la utilización de estos productos.

La parcela MPA-03, ubicada también en el término municipal de Villena, presenta un elevado contenido total de Pb (70.7 mg/kg). Además, este suelo tiene una textura franco-arenosa que agrava los efectos negativos de este elevado contenido, ya que resulta menos adecuada para la adsorción del Pb. Esta parcela se encuentra próxima a una carretera de la red nacional con elevado tráfico (N-330), a unos 2 km aproximadamente, por lo que en este caso la presencia de Pb podría estar relacionada con la influencia del tráfico rodado, si bien también se encuentra próxima al núcleo urbano e industrial de Villena, pudiendo verse afectada por las aguas residuales procedentes de esta zona.

La zona agrícola del **Bajo Vinalopó** presenta suelos de textura mayoritariamente franca ($n=18$), con una ligera acumulación de materia

VI. Contenidos Totales de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

orgánica en los primeros centímetros del suelo que varía entre 1.3 y 3% y un valor medio de CIC de 14 $\text{cmol}_{(+)}/\text{kg}$. El contenido en carbonatos es elevado, con un valor medio del 52%, que determina la presencia de pH básicos. Esta comarca presenta los menores contenidos medios para la mayoría de los metales pesados analizados (Co, Cr, Cu, Fe, Mn y Zn), si bien presenta el mayor contenido medio de Pb obtenido. La parcela MPA-51 (101 mg/kg), situada en el término municipal de Elche, se localiza junto a una pequeña zona industrial que incluye una zona de carga y descarga de camiones, próxima a un almacén hortofrutícola. Asimismo, esta parcela se encuentra a menos de 100 metros de una carretera comarcal (CV-855), que comunica Elche con la zona meridional de la provincia con Murcia y tiene una elevada densidad de tráfico. Este suelo presenta una textura franco-arcillosa, con un contenido del 33% en arcillas y un 2.1% de materia orgánica que podría condicionar una mayor adsorción del Pb por estos componentes.

El Bajo Vinalopó incluye también el valor máximo de Zn analizado. Este valor corresponde a la parcela MPA-30 (88.8 mg/kg), emplazada en el término municipal de Elche, que además de contener el mayor contenido de Zn, presenta valores altos de Cu y Pb. Este suelo se encuentra situado próximo a la localidad de Elche (a 7 km aprox.) y del aeropuerto de Alicante “El Altet” (a 4 km aprox.). Además, la parcela se sitúa junto a una carretera comarcal asfaltada (antiguo Camino del Altet) de elevada densidad de tráfico, que comunica la población de Elche con el aeropuerto y la costa de Alicante. Esta influencia, así como el posible efecto del riego con aguas residuales podrían ser responsables del elevado contenido de estos metales.

El **Bajo Segura** presenta suelos de textura arcillo-limosa ($n=29$) con una mayor acumulación de materia orgánica en los primeros centímetros del suelo, en comparación con el resto de zonas agrícolas, y un valor medio de CIC de 18 $\text{cmol}_{(+)}/\text{kg}$. El contenido en carbonatos es elevado con un valor medio del 44%, que determina la presencia de pH básicos. En esta zona se han encontrado los mayores contenidos medios de Co, Cr, Fe, Mn, Ni y Zn, respecto a las otras dos comarcas agrícolas. Los dos valores discordantes de Cr corresponden a las parcelas MPA-21 y MPA-23, situadas en Dolores y San Fulgencio respectivamente, con concentraciones de este metal por encima de 40 mg/kg. En el caso del Cr, el origen de estos contenidos podría deberse a las aguas residuales, procedentes de las zonas circundantes densamente pobladas, donde se encuentran ubicadas ambas actividades (Ross, 1994a).

Finalmente, los contenidos totales de metales pesados se han representado en diferentes mapas, para poder observar espacialmente la distribución de las concentraciones y localizar las parcelas con mayores contenidos de metales pesados. En la Figura A1 a la Figura A9 del Apéndice IV se presenta la distribución de los nueve metales analizados. Para ello, se han establecido cinco rangos de concentraciones, siguiendo el criterio del intervalo de variación de la población, donde se considera la media aritmética (X) y la desviación estándar (DE). Así, los cinco rangos establecidos fueron los siguientes: (1) $<X$, (2) X a $X+DE$, (3) $X+DE$ a $X+2DE$, (4) $X+2DE$ a $X+3DE$ y (5) $>X+3DE$. De acuerdo con este criterio, las parcelas incluidas en los rangos 4 y 5 precisarían estudios adicionales para analizar los posibles procesos de contaminación, mientras que los rangos 1, 2 y 3 incluyen aquellas parcelas en las cuales no se habría producido un incremento significativo de los contenidos normales.

Capítulo VII

CONTENIDOS EXTRAÍBLES DE METALES PESADOS EN SUELOS AGRÍCOLAS

La concentración total de metales pesados se ha venido utilizando como criterio de evaluación de la contaminación del suelo. Ello implicaría asumir que todas las formas de un mismo metal tienen el mismo carácter tóxico, lo cual no suele ser real. En este contexto, la fracción extraíble aporta una información adicional en cuanto a la situación actual de los suelos, en tanto que permite conocer la cantidad de metal que puede ser asimilada por los cultivos o puede lixiviar hasta el acuífero. Esta fracción representa un mejor indicador acerca del peligro actual que supone la presencia de metales pesados en el suelo y, por tanto, supone una caracterización más adecuada del riesgo existente para la salud humana y/o el medio ambiente.

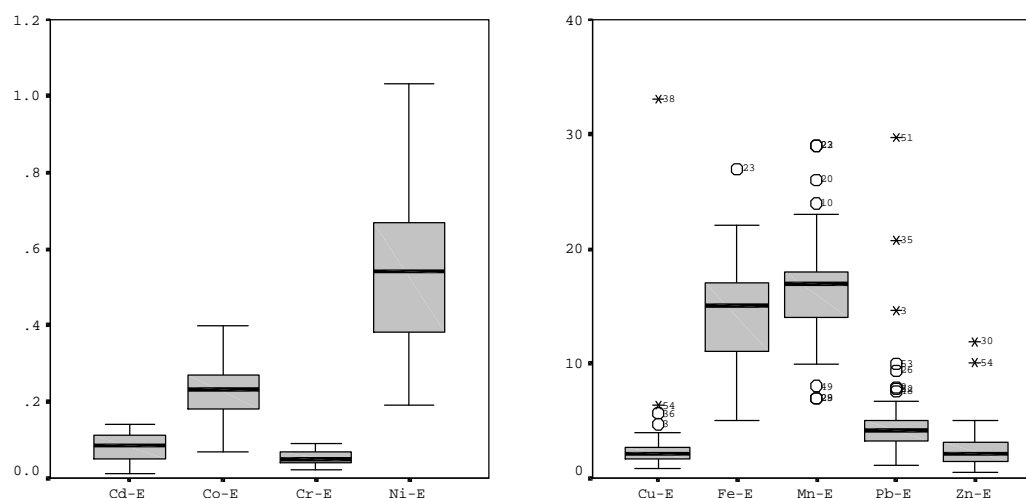
El objetivo de este capítulo consiste en presentar y discutir los resultados alcanzados a partir del estudio de los contenidos de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn extraídos con EDTA 0.05M a pH 7.0 en las 54 parcelas agrícolas, siguiendo el método descrito en el Capítulo IV. En los siguientes epígrafes se lleva a cabo el análisis estadístico de estos contenidos, y se realiza una discusión acerca de los niveles encontrados para los distintos metales, a través de un estudio comparativo con otros resultados de la bibliografía.

7.1.- Estudio estadístico de los contenidos extraíbles de metales pesados.

En la Tabla 3 del Apéndice III se presentan los contenidos extraíbles de metales pesados que fueron obtenidos para cada una de las 54 parcelas analizadas. A partir de estos datos, se ha realizado el tratamiento estadístico de las distintas poblaciones cuyos resultados se presentan en este apartado.

En la Figura 7.1 se presentan los diagramas de caja combinados para los contenidos extraíbles de los distintos metales pesados. Estos diagramas permiten la identificación de siete valores discordantes para el Pb (MPA-3, 9, 26, 35, 51, 52 y 53), seis para el Mn (tres en el extremo inferior MPA-28, 29 y 49, y tres en el extremo superior MPA-20, 22 y 23), cuatro valores discordantes para el Cu (MPA-3, 36, 38 y 54), dos para el Zn (MPA-30 y 54) y, finalmente, un valor discordante para el Fe (MPA-23). Por otro lado, las poblaciones de Cd, Co, Cr y Ni no presentan valores discordantes.

Esta elevada presencia de valores discordantes pone de manifiesto la gran variabilidad de las concentraciones extraíbles que han sido analizadas en el área de estudio. Además, cabe mencionar que la mayoría de los valores discordantes, que han sido detectados para los contenidos extraíbles, también lo fueron para los contenidos totales, especialmente en el caso del Cu, Mn y Pb. Tal es el caso de las parcelas MPA-03, 36, 38 y 54 para el Cu, la parcelas MPA-28, 29 y 49 para el Mn y las parcelas MPA-03, 9, 26, 35, 51 y 53 para el Pb.



- Diagramas de caja para las poblaciones de metales extraíbles.

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

Una vez determinada la presencia de valores discordantes, se evaluó la normalidad de las distintas poblaciones, mediante la aplicación del test de Kolmogorov-Smirnov y el estudio de los valores de la asimetría y curtosis (Tabla 7.1). Los resultados del test de Kolmogorov-Smirnov indican que sólo el Co y Ni presentan una distribución normal ($P > 0.05$), mientras que el Zn se ajusta a la normalidad cuando se realiza la transformación logarítmica. El Cu, Mn y Pb se ajustaron a una distribución normal, al eliminar los valores discordantes identificados. El Fe no presentó una distribución normal ni al eliminar los valores discordantes ni al realizar la transformación logarítmica de los datos, por lo que se caracteriza por su distribución no normal. Finalmente, el Cd y Cr no presentaron valores discordantes por lo que también presentan una distribución no normal.

Tabla 7.1.- Estudio de la distribución de los contenidos extraíbles de metales pesados.

Metal	Asimetría	Curtosis	Test Kolmogorov-Smirnov			
			Estadístico	gl	P	Distribución
Cd	-0.329	-0.886	0.165	53	0.001	No Normal
Co	-0.011	0.054	0.084	53	0.200 ^a	Normal
Cr	0.016	-0.005	0.138	53	0.012	No Normal
Cu	6.703	47.389	0.335	53	0.000	No Normal
Fe	-0.127	-0.194	0.122	53	0.043	No Normal
Mn	0.475	0.999	0.157	53	0.002	No Normal
Ni	0.061	-0.113	0.070	53	0.200 ^a	Normal
Pb	3.676	15.920	0.279	53	0.000	No Normal
Zn	2.950	11.158	0.161	53	0.001	No Normal
Log Cd	-0.379	-0.859	0.171	53	0.000	No Normal
Log Cr	-0.028	-0.001	0.135	53	0.015	No Normal
Log Cu	3.336	16.597	0.176	53	0.000	No Normal
Log Fe	-0.855	-0.086	0.175	53	0.000	No Normal
Log Mn	-0.612	1.195	0.134	53	0.017	No Normal
Log Pb	1.226	3.245	0.179	53	0.000	No Normal
Log Zn	0.911	1.823	0.098	53	0.200 ^a	Normal
Cu (sin discordantes)	0.777	0.463	0.955	49 ^b	0.053	Normal
Fe (sin discordantes)	-0.434	-0.731	0.139	52	0.013	No Normal
Mn (sin discordantes)	0.228	0.057	0.969	47 ^b	0.238	Normal
Pb (sin discordantes)	0.329	0.774	0.968	46 ^b	0.213	Normal
Log Fe (sin discord.)	-0.956	-0.129	0.183	52	0.000	No Normal

^a Este es un límite inferior de la significación verdadera; ^b Test Shapiro-Wilkinson ($n < 50$); P, Significación

7.2.- Contenidos extraíbles de metales pesados en suelos agrícolas.

En la Tabla 7.2 se presentan los principales parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos de metales pesados que han sido extraídos con EDTA 0.05M a pH 7.0. A partir de los resultados, se observa que los contenidos medios siguen la siguiente secuencia: Mn>Fe>>Pb>Cu>Zn>Ni>Co>Cd>Cr. Los elementos más abundantes son el Mn y Fe, al igual que ocurría con los contenidos totales, junto con el Cu, Pb y Zn. El resto de metales (Ni, Co, Cd y Cr) presentan menores contenidos extraíbles, en valores absolutos.

Para la mayoría de los metales pesados analizados, la desviación estándar es del mismo orden que la media, excepto en el caso del Cu que la supera. Esto pone de manifiesto la alta variabilidad de los contenidos extraíbles de Cu, así como de otros metales (p. ej., Pb y Zn). Cala *et al.* (1985b) también obtienen elevadas desviaciones estándar asociadas a la medida de la fracción extraíble en suelos de la vega de Aranjuez, debido a la presencia de valores puntualmente elevados. En nuestro caso, se ha comprobado que los resultados obtenidos en las diferentes repeticiones realizadas son similares, por lo que estos valores se refieren a determinadas parcelas que presentan una elevada fracción extraíble.

Tabla 7.2.- Principales parámetros estadísticos (en mg/kg suelo seco) descriptivos de los contenidos extraíbles de metales pesados.

Parámetro	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
X _{aritmética}	0.08	0.23	0.05	2.87	14.1	16.6	0.53	5.21	2.61
X _{geométrica}	0.07	0.21	0.05	2.23	13.1	15.9	0.49	4.23	2.15
Mediana	0.08	0.23	0.05	2.05	15.2	16.5	0.54	4.08	2.04
DE	0.04	0.07	0.02	4.32	4.9	4.6	0.19	4.66	1.99
DER (%)	45	32	28	150	35	28	35	89	76
Mínimo	0.01	0.07	0.02	0.86	4.9	6.6	0.19	1.10	0.47
Máximo	0.14	0.40	0.09	33.06	26.5	28.8	1.03	29.68	11.88

DE, desviación estándar; DER, desviación estándar relativa

La secuencia de los contenidos extraíbles de metales pesados anteriormente comentada podría llevar a pensar que los contenidos de Mn y Fe presentan una mayor disponibilidad hacia las plantas que el Cd y Cr. Sin embargo, para una mejor aproximación sobre la disponibilidad de estos metales suele calcularse el porcentaje que representa la fracción extraíble con respecto al contenido total, que ha sido aplicado por numerosos

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

autores (p. ej., Errecalde *et al.*, 1991; Andreu, 1991; Andreu y Boluda, 1992; Cano *et al.*, 1997). El cociente entre ambas formas (% E/T) permite predecir la fracción de metal que quedaría disponible para su absorción por los cultivos en suelos agrícolas, según la ecuación 6.

$$\% E/T = \frac{M-E}{M-T} * 100 \quad (6)$$

donde M-E representa la fracción extraíble con EDTA 0.05M a pH 7.0 (en mg/kg suelo seco) y M-T representa la concentración total tras una digestión con microondas (en mg/kg suelo seco).

En la Tabla 3 del Apéndice III se presentan los porcentajes calculados para las 54 muestras de suelos agrícolas y en la Tabla 7.3 se presentan los principales parámetros estadísticos descriptivos. Asimismo, en la Figura 7.2 puede visualizarse de forma gráfica la fracción que representa el contenido extraíble respecto al contenido total, para cada uno de los metales pesados.

Tabla 7.3.- Porcentaje de la fracción extraíble de metales pesados con respecto al contenido total (% E/T).

Parámetro	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
X _{aritmética}	27.3	3.2	0.21	11.0	0.10	5.6	2.6	21.7	4.9
DE	13.3	0.8	0.06	5.1	0.03	1.0	0.8	3.6	3.0
DER	49	26	30	47	26	18	32	17	61
Mín.	9.0	1.5	0.08	6.0	0.05	3.8	0.9	14.0	1.4
Máx.	62.5	5.3	0.35	43.1	0.17	8.4	5.4	29.3	14.9

DE, desviación estándar; DER, desviación estándar relativa

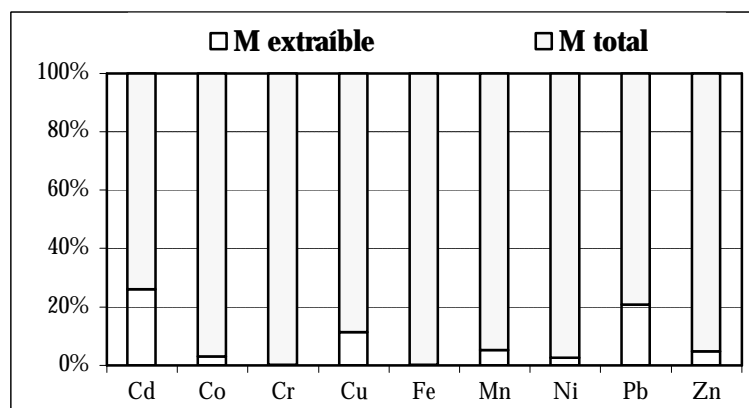


Figura 7.2.- Relación entre la fracción extraíble y el contenido total.

La relación entre el contenido extraíble y el total sigue, por tanto, el siguiente orden: Cd>Pb>>Cu>>Mn>Zn>Co>Ni>Cr>Fe. Esta secuencia es similar a la encontrada por Andreu y Boluda (1992) en suelos agrícolas próximos al Parque Natural de la Albufera, en la provincia de Valencia, si bien para estos autores el Cu presenta un mayor porcentaje que el Pb.

Un porcentaje reducido indica que sólo una pequeña parte del contenido total se encuentra disponible para las plantas (p. ej., Co, Ni, Cr y Fe), mientras que elevados porcentajes (p. ej., Cd, Cu y Pb) ponen de manifiesto una mayor movilidad. Estos resultados están en consonancia con lo expuesto por diferentes autores (p. ej., Thornton, 1981; Andreu y Boluda, 1992; Ross 1994b; Kabata-Pendias, 1995), que señalan al Cd como elemento móvil, el Cu como elemento intermedio y al Ni y Cr como elementos menos móviles, unidos principalmente a silicatos. Sin embargo, el Pb también ha resultado ser un elemento bastante móvil en los suelos agrícolas de Alicante. Según Chlopecka *et al.* (1996), las formas antropogénicas suelen ser más móviles que los metales procedentes del material originario, por lo que las elevadas fracciones extraíbles corroborarían el origen antrópico de metales como el Cd, Cu y Pb.

Las concentraciones extraíbles de metales pesados representan entre un 3 y un 11% del contenido total, excepto para el Cd y el Pb que representan un 27 y un 22%, respectivamente. Estos porcentajes son semejantes a otros resultados de la bibliografía, donde la fracción disponible por las plantas representa aproximadamente un porcentaje alrededor del 10%, si bien algunos elementos como el Cd, Cu y Pb pueden exceder estos valores (p. ej., Stalikas *et al.*, 1999; Sastre *et al.*, 2001).

Gough *et al.* (1980) obtienen valores inferiores al 8% para todos los metales estudiados (Fe, Mn y Zn), excepto para el Cu que representa el elemento de mayor disponibilidad. Aller y Deban (1989), en un estudio de suelos agrícolas en la provincia de León, encuentran los mayores porcentajes para el Cd y Cr, aunque en el caso de este último los elevados contenidos extraíbles con EDTA podrían deberse a anomalías geogénicas procedentes del material originario. Sánchez-Camazano *et al.* (1994) también obtienen elevados porcentajes para el Cd, con valores que varían entre el 3 y el 45%, en este caso en referencia a la fracción extraíble con acetato amónico respecto al contenido total. En último lugar, Cala *et al.* (1985a) obtienen resultados similares en suelos agrícolas de la Vega de Aranjuez, identificando el Pb y Cd como los elementos de mayor disponibilidad, mientras que el Cr y Ni presentan una menor movilidad en estos suelos (el Co y el Fe no son analizados por estos autores).

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

En la Tabla 7.4 se presentan los resultados de los contenidos extraíbles con EDTA de metales pesados en los suelos del área de estudio, así como diferentes valores de la bibliografía consultada. La tabla se encuentra dividida en varios bloques.

El primer bloque contiene el valor medio y el intervalo de variación de los contenidos extraíbles con EDTA 0.05M a pH 7.0, en los suelos agrícolas de la provincia de Alicante. A continuación se presenta el valor de referencia propuesto por Pérez *et al.* (2002) para suelos agrícolas de Murcia, tras una extracción con DTPA. El tercer bloque corresponde a estudios del contenido de metales pesados en suelos agrícolas cultivados, realizados dentro del ámbito nacional. Finalmente, el cuarto bloque incluye aquellas referencias que analizan la fracción extraíble de metales pesados en el ámbito internacional.

Tabla 7.4.- Estudio comparativo de los contenidos extraíbles de metales pesados (en mg/kg suelo seco) en suelos agrícolas del área de estudio y otros suelos agrícolas del ámbito nacional e internacional.

Referencia	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
X _{aritmética}	0.08	0.23	0.05	2.9	14.1	17	0.53	5.2	2.6
Rango	0.01-0.1	0.07-0.4	0.02-0.09	0.9-33	5-27	7-29	0.19-1	1.1-30	0.5-12
Pérez <i>et al.</i> (2002) ^a	0.1	-	-	4	-	-	2	10	2
Aller y Deban (1989)	0.07	0.20	7.1	1.5	-	-	1.4	0.5	1.0
Andreu (1991)	0.09	0.11	0.06	3.9	-	-	0.65	5.2	3.3
Errecalde <i>et al.</i> (1991)	0.17	0.25	-	6.9	-	-	0.46	9.8	9.3
Millán <i>et al.</i> (1983) ^a	-	-	7.1	-	8.9	8	-	-	1.8
Pomares <i>et al.</i> (1998) ^a	-	-	-	2.7	8.5	7	-	-	5.0
Virgili <i>et al.</i> (2001) ^a	-	-	-	2.7	-	16	-	-	0.7
Esser (1996) ^a	0.03	-	-	1.4	-	-	0.7	0.7	1.5
Gough <i>et al.</i> (1980)	-	-	-	0.8	5.4	12	-	-	1.6
Haynes (1997)	-	-	-	1.8	-	32	-	-	1.3
McGrath (1996)	0.52	-	0.27	5.4	-	-	1.98	7.6	5.4
Pinamonti <i>et al.</i> (1997)	0.15	-	0.12	20.8	-	-	0.9	13.4	21.5
Soon y Abboud (1990)	-	-	-	0.6	-	69	0.9	1.2	0.4

^a Extracción con DTPA

A continuación, se comentan las particularidades encontradas para cada uno de los metales pesados analizados, y se realiza una comparación con otros resultados para suelos agrícolas del ámbito nacional e internacional. No obstante, resulta complejo realizar un estudio comparativo entre los contenidos extraíbles de metales pesados, debido a la gran variedad de procedimientos de extracción y extractantes utilizados.

En relación con lo anterior es interesante destacar que los resultados alcanzados tras una extracción con EDTA suelen ser similares a los obtenidos con DTPA (Alloway, 1990; Cala, 1995), por lo que también han sido incluidos aquellos trabajos que utilizan este último. En estas referencias el DTPA se encuentra a concentración 0.005M a pH 7.3, siguiendo el método descrito por Lindsay y Norvell (1978). Asimismo, el resto de referencias utilizan EDTA 0.05M a pH 7.0, excepto Haynes (1997) que utiliza EDTA 0.04M a pH 6.0. Finalmente, las extracciones con ácido acético y otros electrolitos proporcionan contenidos disponibles más bajos, debido a la menor fuerza extractante de estos reactivos. En general, suelen extraer las formas solubles y las formas más lábiles unidas a materia orgánica y arcilla, siendo las diferencias más acusadas para metales como Cu, Pb o Zn (González *et al.*, 2000; Tambasco *et al.*, 2000), por lo que finalmente no han sido consideradas en el estudio comparativo.

CADMIO

Los contenidos extraíbles de Cd en el área de estudio varían entre 0.01 mg/kg (MPA-02 y 28) y 0.14 mg/kg (MPA-18 y MPA-47), siendo el valor medio de 0.08 mg/kg. En la Figura 7.3 se presentan los contenidos extraíbles para cada una de las 54 parcelas analizadas.

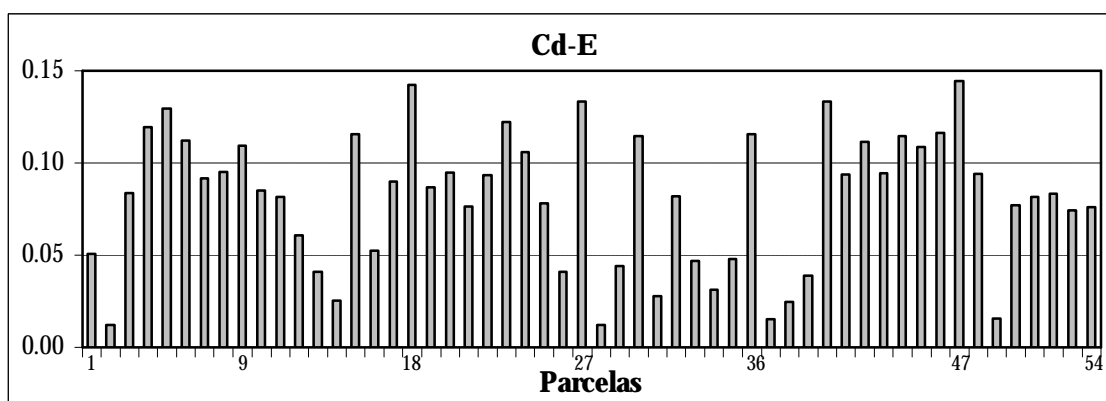


Figura 7.3.- Contenidos extraíbles de Cd (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

El valor medio obtenido es similar al analizado por Aller y Deban (1989) en suelos agrícolas de León (0.07 mg/kg) y Andreu (1991) en suelos agrícolas de la provincia de Valencia (0.09 mg/kg) e inferior al valor obtenido por Errecalde *et al.* (1991) también en la provincia de Valencia

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

(0.17 mg/kg). Diferentes parcelas superan el valor de referencia propuesto por Pérez *et al.* (2002) tras una extracción con DTPA para suelos agrícolas de Murcia (0.1 mg/kg). En concreto se trata de 17 parcelas (31% del total) con contenidos por encima de este valor.

En el ámbito internacional, Esser (1996) obtiene una media geométrica de 0.03 mg/kg en suelos agrícolas de Noruega, McLaughlin *et al.* (1997) obtienen un valor medio de 0.18 mg/kg en suelos cultivados con patatas en Australia y McGrath (1996) obtiene un valor medio de 0.52 mg/kg en suelos agrícolas de Irlanda.

A pesar de que los contenidos extraíbles presentan un orden de magnitud bajo, estas concentraciones son elevadas respecto a los contenidos totales. La fracción extraíble de Cd viene a representar un 27% (valor medio) del contenido total. Así, un 78% de las muestras presentan un porcentaje igual o mayor al 15%, mientras que en un 6% de las parcelas la fracción extraíble representa más de la mitad del contenido total. Estos porcentajes indican una elevada disponibilidad del Cd en estos suelos.

La relación del contenido extraíble respecto al total en el área de estudio es similar al encontrado por Gimeno-García *et al.* (1995), que obtienen un valor medio del 18% y Andreu (1991) con una media del 21%. Sin embargo, en nuestro estudio cabe destacar la parcela MPA-24 ubicada en el municipio de Dolores (Bajo Segura), que presenta un contenido extraíble del 63% respecto al total. Esta elevada fracción extraíble podría deberse a la utilización de fertilizantes fosfatados que introduciría en el medio edáfico mayores contenidos de Cd en formas disponibles, aunque no se puede descartar su procedencia a partir del uso de aguas residuales y el uso de lodos de depuración, ya que también suelen ser prácticas habituales en algunos suelos agrícolas del Bajo Segura (Bru, 1993).

Las formas antropogénicas suelen ser más solubles y disponibles que las formas de origen natural (McLaughlin *et al.*, 2000), si bien en última instancia dependerá de los componentes del suelo que controlan la dinámica del Cd. En consecuencia, la elevada fracción extraíble obtenida, con respecto al contenido total, parece sugerir esta hipótesis acerca del origen del contenido extraíble en los suelos agrícolas del área de estudio.

COBALTO

Los contenidos extraíbles de Co varían entre 0.07 mg/kg (valor mínimo) y 0.4 mg/kg (valor máximo), siendo el valor medio de 0.23

mg/kg. En la Figura 7.4 se presentan los resultados obtenidos para las 54 parcelas analizadas.

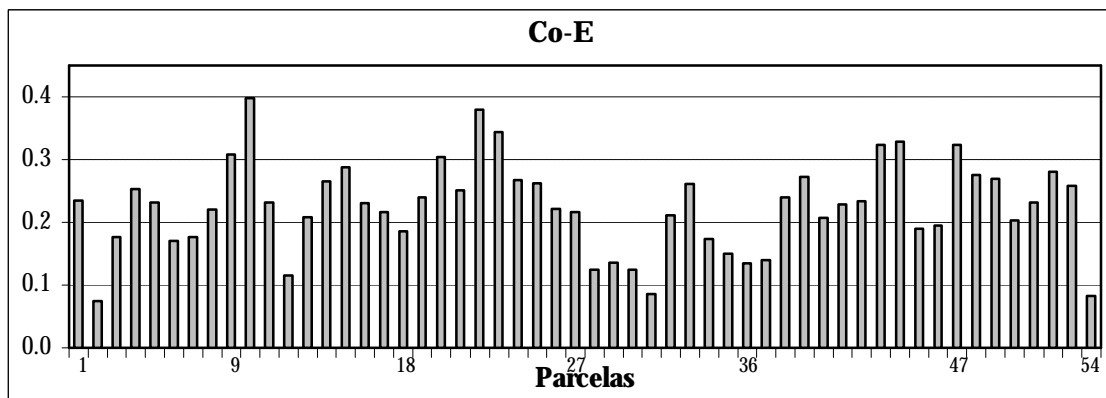


Figura 7.4.- Contenidos extraíbles de Co (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

Los resultados obtenidos son similares al contenido medio encontrado por Aller y Deban (1989) en León (0.20 mg/kg) y Errecalde *et al.* (1991) en Valencia (0.25 mg/kg), mientras que Andreu (1991) obtiene un valor medio ligeramente inferior (0.11 mg/kg) en suelos agrícolas también en la provincia de Valencia.

En el área de estudio, la fracción extraíble con respecto al total presenta valores muy bajos del orden del 3%, lo cual parece confirmar un origen natural del Co a partir del material originario, sin un incremento apreciable de los niveles disponibles como consecuencia de las actividades antrópicas. Así, por ejemplo, McBride (1994) menciona que la extracción del Co varía entre el 1% y el 30%, en función de la procedencia y la forma química predominante. Andreu (1991) también encuentra que el contenido extraíble con EDTA de Co representa un 1% del contenido total en suelos agrícolas de Valencia.

En consecuencia, la fracción extraíble de las parcelas muestreadas en el área de estudio es reducida, debido a la escasa presencia de este metal en las rocas sedimentarias básicas y el predominio de formas no disponibles.

CROMO

El contenido medio de la población de Cr es 0.05 mg/kg, con un rango que varía entre 0.02 (valor mínimo) y 0.09 mg/kg (valor máximo).

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

En la Figura 7.5 se presenta un gráfico con los contenidos extraíbles de Cr que fueron analizados en las 54 parcelas.

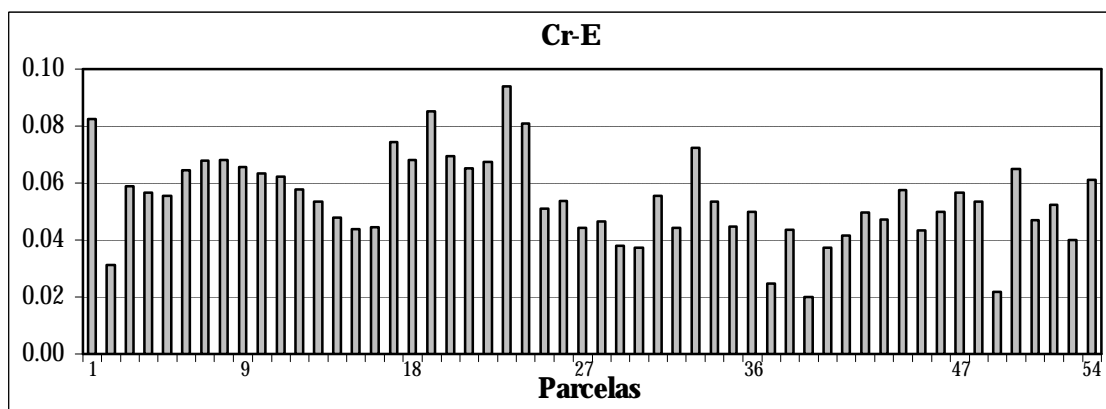


Figura 7.5.- Contenidos extraíbles de Cr (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

Millán *et al.* (1983) y Aller y Deban (1989) obtienen ambos un valor medio de 7.1 mg/kg en León, muy superior a los suelos de la provincia de Alicante, mientras que Andreu (1991) obtiene un valor medio similar (0.06 mg/kg) en suelos agrícolas de Valencia.

A nivel internacional, McGrath (1996) obtiene un contenido medio de Cr extraíble con EDTA de 0.27 mg/kg, mientras que el resultado de Pinamonti *et al.* (1997) (0.12 mg/kg), en suelos agrícolas de Italia, es el que más se aproxima a la media obtenida en el área de estudio. Peterson y Girling (1981) establecen que los contenidos extraíbles de Cr suelen situarse entre 0.1 y 1 mg/kg. Por tanto, los contenidos analizados en la provincia de Alicante quedarían incluidos dentro de este intervalo.

El porcentaje medio de Cr extraíble con respecto al total presenta un valor muy bajo (0.2%), que es similar al porcentaje establecido por Peterson y Girling (1981) en 0.15% y Andreu (1991) en 0.5%. Esto se debe al elevado pH de los suelos (básicos o ligeramente básicos) que disminuye la solubilidad de este elemento y favorece la presencia de formas insolubles. De hecho, la forma predominante en los suelos carbonatados es el Cr(III) que es insoluble e inmóvil a $\text{pH} > 5.5$, mientras que el Cr(VI) altamente tóxico es mayoritariamente móvil a pH ácidos (Peterson y Girling, 1981; Alloway y Ayres, 1993b; Adriano, 2001).

En definitiva, los valores obtenidos en el área de estudio se encuentran dentro de los rangos normales consultados en la bibliografía, por lo que la

fracción extraíble de Cr analizada no parece indicar una disponibilidad importante de este metal.

COBRE

Los contenidos extraíbles de Cu varían entre 0.9 mg/kg (valor mínimo) y 33 mg/kg (valor máximo), siendo el valor medio de 2.9 mg/kg. En la Figura 7.6 se presentan los resultados obtenidos del análisis de la fracción extraíble de Cu en las 54 parcelas.

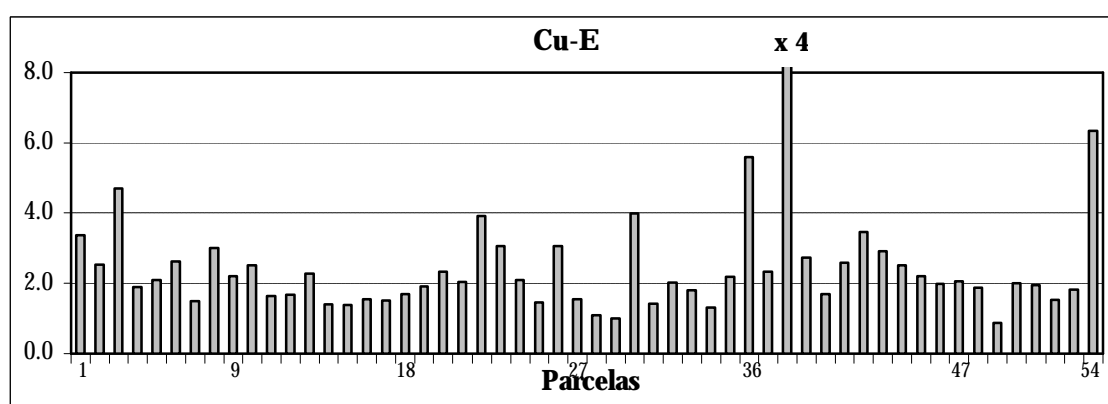


Figura 7.6.- Contenidos extraíbles de Cu (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

En la bibliografía pueden encontrarse estudios con un contenido medio extraíble similar o inferior al obtenido en la provincia de Alicante como, por ejemplo, Pomares *et al.* (1998) y Virgili *et al.* (2001) con una media de 2.7 mg/kg y Aller y Deban (1989) con una media de 1.5 mg/kg. Por otro lado, Andreu (1991) y Errecalde *et al.* (1991) obtienen un valor medio de 3.9 y 6.9 mg/kg, respectivamente, en suelos agrícolas de Valencia, que representan valores superiores al alcanzado en el área de estudio.

En el ámbito internacional, Soon y Abooud (1990) obtienen una media de 0.6 mg/kg en suelos agrícolas de Canadá, Gough *et al.* (1980) obtienen un valor medio de Cu de 0.8 mg/kg en EEUU, Esser (1996) obtiene una media geométrica de 1.4 mg/kg en Noruega y Haynes (1997) obtiene una media de 1.8 mg/kg en Nueva Zelanda. En este sentido, Berrow y Reaves (1985) comparan los contenidos de Cu extraídos con EDTA en 14174 suelos de todo el mundo y obtienen una media de 4.6 mg/kg, eliminando los suelos orgánicos que presentan una mayor

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

acumulación. Esta media es ligeramente superior a la obtenida en este trabajo, salvando las diferencias ambientales y edáficas entre ambas zonas.

En ninguna de las parcelas analizadas, el contenido de Cu extraíble se incluye dentro del intervalo crítico de deficiencia establecido entre 0.2 y 1.0 mg/kg por numerosos autores (p. ej., Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Pomares *et al.*, 1998; Casas y Casas, 1999), excepto la parcela MPA-49 que se encontraría dentro de este intervalo con un valor de 0.86 mg/kg. Sin embargo, existen tres parcelas (MPA-03, 38 y 54) que superan el valor de referencia propuesto por Pérez *et al.* (2002) para suelos agrícolas de Murcia tras una extracción con DTPA (4 mg/kg) y, por tanto, sería necesario estudios adicionales para evaluar los posibles riesgos de estos contenidos.

Los contenidos extraíbles de Cu vienen a representar un 11% del contenido total. Este resultado es similar al encontrado por Dudka *et al.* (1996), que también encuentran mayor disponibilidad del Cu que de otros metales, Berrow y Reaves (1985) que encuentran un porcentaje del 10% y Andreu (1991) que obtiene un valor del 17%. No obstante, se han identificado algunas parcelas con altos contenidos extraíbles. Así, por ejemplo, la parcela MPA-38, localizada en el término municipal de Villena (Alto Vinalopó), presenta una fracción extraíble que representa un 43% del contenido total, con una concentración de 33 mg/kg. Este porcentaje es muy superior a la media analizada por otros estudios, lo que parece indicar una elevada disponibilidad del Cu. Además, el contenido extraíble de Cu analizado supera el límite tóxico establecido en 30 mg/kg por Walsh *et al.* (1972) y Tiller y Merry (1982). Este contenido elevado podría ser consecuencia de las adiciones de este metal a través de fertilizantes o fungicidas (Frank *et al.*, 1976; Holmgren *et al.*, 1993; Parat *et al.*, 2002), que podrían haber precedido a la etapa de muestreo.

Diferentes estudios han obtenido elevadas concentraciones de Cu en los horizontes superficiales, como consecuencia del enriquecimiento procedente de actividades humanas próximas o al propio manejo de los suelos agrícolas (p. ej., Tiller y Merry, 1982; Merry *et al.*, 1983). La elevada disponibilidad del Cu en las muestras superficiales de algunas parcelas parece sugerir un origen antrópico, ya que las formas procedentes de las actividades humanas suelen ser más solubles que las procedentes del material originario, según diferentes autores (p. ej., Tiller y Merry, 1982; Chlopecka *et al.*, 1996; Seoáñez *et al.*, 1999).

En las parcelas donde la fracción extraíble de Cu supone un elevado porcentaje respecto al total, se requeriría una monitorización de la

evolución de estos contenidos y un análisis de riesgos para evaluar los efectos negativos en el sistema agrario y en la salud humana.

HIERRO

El contenido extraíble de Fe varía entre 5 mg/kg (valor mínimo) y 27 mg/kg (valor máximo), siendo el valor medio de 14 mg/kg. En la Figura 7.7 se presenta un gráfico con los contenidos extraíbles de Fe que fueron analizados en las 54 parcelas.

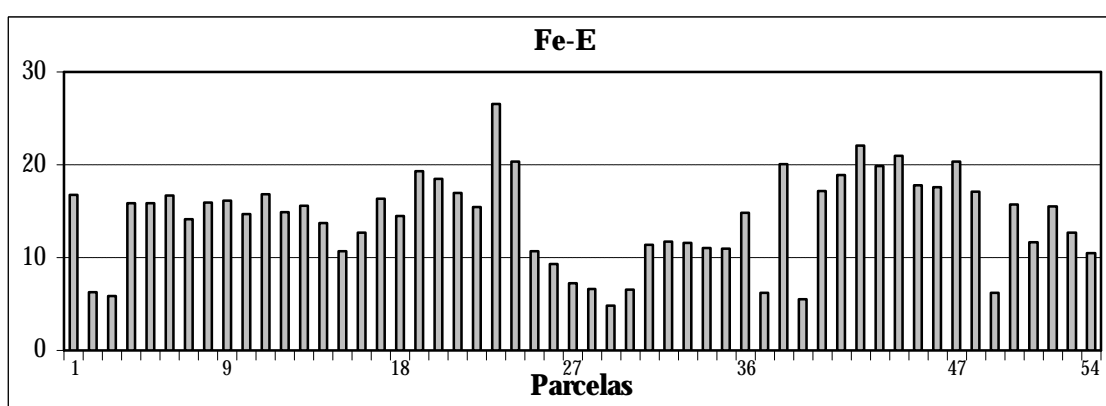


Figura 7.7.- Contenidos extraíbles de Fe (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

Los resultados obtenidos son similares a los valores encontrados por Millán *et al.* (1983) con un rango entre 2 y 66 mg/kg (media 8.9 mg/kg) en el valle del Ebro y por Pomares *et al.* (1998) con un valor medio de 8.5 mg/kg en suelos con cítricos en Valencia, tras una extracción con DTPA en ambos casos.

Ninguna de las parcelas analizadas presentaron niveles de Fe extraíble inferiores a 2.5 mg/kg, que se considera el nivel crítico de deficiencia (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Casas y Casas, 1999), por lo que aparentemente no se estarían produciendo problemas de deficiencia en los suelos del área de estudio de acuerdo con este criterio.

La fracción extraíble de Fe representa un 0.1% del contenido total de este metal, aunque en la mayoría de las parcelas el porcentaje es inapreciable. Esta baja proporción de contenido extraíble se debe al elevado pH de los suelos, que disminuye la solubilidad de este elemento al favorecer la formación de compuestos insolubles. Según Roca *et al.* (1991), el Fe se encuentra formando parte de los óxidos e hidróxidos precipitados y de los

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

silicatos laminares presentes en suelos calcáreos, mientras que el Fe ligado a la materia orgánica suele ser escaso. En ocasiones, la fracción extraíble de Fe puede aumentar tras el abonado, si bien contenidos incluso superiores al 5% respecto al total no llegan a provocar efectos tóxicos en los cultivos (Navarro y Navarro, 2000). En el área de estudio, ninguna de las parcelas analizadas alcanza ni supera este porcentaje.

MANGANESO

El valor medio de los contenidos extraíbles de Mn es 17 mg/kg, con un rango de variación entre 7 mg/kg (valor mínimo) y 29 mg/kg (valor máximo). En la Figura 7.8 se presentan los resultados obtenidos del análisis de la fracción extraíble de Mn en las 54 parcelas.

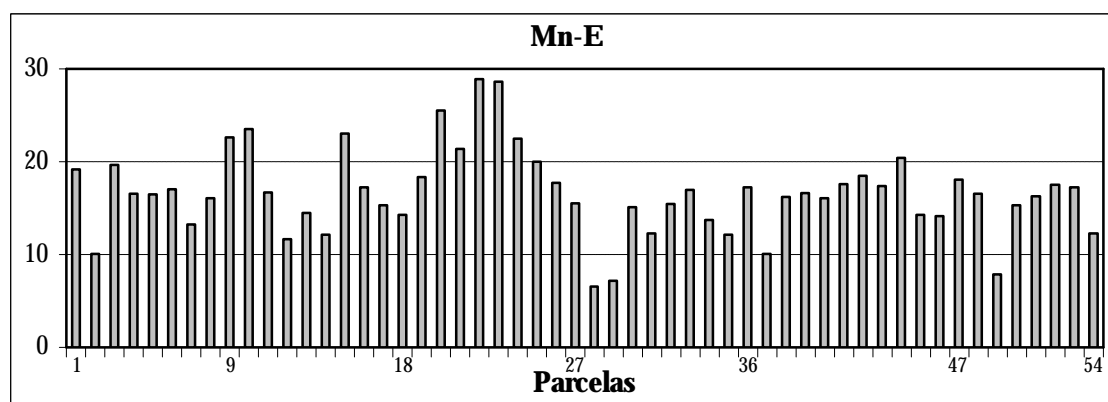


Figura 7.8.- Contenidos extraíbles de Mn (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

Los valores medios recogidos en la bibliografía son ligeramente inferiores, con 8 mg/kg para Millán *et al.* (1983) en el valle del Ebro y 7 mg/kg para Pomares *et al.* (1998) en Valencia, en ambos casos tras una extracción con DTPA. No obstante, Virgili *et al.* (2001) en Cataluña, obtienen un valor medio superior de 16 mg/kg utilizando EDTA.

En el ámbito internacional, Gough *et al.* (1980) en Carolina del Sur (EE.UU.) obtienen una media inferior a la del área de estudio de 12 mg/kg, tras una extracción con DTPA, mientras que pueden encontrarse otros estudios con resultados superiores como, por ejemplo, 32 y 69 mg/kg obtenidos por Haynes (1997) en Nueva Zelanda y Soon y Abboud (1990) en Canadá, tras una extracción con EDTA. Todas las parcelas se encuentran por encima del nivel crítico de deficiencia establecido en

1 mg/kg por varios autores (p. ej., Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Pomares *et al.*, 1998; Casas y Casas, 1999), por lo que no se observan problemas de deficiencia para este elemento.

La fracción extraíble de Mn viene a representar un 6% del contenido total de este metal. Por ello, a pesar de los elevados contenidos totales que han sido analizados, la disponibilidad del Mn es reducida, debido a su presencia en forma de compuestos insolubles a pH básico (Peterson y Girling, 1981).

NÍQUEL

El contenido medio de Ni extraíble de la población analizada es 0.53 mg/kg, siendo el valor mínimo de 0.19 mg/kg y el valor máximo de 1.0 mg/kg. En la Figura 7.9 se presentan los contenidos extraíbles de Ni que fueron analizados en las 54 parcelas.

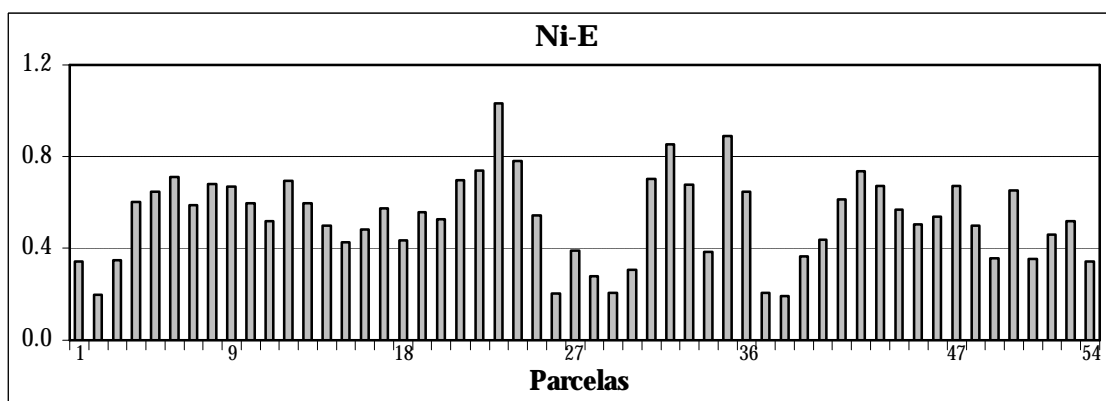


Figura 7.9.- Contenidos extraíbles de Ni (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

Los resultados obtenidos son similares a los encontrados por Errecalde *et al.* (1991) en suelos agrícolas de la provincia de Valencia, donde el valor medio obtenido es 0.46 mg/kg, y Andreu (1991), también en suelos de Valencia, con una media de 0.65 mg/kg. Por otro lado, Aller y Deban (1989) en suelos de León obtienen una media ligeramente superior, con un valor de 1.4 mg/kg. Ninguna de las parcelas supera el valor de referencia propuesto por Pérez *et al.* (2002) tras una extracción con DTPA para suelos agrícolas de Murcia (2 mg/kg).

En el ámbito internacional, Esser (1996) obtiene una media geométrica de 0.7 mg/kg en suelos de Noruega y Soon y Abooud (1990) en

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

suelos de Canadá y Pinamonti *et al.* (1997) en Italia obtienen una media de 0.9 mg/kg, ambas ligeramente superiores a la media obtenida en Alicante.

En el área de estudio, el contenido extraíble supone un 3% del contenido total, encontrándose una parcela con un porcentaje máximo del 5%. Andreu (1991) también obtiene una media del 3% en suelos agrícolas de la provincia de Valencia. Estos resultados sugieren que el Ni se encuentra en formas no móviles en el suelo. Algunos autores han atribuido esta escasa disponibilidad a la formación de fosfatos de níquel como consecuencia de las aportaciones realizadas en forma de fertilizantes fosfatados (p. ej., Mermut *et al.*, 1996), así como a la formación de otros compuestos insolubles (p. ej., hidróxidos). En cualquier caso, el Ni se incluiría dentro de los metales que han sido extraídos en menor proporción, con respecto al contenido total, obteniendo resultados similares a los encontrados en otros estudios.

PLOMO

El intervalo de variación de los contenidos extraíbles de Pb en el área de estudio se encuentra entre 1.1 mg/kg (valor mínimo) y 30 mg/kg (valor máximo), mientras que el valor medio es 5.2 mg/kg. En la Figura 7.10 se presentan los resultados obtenidos del análisis de la fracción extraíble de Pb en las 54 parcelas.

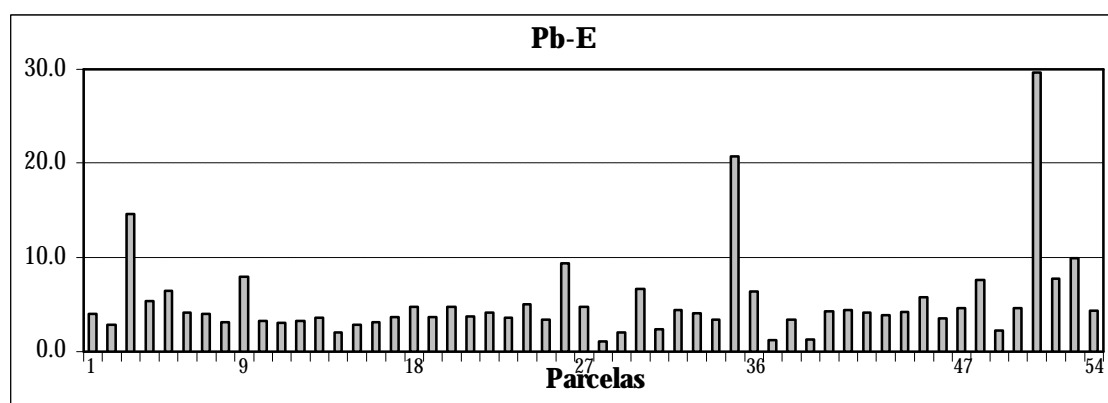


Figura 7.10.- Contenidos extraíbles de Pb (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas

El valor medio obtenido en el área de estudio es similar o superior a los contenidos medios analizados por Andreu (1991) en suelos agrícolas de Valencia (5.2 mg/kg) y por Aller y Deban (1989) en suelos de León

(0.5 mg/kg). Sin embargo, también pueden encontrarse estudios en el ámbito nacional que obtienen un contenido extraíble superior como, por ejemplo, Errecalde *et al.* (1991) en suelos agrícolas de Valencia, con un valor medio de 9.8 mg/kg. No obstante, el máximo valor analizado en el área de estudio corresponde a la parcela MPA-51, que presenta un contenido extraíble de Pb de 30 mg/kg y supera los contenidos máximos extraíbles con EDTA analizados por Andreu (1991) y Errecalde *et al.* (1991) en suelos agrícolas de Valencia. Además de esta parcela, se han analizado otras dos parcelas (MPA-03 y MPA-35) que superan el valor de referencia propuesto por Pérez *et al.* (2002) tras una extracción con DTPA para suelos agrícolas de Murcia (10 mg/kg). Estos contenidos de Pb podrían representar un riesgo para la salud humana debido a la elevada disponibilidad que presenta este elemento para ser transferido hasta otros componentes del ecosistema (p. ej., agua subterránea o cultivos).

En el ámbito internacional y bajo otras condiciones ambientales y edáficas, los resultados obtenidos en diversos trabajos varían entre 0.5 y 15 mg/kg, donde se incluye Esser (1996) en Noruega (0.7 mg/kg), Soon y Abooud (1990) en suelos agrícolas de Canadá (1.2 mg/kg), McGrath (1996) (7.6 mg/kg) en Irlanda y Pinamonti *et al.* (1997) (13.4 mg/kg) en Italia.

Los contenidos extraíbles representan un 22% del contenido total, si bien se han analizado dos parcelas (MPA-35 y MPA-51), en el término municipal de Elche, cuyo contenido extraíble representa un 29% del total. Estos resultados son muy superiores a los encontrados por Cano *et al.* (1997), con un valor medio del 4% tras una extracción con DTPA en suelos agrícolas de Madrid y Andreu (1991) con un valor medio del 11% tras extracción con EDTA. Además, cabe mencionar que para un elevado número de muestras (96%), la fracción extraíble de Pb representa un porcentaje mayor o igual al 15% respecto al contenido total, por lo que esta mayor disponibilidad del Pb se manifiesta para la mayoría de las muestras analizadas. Estos resultados están en consonancia con otros resultados de la bibliografía (p. ej., Luo y Christie, 1998; Stalikas *et al.*, 1999), donde el Cd, Cu y Pb representan los elementos con una mayor disponibilidad para los cultivos. Este hecho podría explicarse a consecuencia de la contaminación antrópica o externa que incorpora estos metales pesados fundamentalmente en formas solubles e intercambiables (Merry *et al.*, 1983; Cook y Hendershot, 1996).

En definitiva, en los suelos agrícolas de la provincia de Alicante se han encontrado elevados contenidos de Pb extraíbles con EDTA para algunas parcelas, lo que parece indicar un posible riesgo para la salud humana si continua la incorporación de este elemento en estos suelos.

ZINC

El contenido medio es 2.6 mg/kg, con un rango de variación entre 0.5 mg/kg (valor mínimo) y 11.9 mg/kg (valor máximo). En la Figura 7.11 se presenta un gráfico con los contenidos extraíbles de Zn en las 54 parcelas.

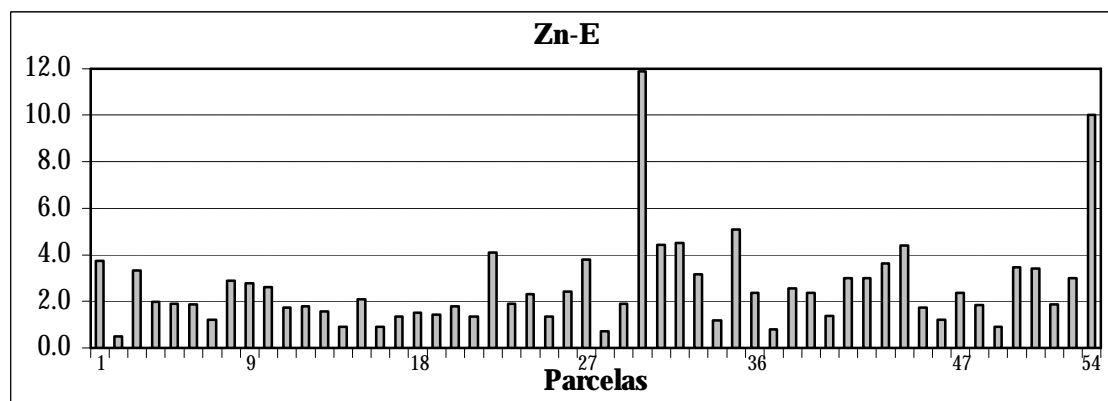


Figura 7.11.- Contenidos extraíbles de Zn (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas.

Estos resultados son similares a los obtenidos por Andreu (1991) (3.3 mg/kg) y Pomares *et al.* (1998) (5.0 mg/kg) en suelos agrícolas de la provincia de Valencia, pero ligeramente superiores a la fracción extraíble obtenida por Aller y Deban (1989) (1.0 mg/kg) en León y Millán *et al.* (1983) (1.8 mg/kg) en el valle del Ebro. Otros estudios obtienen contenidos medios superiores, por ejemplo, Errecalde *et al.* (1991) en Valencia, con un valor medio de 9.3 mg/kg, sugiriendo una mayor disponibilidad del Zn como consecuencia de los procesos de contaminación antrópica.

En el ámbito internacional, Haynes (1997) obtienen una concentración extraíble media de 1.3 mg/kg en Nueva Zelanda, Esser (1996) obtienen una media de 1.5 mg/kg en Noruega y Gough *et al.* (1980) obtienen un valor medio de 1.6 mg/kg en Carolina del Sur (EE.UU.). Todos estos resultados son inferiores a la fracción extraíble media en el área de estudio.

El contenido de Zn asimilable por las plantas suele situarse por debajo de 10 mg/kg, mientras que el valor crítico de deficiencia es de 0.5 mg/kg, según diferentes autores (p. ej., Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Pomares *et al.*, 1998; Casas y Casas, 1999). Los problemas de deficiencia suelen manifestarse en suelos básicos, debido a la baja solubilidad del Zn a pH elevados (McBride, 1994). En el área de estudio, tan sólo una parcela (MPA-02) presentó un contenido extraíble de Zn por debajo del valor

crítico de deficiencia, indicando posibles deficiencias sobre los cultivos hortícolas en este suelo.

Siguiendo el valor de referencia propuesto por Pérez *et al.* (2002) tras una extracción con DTPA para suelos agrícolas de Murcia (2 mg/kg), se han analizado 27 parcelas (50% del total) que superan este valor. Por otro lado, Adriano (2001) establece que concentraciones por encima de 4.3 mg/kg de Zn causan el cese del crecimiento radicular para determinados cultivos (p. ej., lechuga), que es superado por seis parcelas (MPA-30, 31, 32, 35, 44 y 54). Además, el mayor contenido disponible corresponde a la parcela MPA-30, que presenta un valor de 11.9 mg/kg, por lo que esta elevada fracción extraíble podría representar problemas de toxicidad para los cultivos presentes.

El porcentaje medio de Zn-extraíble con respecto al contenido total es 5%, mientras que el máximo valor encontrado es 15%. Estos resultados son superiores a los obtenidos por Pérez *et al.* (1995), aunque similares a los obtenidos por Andreu (1991) con un porcentaje del 5% y Graña *et al.* (1991b), con porcentajes que varían entre un 0.3% y un 7%, si bien en este último caso la extracción se ha realizado con acetato amónico. En consecuencia, a pesar de que el Zn es uno de los elementos de menor disponibilidad (Jeng y Singh, 1993; Cala *et al.*, 1997; Estévez *et al.*, 1998), la cantidad de Zn extraíble en los suelos del área de estudio es relativamente elevada en algunas parcelas, pudiendo indicar un posible origen antrópico.

7.3.- Relaciones estadísticas entre los contenidos extraíbles de metales pesados.

7.3.1.- Matriz de correlación.

En la Tabla 7.5 se presentan los resultados del coeficiente de correlación (r) y la significación (P) que han sido obtenidos al estudiar las correlaciones existentes entre la fracción extraíble de los distintos metales pesados. Según el estudio estadístico realizado, se presenta el coeficiente de Spearman para todos los metales, excepto en el caso de la correlación entre el Co y Ni para la que se presenta el coeficiente de Pearson puesto que ambos presentaron una distribución normal.

En este caso, y al igual que ocurría con los contenidos totales, también se observa una correlación positiva entre la mayoría de los contenidos

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

extraíbles. Esta correlación positiva parece desvelar igualmente un origen común, de tal forma que el aumento de un metal parece estar ligado al aumento de otros metales. Así, por ejemplo, el Cu, Pb y Zn, que parecen tener un origen antrópico, están altamente correlacionados entre sí ($P < 0.01$), al igual que han encontrado otros investigadores (p. ej., Lacalle *et al.*, 2000). Asimismo, el contenido extraíble Cd y Pb también presentan una fuerte correlación, por lo que ambos elementos podrían tener un origen común como consecuencia de los procesos de contaminación puntual relacionados con la actividad antrópica. Para el resto de metales, las correlaciones encontradas podrían indicar un origen común a partir del material originario.

Tabla 7.5.- Correlaciones entre los contenidos de metales pesados extraíbles.

Variable		Cd-E	Co-E	Cr-E	Cu-E	Fe-E	Mn-E	Ni-E	Pb-E	Zn-E
Cd-E	r	1.000								
	P	-								
Co-E	r	0.254 ^b	1.000							
	P	0.064	-							
Cr-E	r	0.317 ^{*b}	0.234 ^b	1.000						
	P	0.019	0.089	-						
Cu-E	r	0.170 ^b	0.034 ^b	0.111 ^b	1.000					
	P	0.220	0.809	0.423	-					
Fe-E	r	0.509 ^{**b}	0.444 ^{**b}	0.463 ^{**b}	0.290 ^{*b}	1.000				
	P	0.000	0.001	0.000	0.033	-				
Mn-E	r	0.424 ^{**b}	0.729 ^{**b}	0.419 ^{**b}	0.355 ^{**b}	0.467 ^{**b}	1.000			
	P	0.001	0.000	0.002	0.008	0.000	-			
Ni-E	r	0.382 ^{**b}	0.339 ^{*a}	0.478 ^{**b}	0.100 ^b	0.501 ^{**b}	0.320 ^{*b}	1.000		
	P	0.004	0.012	0.000	0.474	0.000	0.018	-		
Pb-E	r	0.454 ^{**b}	0.071 ^b	0.148 ^b	0.310 ^{*b}	0.185 ^b	0.305 ^{*b}	0.156 ^b	1.000	
	P	0.001	0.611	0.286	0.022	0.180	0.025	0.261	-	
Zn-E	r	0.188 ^b	0.094 ^b	0.103 ^b	0.496 ^{**b}	0.040 ^b	0.271 ^{*a}	0.257 ^b	0.489 ^{**b}	1.000
	P	0.174	0.499	0.461	0.000	0.773	0.047	0.060	0.000	-

* La correlación es significativa al nivel 0.05; ** La correlación es significativa al nivel 0.01; ^a Coeficiente de Pearson; ^b Coeficiente de Spearman

7.3.2.- Análisis factorial.

El análisis factorial de los contenidos extraíbles de metales pesados analizados a través del análisis de los componentes principales nos muestra que el 66% de la varianza puede ser explicada mediante tres factores o componentes (C1, C2 y C3). En la Tabla 7.6 se presentan las variables

incluidas dentro de los tres componentes identificados, así como el porcentaje de varianza que explica cada uno de ellos. En la tabla se destacan en negrita aquellas variables que presentan un mayor coeficiente de carga dentro de cada componente.

Tabla 7.6.- Análisis de componentes principales de los contenidos extraíbles de metales pesados.

Variables	Componentes Principales		
	C1	C2	C3
Fe-E	0.843	-0.131	0.130
Mn-E	0.839	0.060	0.144
Co-E	0.718	-0.232	0.152
Ni-E	0.713	0.049	-0.371
Cr-E	0.705	0.037	-0.154
Cd-E	0.673	0.291	-0.249
Zn-E	-0.021	0.827	0.143
Pb-E	0.004	0.704	-0.069
Cu-E	0.008	0.066	0.948
Autovalor	3.406	1.346	1.191
Varianza Explicada	38%	15%	13%

El primer componente (C1) explica el 38% de la varianza donde se incluyen todos los metales pesados excepto el Cu, Pb y Zn. El segundo componente (C2) explica un 15% de la varianza donde se incluyen el Zn y Pb, si bien el Cd también participa con un menor coeficiente de carga. Finalmente, el tercer componente (C3) explica un 13% de la varianza, donde interviene principalmente el Cu.

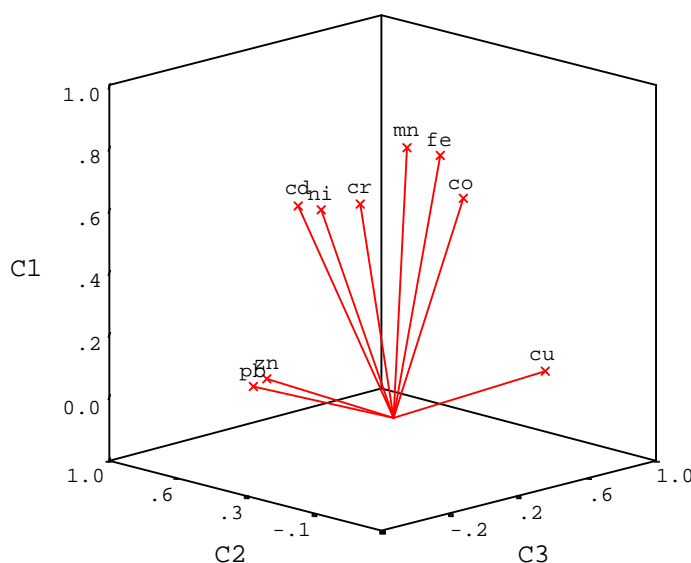
En la Figura 7.12 se muestra la representación gráfica de los tres componentes identificados. En este caso, el análisis factorial permite caracterizar las relaciones entre los distintos contenidos extraíbles de metales pesados, aspecto que no podía deducirse a partir de la matriz de correlación donde la mayoría de los metales pesados estaban relacionados entre sí.

En la parte superior se encuentra el primer grupo de metales mencionados (Cd, Co, Cr, Fe, Mn y Ni), que conforman el componente C1. Los contenidos extraíbles de estos elementos parecen mayoritariamente relacionados con un origen litogénico. Por otro lado, el Cu, Pb y Zn constituyen un segundo grupo de metales que participan mayoritariamente en los componentes C2 y C3. Los contenidos extraíbles de estos elementos estarían principalmente relacionados con el origen antrópico de los

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

mismos, puesto que tal y como quedó reflejado en la presentación de los resultados, estos tres metales presentan una mayor disponibilidad en los suelos del área de estudio sugiriendo un origen ligado a las actividades humanas que rodean a estos suelos (p. ej., actividad urbano-industrial, prácticas agrícolas).

En el caso del contenido extraíble de Cd, éste aparece mayoritariamente asociado a los metales de origen litogénico, formando parte del componente C1, si bien también presenta un reducido peso en el componente C2. En consecuencia, el origen antrópico de la fracción extraíble de Cd no resulta tan evidente como ocurría con los contenidos totales, debido posiblemente a los bajos valores analizados en su mayoría mediante EAA-Horno. Por otra parte, la fracción extraíble de Zn presenta una clara relación con los metales pesados mayoritariamente relacionados con la actividad humana, lo que permite sugerir que los contenidos extraíbles de este metal tendrían un origen antrópico.



- Representación gráfica de los componentes principales que han sido identificados para los contenidos extraíbles de metales pesados.

7.3.3- Análisis cluster.

En la Figura 7.13 se presenta el dendrograma obtenido a partir del análisis cluster de los contenidos extraíbles. La figura muestra un primer grupo de metales donde se incluyen el Cd, Co, Cr, Fe, Mn y Ni relacionados mayoritariamente con un origen litogénico, si bien el Cd

parece también diferenciarse a su vez de este grupo constituyendo un cluster. Por otro lado, el Cu, Pb y Zn se encontrarían relacionados entre sí debido a su origen antrópico, formando un grupo afín.

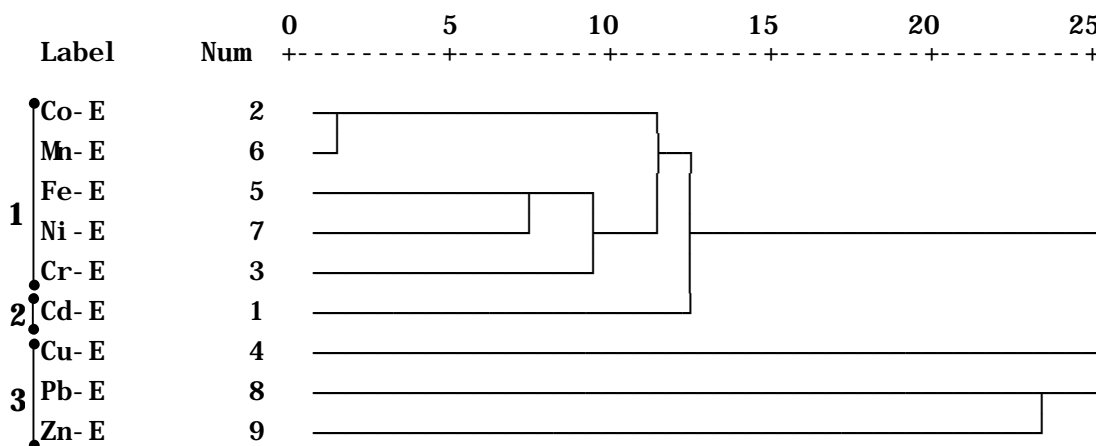


Figura 7.13.- Dendrograma obtenido en el análisis cluster de los contenidos extraíbles de metales pesados.

Los resultados obtenidos a partir del análisis cluster del contenido extraíble de los metales pesados conducen a conclusiones similares a las alcanzadas en el análisis cluster para los contenidos totales. En aquel caso, el contenido total de Cd parecía más relacionado con la actividad humana debido a su relación con otros metales pesados de origen mayoritariamente antrópico como el Cu y el Pb. En el caso de la fracción extraíble, esta relación no es tan clara debido, posiblemente, a los bajos contenidos extraíbles y que, además, fueron analizados mediante EAA-Horno. Por otro lado, el contenido extraíble de Zn estaría principalmente relacionado con los metales pesados de origen antrópico, mientras que el contenido total de Zn se mostraba afín tanto a metales de origen litogénico como a metales de origen antrópico.

En la Figura 7.14 se presenta el dendrograma que muestra la relación entre las diferentes parcelas en función de los contenidos extraíbles de metales pesados. En una primera etapa, la parcela MPA-38 se separa del resto de parcelas (Grupo 1). Esta parcela, ubicada en el término municipal de Villena, en la zona agrícola del Alto Vinalopó, representaría una parcela con una elevada fracción extraíble de Cu. En una segunda etapa se encuentra el Grupo 2, donde queda incluida la parcela MPA-23, localizada en San Fulgencio (Bajo Segura), que presenta altos contenidos extraíbles de

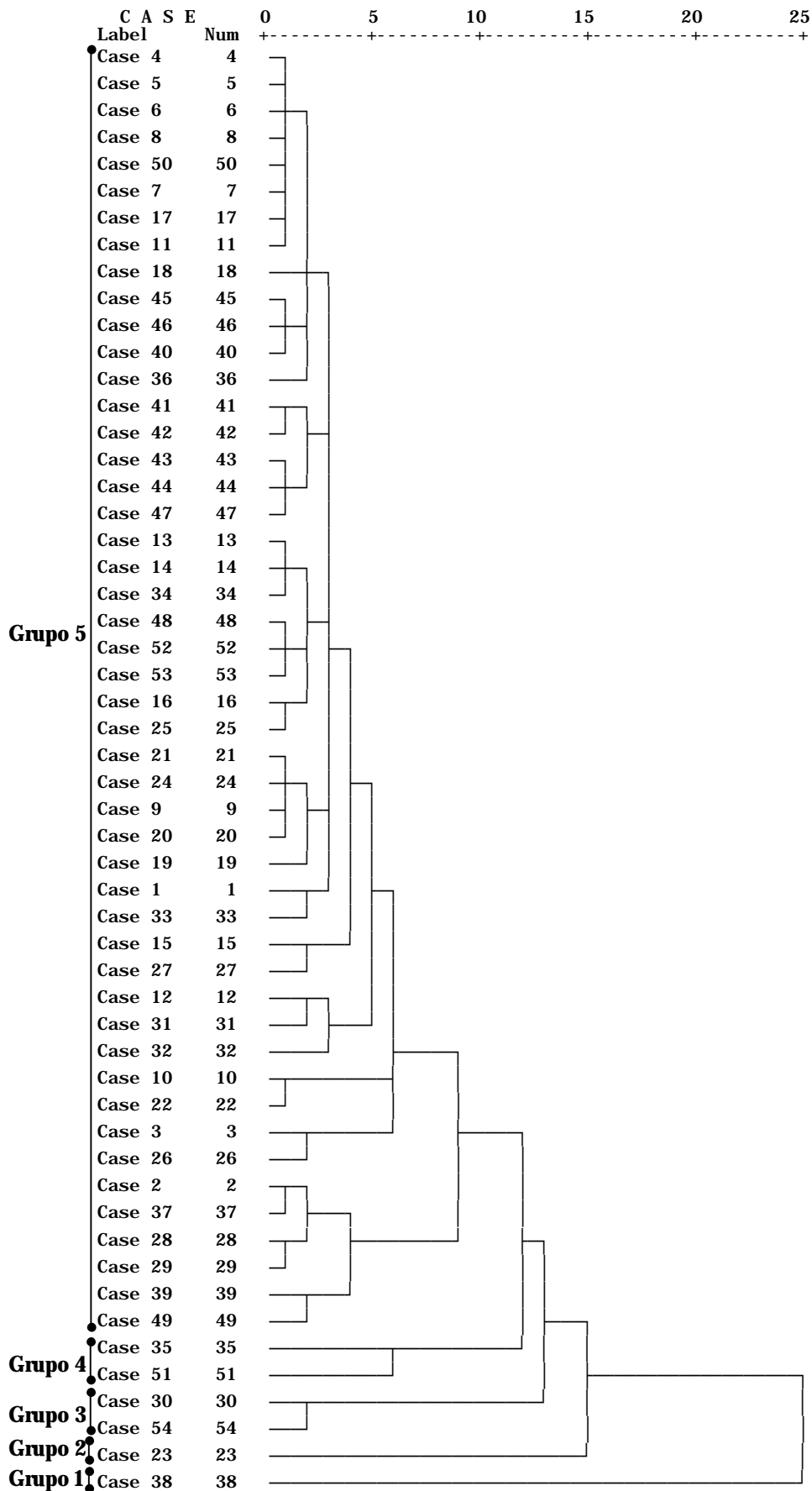


Figura 7.14.- Dendrograma obtenido en el análisis cluster de los contenidos extraíbles por parcelas.

Cu y Pb. El Grupo 3 está formado por las parcelas MPA-30 y MPA-54, ambas localizadas en el término municipal de Elche (Bajo Vinalopó), con elevadas fracciones extraíbles de Cu. En el Grupo 4 se incluyen las parcelas MPA-35 y MPA-51, también situadas en el término municipal de Elche (Bajo Vinalopó), con altos contenidos de Pb extraíble. Por tanto, estos cuatro grupos incluyen parcelas con altos contenidos extraíbles, que podrían presentar un riesgo para la salud humana o el medio ambiente. Por otro lado, el Grupo 5 engloba al resto de parcelas, de localización muy variada y con valores normales para la fracción extraíble.

A partir de los resultados obtenidos, se puede confirmar que no existe una zona fuertemente contaminada por determinados metales, sino que la contaminación se produce a nivel puntual en aquellos suelos o parcelas afectadas por actividades humanas localizadas. En aquellas parcelas para las cuales los contenidos extraíbles fueron mayores al resto (11% de las parcelas) deberían realizarse investigaciones adicionales que permitieran concretar en cuanto al origen de dichas concentraciones y las posibles repercusiones medioambientales.

7.4.- Relaciones estadísticas entre los contenidos extraíbles de metales pesados y las propiedades y características edáficas.

7.4.1.- Matriz de correlación.

Las correlaciones entre las propiedades y características edáficas (pH, CEes, MO, CaCO₃, CIC, arena, limo y arcilla) y los contenidos extraíbles de metales pesados en los suelos agrícolas se presentan en la Tabla 7.7, donde aparecen los coeficientes de correlación (r) y el nivel de significación (P). En el caso que intervenga el pH en agua (pH1), la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEes), el contenido de arena y los contenidos extraíbles de todos los metales pesados excepto Co y Ni, se presenta el coeficiente de Spearman. Para el resto de variables, se presenta el coeficiente de Pearson.

La correlación altamente significativa ($P < 0.01$) y negativa entre el contenido extraíble de **Cd** y los carbonatos parece indicar la formación de uniones entre ambos a través de procesos de adsorción y/o precipitación, en virtud de la semejanza de radios iónicos entre el Ca²⁺ (0.100 nm) y el Cd²⁺ (0.095 nm) (McBride, 1989; Vigil de la Villa *et al.*, 1997; Cala, 1998). Este comportamiento está en consonancia con los estudios realizados por

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

numerosos autores que también encuentran relaciones entre el Cd y los carbonatos (p. ej., McBride *et al.*, 1981; McBride, 1989; Alloway, 1990; Madrid y Díaz-Barrientos, 1992; Mermut *et al.*, 1996; Vigil de la Villa *et al.*, 1997). Asimismo, el Cd también presenta una correlación altamente significativa con la materia orgánica que también ha sido señalada por numerosos autores (p. ej., De Pieri *et al.*, 1997; Vigil de la Villa *et al.*, 1997). El análisis de la matriz de correlación parece indicar que existe una influencia ligeramente mayor de los carbonatos que de la materia orgánica, posiblemente debido a los bajos contenidos de esta última en el área de estudio.

Tabla 7.7.- Correlaciones entre las propiedades y características edáficas y los contenidos extraíbles de metales pesados en suelos agrícolas.

Variable		pH	CEes	MO	CaCO ₃	CIC	Arena	Limo	Arcilla
Cd-E	r	-0.211 ^b	0.113 ^b	0.468 ^{**b}	-0.492 ^{**b}	0.348 ^{**b}	-0.288 ^{ab}	0.334 ^{ab}	0.190 ^b
	P	0.127	0.416	0.000	0.000	0.010	0.035	0.013	0.168
Co-E	r	-0.680 ^{**b}	0.483 ^{**b}	0.484 ^{**a}	-0.203 ^a	0.372 ^{**a}	-0.556 ^{**b}	0.511 ^{**a}	0.451 ^{**a}
	P	0.000	0.000	0.000	0.142	0.006	0.000	0.000	0.001
Cr-E	r	0.104 ^b	-0.055 ^b	0.475 ^{**b}	-0.170 ^b	0.557 ^{**b}	-0.381 ^{**b}	0.336 ^{ab}	0.212 ^b
	P	0.453	0.694	0.000	0.219	0.000	0.004	0.013	0.124
Cu-E	r	-0.083 ^b	-0.375 ^{**b}	0.133 ^b	-0.319 ^{ab}	0.091 ^b	-0.049 ^b	-0.245 ^b	0.185 ^b
	P	0.552	0.005	0.337	0.019	0.512	0.726	0.074	0.180
Fe-E	r	-0.303 ^{ab}	-0.027 ^b	0.405 ^{**b}	-0.481 ^{**b}	0.501 ^{**b}	-0.579 ^{**b}	0.308 ^{ab}	0.579 ^{**b}
	P	0.026	0.845	0.002	0.000	0.000	0.000	0.023	0.000
Mn-E	r	-0.415 ^{**b}	0.189 ^b	0.574 ^{**b}	-0.313 ^{ab}	0.498 ^{**b}	-0.519 ^{**b}	0.321 ^{ab}	0.413 ^{**b}
	P	0.002	0.172	0.000	0.021	0.000	0.000	0.018	0.002
Ni-E	r	-0.104 ^b	0.140 ^b	0.268 ^{ab}	-0.009 ^a	0.511 ^{**a}	-0.497 ^{**b}	0.445 ^{**a}	0.373 ^{**a}
	P	0.452	0.313	0.050	0.948	0.000	0.000	0.001	0.006
Pb-E	r	0.011 ^b	0.035 ^b	0.227 ^b	-0.089 ^b	-0.073 ^b	0.126 ^b	0.135 ^b	-0.155 ^b
	P	0.940	0.802	0.099	0.522	0.600	0.365	0.331	0.262
Zn-E	r	-0.004 ^b	-0.074 ^b	0.173 ^b	0.204 ^b	-0.029 ^b	0.128 ^b	-0.144 ^b	-0.053 ^b
	P	0.976	0.597	0.210	0.139	0.833	0.355	0.299	0.706

* La correlación es significativa al nivel 0.05; ** La correlación es significativa al nivel 0.01; ^a Coeficiente de Pearson; ^b Coeficiente de Spearman

El contenido extraíble de **Co** se correlaciona con todas las propiedades y características de los suelos estudiados, excepto con los carbonatos. En algunos casos, la correlación es positiva (p. ej., CEes, MO, CIC, limo y arcilla), mientras que para el resto de variables la correlación es negativa

(p. ej., pH1 y arena). Las correlaciones entre el Co y los principales coloides del suelo (materia orgánica y arcilla) parecen indicar una adsorción por estos componentes, si bien la fracción limo también tendría cierta influencia. Por otro lado, el Co presenta una correlación altamente significativa ($P < 0.01$) y positiva con la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEes), aunque el coeficiente de correlación es bajo posiblemente debido a los bajos contenidos y su escasa variabilidad.

El **Cr** presenta correlación positiva con la MO, la CIC y el limo, mientras que la correlación negativa aparece ligada al contenido de arena. Las formas de Cr presentes en el suelo dependen principalmente del pH y del potencial redox (Boluda, 1988b). Por tanto, los elevados valores de pH presentes en el área de estudio determinan la presencia de formas de menor movilidad, encontrándose asociado mayoritariamente a los minerales del suelo con fuertes energías de enlace (Cala, 1998) y en formas insolubles.

La fracción extraíble de **Cu** se encuentra correlacionada de forma significativa y negativa con los carbonatos, con un coeficiente de correlación bajo ($r < 0.350$). Generalmente, el Cu es considerado como uno de los elementos que exhibe una mayor capacidad para interaccionar químicamente con los minerales y con los componentes orgánicos del suelo (Boluda, 1988b; Mortvedt, 2000). El comportamiento del Cu en el suelo puede relacionarse inversamente con la presencia de iones divalentes como el Ca^{2+} , debido a que estos iones compiten con algunos metales pesados en los procesos de adsorción. Por otro lado, la relación lineal que fue encontrada entre el contenido total de Cu y la materia orgánica sugiere la formación de complejos orgánicos estables, pudiendo ser el origen de la escasa relación de la materia orgánica con la fracción extraíble, tal y como señalan algunos autores (p. ej., Thornton, 1981; Graña *et al.*, 1991b; Mortvedt, 2000). El Cu presenta también una correlación negativa y altamente significativa ($P < 0.01$) con la conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEes), si bien el coeficiente de correlación es bajo. Esto parece indicar que los procesos de salinidad podrían influir en la movilidad de este elemento, tal y como sugieren Doner *et al.* (1982), favoreciendo la transferencia del Cu hasta otros componentes del ecosistema debido a la formación de complejos con los iones cloruro.

El **Fe** se correlaciona con todos los parámetros edáficos, excepto con la conductividad eléctrica (CEes). La correlación positiva se presenta con la materia orgánica, el limo, la arcilla y la CIC y la correlación negativa con el pH, los carbonatos y la arena. La correlación entre el Fe y el pH parece manifestar la importancia de esta propiedad en la solubilidad de este elemento (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Adriano, 2001). De hecho,

VII. *Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas*

debido a los elevados valores de pH en los suelos del área de estudio, el Fe se encuentra presente en formas insolubles y condiciona una menor disponibilidad del mismo para los cultivos presentes (Mortvedt, 2000).

La concentración extraíble de **Mn** se correlaciona con todos los parámetros edáficos, excepto con la conductividad eléctrica (CEes), al igual que ocurría con el Fe. La correlación positiva se corresponde con la MO, CIC, limo y arcilla, mientras que la correlación es negativa con el pH y la arena. La correlación entre la fracción extraíble de Mn y el pH manifiesta la importancia de esta característica en la disponibilidad de este elemento, favoreciendo la inmovilización del Mn a pH elevados, por ejemplo, en forma de óxidos e hidróxidos precipitados (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Mortvedt, 2000; Adriano, 2001).

El **Ni** extraíble presenta correlación positiva con la MO, CIC, limo y arcilla, mientras que la correlación con la arena presenta signo negativo. En general, el Ni es uno de los cationes que interacciona mayoritariamente con los coloides del suelo (Gimeno-García *et al.*, 1995). Así, por ejemplo, Boluda (1988b) establece una relación directa entre la concentración de Ni y las arcillas, de forma que se aprecia un aumento de los contenidos de este metal en los suelos arcillosos.

El contenido extraíble de **Pb** no presenta correlación con ninguna de las propiedades y características edáficas analizadas. Esta falta de relación parece sugerir que los contenidos extraíbles de este metal en el área de estudio proceden mayoritariamente de las actividades humanas contaminantes, al igual que han encontrado otros autores (p. ej., Rodríguez-Sanchidrián y Cala, 1987). Por otro lado, la elevada correlación del Pb con otros metales como el Cu y el Zn, típicamente contaminantes en suelos agrícolas, parecen confirmar el origen antrópico de esta fracción.

La fracción extraíble de **Zn** tampoco presenta correlación con ninguna de las características edáficas estudiadas, al igual que el Pb. Diferentes estudios han sugerido que el Zn se encuentra mayoritariamente en la estructura de los minerales de arcilla con fuertes energías de enlace (p. ej., Cala *et al.*, 1992; Cala *et al.*, 1997; Ma y Rao, 1997; Lacalle *et al.*, 2000). Sin embargo, en el área de estudio se han encontrado algunas parcelas con una elevada fracción extraíble, lo que parece sugerir un origen antrópico. Este hecho demuestra la escasa correlación encontrada con las propiedades edáficas analizadas. Otros autores, por ejemplo Graña *et al.* (1991b), sólo encuentran correlaciones entre el zinc y los óxidos de hierro y manganeso.

A modo de síntesis, conviene resaltar que la materia orgánica y las arcillas son los componentes del suelo que se correlacionan

mayoritariamente con el contenido extraíble de los metales pesados. Esto corrobora, una vez más, que ambos componentes son los más activos en la adsorción de los metales pesados en los suelos del área de estudio, junto con el contenido en carbonatos para ciertos elementos. Sin embargo, los metales pesados de posible origen antrópico presentan menores correlaciones con las propiedades y características del suelo, puesto que la actividad humana suele incorporar estos elementos en formas solubles.

7.4.2.- Análisis factorial.

En la Tabla 7.8 se presentan las diferentes variables que han sido incluidas dentro de los cinco componentes identificados mediante el análisis factorial. En la tabla se destacan en negrita aquellas que presentan un mayor coeficiente de carga dentro de cada componente.

Tabla 7.8.- Análisis de componentes principales entre los contenidos extraíbles y las propiedades y características edáficas.

Variable	Componentes Principales				
	1	2	3	4	5
CIC	0.873	-0.075	-0.162	0.000	-0.050
Arena	-0.805	-0.432	0.198	0.040	-0.136
Fe-E	0.786	0.135	-0.122	-0.122	-0.245
Cr-E	0.758	-0.163	0.078	0.238	-0.034
MO	0.711	0.089	0.239	-0.065	-0.220
Arcilla	0.705	0.179	-0.321	-0.371	0.107
Mn-E	0.682	0.368	0.199	-0.091	-0.266
Ni-E	0.677	0.108	0.031	0.349	0.062
Cd-E	0.513	0.209	0.340	0.302	-0.461
pH	-0.113	-0.862	0.011	0.108	0.235
CEes	-0.170	0.821	-0.083	0.246	0.143
Co-E	0.485	0.716	-0.029	-0.100	-0.152
Limo	0.508	0.534	0.069	0.416	0.101
Zn-E	0.022	-0.194	0.780	-0.163	0.213
Pb-E	-0.068	0.064	0.689	0.049	-0.038
Cu-E	0.009	-0.036	0.087	-0.875	-0.038
CaCO ₃	-0.087	-0.055	0.162	0.079	0.925
Autovalor	6.161	2.131	1.625	1.432	1.188
Varianza Explicada	36%	13%	10%	8%	7%

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

Los resultados de la tabla muestran que el 74% de la varianza puede ser explicada mediante cinco componentes (C1, C2, C3, C4 y C5). El primer componente (C1) explica el 36% de la varianza, en el que se incluyen, como variables de mayor peso, la CIC, la materia orgánica, la arcilla y el limo, junto con la arena que participa en sentido negativo, y los contenidos extraíbles de Cd, Cr, Fe, Mn y Ni. El segundo componente (C2) explica un 13% de la varianza, en el que se incluyen el pH, la conductividad eléctrica en el extracto de saturación, el limo y el Co. El tercer componente (C3) explica un 10% de la varianza, en el que interviene principalmente el contenido extraíble de Zn y Pb, si bien el Cd y la arcilla también forman parte de este componente con un menor coeficiente de carga. El cuarto componente (C4) explica un 8% de la varianza, incluyendo como única variable la fracción extraíble de Cu, aunque el Cd, el Ni, la arcilla y el limo presentan una menor importancia dentro de este componente. Finalmente, el quinto y último componente (C5) explica un 7% de la varianza donde las variables que presentan un mayor coeficiente de carga son los carbonatos y el Cd que participa con signo negativo.

En la Figura 7.15 se presenta la proyección espacial de los componentes C2, C3 y C4. En este caso, la identificación de relaciones entre las diferentes variables es compleja, si bien a partir de los resultados de la tabla podemos distinguir dos grupos.

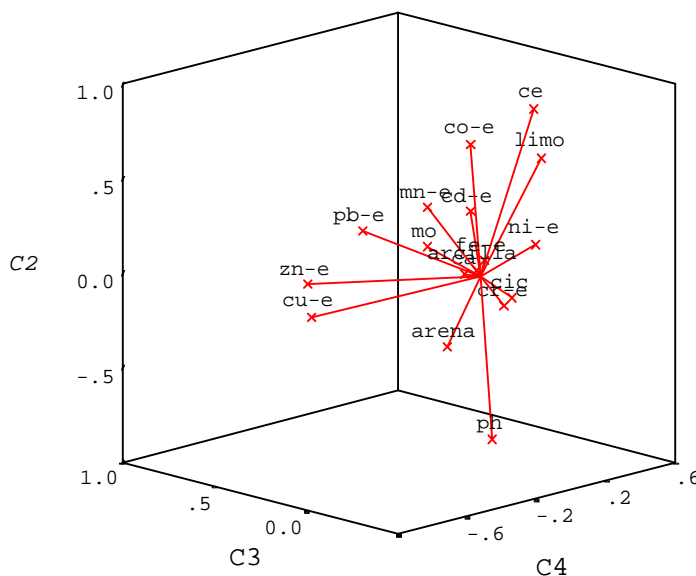


Figura 7.15.- Representación gráfica de los componentes principales que han sido identificados entre los contenidos extraíbles de metales pesados y las propiedades y características edáficas.

El primer grupo está formado por la conductividad eléctrica, el limo y el Co que se encuentran en la zona opuesta al pH. En el centro de la gráfica se encuentra el segundo grupo, en el que no es posible deducir ninguna relación clara, aunque en función de la matriz de correlación la fracción extraíble de Cu, Pb y Zn podrían estar formando un subconjunto. Por otro lado, los componentes del suelo relacionados con la capacidad de intercambio se encontrarían próximos en el espacio, permitiendo identificar otro subconjunto relacionado mayoritariamente con la fracción extraíble de aquellos metales pesados procedentes del material originario.

7.4.3.- Análisis cluster.

En la Figura 7.16 se presenta el dendrograma obtenido a partir del análisis de las propiedades y características edáficas y la fracción extraíble de metales pesados, en el que se observan dos grandes grupos.

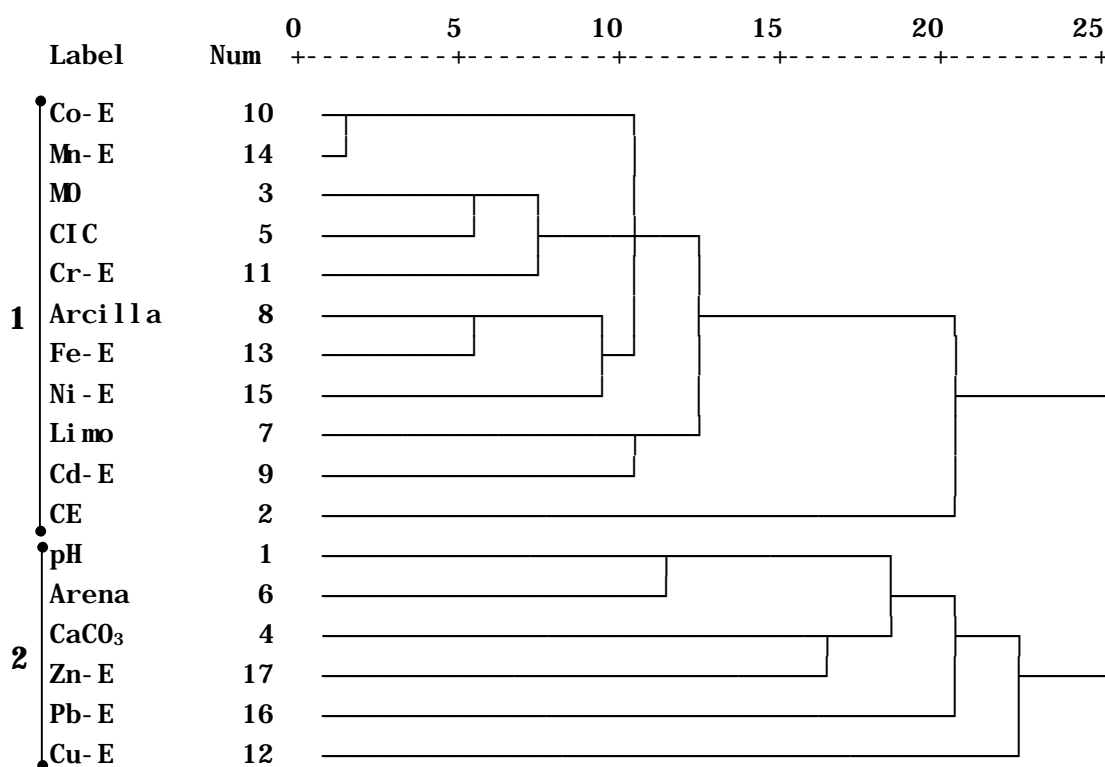


Figura 7.16.- Dendrograma obtenido en el análisis cluster entre los contenidos extraíbles de metales pesados y las propiedades y características edáficas.

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

Por un lado, puede identificarse un primer grupo formado por diferentes propiedades edáficas, entre las que se incluyen aquellas relacionadas con los procesos de adsorción de los metales pesados en el suelo (p. ej., materia orgánica, arcilla y CIC), y los contenidos extraíbles para la mayoría de los metales pesados, mientras que la CEes forma un cluster independiente. Por otro lado, se identifica un segundo grupo formado por el pH, el contenido de arena, los carbonatos y el contenido extraíble de Zn, Pb y Cu, que incluye aquellos elementos que presentaron una menor correlación con el resto de variables. Al igual que ocurría con los resultados del análisis factorial, los contenidos extraíbles de estos últimos parecen verse influenciados por las actividades humanas próximas a estos suelos, más que por las propiedades y características de los suelos presentes, debido a su origen mayoritariamente antrópico.

7.4.4.- Rectas de regresión lineal.

En la Tabla 7.9 se presentan las rectas de regresión lineal entre los contenidos extraíbles de metales pesados y las diferentes propiedades edáficas, los coeficientes de regresión (R) y determinación (R²) y la distribución de los residuos.

Tabla 7.9.- Rectas de regresión lineal obtenidas entre los contenidos extraíbles de metales pesados y las propiedades y características edáficas.

Metal	Rectas de Regresión	R	R ²	Residuos
Cd	$Cd-E = 0.08 + 0.02 MO - 0.002 CaCO_3 + 0.001 L$	0.625	0.391	Normal
Co	$Co-E = 1.7 - 0.19 pH + 0.05 MO$	0.744	0.554	No Normal
Cr	$Cr-E = 0.02 + 0.002 CIC$	0.585	0.342	Normal
Cu	$Cu-E = 3.9 - 0.04 CaCO_3$	0.358	0.128	Normal
Fe	$Fe-E = 10.0 + 0.2 A - 0.2 CaCO_3 + 0.2 L - 3.7 Log CEes$	0.741	0.550	Normal
Mn	$Mn-E = 50.5 + 3.1 MO - 4.9 pH$	0.593	0.352	Normal
Ni	$Ni-E = - 0.01 + 0.02 CIC + 0.006 L$	0.540	0.292	Normal
Pb	$Pb-E = 2.4 - 0.7 MO$	0.298	0.089	Normal
Zn	$Log Zn-E = - 0.33 + 0.006 CaCO_3 + 0.003 L + 0.005 A + 0.2 Log Ar$	0.311	0.096	Normal

Las distintas variables incluidas en las rectas han sido transformadas convenientemente hasta alcanzar la normalidad, en función de los resultados obtenidos en el tratamiento estadístico. En este caso, el pH y los

contenidos extraíbles de Cu, Mn y Pb se han incluido en las rectas sin considerar los valores discordantes, mientras que la conductividad eléctrica, la arena y el contenido extraíble de Zn han sido incluidos utilizando la transformación logarítmica de los datos. Finalmente, los contenidos extraíbles de Cd, Cr y Fe, a pesar de no ajustarse a una distribución normal, también han sido incluidos para la obtención de las rectas de regresión.

Los modelos de regresión obtenidos no llegan a explicar el 50% de la variación, excepto en el caso del Fe que supera ligeramente este valor. Asimismo, los residuos obtenidos con la recta de regresión del Co no siguen una distribución normal, por lo que el modelo obtenido no permite predecir de una forma adecuada los contenidos extraíbles de Co en el suelo. La obtención de los coeficientes de determinación para el resto de metales sugiere que la variabilidad de los contenidos extraíbles con EDTA no puede ser explicada mediante la inclusión de las propiedades y características del suelo en las rectas de regresión.

Asimismo, el menor coeficiente de determinación se ha encontrado para el contenido extraíble de Pb, que presenta relación únicamente con la materia orgánica y explica un escaso porcentaje de la varianza. Estos resultados también han sido encontrados por Rodríguez-Sanchidrián y Cala (1987) y De Pieri *et al.* (1997) que encuentran un porcentaje de variabilidad inferior al 50% para ambas variables.

7.5.- Relaciones estadísticas entre los contenidos extraíbles y los contenidos totales de metales pesados.

7.5.1.- Matriz de correlación.

En la Tabla 7.10 se presentan las correlaciones obtenidas entre los contenidos extraíbles y los contenidos totales para cada metal, en lo que respecta al coeficiente de correlación (r) y la significación (P). En el caso del Co y Ni se presentan el coeficiente de Pearson, debido a que las dos poblaciones enfrentadas presentaron una distribución normal, tanto en las poblaciones de metales totales como extraíbles. Para el resto de metales se presenta el coeficiente de Spearman.

A partir de la matriz de correlación, se observa que todos los metales presentan una correlación lineal y altamente significativa ($P < 0.01$) entre el contenido total y el contenido extraíble, excepto en el caso del Cr que no

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

presenta correlación, aunque podrían existir otras formas de relación no lineales. Así, por ejemplo, Cala *et al.* (1985a y b) tampoco encuentran correlación entre los contenidos totales de Cr y los contenidos disponibles, en este caso obtenidos mediante extracción con HCl 1N.

Las correlaciones más fuertes se encuentran entre el contenido total y extraíble de Pb y Cu, por lo que en ambos casos el incremento del contenido total vendría ligado a un aumento de la fracción extraíble, posiblemente como consecuencia de aportes externos al suelo.

Tabla 7.10.- Coeficiente de correlación entre los contenidos totales y extraíbles de metales pesados.

Extracible \ Total	Cd-T	Co-T	Cr-T	Cu-T	Fe-T	Mn-T	Ni-T	Pb-T	Zn-T
Cd-E	0.567** ^b 0.000								
Co-E		0.652** ^a 0.000							
Cr-E			0.258 ^b 0.059						
Cu-E				0.816** ^b 0.000					
Fe-E					0.746** ^b 0.000				
Mn-E						0.677** ^b 0.000			
Ni-E							0.609** ^a 0.000		
Pb-E								0.870** ^b 0.000	
Zn-E									0.388** ^b 0.004

**La correlación es significativa al nivel 0.01; ^a Coeficiente de Pearson; ^b Coeficiente de Spearman

7.5.2.- Análisis factorial.

En la Tabla 7.11 se presentan las diferentes variables que han sido incluidas dentro de los cuatro componentes principales identificados en el análisis factorial, así como el porcentaje de varianza que explica cada uno de ellos. En la tabla se destacan en negrita aquellas variables que presentan un mayor coeficiente de carga dentro de cada componente.

Tabla 7.11.- Análisis de componentes principales entre los contenidos totales y extraíbles de metales pesados.

Variable	Componentes Principales			
	C1	C2	C3	C4
Ni-T	0.936	0.042	-0.163	0.056
Fe-T	0.908	0.124	-0.076	0.123
Co-T	0.892	0.132	-0.180	-0.172
Mn-T	0.890	0.172	0.091	0.236
Mn-E	0.811	0.030	0.198	0.033
Fe-E	0.792	0.057	-0.117	0.219
Co-E	0.749	-0.100	0.075	-0.245
Cr-T	0.707	0.245	-0.142	0.332
Zn-T	0.660	0.311	0.144	0.526
Ni-E	0.614	-0.338	0.043	0.260
Cr-E	0.526	-0.145	0.005	0.418
Cu-T	0.217	0.939	0.084	0.049
Cu-E	0.041	0.931	-0.029	-0.095
Pb-T	-0.009	0.041	0.977	0.058
Pb-E	-0.036	0.003	0.970	0.040
Cd-T	0.094	-0.116	-0.073	0.773
Zn-E	-0.189	0.327	0.302	0.596
Cd-E	0.496	-0.240	0.129	0.546
Autovalor	7.514	2.448	2.199	1.502
Varianza Explicada	42%	14%	12%	8%

El análisis factorial de los contenidos totales y extraíbles de metales nos muestra que el 76% de la varianza puede ser explicada mediante cuatro componentes (C1, C2, C3 y C4). El primer componente (C1) explica el 42% de la varianza, en el que se incluyen los contenidos totales de Co, Cr, Fe, Mn, Ni y Zn, así como los contenidos extraíbles de Co, Cr, Fe, Mn y Ni. El segundo componente (C2) explica un 14% de la varianza, en el que se incluye el contenido total y extraíble de Cu. El tercer componente (C3) explica un 12% de la varianza, donde interviene principalmente el Pb total y extraíble. Finalmente, el cuarto componente (C4) explica el 8% de la varianza y está constituido por el contenido total y extraíble de Zn y Cd.

En la Figura 7.17 se presenta la gráfica de los principales componentes identificados en el análisis conjunto del contenido total y extraíble de metales pesados. En la parte superior de la gráfica se visualiza un grupo de metales, la mayoría de los cuales conforman el componente C1 que ha sido descrito anteriormente. La agrupación encontrada parece indicar que los contenidos extraíbles de estos metales parecen relacionarse mayoritariamente con un origen litogénico. En el cuadrante inferior izquierdo se sitúa el contenido total y extraíble de Cu, que conforman el

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

componente C2 relacionado con las actividades antrópicas. En el cuadrante inferior derecho se encuentran el contenido total y extraíble de Pb, que constituyen el componente C3 relacionado también con el origen antrópico de este metal en los suelos analizados. Finalmente, se visualiza un cuarto grupo formado por el contenido de Cd total y el contenido extraíble de Zn, que conforman el componente C4, junto con el Cd extraíble, si bien este último elemento se encontraría espacialmente más próximo al componente C1. Este grupo de variables estarían también mayoritariamente relacionadas con las actividades humanas contaminantes. Los resultados obtenidos están, por tanto, en consonancia con las conclusiones alcanzadas en los apartados anteriores, así como en otros capítulos de este trabajo.

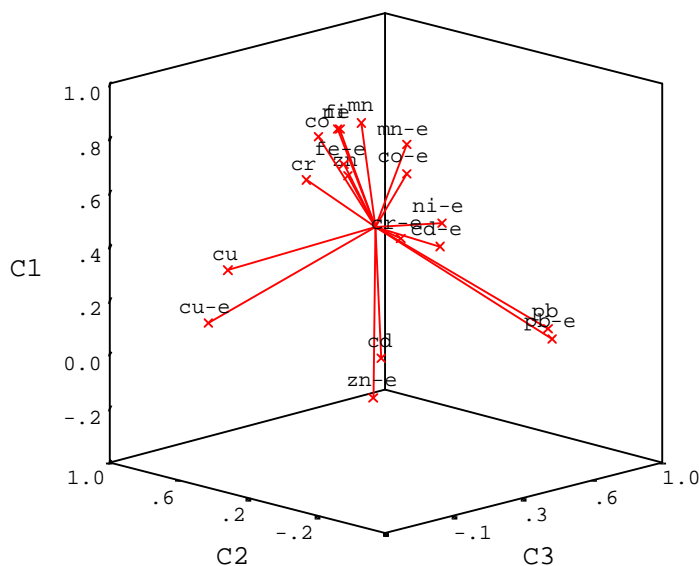


Figura 7.17.- Representación gráfica de los componentes principales que han sido identificados en el análisis de los contenidos totales y extraíbles de metales pesados.

7.5.3.- Análisis cluster.

En la Figura 7.18 se presenta el dendrograma obtenido a partir del análisis cluster del contenido total y extraíble de los diferentes metales pesados.

En una primera etapa de formación se observan tres grupos diferenciados. El primero se encuentra formado por la mayoría de contenidos totales y extraíbles de los metales pesados analizados, que pueden relacionarse principalmente con un origen natural procedente del

material originario. Un segundo grupo estaría formado por los contenidos total y extraíble de Cu, ambas formas relacionadas con el origen mayoritariamente antrópico. Un tercer grupo se encontraría formado únicamente por el contenido total de Cd, el cual se relacionó en el capítulo anterior con las actividades humanas contaminantes. Finalmente, el contenido total y extraíble de Pb, junto con el contenido extraíble de Zn, conformarían un último grupo también relacionado con un origen antrópico.

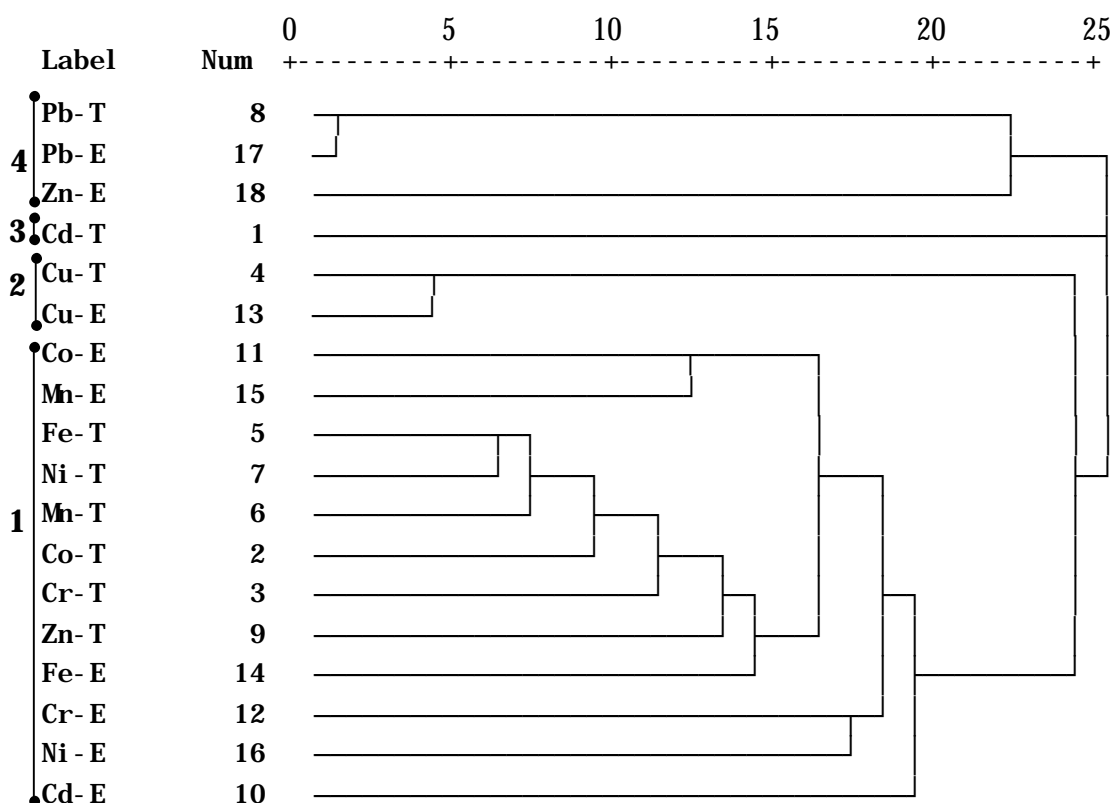


Figura 7.18.- Dendrograma obtenido en el análisis cluster de los contenidos totales y extraíbles de metales pesados.

7.6.- Contenidos extraíbles de metales pesados en diferentes zonas agrícolas.

Los contenidos de metales pesados extraíbles con EDTA han sido agrupados según las tres zonas agrícolas definidas (véase Tabla 4, 5 y 6 del Apéndice III). En la Tabla 7.12 se presentan algunos parámetros estadísticos descriptivos del contenido extraíble en cada una de estas zonas.

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

Tabla 7.12.- Estudio comparativo de los contenidos extraíbles con EDTA de metales pesados (en mg/kg suelo seco) según su agrupación por zonas agrícolas (se presenta la media \pm DE).

Metal	Alto Vinalopó (n=5)	Bajo Vinalopó (n=18)	Bajo Segura (n=29)
Cd	0.04 \pm 0.03	0.07 \pm 0.03	0.10 \pm 0.03
Co	0.17 \pm 0.07	0.20 \pm 0.07	0.25 \pm 0.07
Cr	0.05 \pm 0.02	0.05 \pm 0.01	0.06 \pm 0.02
Cu	9.20 \pm 13.38	2.07 \pm 1.29	2.25 \pm 0.61
Fe	11 \pm 7	11 \pm 3	17 \pm 4
Mn	15 \pm 5	15 \pm 4	18 \pm 4
Ni	0.26 \pm 0.08	0.49 \pm 0.20	0.61 \pm 0.13
Pb	5.20 \pm 5.34	6.97 \pm 7.19	4.23 \pm 1.41
Zn	2.17 \pm 1.48	3.63 \pm 2.96	2.13 \pm 0.87

A partir de los resultados de la tabla, puede concluirse que la secuencia del contenido medio extraíble de metales pesados en las tres zonas agrícolas sigue el siguiente orden:

Cd: Bajo Segura > Bajo Vinalopó > Alto Vinalopó
 Co: Bajo Segura > Bajo Vinalopó > Alto Vinalopó
 Cr: Bajo Segura > Alto Vinalopó = Bajo Vinalopó
 Cu: Alto Vinalopó > Bajo Segura > Bajo Vinalopó
 Fe: Bajo Segura > Alto Vinalopó = Bajo Vinalopó
 Mn: Bajo Segura > Alto Vinalopó = Bajo Vinalopó
 Ni: Bajo Segura > Bajo Vinalopó > Alto Vinalopó
 Pb: Bajo Vinalopó > Alto Vinalopó > Bajo Segura
 Zn: Bajo Vinalopó > Alto Vinalopó > Bajo Segura

En cuanto a los contenidos medios y valores máximos de metales pesados extraíbles en las distintas comarcas, éstos siguen un patrón de comportamiento similar al que se analizó en los contenidos totales, excepto el Zn que presenta los mayores contenidos en la zona agrícola del Bajo Vinalopó mientras que los mayores contenidos totales se presentaron para el Bajo Segura.

La comarca del Alto Vinalopó presenta los mayores contenidos medios y el valor máximo de Cu extraíble. Asimismo, la parcela MPA-03 ubicada en Villena, presenta un contenido extraíble de Zn por debajo de 0.5 mg/kg, valor crítico de deficiencia según Kabata-Pendias y Pendias (1984) y Pomares *et al.* (1998), por lo que parece indicar posibles problemas de deficiencia. Por otro lado, en la zona del Bajo Vinalopó se encuentran

los mayores contenidos medios y valores máximos para el Pb y Zn, donde efectivamente se han identificado algunas parcelas con elevados contenidos para estos metales. Finalmente, el Bajo Segura presenta los mayores valores medios y contenidos máximos para el Cd, Co, Cr, Fe, Mn y Ni, indicando mayores concentraciones de estos elementos en las parcelas muestreadas en esta zona.

Para la identificación de diferencias significativas entre las medias de las distintas zonas se ha utilizado el test ANOVA de un factor. En la Tabla 7.13 se presentan los resultados de las pruebas de contraste para los contenidos extraíbles en las distintas zonas agrícolas.

Tabla 7.13.- Resultados de las pruebas de contraste post hoc para la comparación de la fracción extraíble de metales pesados en distintas zonas agrícolas. 1. Alto Vinalopó; 2. Bajo Vinalopó; 3. Bajo Segura.

Variable	(I) Textura	(J) Textura	Diferencia de Medias (I-J)	Error Típico	P
Cd-E ^a	1	2	-0.0318	0.01482	0.106
	1	3	-0.0606**	0.01419	0.000
	2	3	-0.0288**	0.00879	0.006
Co-E ^a	1	2	-0.0324	0.03294	0.694
	1	3	-0.0818	0.03155	0.037
	2	3	-0.0493	0.01955	0.044
Cr-E ^a	1	2	-0.0012	0.00767	0.998
	1	3	-0.0140	0.00735	0.174
	2	3	-0.0128	0.00455	0.021
Cu-E ^b	1	2	7.1273	5.98887	0.518
	1	3	6.9433	5.98220	0.533
	2	3	-0.1840	0.32466	0.839
Fe-E ^b	1	2	0.28	3.175	0.996
	1	3	-6.10	3.166	0.237
	2	3	-6.38**	0.952	0.000
Mn-E ^a	1	2	-0.11	2.211	1.000
	1	3	-3.07	2.118	0.390
	2	3	-2.96	1.313	0.083
Ni-E ^b	1	2	-0.2296**	0.05954	0.003
	1	3	-0.3568**	0.04348	0.000
	2	3	-0.1272	0.05276	0.059
Pb-E ^b	1	2	-1.7640	2.92936	0.823
	1	3	0.9774	2.40345	0.915
	2	3	2.7414	1.71505	0.272
Zn-E ^b	1	2	-1.4490	0.96300	0.319
	1	3	0.0443	0.68274	0.998
	2	3	1.4933	0.71659	0.120

^a Prueba de contraste de Hochberg (varianzas similares); ^b Prueba de contraste de Games-Howell (varianzas diferentes); ** La diferencia es significativa al nivel 0.01; P, Significación

VII. Contenidos Extraíbles de Metales Pesados en Suelos Agrícolas

La prueba de homogeneidad de varianzas de Levene muestra igualdad de varianzas para el Cd, Co, Cr y Mn ($P > 0.01$), mientras que el Cu, Fe, Ni, Pb y Zn presentan diferencias significativas entre sus varianzas. Por consiguiente, se ha utilizado la prueba de contraste de Hochberg (varianzas similares) para el primer grupo de metales y la prueba de contraste de Games-Howell (varianzas diferentes) para el segundo grupo.

Los resultados de las pruebas de contraste muestran diferencias significativas entre las medias de las distintas zonas para el Cd, Fe y Ni ($P < 0.01$). Concretamente, el Cd y Ni presentan diferencias significativas entre los contenidos presentes en el Alto Vinalopó y el Bajo Segura; el Cd y el Fe presentan diferencias significativas entre los contenidos del Bajo Vinalopó y el Bajo Segura; el Ni también presenta diferencias significativas entre las medias analizadas en el Alto y Bajo Vinalopó.

Para el resto de metales, no se han encontrado diferencias significativas entre los contenidos extraíbles de metales pesados, aunque el Co, Cr, Cu y Zn presentan diferencias entre algunas zonas pero no son significativas al nivel 0.01.

Capítulo VIII

CONTENIDOS DE METALES PESADOS EN CULTIVOS HORTÍCOLAS

El estudio de los contenidos de metales pesados en suelos y cultivos resulta de gran importancia debido a los efectos que pueden producirse sobre la producción y calidad de los cultivos, como consecuencia de deficiencias o excesos de estos elementos en el suelo, y a la aparición de efectos adversos sobre la salud humana al consumir alimentos contaminados. Además, el estudio de los contenidos de metales pesados en el sistema suelo-cultivo permite analizar posibles procesos de transferencia entre ambos componentes del sistema agrario.

En este capítulo, se presentan y discuten los resultados alcanzados a partir del estudio de los contenidos de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en 16 muestras de suelos agrícolas y cultivos hortícolas en la provincia de Alicante. En primer lugar, se presenta la selección de las 16 parcelas en las que se obtuvieron muestras de cultivos, a partir de las 54 parcelas iniciales, y se realiza el tratamiento estadístico de las variables analizadas. A continuación, se lleva a cabo un estudio comparativo de los contenidos de metales pesados en muestras de suelos obtenidas en los dos períodos de tiempo en las parcelas anteriormente mencionadas. Finalmente, se presentan y discuten los contenidos de metales pesados analizados en diferentes cultivos hortícolas, realizando una comparación con otros estudios de la bibliografía, así como con la legislación actual.

8.1.- Selección de las parcelas para el muestreo de cultivos.

La selección de las parcelas para el muestreo de cultivos se realizó a partir de los resultados sobre los contenidos totales de metales pesados en los suelos de las 54 parcelas, tras una digestión con microondas (Método 2). Las parcelas seleccionadas correspondieron a aquéllas cuyos contenidos totales en el suelo superaron el valor $X+2DE$ para alguno de los metales analizados. Este criterio resulta de interés en cuanto que es considerado como un valor de referencia según el Real Decreto 9/2005 (BOE, 2005), a partir del cual el suelo empezaría a presentar una alteración de los contenidos normales de metales pesados.

En la Tabla 8.1 (véase pag. 255) se presentan los contenidos totales de metales pesados en suelos utilizados en la selección de parcelas. En negrita aparecen aquéllas que superaron el criterio utilizado (indicado en la última línea de la tabla) y que, por tanto, fueron de nuevo visitadas en campo. De las 54 parcelas que fueron muestreadas durante el año 2001 tan sólo 20 parcelas presentaron contenidos totales de uno o más metales pesados en el suelo superiores al correspondiente valor $X+2DE$. Una vez seleccionadas las parcelas, se regresó a las mismas y se obtuvo una muestra de cultivo y una nueva muestra de suelo, para realizar las relaciones estadísticas correspondientes. Finalmente, sólo pudo obtenerse muestra en 16 parcelas, debido a que algunas de éstas seguían sin presentar cultivo, a pesar de las distintas visitas realizadas.

En la Tabla 8.2. se presentan las 16 parcelas en las cuales se obtuvo una muestra de cultivo, el tipo de cultivo muestreado y el metal o metales que superaron el criterio seleccionado.

- Parcelas en las que se obtuvo muestra de cultivo hortícola.

Parcela	Cultivo	Metal	Parcela	Cultivo	Metal
MPA-01B	Nabo	Cr y Cu	MPA-35B	Patata	Pb
MPA-03B	Alcachofa	Cu y Pb	MPA-36B	Acelga	Cu
MPA-12B	Lechuga	Cr	MPA-38B	Pimiento	Cu
MPA-21B	Alcachofa	Cr	MPA-41B	Brócoli	Cr
MPA-22B	Alcachofa	Cu	MPA-48B	Brócoli	Pb
MPA-23B	Brócoli	Cr, Mn y Ni	MPA-51B	Alcachofa	Pb
MPA-26B	Alcachofa	Pb	MPA-53B	Alcachofa	Pb
MPA-30B	Calabaza	Cu, Pb y Zn	MPA-54B	Patata	Cd y Cu

- *Contenidos totales de metales pesados (en mg/kg de suelo seco) en las 54 muestras de suelo para la selección de las parcelas de muestreo de cultivos hortícolas.*

Parcela	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MPA-01	0.41	8.0	37.0	30.6	17041	368	23.9	22.6	77.1
MPA-02	0.10	4.9	16.1	21.9	10021	236	12.9	11.6	33.3
MPA-03	0.51	4.0	18.2	36.4	9122	233	11.4	70.7	60.4
MPA-04	0.48	6.0	21.8	18.0	13348	319	18.5	20.8	46.3
MPA-05	0.88	7.3	27.1	20.8	16046	356	22.3	25.1	59.4
MPA-06	0.23	8.4	25.9	22.9	13537	315	23.9	19.0	50.5
MPA-07	0.27	7.5	23.6	19.5	13503	318	21.0	20.7	47.0
MPA-08	0.33	9.3	27.6	25.1	16876	380	26.8	19.8	71.6
MPA-09	0.30	8.4	22.6	22.1	14092	331	22.4	34.5	60.4
MPA-10	0.25	9.8	26.8	23.5	16185	367	26.0	19.7	61.9
MPA-11	0.22	9.1	21.1	18.7	13455	315	21.8	17.4	47.2
MPA-12	0.59	7.1	38.0	20.9	15802	306	25.5	13.5	60.2
MPA-13	0.17	7.2	27.2	21.1	14309	287	24.7	17.5	57.6
MPA-14	0.18	7.9	26.9	18.3	13444	256	25.9	14.2	55.9
MPA-15	0.25	9.2	27.8	21.6	14289	325	26.3	16.9	58.2
MPA-16	0.58	8.1	34.7	21.3	17686	343	26.4	15.3	65.0
MPA-17	0.61	5.8	22.8	17.4	12677	270	17.4	17.9	44.5
MPA-18	0.86	6.3	28.5	20.5	13786	302	20.5	22.7	59.1
MPA-19	0.61	7.7	29.1	19.1	16042	327	20.9	16.0	52.5
MPA-20	0.20	9.7	28.7	21.9	16214	335	26.2	16.9	65.6
MPA-21	0.25	9.8	42.5	24.6	19700	378	30.4	20.4	68.8
MPA-22	0.49	9.8	32.1	30.6	17709	366	29.8	19.8	80.7
MPA-23	0.34	10.1	40.6	27.3	19807	406	32.0	20.0	71.2
MPA-24	0.17	8.9	25.0	21.6	13528	313	25.0	20.9	66.2
MPA-25	0.17	8.4	22.9	19.0	12590	309	20.9	17.6	38.0
MPA-26	0.14	6.1	19.8	22.9	10820	277	15.6	39.0	40.1
MPA-27	0.54	6.0	23.7	16.3	9290	216	14.6	21.8	36.6
MPA-28	0.10	4.4	14.8	13.8	6717	140	11.7	6.8	20.3
MPA-29	0.39	5.4	19.5	12.6	8524	133	12.8	10.8	23.9
MPA-30	0.20	6.3	30.1	28.6	12249	295	17.2	29.0	88.8
MPA-31	0.17	2.9	15.7	13.4	6588	182	12.9	11.5	33.5
MPA-32	0.17	6.9	23.9	20.4	11124	280	21.0	20.7	49.0
MPA-33	0.22	7.2	31.3	22.3	13906	336	22.1	17.9	54.1
MPA-34	0.15	5.7	22.1	16.4	10592	254	14.9	14.9	31.5
MPA-35	0.19	4.6	23.2	20.0	12330	268	17.3	70.7	55.6
MPA-36	0.35	7.2	31.3	34.1	13134	370	25.4	27.1	58.0
MPA-37	0.10	7.0	21.1	17.8	12035	205	15.5	7.0	30.6
MPA-38	0.10	8.9	29.4	76.8	15535	333	21.3	17.5	55.2
MPA-39	0.15	6.6	23.3	17.5	10979	213	16.4	8.9	33.4
MPA-40	0.25	7.2	23.8	16.1	12048	268	18.6	15.9	40.7
MPA-41	0.24	9.1	36.6	22.5	16837	326	26.3	20.6	61.0
MPA-42	0.42	7.6	32.2	25.0	18091	342	25.5	17.9	65.8
MPA-43	0.50	7.7	29.1	24.7	17585	343	24.4	16.9	72.0
MPA-44	0.48	6.7	27.2	21.7	15365	318	22.0	17.0	59.0
MPA-45	0.55	6.8	24.8	20.5	14305	285	20.0	26.4	48.1
MPA-46	0.47	7.2	29.8	20.6	16620	298	24.1	15.4	52.3
MPA-47	0.38	8.1	30.2	21.8	16758	334	24.6	19.3	62.7
MPA-48	0.26	7.2	26.1	21.0	14286	297	23.2	33.2	55.4
MPA-49	0.10	5.1	21.8	14.5	8997	151	13.5	10.5	22.8
MPA-50	0.22	5.2	20.9	18.2	10986	258	16.0	17.0	39.3
MPA-51	0.20	6.5	25.5	21.5	13779	310	17.8	101.3	49.8
MPA-52	0.44	7.2	27.4	19.5	14715	324	20.0	29.2	42.5
MPA-53	0.45	5.5	24.0	18.7	11332	271	17.2	37.5	42.0
MPA-54	0.77	4.2	28.7	31.4	8476	242	13.0	19.4	67.1
X+2DE	0.73	10.5	36.3	27.8	19822	402	31.1	28.1	82.6

8.2.- Estudio estadístico de las diferentes variables analizadas.

En la Figura 8.1 se presentan los diagramas de caja obtenidos para las distintas propiedades y características edáficas analizadas, donde pueden identificarse tres valores discordantes para el pH en el extracto acuoso (pH1) (MPA-01B, 23B y 26B) y uno para el pH en KCl (pH2) (MPA-36B). El resto de variables (CEea, CEes, materia orgánica, carbonatos, CIC, arena, limo y arcilla) no presentan valores discordantes.

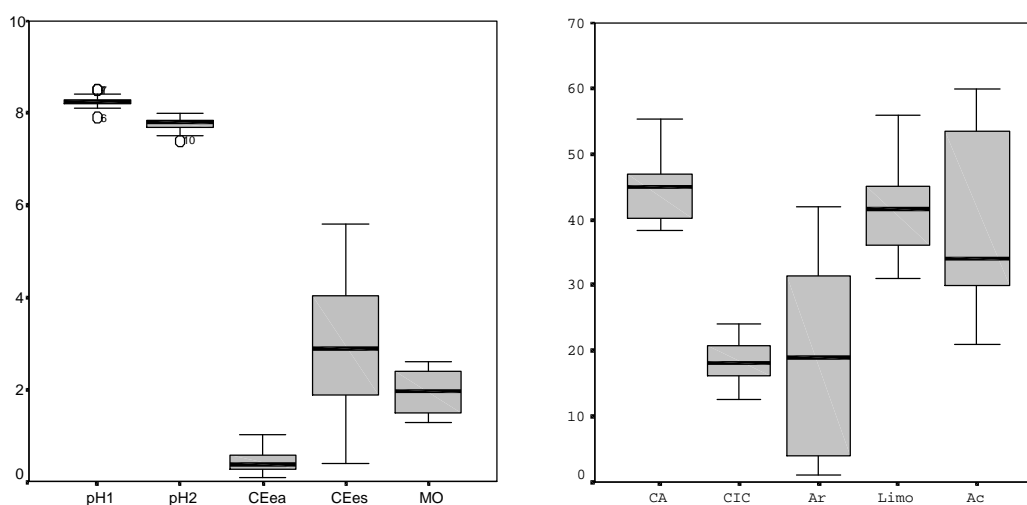


Figura 8.1.- Diagramas de caja para los diferentes propiedades y características edáficas.

En la Figura 8.2 se muestran los diagramas de caja obtenidos para los contenidos totales de metales pesados en el suelo. Los contenidos de Cd han sido multiplicados por 10, los de Fe han sido divididos por 1000 y los de Mn por 10 para representar todos los metales en gráficas conjuntas. El Cd presenta un único valor discordante (MPA-54B), mientras que el Pb presenta tres valores discordantes (parcelas MPA-03B, 38B y 51B).

En la Figura 8.3 se presentan los diagramas de caja obtenidos para los contenidos extraíbles con EDTA de metales pesados en el suelo, donde pueden identificarse tres valores discordantes para el Cu (MPA-03B, 38B y 54B) y un valor discordante para el Cd (MPA-54B), Cr (MPA-03B), Mn (MPA-23B), Pb (MPA-51B) y Zn (MPA-54B), respectivamente.

En la Figura 8.4 se observan los diagramas de caja obtenidos para los contenidos de metales pesados en los cultivos hortícolas. Los contenidos de Fe han sido divididos por 100 y los de Mn por 10. En los diagramas

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

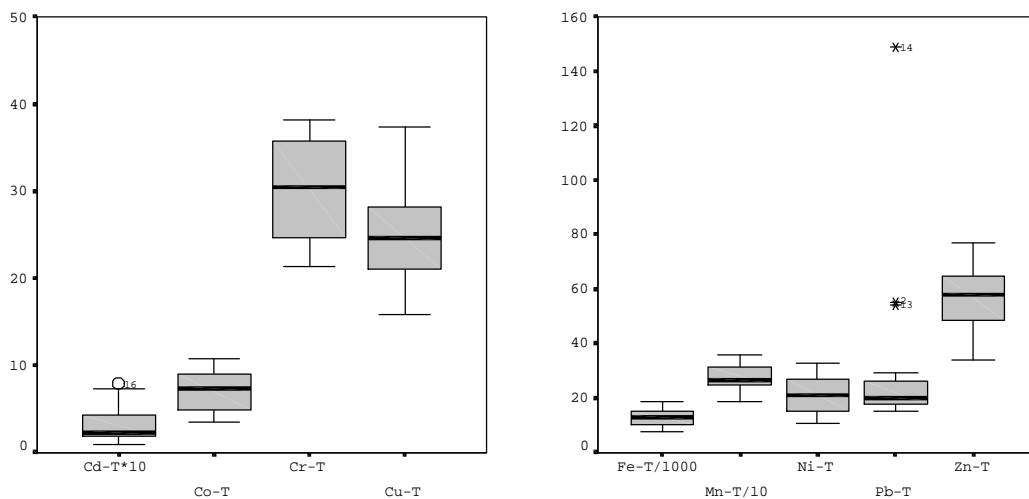


Figura 8.2.- Diagramas de cajas para los contenidos totales de metales pesados en suelos.

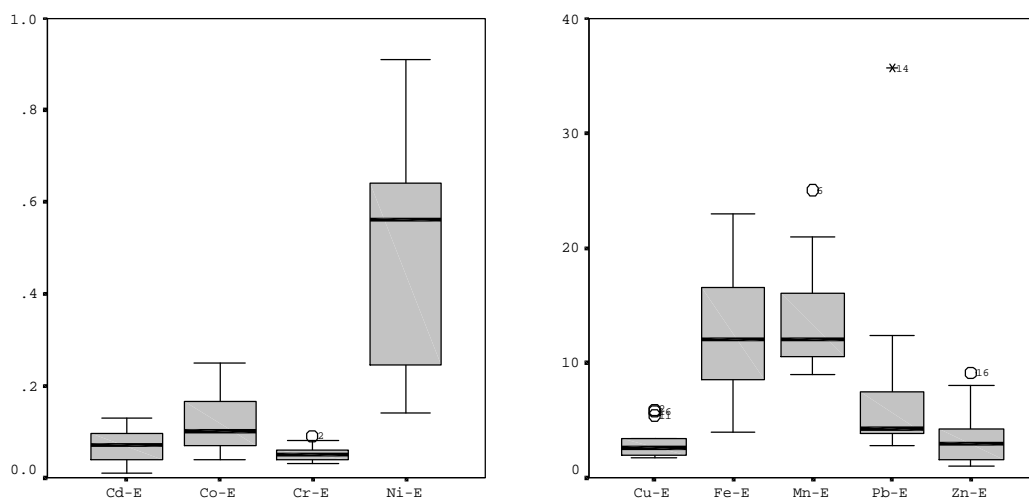


Figura 8.3.- Diagramas de caja para los contenidos extraíbles de metales pesados en suelos.

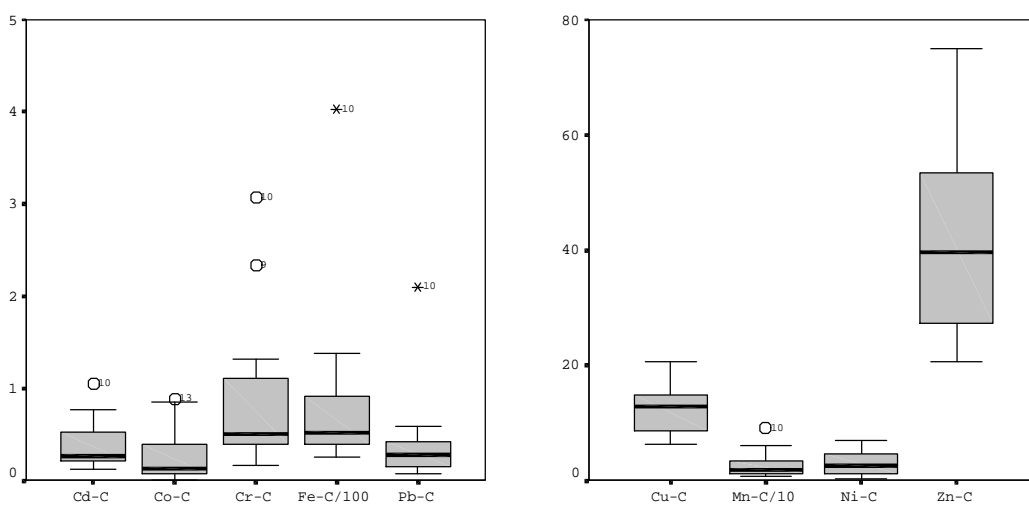


Figura 8.4.- Diagramas de caja para los contenidos de metales pesados en cultivos.

pueden identificarse dos valores discordantes para el Cr (MPA-35B y 36B) y un único valor discordante para el Cd, Fe, Mn y Pb (MPA-36B) y Co (MPA-48B). Estos valores corresponden, principalmente, a la parcela MPA-36B, que presenta un cultivo de hoja (acelga) en el que se han obtenido los valores discordantes para el Cd, Cr, Fe, Mn y Pb.

Una vez identificados los valores discordantes, en la Tabla 8.3 se presenta el estudio de la distribución de cada una de las poblaciones, teniendo en cuenta el valor de la asimetría y curtosis, así como los resultados del test de Shapiro-Wilkinson ($n < 50$).

Entre las distintas propiedades y características edáficas analizadas, el pH en agua, la conductividad eléctrica, tanto en el extracto acuoso (CEea) como en el extracto de saturación (CEes), la materia orgánica, los carbonatos, la CIC y el contenido de arena y limo siguen una distribución normal con los 16 valores considerados; el pH en agua y el pH en KCl siguen una distribución normal al eliminar los valores discordantes; y, el contenido de arcilla se ajusta a una distribución normal tras realizar la transformación logarítmica de todos los valores.

Todos los contenidos totales de metales pesados analizados en el suelo siguen una distribución normal ($n=16$), excepto el Pb que sigue una distribución log-normal, tras eliminar los discordantes, y el Cd que sigue una distribución no normal.

Tabla 8.3.- Evaluación de la distribución de las diferentes variables analizadas.

Variable	Asimetría	Curtosis	Test de Shapiro-Wilkinson			
			Estadístico	gl	P	Distribución
pH (agua)	-0.335	1.023	0.930	15	0.247	Normal
pH (agua) ^a	-0.032	-0.316	0.894	12	0.111	Normal
pH (KCl)	-1.171	1.811	0.868	15	0.025	No Normal
pH (KCl) ^a	-0.797	2.145	0.892	14	0.073	Normal
CEea	0.968	0.158	0.902	15	0.087	Normal
CEes	0.394	-0.608	0.946	15	0.450	Normal
MO	0.043	-1.654	0.899	15	0.079	Normal
CaCO ₃	0.658	-0.147	0.933	15	0.273	Normal
CIC	0.083	-0.450	0.979	15	0.956	Normal
Arena	0.118	-1.499	0.908	15	0.109	Normal
Limo	0.383	-0.484	0.953	15	0.540	Normal
Arcilla	0.446	-1.392	0.883	15	0.044	No Normal
Log Arcilla	0.119	-1.206	0.916	15	0.146	Normal

^a Sin valores discordantes; gl, grados de libertad; P, Probabilidad; CEea, conductividad eléctrica en el extracto acuoso; CEes, conductividad eléctrica en el extracto de saturación; MO, materia orgánica

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

Tabla 8.3 (cont.).- Evaluación de la distribución de las diferentes variables analizadas.

Variable	Asimetría	Curtosis	Test de Shapiro-Wilkinson			
			Estadístico	gl	P	Distribución
Cd-T	1.188	0.235	0.826	15	0.006	No Normal
Cd-T ^a	1.386	1.227	0.828	14	0.009	No Normal
Co-T	0.000	-1.371	0.937	15	0.309	Normal
Cr-T	-0.082	-1.532	0.917	15	0.149	Normal
Cu-T	0.415	0.293	0.977	15	0.930	Normal
Fe-T	0.110	-1.115	0.964	15	0.731	Normal
Mn-T	-0.103	-0.618	0.972	15	0.868	Normal
Ni-T	0.037	-1.035	0.964	15	0.729	Normal
Pb-T	3.215	11.102	0.522	15	0.000	No Normal
Log Pb-T ^a	1.207	2.084	0.910	12	0.181	Normal
Zn-T	-0.330	-0.311	0.975	15	0.909	Normal
Cd-E	0.222	-1.073	0.945	15	0.408	Normal
Co-E	0.879	-0.480	0.881	15	0.041	No Normal
Log Co-E	0.814	-0.576	0.891	15	0.058	Normal
Cr-E	1.032	0.868	0.893	15	0.063	Normal
Cr-E ^a	0.802	0.856	0.913	14	0.153	Normal
Cu-E	1.238	0.350	0.814	15	0.004	No Normal
Cu-E ^a	0.259	-1.222	0.936	12	0.409	Normal
Fe-E	0.385	-0.238	0.969	15	0.825	Normal
Mn-E	1.310	0.949	0.842	15	0.010	No Normal
Log Mn-E ^a	0.844	-0.150	0.905	14	0.114	Normal
Ni-E	0.091	-1.240	0.890	15	0.055	Normal
Pb-E	3.366	12.209	0.537	15	0.000	No Normal
Log Pb-E ^a	0.873	0.005	0.917	14	0.171	Normal
Zn-E	1.424	1.612	0.838	15	0.009	No Normal
Log Zn-E ^a	0.463	-0.370	0.951	14	0.546	Normal
Cd-C	1.546	2.215	0.829	15	0.007	No Normal
Log Cd-C ^a	0.944	0.054	0.897	14	0.084	Normal
Co-C	1.376	0.433	0.744	15	0.001	No Normal
Co-C ^a	1.718	1.963	0.732	14	0.001	No Normal
Cr-C	1.936	3.386	0.739	15	0.000	No Normal
Log Cr-C ^a	0.847	-0.178	0.887	13	0.073	Normal
Cu-C	0.163	-0.503	0.958	15	0.622	Normal
Fe-C	3.206	11.319	0.580	15	0.000	No Normal
Log Fe-C ^a	0.414	-0.615	0.956	14	0.626	Normal
Mn-C	2.017	4.355	0.773	15	0.001	No Normal
Log Mn-C ^a	0.288	-0.337	0.973	14	0.894	Normal
Ni-C	0.698	-0.584	0.911	15	0.119	Normal
Pb-C	3.419	12.678	0.547	15	0.000	No Normal
Pb-C ^a	0.644	-0.389	0.931	14	0.285	Normal
Zn-C	0.375	-0.691	0.932	15	0.259	Normal

^a Sin considerar valores discordantes; M-T, contenido total de metales pesados en suelo; M-E, contenido extraíble de metales pesados en suelo; M-C, contenido de metales pesados en cultivo; gl, grados de libertad; P, Probabilidad

Los contenidos extraíbles de Cd, Cr, Fe y Ni siguen una distribución normal, el Cu sigue una distribución normal tras eliminar los valores discordantes, el Co sigue una distribución log-normal con todos los valores y el Mn, Pb y Zn se ajustan a una distribución log-normal tras eliminar los discordantes.

Finalmente, los contenidos de Cu, Ni y Zn en los cultivos siguen una distribución normal (n=16), el Pb sigue una distribución normal tras eliminar los discordantes y el Cd, Cr, Fe y Mn se ajustan a una distribución normal al realizar la transformación logarítmica y sin considerar los discordantes. El Co es el único metal en cultivos que presenta una distribución no normal.

8.3.- Estudio de los contenidos de metales pesados en el suelo en dos períodos de tiempo.

Los contenidos de metales pesados en el suelo fueron nuevamente analizados en las parcelas en las que se muestrearon cultivos, de forma que se realizó un estudio comparativo de los mismos entre las muestras iniciales (MPA-01) y aquellas tomadas con el cultivo (MPA-01B), en ambos casos tras una digestión en horno microondas siguiendo el método 3051A (USEPA, 1998) descrito en el Capítulo IV (Método 2). Este hecho ha permitido analizar la variación del contenido de metales en 16 parcelas entre los dos períodos de muestreo. Además, puesto que se trata de parcelas con altos contenidos en metales totales, este estudio resulta también útil para identificar aquellas parcelas donde persisten altos contenidos. En la Tabla 8.4 se presentan los contenidos de metales pesados en las 16 parcelas para ambos períodos de tiempo.

Resulta interesante destacar que la mayoría de las parcelas muestreadas (10 parcelas) presentan altos contenidos en materia orgánica, por encima del 2.5% (p. ej., MPA-01, MPA-03 y MPA-22), altos contenidos en carbonatos, por encima del 50% (p. ej., MPA-12, MPA-35, MPA-53 y MPA-54) y/o elevados contenidos en arcilla, por encima del 45% (p. ej., MPA-01, MPA-12, MPA-21, MPA-23 y MPA-38). Estos resultados sugieren que estos componentes juegan un papel importante en la dinámica de los metales pesados, que se asociarían a los mismos dando como resultado mayores contenidos en parcelas con elevados porcentajes en estos componentes.

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

Tabla 8.4.- Contenidos totales de metales pesados (en mg/kg suelo seco) en algunos suelos agrícolas entre dos períodos de muestreo.

Metal	Fecha	Cd-T	Co-T	Cr-T	Cu-T	Fe-T	Mn-T	Ni-T	Pb-T	Zn-T
MPA-01	11/07/01	0.41	8.0	37.0	30.6	17041	368	23.9	22.6	77.1
MPA-01B	24/10/02	0.22	9.2	37.9	29.7	15786	341	25.5	22.5	77.0
MPA-03	11/07/01	0.51	4.0	18.2	36.4	9122	233	11.4	70.7	60.4
MPA-03B	30/05/03	0.20	5.3	21.3	37.3	8736	189	13.5	55.3	66.5
MPA-12	19/07/01	0.59	7.1	38.0	20.9	15802	306	25.5	13.5	60.2
MPA-12B	30/05/03	0.20	8.7	33.8	21.1	14279	264	27.1	16.4	52.2
MPA-21	20/07/01	0.25	9.8	42.5	24.6	19700	378	30.4	20.4	68.8
MPA-21B	30/05/03	0.25	9.8	35.9	24.4	17496	325	28.6	20.1	62.4
MPA-22	20/07/01	0.49	9.8	32.1	30.6	17709	366	29.8	19.8	80.7
MPA-22B	16/12/03	0.40	8.2	38.2	23.4	16618	332	27.8	16.2	63.5
MPA-23	20/07/01	0.34	10.1	40.6	27.3	19807	406	32.0	20.0	71.2
MPA-23B	24/10/02	0.31	10.8	37.7	27.3	18563	362	33.0	18.8	64.5
MPA-26	20/07/01	0.14	6.1	19.8	22.9	10820	277	15.6	39.0	40.1
MPA-26B	16/12/03	0.17	4.8	21.9	15.9	9986	250	14.5	17.6	34.1
MPA-30	24/07/01	0.20	6.3	30.1	28.6	12249	295	17.2	29.0	88.8
MPA-30B	13/11/03	0.19	4.6	32.3	24.7	11182	264	14.8	23.3	65.5
MPA-35	24/07/01	0.19	4.6	23.2	20.0	12330	268	17.3	70.7	55.6
MPA-35B	24/10/02	0.36	9.3	32.5	26.8	14978	307	26.3	20.0	67.4
MPA-36	26/10/01	0.35	7.2	31.3	34.1	13134	370	25.4	27.1	58.0
MPA-36B	21/11/03	0.44	4.9	28.3	22.9	9790	268	20.0	22.4	46.7
MPA-38	26/10/01	0.10	8.9	29.4	76.8	15535	333	21.3	17.5	55.2
MPA-38B	24/10/02	0.10	8.7	26.5	32.2	13785	300	21.4	20.2	44.2
MPA-41	30/10/01	0.24	9.1	36.6	22.5	16837	326	26.3	20.6	61.0
MPA-41B	16/12/03	0.19	7.1	35.6	20.9	14351	300	24.4	15.4	57.6
MPA-48	31/10/01	0.26	7.2	26.1	21.0	14286	297	23.2	33.2	55.4
MPA-48B	16/12/03	0.73	6.1	25.6	19.0	11979	265	20.6	54.2	50.7
MPA-51	31/10/01	0.20	6.5	25.5	21.5	13779	310	17.8	101.3	49.8
MPA-51B	30/05/03	0.20	7.5	23.8	25.1	11548	251	17.8	148.8	58.2
MPA-53	31/10/01	0.45	5.5	24.0	18.7	11332	271	17.2	37.5	42.0
MPA-53B	13/11/03	0.66	4.8	23.1	16.2	9418	225	15.7	29.4	40.1
MPA-54	31/10/01	0.77	4.2	28.7	31.4	8476	242	13.0	19.4	67.1
MPA-54B	13/11/03	0.79	3.5	28.6	29.0	7606	203	10.8	18.3	54.4

Algunas parcelas presentan mayores contenidos en el segundo período de muestreo, como es el caso de la parcela MPA-53 para el Cd, MPA-48 para el Cd y Pb, MPA-35 para el Cr y Cu y MPA-51 para el Pb, lo que parece indicar que los contenidos de estos metales han aumentando ligeramente entre ambos períodos. Cabe realizar una mención especial a la parcela MPA-51, cuyo contenido total de Pb en el primer muestreo era de 101 mg/kg (Octubre de 2001), el cual ya superaba el valor de referencia establecido por Cataluña para este metal (70 mg/kg). Después de un período de un año y siete meses (Mayo de 2003), pasa a tener un contenido

total de 149 mg/kg de Pb. Asimismo, el contenido de Pb extraíble con EDTA 0.05M a pH 7.0 de esta parcela también ha experimentado un incremento durante los dos períodos, pasando de 30 mg/kg a 36 mg/kg.

En el resto de parcelas analizadas, los niveles de metales se han mantenido próximos a los niveles inicialmente analizados e incluso para algunas han disminuido, como es el caso de la parcela MPA-12 para el Cd, la parcela MPA-38 para el Cu y las parcelas MPA-26 y MPA-35 para el Pb.

Estos resultados indican una influencia antrópica variable fundamentalmente asociada a determinadas prácticas agrícolas, como el uso de productos agroquímicos, así como a otras actividades contaminantes. En cualquier caso, sería conveniente la realización de estudios adicionales para evaluar la evolución temporal de los niveles de metales pesados en los suelos agrícolas. Estas actuaciones estarían en consonancia con uno de los objetivos prioritarios de la Estrategia Europea para la Protección del Suelo (CCE, 2002), que recomienda la necesidad de implantar sistemas de vigilancia de la contaminación del suelo con el fin de evaluar la evolución de los contenidos de metales pesados.

8.4.- Contenidos de metales pesados en cultivos hortícolas.

La mayoría de publicaciones expresan los contenidos de metales pesados en cultivos en función del peso seco, mientras que las legislaciones alimentarias expresan los valores máximos permitidos en distintos tipos de alimentos en base al peso fresco. En el presente trabajo, los resultados presentados corresponden a valores expresados en materia seca y sólo en el caso de que se presenten respecto al peso de materia fresca se indicará con las letras “mf” (p. ej., mg/kg mf).

En Tabla 8.5 se presentan los principales parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos de metales pesados en los cultivos hortícolas, expresados en mg/kg de materia seca (ms) y materia fresca (mf), respectivamente. Asimismo, en la Tabla 10, 11, 12 y 13 del Apéndice III, se presentan las principales propiedades y características edáficas, los contenidos totales y extraíbles de metales pesados en suelos y las concentraciones de metales en los cultivos hortícolas para estas 16 parcelas.

Los contenidos de metales pesados en los cultivos siguen la siguiente secuencia: Fe>>Zn>Mn>Cu>Ni>Cr>Pb=Cd>Co. Los micronutrientes (Fe, Zn, Mn y Cu) presentan los contenidos más elevados, mientras que los

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

contenidos más bajos corresponden al Cd y al Pb, que son considerados como elementos no esenciales y tóxicos, y al Co que, aunque se considera beneficioso para algunas plantas superiores, aparece también en bajas concentraciones.

Tabla 8.5.- Parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos de metales pesados (en mg/kg) en cultivos hortícolas.

Metal		$X_{\text{aritmética}}$	$X_{\text{geométrica}}$	Mediana	DE	DER (%)	Mínimo	Máximo
Cd	ms	0.38	0.32	0.25	0.25	67	0.12	1.05
	mf	0.05	0.04	0.05	0.03	52	0.01	0.10
Co	ms	0.26	0.11	0.12	0.30	113	nd	0.89
	mf	0.03	0.01	0.02	0.03	95	nd	0.09
Cr	ms	0.87	0.64	0.49	0.80	92	0.17	3.07
	mf	0.11	0.08	0.08	0.09	81	0.03	0.35
Cu	ms	12.2	11.5	12.8	4.2	34	6.2	20.5
	mf	1.7	1.5	1.5	0.9	55	0.6	4.2
Fe	ms	82	61	52	92	111	25	403
	mf	10	8	7	8	80	3	32
Mn	ms	27	21	19	22	82	7	90
	mf	4	3	3	4	97	1	15
Ni	ms	2.8	1.9	2.5	2.1	76	0.4	7.0
	mf	0.3	0.3	0.3	0.2	65	0.1	0.7
Pb	ms	0.4	0.3	0.3	0.5	124	0.08	2.1
	mf	0.05	0.1	0.1	0.1	86	0.01	0.17
Zn	ms	41	38	40	16	39	21	75
	mf	6	5	5	3	58	2	14

DE, desviación estándar; DER, desviación estándar relativa; ms, en mg/kg de materia seca; mf, en mg/kg de materia fresca; nd, no detectado

En la Tabla 8.6 se muestran los principales parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos de metales pesados agrupados para diferentes tipos de cultivos. La agrupación se ha realizado siguiendo la clasificación del Código Alimentario Español (Maroto, 2002b):

- Cultivos de hoja (n=2), que incluye cultivos de acelga y lechuga.
- Inflorescencias (n=9), que incluye cultivos de alcachofa y brócoli.
- Frutos (n=2), que incluye cultivos de pimiento y calabaza.
- Tubérculos o raíces (n=3), que incluye cultivos de nabo y patata.

A partir de los resultados de la tabla se observa que los contenidos de metales pesados son mayoritarios en los cultivos de hoja, mientras que en los frutos se encuentran generalmente los menores contenidos, excepto en el caso del Zn que presenta mayores contenidos en inflorescencias y el Ni que presenta mayores contenidos en tubérculos.

Tabla 8.6.- Parámetros estadísticos descriptivos (en mg/kg) de los contenidos de metales pesados según diferentes grupos de cultivos hortícolas.

Cultivo	Parámetro	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	
Hojas (n=2)	ms	X	0.77	0.42	1.73	15.6	246	64	3.4	1.27	43
		DE	0.40	0.36	1.90	6.9	222	37	1.9	1.17	10
		DER (%)	51	86	110	45	90	57	55	93	23
	mf	X	0.06	0.03	0.14	1.4	20	5	0.3	0.10	4
		DE	0.03	0.03	0.15	0.7	17	3	0.1	0.09	1
		DER (%)	43	79	106	53	84	49	46	87	32
Inflorescencias (n=9)	ms	X	0.34	0.28	0.64	11.6	69	26	2.8	0.25	50
		DE	0.20	0.34	0.42	4.1	39	15	1.9	0.12	14
		DER (%)	57	121	66	35	55	56	69	48	28
	mf	X	0.05	0.04	0.11	2.0	11	5	0.4	0.04	8
		DE	0.02	0.03	0.09	1.1	6	4	0.2	0.03	3
		DER (%)	46	89	89	55	54	90	48	61	36
Frutos (n=2)	ms	X	0.15	0.09	0.51	14.2	35	10	0.7	0.19	22
		DE	0.04	0.04	0.18	2.5	3	3	0.4	0.07	2
		DER (%)	30	45	34	18	10	29	51	34	7
	mf	X	0.01	0.01	0.04	1.2	3	0.9	0.06	0.02	2
		DE	0.003	0.004	0.02	0.2	0.2	0.2	0.04	0.005	0.2
		DER (%)	26	49	38	14	5	25	55	31	11
Tubérculos (n=3)	ms	X	0.37	0.22	1.22	10.1	43	13	3.9	0.33	26
		DE	0.19	0.28	0.99	3.7	18	6	3.4	0.25	5
		DER (%)	51	127	81	36	41	44	85	78	19
	mf	X	0.04	0.02	0.13	1.2	5	2	0.4	0.04	3
		DE	0.01	0.02	0.06	0.3	1	0.3	0.3	0.02	1
		DER (%)	32	105	47	22	19	23	77	57	30

ms, en mg/kg de materia seca; mf, en mg/kg de materia fresca; X, media aritmética; DE, desviación estándar; DER, desviación estándar relativa

En la Figura 8.5 se observa gráficamente la distribución de los metales pesados en los diferentes grupos de cultivos. Los resultados alcanzados están en consonancia con otros estudios que comparan diferentes tipos de cultivos hortícolas. Así, por ejemplo, las lechugas y la acelgas han sido referenciados como cultivos acumuladores de determinados elementos, mientras que los tubérculos (p. ej., patata, zanahoria) representarían cultivos no acumuladores (Baker, 1981; Alegría *et al.*, 1990; Ross y Kaye, 1994; Schmidt, 1997). Algunos estudios atribuyen esta mayor acumulación en las hojas a las aplicaciones foliares y a la deposición atmosférica de contaminantes (Zurera *et al.*, 1987; Moreno *et al.*, 1993). En este sentido, numerosos autores (Zurera *et al.*, 1987; Alegría *et al.*, 1990; Moreno *et al.*, 1993; Schmidt, 1997; Ramos *et al.*, 2002), encuentran mayores contenidos de metales pesados en cultivos de hoja (p. ej., lechugas, acelgas, etc.).

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

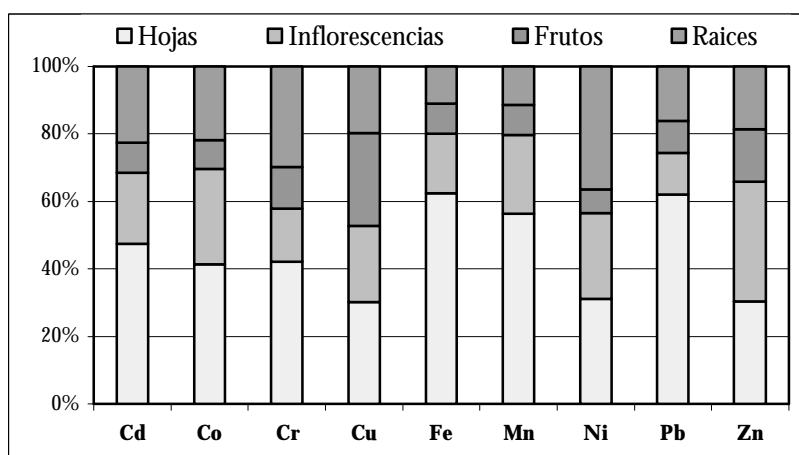


Figura 8.5.- Proporción de los distintos metales pesados en los diferentes grupos de cultivos.

El factor de concentración (FC) o acumulación permite conocer la proporción de metal presente en los cultivos respecto al contenido total analizado en el suelo. En numerosos trabajos (p ej., Hooda *et al.*, 1997; Mench *et al.*, 1997; Gérard *et al.*, 2000; Yang *et al.*, 2002; Alam *et al.*, 2003), el FC se ha utilizado para determinar la acumulación de metales pesados en plantas o cultivos, en función de los niveles presentes en el suelo. El cálculo se realiza mediante la ecuación 7:

$$FC = \frac{M-C}{M-T} \quad (7)$$

donde FC es el factor de concentración, M-C se refiere al contenido de metal analizado en el cultivo hortícola (en mg/kg materia seca) y M-T corresponde al contenido total de metal en el suelo (en mg/kg suelo seco) tras una digestión en horno microondas (Método 2).

En la Tabla 8.7 se presentan los resultados obtenidos para las 16 muestras analizadas, expresados en base al peso seco. Los factores de concentración obtenidos siguen el siguiente orden: Cd>Zn>Cu>Ni>Mn>Co>Cr>Pb>Fe, observándose que los mayores valores corresponden al Cd y Zn. Reimann *et al.* (2001) en plantas vasculares y Wang *et al.* (2004) en cultivos hortícolas, también encuentran mayores factores de concentración en Cd y Zn, en contraste con otros metales como el Co, Cr y Pb, al igual que Alloway y Ayres (1993b) citando diferentes trabajos de la bibliografía.

Tabla 8.7.- Factores de concentración de los metales pesados analizados.

Parcela	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MPA-01B	0.85	0	0.01	0.22	0	0.04	0.01	0.01	0.39
MPA-03B	1.10	0.02	0.02	0.35	0.01	0.11	0.10	0	0.87
MPA-12B	2.52	0.02	0.01	0.97	0.01	0.14	0.08	0.03	0.95
MPA-21B	0.89	0.01	0.04	0.65	0	0.06	0.09	0.01	0.84
MPA-22B	0.64	0.01	0.01	0.58	0	0.05	0.10	0.01	0.83
MPA-23B	1.27	0.02	0.01	0.24	0	0.17	0.04	0.02	0.55
MPA-26B	1.49	0.03	0.02	1.09	0.01	0.11	0.17	0.01	1.27
MPA-30B	0.59	0.02	0.02	0.50	0	0.03	0.07	0.01	0.36
MPA-35B	1.57	0.06	0.07	0.52	0	0.06	0.27	0.03	0.42
MPA-36B	2.40	0.14	0.11	0.47	0.04	0.34	0.23	0.09	0.77
MPA-38B	1.74	0.01	0.01	0.50	0	0.04	0.02	0.01	0.48
MPA-41B	2.88	0.12	0.03	0.36	0.01	0.12	0.26	0.03	1.30
MPA-48B	1.06	0.15	0.05	0.33	0.01	0.12	0.25	0.01	1.06
MPA-51B	1.25	0.01	0.01	0.45	0	0.05	0.02	0	0.45
MPA-53B	0.28	0.01	0.02	0.82	0	0.07	0.18	0	1.39
MPA-54B	0.45	0.04	0.03	0.34	0	0.04	0.41	0	0.38
X _{aritmética}	1.31	0.04	0.03	0.52	0.01	0.10	0.14	0.02	0.77
DE	0.76	0.05	0.03	0.25	0.01	0.08	0.11	0.02	0.36
DER	58	118	93	48	135	80	80	129	46
Mínimo	0.28	0	0.01	0.22	0	0.03	0.01	0	0.36
Máximo	2.88	0.15	0.11	1.09	0.04	0.34	0.41	0.09	1.39

DE, desviación estándar; DER, desviación estándar relativa

Wang *et al.* (2004) concluyen que el factor de concentración decrece al aumentar el contenido de determinados metales en el suelo, debido al efecto barrera que ejercen las raíces, de modo que sólo una pequeña parte de la concentración presente en el suelo puede ser transferida hasta las partes aéreas de las plantas. Esto ocurriría, por ejemplo en la parcela MPA-51, en la que a pesar de presentar un elevado contenido total y extraíble de Pb en el suelo, el factor de concentración es inferior a la unidad. Este resultado indica que el Pb del suelo no es transferido hasta los cultivos presentes (alcachofa) debido a su capacidad de exclusión por este tipo de cultivo. Por el contrario, la muestra MPA-36B presenta elevados factores de concentración para el Cd, Cr, Mn y Pb. En este caso, los cultivos de hoja presentes (lechuga) constituyen cultivos acumuladores de metales pesados. Debido a este hecho, los cultivos de hoja suelen presentar altas concentraciones de metales pesados, entre los que se incluyen los metales más móviles como el Cd y Pb.

En cualquier caso, la mayoría de metales presentan diferentes factores de concentración dependiendo de las condiciones de la investigación, la especie considerada, los factores locales como el clima, las propiedades del suelo (p. ej., pH, humedad) y las interacciones con otros elementos

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

(Alloway y Ayres 1993b; Reimann *et al.*, 2001). Además, las plantas también pueden acumular ciertas cantidades de metales pesados a través de la absorción foliar y de las deposiciones atmosféricas de polvo y micropartículas, que se depositan directamente sobre los cultivos. Por tanto, estos factores de concentración únicamente deben servir para evaluar las diferencias relativas entre metales, en cuanto a su biodisponibilidad desde el suelo hacia las plantas, pero teniendo también en cuenta que el contenido de metal en el cultivo puede verse influenciado por otros factores como, por ejemplo, la absorción foliar.

A continuación, se procede a discutir los contenidos de metales pesados obtenidos en los distintos cultivos hortícolas analizados.

CADMIO

El contenido de Cd en los cultivos hortícolas varía entre 0.12 mg/kg (MPA-30B, calabaza) y 1.05 mg/kg de peso seco (MPA-36B, acelga), con un valor medio de 0.38 mg/kg. En la Figura 8.6 se presentan los contenidos de Cd en las 16 muestras de cultivos, expresados en mg/kg de materia seca.

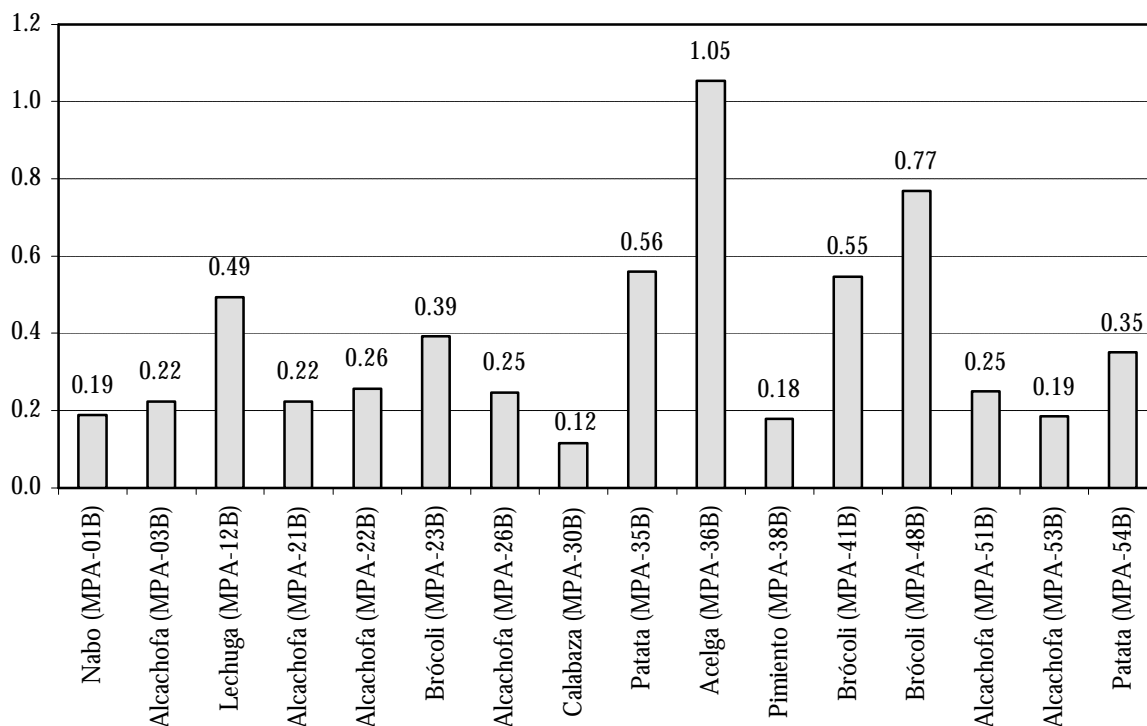


Figura 8.6.- Contenidos de Cd (en mg/kg de materia seca) en cultivos hortícolas.

Estos valores son superiores a los encontrados por Moreno *et al.* (1992) en cultivos analizados en suelos de Madrid, cuyos resultados varían entre 0.01 y 0.44 mg/kg, y Canet *et al.* (1998) que obtienen contenidos de Cd en acelgas, entre 0.27 y 0.41 mg/kg, y lechugas, entre 0.41 y 0.90 mg/kg. En el ámbito internacional y bajo otras condiciones ambientales y edáficas, otros estudios encuentran niveles más elevados como, por ejemplo, Miner *et al.* (1997) que obtienen un valor medio de Cd de 3.7 mg/kg en lechugas (rango 1.0-8.5 mg/kg) en suelos enmendados con lodos de depuración.

En el área de estudio, todas las muestras analizadas se encuentran dentro de los contenidos normales de Cd que se sitúan entre 0.05 y 2.4 mg/kg, según Alloway y Ayres (1993b). Además, ninguno de los cultivos presenta un contenido dentro del intervalo fitotóxico situado entre 5 y 30 mg/kg de acuerdo con diferentes autores (p. ej., Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Alloway y Ayres, 1993b; McBride, 1994).

Cabe mencionar que algunas de las muestras presentan mayores contenidos de Cd en el cultivo que el contenido total en el suelo, al igual que encuentran otros estudios (p. ej., Jinadasa *et al.*, 1997; De Pieri *et al.*, 1997). Estos resultados podrían ser debidos a diferentes causas: (i) que el contenido de metales pesados en el suelo sea mayor al realmente medido y/o (ii) que existan otras fuentes de Cd que proporcionen mayores contenidos en el cultivo.

Con respecto a la primera posible causa, habría que indicar que el método de digestión utilizado (Método 2) parece extraer un menor contenido total de este metal que el realmente existente en las muestras de suelo, tal y como se comentó en el estudio comparativo de los dos métodos de digestión en el Capítulo VI (apartado 6.1), que podría estar subestimando su contenido real en el suelo.

Respecto a la segunda posible causa, la presencia de mayores contenidos de Cd en las muestras de cultivo podría, a su vez, deberse a distintas razones que se mencionan a continuación. El Cd representa un elemento de elevada movilidad en el suelo que podría estar favoreciendo su transferencia hasta los cultivos. Asimismo, diversos estudios (p. ej., Doner *et al.*, 1982; Jiménez, 1998; López-Mosquera *et al.*, 2000; McLaughlin *et al.*, 1997 y 2000; Khoshgoftar *et al.*, 2004) indican una mayor transferencia del Cd hacia cultivos hortícolas en suelos salinos, debido a la formación de complejos con iones cloruro (Cl⁻) condicionando mayores contenidos de Cd en los cultivos. En el caso de los suelos agrícolas de la provincia de Alicante, algunas parcelas presentan ligeros problemas de salinidad (p. ej.,

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

MPA-12B y MPA-23B) que podrían también facilitar una mayor transferencia del Cd hacia los cultivos presentes.

Por otro lado, el tipo de cultivo presente y el estado de maduración también parece influir en la presencia de mayores contenidos de Cd. Así, por ejemplo, los cultivos de hoja representan cultivos acumuladores de metales pesados que contribuiría a una mayor presencia de determinados elementos. Este podría ser el caso de las muestras MPA-12B y MPA-36B que se corresponden con un cultivo de lechuga y acelga, respectivamente.

En parcelas con el mismo tipo de cultivo, por ejemplo las parcelas MPA-51B y MPA-53B que presentan ambas un cultivo de alcachofa y propiedades edáficas similares, otras causas puntuales podrían también ser responsables de una mayor acumulación de Cd en el cultivo. Así, por ejemplo, la presencia de Cd en el agua de riego podría inducir a una mayor absorción de este elemento por parte de los cultivos presentes. Asimismo, el origen del Cd podría proceder de la deposición atmosférica procedente de carburantes y aceites lubricantes, donde el Cd se encuentra formando parte de aditivos e impurezas, o del desgaste de neumáticos y pastillas de freno que afectaría a aquellas parcelas situadas en las proximidades de carreteras con abundante tráfico (Jinadasa *et al.*, 1997). De hecho, Adriano (2001) indica que la incorporación de algunos metales, como el Cd, en cultivos por deposición atmosférica suele tener mayor relevancia que la absorción desde el suelo por las raíces.

Para evaluar el origen del Cd en cada una de las parcelas, sería necesario llevar a cabo estudios de detalle donde se analizase la calidad del agua de riego, la frecuencia de riego, el tipo y estado de maduración del cultivo y la presencia de impactos próximos (p. ej., carreteras, industrias) con el objeto de identificar cómo influyen todas estas prácticas en el contenido de metales pesados en el suelo y en los cultivos, de acuerdo con las circunstancias particulares de cada parcela.

Según los resultados obtenidos entre los distintos tipos de cultivos analizados, se observa que los niveles de Cd siguen la siguiente secuencia: hojas>tubérculos>inflorescencias>frutos, aunque las diferencias entre los distintos grupos no son significativas estadísticamente.

Diferentes estudios obtienen una elevada acumulación de Cd en los cultivos de hoja, mientras que los tubérculos y los frutos presentan menores contenidos (Page *et al.*, 1981; Wolnik *et al.*, 1985; Alegría *et al.*, 1990; Alloway *et al.*, 1990; Bosque *et al.*, 1990; Moreno *et al.*, 1993; Wagner, 1993; Jinadasa *et al.*, 1997; Qadir *et al.*, 2000). Debido a este hecho, se recomienda que los cultivos hortícolas de hoja no se cultiven en áreas

contaminadas por este elemento debido a su capacidad acumuladora (Moreno *et al.*, 1993). De hecho, las espinacas y las lechugas son cultivos sensibles a algunos metales como el Cd, mientras que los tomates o las calabazas pueden tolerar elevados contenidos de Cd en el suelo antes de mostrar efectos adversos (Adriano, 2001).

En el sentido opuesto, se encuentran otros estudios que establecen una mayor acumulación de Cd en raíces y tubérculos. Así, por ejemplo, algunos autores (p. ej., Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Gavi *et al.*, 1997) sugieren que la absorción de Cd a través de las raíces es la principal vía de entrada, siendo su concentración en el suelo y el pH del mismo los factores determinantes del proceso. Wagner (1993) también establece una mayor acumulación de Cd en tubérculos (p. ej., patatas), contribuyendo a una ingesta mayoritaria de este elemento a través de este tipo de cultivos. De Pieri *et al.* (1997) analizan diferentes partes comestibles de cultivos hortícolas y encuentran mayores concentraciones de Cd en patatas (entre 0.05 y 1.74 mg/kg, n=6) que en repollos (entre 0.06 y 0.12 mg/kg, n=5) o coliflores (entre 0.09 y 0.10 mg/kg, n=2). Sin embargo, algunos investigadores (Krishnamurti y Naidu, 2000) atribuyen estos resultados a una deficiencia en el lavado de las raíces durante su tratamiento en el laboratorio, de tal modo que las partículas de arcilla adheridas al cultivo incrementarían los contenidos de algunos metales pesados.

Los contenidos de Cd expresados en materia fresca (mf) varían entre 0.01 y 0.10 mg/kg mf, con un valor medio de 0.05 mg/kg mf. El valor máximo en el área de estudio es inferior a los resultados obtenidos por Bosque *et al.* (1990) en acelgas (0.16 y 0.19 mg/kg mf) y lechugas (0.05 y 0.23 mg/kg mf) en suelos agrícolas de Tarragona, si bien ambos cultivos representan cultivos acumuladores de metales pesados. Alegría *et al.* (1991) obtienen contenidos de Cd en cultivos hortícolas que varían entre 0.002 mg/kg mf en habas y calabazas y 0.08 mg/kg mf en lechugas y tomates. En este caso, el intervalo analizado por estos autores en cultivos presentes en la provincia de Valencia es inferior al analizado en el área de estudio.

En el ámbito internacional y bajo otras condiciones ambientales y edáficas, McLaughlin *et al.* (1997) obtienen una media de 0.04 mg/kg mf en patatas cultivadas en Australia; Queirolo *et al.* (2000) obtienen resultados similares en habas gruesas (0.04 mg/kg mf) y cebollas (0.001 mg/kg mf) en Chile; y, Wolnik *et al.* (1985) encuentran un contenido medio de Cd de 0.01 mg/kg mf en cebollas, 0.02 mg/kg mf en tomates y 0.07 mg/kg mf en espinacas en Estados Unidos. En todos estos casos se obtienen valores inferiores al contenido medio de Cd en cultivos de Alicante.

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

Según el Reglamento CE nº466/2001 de la Comisión (DOCE, 2001), por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en productos alimenticios, el valor máximo de Cd es 0.1 mg/kg mf para las hortalizas de raíz y patatas y 0.2 mg/kg mf para cultivos de hoja. Comparando con estos contenidos, no se observa ningún cultivo analizado que lo supere. Sin embargo, este reglamento establece un valor máximo de 0.05 mg/kg mf para el resto de cultivos hortícolas, que es superado ligeramente por las muestras MPA-21B (0.06 mg/kg mf, alcachofa), MPA-23B (0.10 mg/kg mf, brócoli), MPA-41B (0.06 mg/kg mf, brócoli), MPA-48B (0.07 mg/kg mf, brócoli) y MPA-51B (0.07 mg/kg mf, alcachofa). Por tanto, en estas parcelas se requerirían estudios adicionales para evaluar con detalle el riesgo que supone la presencia de estos niveles para la salud humana y el ecosistema. Estos resultados indican que determinados cultivos presentan altos contenidos de Cd e incluso, en algunas ocasiones, ligeramente por encima de la legislación vigente.

COBALTO

El contenido de Co más bajo obtenido en los cultivos hortícolas analizados no ha podido ser detectado (n.d.) por EAA-Horno, que corresponde a la muestra MPA-01B (nabo), mientras que el valor más elevado ha sido de 0.89 mg/kg, correspondiente a la muestra MPA-48B (brócoli). El valor medio obtenido es 0.26 mg/kg. En la Figura 8.7 se presentan los contenidos de Co, expresados en mg/kg de materia seca, en las 16 muestras de cultivos.

Todas las muestras analizadas se sitúan entre los contenidos normales de Co según Adriano (2001), es decir, entre 0.02 y 1 mg/kg, y ninguna supera el intervalo fitotóxico según Kabata-Pendias y Pendias (1984) y McBride (1994), que lo establecen entre 15 y 50 mg/kg.

Las concentraciones de Co en plantas y cultivos suele ser variable, en función de la especie considerada y del tipo de suelo presente, aunque en general los niveles suelen ser bajos (Peterson y Girling, 1981). Así, en plantas herbáceas los valores oscilan entre 0.02 y 0.24 mg/kg y en las leguminosas entre 0.06 y 0.43 mg/kg, mientras que para el resto de plantas y cultivos valores por encima de 1 mg/kg suelen ser raros (Navarro y Navarro, 2000; Adriano, 2001). Generalmente, no se encuentran referencias acerca de efectos tóxicos del Co en animales o humanos como consecuencia del consumo de alimentos con elevados contenidos, siendo

los efectos derivados de niveles deficientes una preocupación más evidente (Peterson y Girling, 1981).

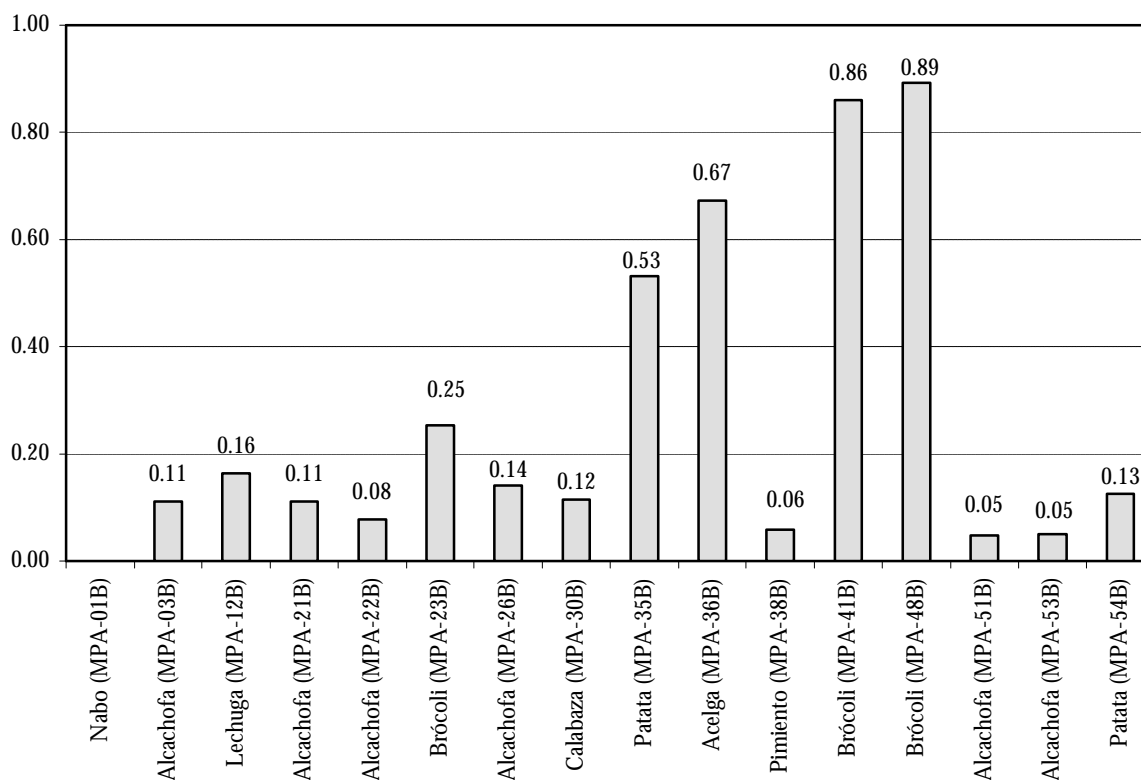


Figura 8.7.- Contenidos de Co (en mg/kg de materia seca) en cultivos hortícolas.

El contenido de Co en los distintos grupos de cultivos hortícolas sigue la siguiente secuencia: hojas>inflorescencias>tubérculos>frutos, observándose una mayor acumulación en hojas que en frutos, si bien las diferencias entre los distintos grupos no son estadísticamente significativas. Estos resultados coinciden con los alcanzados por Stalikas *et al.* (1997) obteniendo una mayor acumulación de Co en cultivos de hoja (p. ej., espinaca) que en otros tipos de cultivos producidos en suelos agrícolas de Grecia.

El contenido mínimo de Co expresado en materia fresca (mf) no ha podido ser detectado en el área de estudio, mientras que el contenido máximo es 0.09 mg/kg mf (brócoli). En el ámbito nacional, Alegría *et al.* (1992) obtienen valores muy superiores que varían entre 2.5 mg/kg mf en zanahorias y calabacín y 42.0 mg/kg mf en tomates, si bien estos resultados se obtienen en cultivos presentes en suelos agrícolas de la provincia de Valencia con una fuerte contaminación urbano-industrial. Sin embargo,

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

Stalikas *et al.* (1997) en cultivos hortícolas de Grecia obtienen un intervalo muy similar al analizado en la provincia de Alicante, donde el contenido mínimo no ha podido ser detectado en puerros y los valores máximos corresponden a cultivos de coliflor (0.08 mg/kg mf) y remolacha (0.09 mg/kg mf).

CROMO

El contenido de Cr en los cultivos hortícolas varía entre 0.17 mg/kg (MPA-51B, alcachofa) y 3.07 mg/kg (MPA-36B, acelga), siendo el valor medio de 0.87 mg/kg. En la Figura 8.8 se presentan los contenidos de Cr, expresados en mg/kg de materia seca.

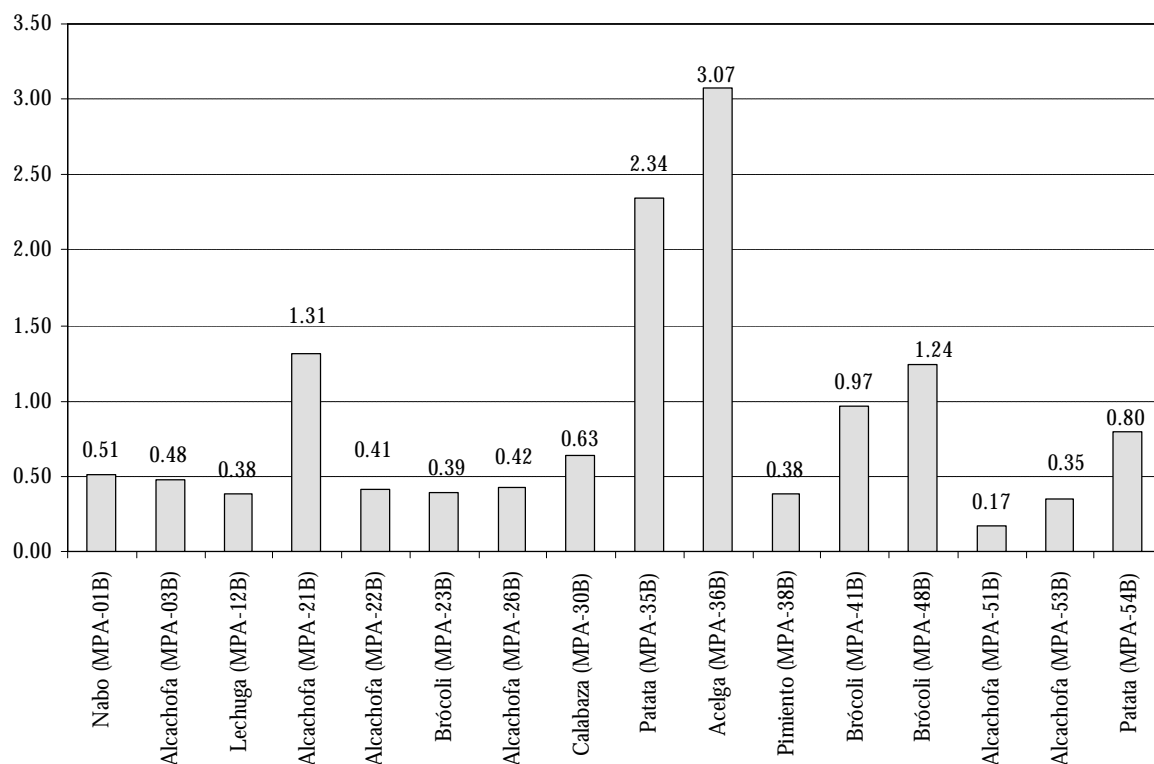


Figura 8.8.- Contenidos de Cr (en mg/kg de materia seca) en cultivos hortícolas.

En el ámbito nacional, Canet *et al.* (1998) obtienen rangos inferiores en lechugas (0.69-1.04 mg/kg) y acelgas (1.75-2.68 mg/kg) cultivadas en suelos enmendados con lodos procedentes de estaciones depuradoras en la provincia de Valencia, por lo que se observa un cierto enriquecimiento de

Cr sobre todo en los cultivos de hoja (acelga) y tubérculos (patata) en las parcelas muestreadas en la provincia de Alicante.

No obstante, todas las muestras analizadas se sitúan dentro del intervalo normal que se encuentra entre 0.03 y 14 mg/kg según Alloway y Ayres (1993b), y ninguna supera el intervalo fitotóxico situado entre 5 y 30 mg/kg por diferentes autores (p. ej., Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Barceló y Poschenrieder, 1992; Alloway y Ayres, 1993b; McBride, 1994).

En las plantas, el Cr tiende a acumularse más en las raíces que en otras partes de la planta (Kabata-Pendias y Pendias, 1984), ya que menos del 1% del Cr absorbido por las raíces puede transportarse hasta las partes aéreas (Peterson y Girling, 1981). Sin embargo, los contenidos de Cr obtenidos en el área de estudio son superiores en los cultivos de hoja, mientras que las raíces y tubérculos ocupan el segundo lugar. La secuencia obtenida sigue el siguiente orden: hojas>tubérculos>inflorescencias>frutos, no habiéndose identificado diferencias estadísticamente significativas entre los distintos cultivos.

Los contenidos de Cr expresados en materia fresca (mf) varían entre 0.03 y 0.35 mg/kg mf, con un valor medio de 0.11 mg/kg mf. Stalikas *et al.* (1997) en cultivos hortícolas de Grecia obtienen un intervalo muy similar al analizado en la provincia de Alicante, donde el contenido mínimo es de 0.03 mg/kg mf en lechugas y puerros, que coincide con el mínimo en el área de estudio, y el contenido máximo corresponde a cultivos de apio (0.88 mg/kg mf), que es superior al analizado en cultivos hortícolas de la provincia de Alicante.

COBRE

El contenido de Cu varía entre 6.2 mg/kg (MPA-48B, brócoli) y 20.5 mg/kg (MPA-12B, lechuga), siendo el valor medio de la población de 12.2 mg/kg. En la Figura 8.9 se presentan los contenidos de Cu en las 16 muestras de cultivos obtenidas, expresados en mg/kg de materia seca.

Diferentes estudios muestran un amplio rango de Cu en cultivos, en función del tipo de suelo y del cultivo considerado, si bien el rango normal varía entre 2-7 mg/kg, como valor mínimo, y 20-30 mg/kg, como valor máximo de acuerdo con diferentes autores (p. ej., Jones, 1972; Knezek y Ellis, 1980; Lepp, 1981; Seoáñez *et al.*, 1999).

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

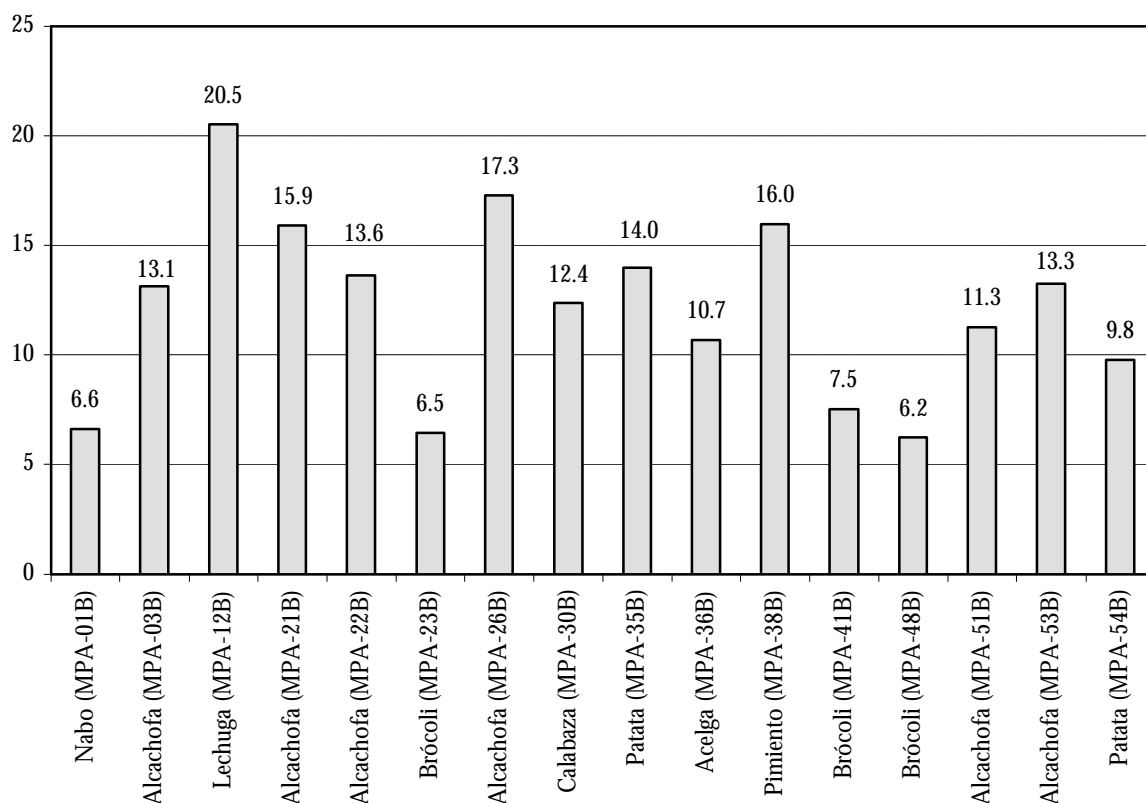


Figura 8.9.- Contenidos de Cu (en mg/kg de materia seca) en cultivos hortícolas.

En el ámbito nacional, Canet *et al.* (1998) obtienen un rango entre 12.4 y 16.3 mg/kg para acelgas y entre 4.17 y 6.62 mg/kg para lechugas en suelos enmendados con fangos de depuradora en la provincia de Valencia, cuyos valores máximos son inferiores a los obtenidos en los cultivos hortícolas de Alicante.

En otros ámbitos, De Pieri *et al.* (1996) analizan mayores contenidos de Cu en patatas (6.4 mg/kg) que en coliflores (3.6 mg/kg) y repollos (2.5 mg/kg) en suelos de Canadá; Hooda *et al.* (1997) encuentran un valor medio de 9.48 mg/kg en hojas de espinacas y 5.18 mg/kg en zanahorias cultivadas en suelos agrícolas no contaminados de Gran Bretaña; Wolnik *et al.* (1985) obtienen una media de 0.7 mg/kg en cultivos de hoja y tomates y una media de 0.37 mg/kg en cebollas; y, Tambasco *et al.* (2000) obtienen un rango entre 0.8 y 1.8 mg/kg en lechugas cultivadas en suelos agrícolas de Montreal.

La mayoría de las muestras analizadas se sitúan entre los contenidos normales de Cu en plantas (5-20 mg/kg), aunque existe una muestra (MPA-12B con 20.5 mg/kg de Cu en lechugas) que se sitúa ligeramente por encima del nivel fitotóxico de 20 mg/kg según numerosos autores (p. ej.,

Jones, 1972; Knezek y Ellis, 1980; Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Alloway y Ayres, 1993b; McBride, 1994; Adriano, 2001). Este resultado podría deberse a la incorporación del Cu en forma de sulfato de cobre en las balsas de riego, para evitar la proliferación de algas, y/o a la aplicación de sales de Cu ampliamente utilizadas en el sur de Alicante (Casas y Casas, 1999). Así, la principal fuente de Cu en suelos agrícolas suele ser la utilización de fertilizantes y fungicidas señalada por diferentes autores (Lucas y Knezek, 1972; Frank *et al.*, 1973; Tiller y Merry, 1982; Millán *et al.*, 1983; Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Holmgren *et al.*, 1993; Marín *et al.*, 2000; Adriano, 2001; Pietrzak y McPhail, 2004). Además, los cultivos de hoja como las lechugas representan cultivos acumuladores de metales pesados, por lo que generalmente suelen presentar mayores contenidos que otros tipos de cultivos.

Asimismo, se ha analizado una muestra (MPA-26B, alcachofa) que presenta un mayor contenido de Cu en el cultivo que el contenido total en el suelo. Este resultado podría deberse a la presencia de altos contenidos en el cultivo como consecuencia de aplicación foliar de Cu en forma de sales, que podría haber precedido a la fase de muestreo. De hecho, una de las posibles formas de aplicación del sulfato de cobre es a través de aplicaciones directas de este producto sobre los cultivos hortícolas (Maroto, 2002b).

La secuencia de los contenidos de Cu analizados en los cultivos hortícolas de Alicante sigue el siguiente orden: hojas>frutos>inflorescencias>tubérculos, encontrándose una mayor acumulación de Cu en las hojas y frutos, aunque las diferencias entre los distintos tipos de cultivos no son significativas desde un punto de vista estadístico. Alam *et al.* (2003) también obtienen mayores concentraciones de Cu en cultivos de hoja, debido a la acumulación de este elemento en los cloroplastos, mayoritariamente presentes en las hojas. Wolnik *et al.* (1985) obtienen valores similares en cultivos de hoja y frutos, mientras que en bulbos obtiene valores inferiores.

Los contenidos de Cu expresados en materia fresca (mf) varían entre 0.6 y 4.2 mg/kg mf, con un valor medio de 1.7 mg/kg mf. En el ámbito nacional, Alegría *et al.* (1992) obtienen contenidos de Cu en cultivos hortícolas que varían entre 0.15 mg/kg mf en nabos y rábanos y 3.1 mg/kg mf en judías verdes. Por otro lado y en el ámbito internacional, Stalikas *et al.* (1997) en cultivos hortícolas de Grecia obtienen un intervalo muy similar al analizado en la provincia de Alicante, donde el contenido mínimo corresponde a cultivos de perejil y escarola (0.3 mg/kg mf) y el contenido máximo corresponde a cultivos de espinaca (2.5 mg/kg mf). Asimismo,

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

ninguna de las muestras analizadas en el área de estudio supera la concentración máxima permitida en vegetales (10 mg/kg mf), según la legislación australiana (McLaughlin *et al.*, 2000).

HIERRO

El contenido de Fe varía entre 25 mg/kg (MPA-51B, alcachofa) y 403 mg/kg (MPA-36B, acelga), siendo la media de 82 mg/kg. En la Figura 8.10 se presentan los contenidos de Fe en los 16 cultivos analizados, expresados en mg/kg de materia seca.

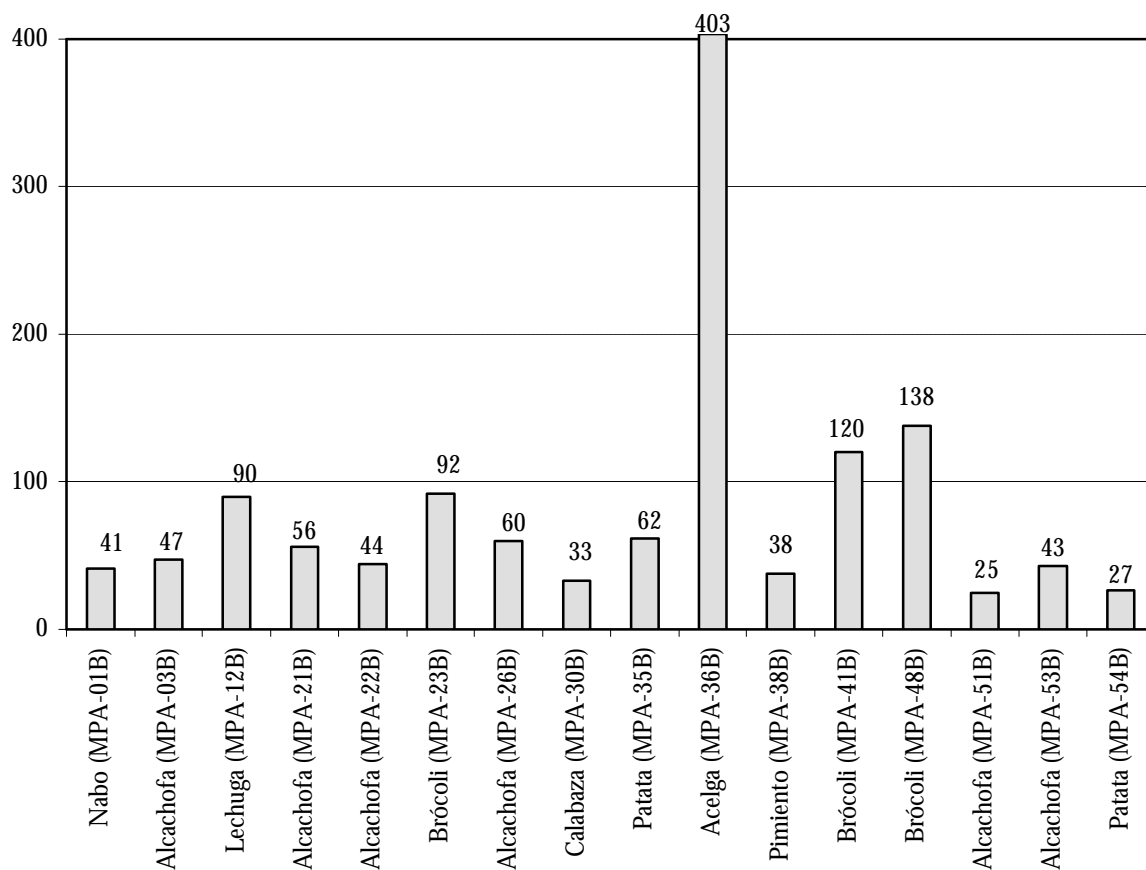


Figura 8.10.- Contenidos de Fe (en mg/kg de materia seca) en cultivos hortícolas.

El contenido máximo analizado representa un valor discordante, muy superior al resto de valores analizados, y corresponde a una muestra de cultivo de hoja (MPA-36B, acelga), que también presenta los contenidos más elevados para el Cd, Cr, Mn y Pb. Como se ha comentado

anteriormente, la acelga representa un cultivo acumulador de metales pesados que puede concentrar de forma activa estos elementos en sus órganos y tejidos.

Los contenidos normales varían, según diferentes autores (Jones, 1972; Knezek y Ellis, 1980), desde 50 mg/kg hasta 250 mg/kg en peso seco, dependiendo de la parte de la planta que se considere y de la especie. Este rango es similar a los contenidos de Fe analizados en los cultivos hortícolas de Alicante, exceptuando el valor discordante anteriormente mencionado.

En la Tabla 8.8 se presentan la relación Fe/Mn para los 16 cultivos analizados. Esta relación puede aportar información sobre la deficiencia del Fe por antagonismo con el Mn, ya que un exceso del segundo puede inducir una deficiencia del primero. Generalmente, la relación Fe/Mn suele mantenerse entre 1.5 y 2.6, mientras que valores inferiores a 1.5 indicarían deficiencia de Fe por exceso de Mn, según Navarro y Navarro (2000). Ninguna de las muestras se sitúa por debajo del límite establecido, por lo que no se observa un exceso de Mn que pueda producir una carencia de Fe.

Tabla 8.8.- Relación Fe/Mn en las 16 muestras de cultivos hortícolas analizados.

Muestra	Relación Fe/Mn	Muestra	Relación Fe/Mn
MPA-01B	3.3	MPA-35B	3.3
MPA-03B	2.3	MPA-36B	4.5
MPA-12B	2.3	MPA-38B	3.1
MPA-21B	3.0	MPA-41B	3.4
MPA-22B	2.5	MPA-48B	4.3
MPA-23B	1.5	MPA-51B	2.1
MPA-26B	2.2	MPA-53B	2.6

Sin embargo, contenidos en plantas por debajo de 50 mg/kg de Fe pueden indicar problemas de deficiencia en este elemento, que suele manifestarse inicialmente en hojas jóvenes (Jones, 1972; Knezek y Ellis, 1980). La sintomatología común consiste en un amarilleo de las zonas foliares intervenales, en comparación con el color verde oscuro de sus nerviaciones. Las causas que puede motivar esta deficiencia pueden ser, entre otras, las bajas concentraciones de formas asimilables en el suelo, los altos niveles de carbonatos y fosfatos o las interacciones con otros elementos (p. ej., Cu, Mn o Zn). En la provincia de Alicante, la mitad de las muestras analizadas podrían manifestar problemas de deficiencia en Fe

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

puesto que presentan concentraciones por debajo del límite de deficiencia. Estos resultados podrían deberse a los altos valores de pH y suelos carbonatados que determinan la presencia de formas insolubles de Fe y, por tanto, una baja disponibilidad de este elemento para los cultivos.

Los contenidos de Fe en los cultivos hortícolas analizados siguen la siguiente secuencia: hojas>inflorescencias>tubérculos>frutos. Además, los contenidos en los cultivos de hoja son significativamente superiores a los contenidos de Fe en los otros grupos de cultivos, como consecuencia del elevado contenido de Fe analizado en la muestra de acelga (MPA-36B), anteriormente comentada. Estos resultados están en consonancia con otros estudios (p. ej., Wolnik *et al.*, 1985) que encuentran mayores contenidos de Fe en cultivos de hoja (acelgas) que en frutos (tomates) y bulbos (cebollas).

Los contenidos de Fe expresados en materia fresca (mf) varían entre 3 y 32 mg/kg mf, con un valor medio de 10 mg/kg mf. Otros estudios obtienen valores similares como, por ejemplo, Stalikas *et al.* (1997) en cultivos hortícolas de Grecia, con valores que oscilan entre 3.5 mg/kg mf para puerros y 36 mg/kg en cultivos de apio, y Wolnik *et al.* (1985) en cultivos de Estados Unidos, que obtienen un valor medio de 1.5 mg/kg mf en cebollas y 17 mg/kg mf en espinacas.

MANGANESO

El contenido de Mn en los cultivos hortícolas varía entre 7 mg/kg (MPA-54B, patata) y 90 mg/kg de peso seco (MPA-36B, acelga), siendo el contenido medio de la población de 27 mg/kg. En la Figura 8.11 se presentan los contenidos de Mn en los 16 cultivos analizados, expresados en mg/kg de materia seca.

La mayoría de las muestras se sitúan entre los contenidos normales de Mn que varían entre 20 y 300 mg/kg, y ninguna alcanza el límite fitotóxico de 500 mg/kg establecidos por numerosos autores (p. ej., Jones, 1972; Knezek y Ellis, 1980; Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Merian, 1991; McBride, 1994; Adriano, 2001). Sin embargo, algunos cultivos muestran un contenido de Mn por debajo del nivel crítico de deficiencia que suele situarse entre 15 y 25 mg/kg según Jones (1972). En concreto, cinco muestras (MPA-01B, 30B, 38B 51B y 54B) se sitúan por debajo de 15 mg/kg, indicando una cierta deficiencia en este elemento en los cultivos. Los suelos de estas parcelas presentan una ligera salinidad, ya que la CEes se sitúa entre 2 y 4 ds/m. Por tanto, esta deficiencia podría deberse, además

del bajo contenido total de Mn en el suelo, al efecto de la salinidad que suele reducir su concentración en la planta (Grattan y Grieve, 1999).

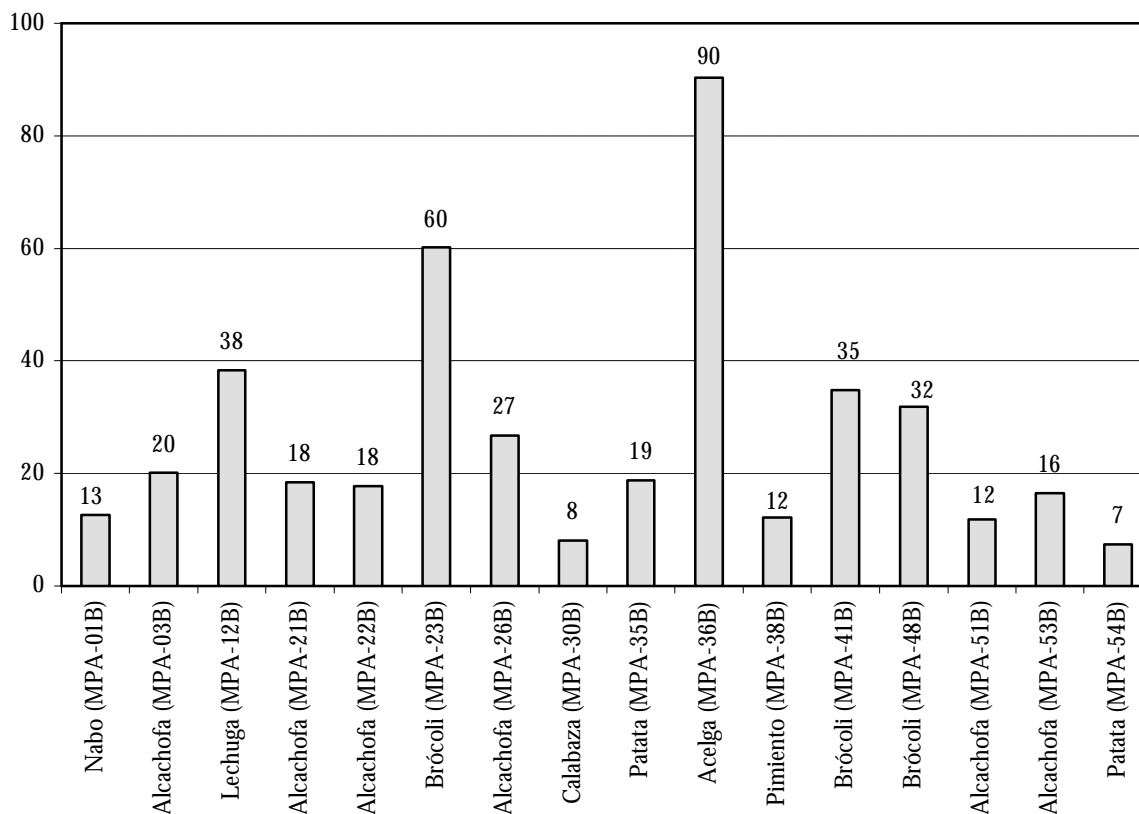


Figura 8.11.- Contenidos de Mn (en mg/kg de materia seca) en cultivos hortícolas.

Entre los cultivos analizados en la provincia de Alicante, los contenidos de Mn siguen la siguiente secuencia: hojas>inflorescencias>tubérculos>frutos, por lo que al igual que ocurría con el Fe, se manifiesta una mayor acumulación de este elemento en los cultivos de hoja. Además, los contenidos de Mn en este tipo de cultivos son significativamente diferentes a los contenidos en tubérculos y frutos, mientras que no existen diferencias significativas entre el contenido de Mn en cultivos de hoja e inflorescencias. Los resultados alcanzados son similares a los obtenidos en otros estudios como, por ejemplo, Wolnik *et al.* (1985) quienes también obtienen mayores contenidos de Mn en cultivos de hoja (espinacas) que en frutos y bulbos (tomates y cebollas).

Los contenidos de Mn expresados en materia fresca (mf) varían entre 1 y 15 mg/kg mf, con un valor medio de 4 mg/kg mf. En el ámbito internacional, Wolnik *et al.* (1985) en cultivos de Estados Unidos, que

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

obtienen un valor medio de 1.1 mg/kg mf en tomates y 7.1 mg/kg mf en espinacas y Stalikas *et al.* (1997) obtienen valores similares en cultivos hortícolas de Grecia, con concentraciones que oscilan entre 0.85 mg/kg mf para zanahorias y 6.9 mg/kg mf en cultivos de remolacha. En ambos casos, el contenido máximo analizado es inferior al valor máximo obtenido en el área de estudio.

NÍQUEL

El contenido de Ni analizado varía entre 0.4 mg/kg (MPA-01B, nabo) y 7.0 mg/kg (MPA-35B, patata), siendo el contenido medio de la población de 2.8 mg/kg. En la Figura 8.12 se presentan los contenidos de Ni en las 16 muestras de cultivos obtenidas, expresados en mg/kg de materia seca.

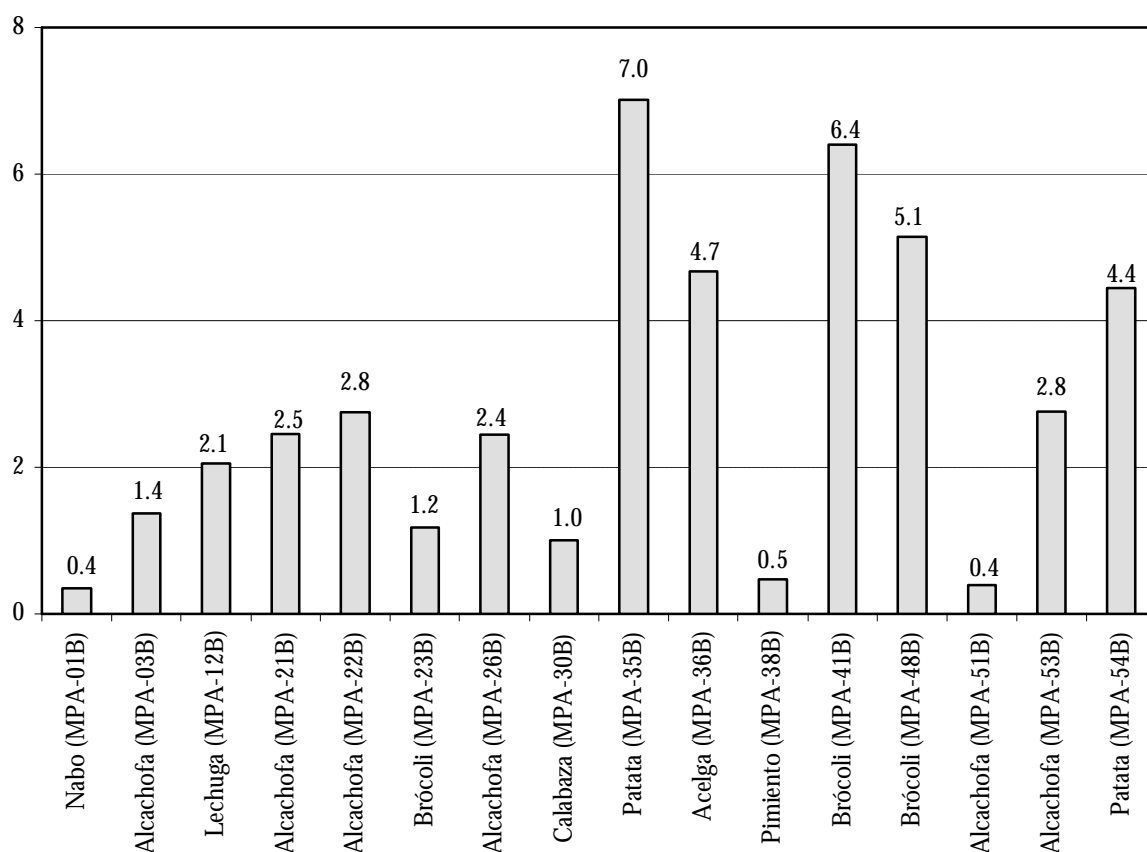


Figura 8.12.- Contenidos de Ni (en mg/kg de materia seca) en cultivos hortícolas.

El intervalo analizado es similar al valor medio encontrado en otros estudios cuyos resultados varían entre 0.2 y 3.7 mg/kg (Kabata-Pendias y

Pendias, 1984; Poulik, 1999). En el ámbito nacional Alegría *et al.* (1991) obtienen un rango de variación entre 0.06 mg/kg (cardo) y 0.61 mg/kg (judía verde) en cultivos analizados en la provincia de Valencia, cuyo valor máximo es inferior al valor máximo analizado en el área de estudio.

Alloway y Ayres (1993b) sugieren que los contenidos normales varían entre 0.02 y 5 mg/kg. Entre los diferentes cultivos se han analizado tres muestras que exceden ligeramente este intervalo, si bien ninguna supera el intervalo fitotóxico que según diferentes autores se sitúa entre 10 y 100 mg/kg (p. ej., Hutchinson, 1981; Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Alloway y Ayres, 1993b; McBride, 1994).

En el área de estudio los contenidos de Ni siguen la siguiente secuencia: tubérculos>hojas>inflorescencias>frutos, no habiéndose identificado diferencias estadísticamente significativas entre los distintos grupos de cultivos. Al contrario de otros metales, la concentración de Ni en tubérculos es mayor que en cultivos de hoja, lo cual podría deberse a una mayor absorción radicular (Palacios, 1997) o al mayor contenido en cultivo como consecuencia de su adsorción a partículas de arcilla presentes entre las raíces de los tubérculos (Adriano, 2001).

Los contenidos de Ni expresados en materia fresca (mf) varían entre 0.1 y 0.7 mg/kg mf, con un valor medio de 0.3 mg/kg mf. En el ámbito nacional, Alegría *et al.* (1991) obtienen contenidos de Ni en cultivos hortícolas que varían entre 0.1 mg/kg mf en cardos y zanahorias y 0.6 mg/kg mf en judías verdes, que representa un intervalo similar al analizado en la provincia de Alicante. En el ámbito internacional, Wolnik *et al.* (1985) en cultivos de Estados Unidos, obtienen un valor medio de 0.04 mg/kg mf en cebollas y 0.1 mg/kg mf en espinacas y Stalikas *et al.* (1997) obtienen valores similares en cultivos hortícolas de Grecia, con concentraciones que oscilan entre 0.1 mg/kg mf en puerros y 1.2 mg/kg mf en coliflor.

PLOMO

El contenido de Pb analizado varía entre 0.08 mg/kg (MPA-54B, patata) y 2.10 mg/kg (MPA-36B, acelga), con un contenido medio de la población de 0.39 mg/kg. En la Figura 8.13 se presentan los diferentes contenidos de Pb, expresados en mg/kg de materia seca, en las 16 muestras de cultivos.

En la provincia de Valencia, Canet *et al.* (1998) encuentran un rango menor que el obtenido para los cultivos de Alicante, con valores que varían

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

entre 0.61 y 1.21 mg/kg para acelgas y entre 0.98 y 1.46 mg/kg para lechugas. En la Comunidad de Madrid, Moreno *et al.* (1992) obtienen concentraciones que varían entre 0.04 y 29.2 mg/kg, con un valor máximo muy superior al analizado en el área de estudio. Por otro lado y en el ámbito internacional, De Pieri *et al.* (1997) encuentran concentraciones inferiores en patatas, repollos y coliflores, con valores que varían entre 0.03 y 0.07 mg/kg.

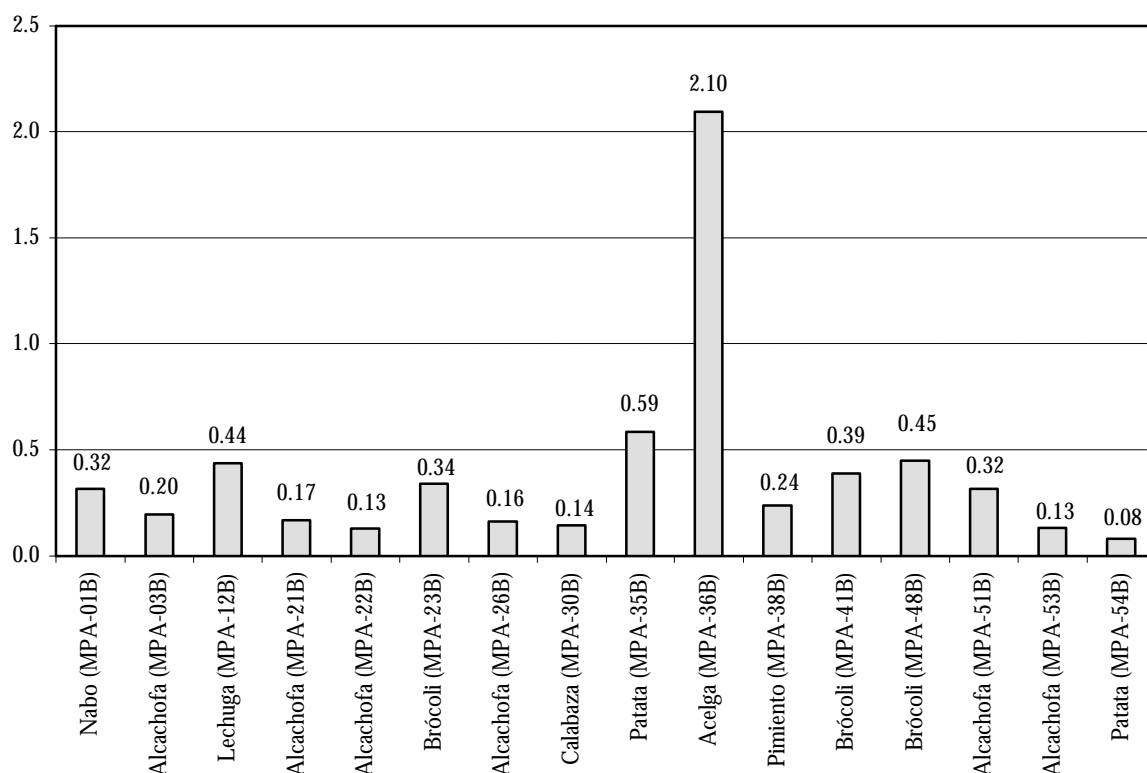


Figura 8.13.- Contenidos de Pb (en mg/kg de materia seca) en cultivos hortícolas.

Todas las muestras de cultivos analizadas se sitúan dentro de los contenidos normales que según Alloway y Ayres (1993b) se sitúan entre 5 y 10 mg/kg. Asimismo, ningún cultivo supera el intervalo fitotóxico, que de acuerdo con diferentes autores, se sitúa entre 30 y 300 mg/kg (p. ej., Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Alloway y Ayres, 1993b; McBride, 1994).

La muestra MPA-51B, que presentó un elevado contenido total de Pb (149 mg/kg suelo seco) y extraíble (31 mg/kg suelos seco) en el suelo, no presenta altos contenidos de este metal en las alcachofas que fueron analizadas (0.32 mg/kg de materia seca). Estos resultados parecen reflejar que los niveles tóxicos de Pb analizados en el suelo no son

mayoritariamente transferidos a los cultivos presentes. Por el contrario, el mayor contenido de Pb analizado en los cultivos hortícolas corresponde a la muestra MPA-36B (2.1 mg/kg) cuyos contenidos de Pb en suelo, tanto el total como extraíble, no eran elevados (22.4 y 7.8 mg/kg suelo seco, respectivamente). Los resultados parecen sugerir que el Pb presente en este cultivo podría tener también su origen en la deposición atmosférica de este elemento sobre las hojas de la acelga.

En los cultivos analizados, los contenidos de Pb siguen la siguiente secuencia: hojas>tubérculos>inflorescencias=frutos, al igual que el Cd y el Cr, si bien el contenido de Pb en cultivos de hoja es significativamente superior al resto de cultivos. Generalmente, el Pb presenta baja movilidad en el interior de los cultivos, por lo que se acumula mayoritariamente en las raíces (Moreno *et al.*, 1993; Pichtel *et al.*, 2000). Por ello, algunos autores (p. ej., Moreno *et al.*, 1993) desaconsejan el cultivo de tubérculos en suelos con altos contenidos de este metal.

No obstante, el Pb también puede acumularse en las partes aéreas de los cultivos, concretamente en zonas industriales y en zonas próximas a carreteras de gran densidad de tráfico, como consecuencia de las emisiones aéreas (p. ej., humos, gases de combustión de carburantes, etc.) (Jones, 1972; Webber, 1981; Moreno *et al.*, 1993). De hecho, la deposición atmosférica sobre los vegetales es la principal vía de entrada de este metal en las partes aéreas (73-95%), mientras que apenas existe incorporación desde el suelo a través de las raíces de las plantas, según establecen Kabata-Pendias (1995) y Adriano (2001). En relación con esto, Von Storch *et al.* (2003) sugieren una mayor correlación entre los contenidos de Pb en hojas y tallos y los niveles de Pb en la atmósfera. Alegría *et al.* (1990 y 1991) también encuentran mayores contenidos de Pb en cultivos de hoja (lechugas), que en otros tipos de cultivos (alcachofas y zanahorias).

Los contenidos de Pb, expresados en peso fresco, varían entre 0.01 y 0.17 mg/kg mf, con un valor medio de 0.05 mg/kg mf. En el ámbito nacional, Alegría *et al.* (1991) obtienen el menor contenido en cultivos de calabaza y coliflor (0.02 mg/kg mf) y el contenido máximo en lechugas (0.9 mg/kg mf), que es superior al contenido máximo en el área de estudio.

En el ámbito internacional, Queirolo *et al.* (2000) obtienen los mayores contenidos de Pb en habas gruesas (0.039 mg/kg mf), mientras que los contenidos más bajos se presentan en cebollas (0.001 mg/kg mf). Wolnik *et al.* (1985) obtienen un intervalo entre 0.001 y 0.078 mg/kg mf en patatas y un intervalo entre 0.001 y 0.370 mg/kg mf en lechugas. Finalmente, Stalikas *et al.* (1997) obtienen el contenido mínimo de

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

Pb en cultivos de perejil (0.01 mg/kg mf) y el contenido máximo en apio (0.25 mg/kg mf).

Según el Reglamento CE nº466/2001 de la Comisión (DOCE, 2001), por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en productos alimenticios, el valor máximo de Pb es 0.3 mg/kg mf para las hortalizas de hoja, donde queda incluido el género *Brassica* y de 0.1 mg/kg mf para el resto de hortalizas (Berg y Licht, 2002). En el área de estudio, ninguna de las muestras supera estos valores.

ZINC

El contenido de Zn varía entre 21 mg/kg (MPA-54B, patata) y 75 mg/kg (MPA-41B, brócoli), con un valor medio de 41 mg/kg. Los contenidos de Zn en los distintos cultivos analizados, expresados en mg/kg de materia seca, se presentan en la Figura 8.14.

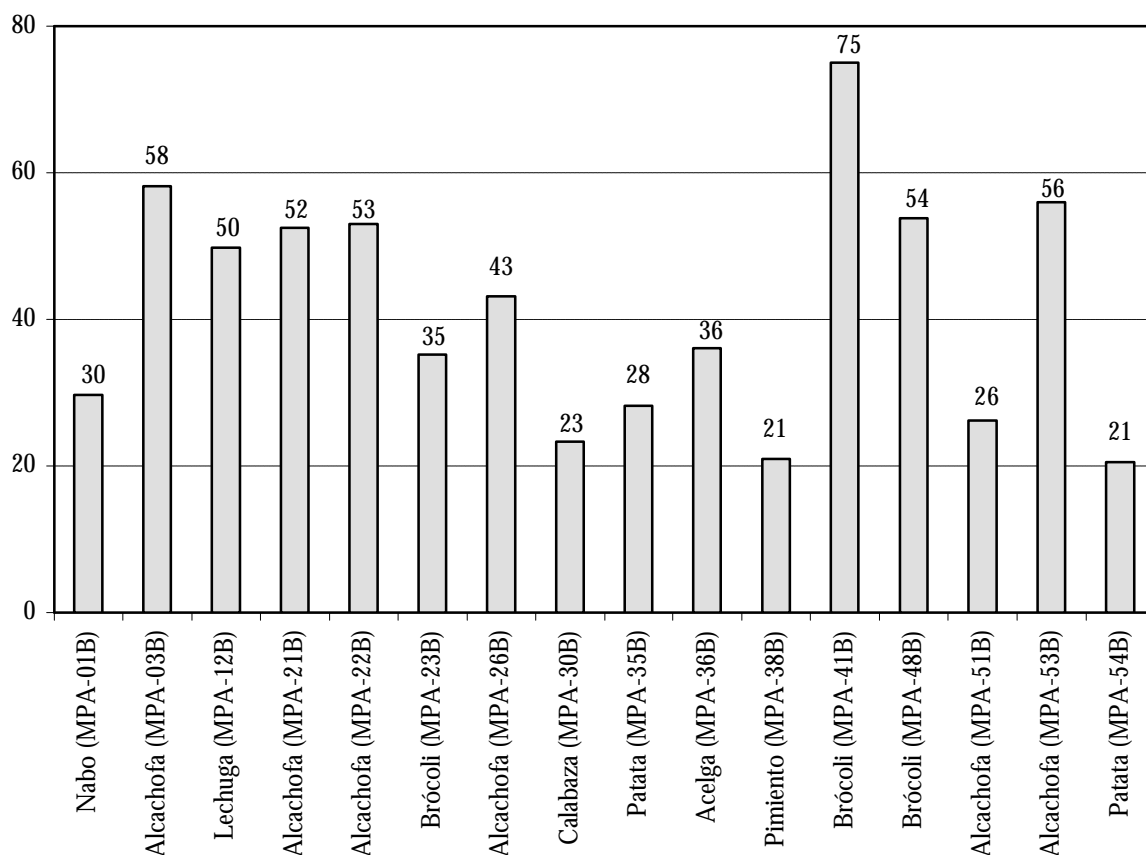


Figura 8.14.- Contenidos de Zn (en mg/kg de materia seca) en cultivos hortícolas.

Todas las muestras analizadas presentan contenidos normales de Zn, que se sitúan entre 20 y 100 mg/kg según Jones (1972) y Knezek y Ellis (1980). Además, ninguna muestra supera el nivel fitotóxico de 400 mg/kg, de acuerdo con numerosos autores (Jones, 1972; Knezek y Ellis, 1980; Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Alloway y Ayres, 1993b; McBride, 1994).

Cabe mencionar que diferentes muestras (MPA-26B, 41B, 48B y 53B) presentan un contenido de Zn en el cultivo superior al contenido total en el suelo. Estos resultados podrían ser debidos a varias causas, al igual que ocurría con el Cd. Por un lado, es posible que el contenido de este metal en el suelo sea inferior al esperado a consecuencia del método de digestión utilizado. Sin embargo, esta causa parece poco probable para el Zn puesto que los valores obtenidos mediante los dos métodos de digestión fueron similares. En este caso, estos resultados parecen mayoritariamente relacionados con la aplicación foliar del Zn sobre los cultivos del área de estudio, ya que afecta a determinadas muestras puntuales. De hecho, el Zn es un micronutriente que puede ser añadido a determinados cultivos hortícolas de forma directa a través de la aplicación foliar. Así, por ejemplo, Maroto (2002b) indica esta forma de aplicación en cultivos presentes en suelos con escasa concentración de este elemento.

En la Comunidad de Madrid, Moreno *et al.* (1992) encuentran contenidos de Zn que varían entre 4 y 188 mg/kg, obteniendo los mayores valores en habas cultivadas. El contenido máximo analizado por estos autores es superior al obtenido en el área de estudio. En otros ámbitos, De Pieri *et al.* (1996) encuentran contenidos medios de Zn que varían entre 19 mg/kg en repollos y 73 mg/kg en lechugas en suelos agrícolas de Canadá, similares a los obtenidos en el presente estudio. Tambasco *et al.* (2000) analizan contenidos de Zn en lechugas cultivadas en suelos de Montreal y obtienen valores entre 14 y 200 mg/kg, mientras que Miner *et al.* (1997) obtienen valores entre 47 y 343 mg/kg (media 182 mg/kg) en lechugas cultivadas sobre suelos enmendados con lodos de depuración en Carolina del Norte (EE.UU.). En ambos casos, los valores máximos son superiores a los analizados en suelos agrícolas de Alicante.

La deficiencia en Zn puede producir importantes pérdidas en los cultivos. Los síntomas de deficiencia, conocida como “foliocolosis”, pueden ser observados en diferentes cultivos hortícolas y frutales en concentraciones por debajo de 20 mg/kg en planta (Knezek y Ellis, 1980; Collins, 1981), produciéndose un amarilleo de las hojas jóvenes. Estos síntomas pueden aparecer principalmente en suelos de texturas gruesas (Alloway y Ayres, 1993c), en suelos básicos donde el Zn interacciona con el

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

carbonato cálcico (Lucas y Knezek, 1972) o en suelos con elevados contenidos de Fe, Mn, nitratos y/o fosfatos (Collins, 1981).

En algunas muestras del área de estudio, el contenido de Zn se sitúa próximo al límite de deficiencia, como es el caso de los cultivos pertenecientes a las parcelas MPA-38B y MPA-54B. Algunos autores (p. ej., Al-Harbi, 1995) sugieren que el aumento de la salinidad podría disminuir el contenido de Zn en cultivos, si bien otros autores (p. ej., Grattan y Grieve, 1999) encuentran que el aumento de la sodicidad tendría un mayor efecto que la salinidad sobre la deficiencia en Zn. Sin embargo, los contenidos de este metal en los suelos de estas parcelas, tanto total como extraíble, son reducidos por lo que podría también determinar una menor transferencia de este elemento desde el suelo hasta los cultivos presentes. Asimismo, los altos contenidos de carbonato en estas parcelas podrían también condicionar una menor absorción de este micronutriente por los cultivos hortícolas.

En los cultivos analizados, los contenidos de Zn siguen la siguiente secuencia: inflorescencias>hojas>tubérculos>frutos, si bien las diferencias entre los contenidos en inflorescencias y tubérculos y entre inflorescencias y frutos son estadísticamente significativas. Estos resultados podrían deberse a la utilización del Zn en aplicaciones foliares, que podrían ocasionar una mayor acumulación en inflorescencias y hojas. Por el contrario, De Pieri *et al.* (1996) encuentran mayores contenidos de Zn en lechugas que en repollos y coliflores, si bien obtienen una mayor acumulación en las partes no comestibles de estos últimos cultivos.

Los contenidos de Zn en cultivos hortícolas en materia fresca (mf) en la provincia de Alicante varían entre 2 y 14 mg/kg mf, con un valor medio de 6 mg/kg mf. En el ámbito nacional, Alegría *et al.* (1992) obtienen el contenido mínimo en cardos (1.33 mg/kg mf) y el contenido máximo en habas verdes (12.4 mg/kg mf) en suelos agrícolas de Valencia, que son similares al intervalo analizado en el área de estudio.

En el ámbito internacional, Wolnik *et al.* (1985) obtienen un valor medio de Zn de 1.4 mg/kg mf en tomates y 4.5 mg/kg mf en espinacas. Stalikas *et al.* (1997) obtiene el menor contenido de Zn en cultivos de perejil (0.88 mg/kg mf) y el máximo contenido en cultivos de cebolla (6.77 mg/kg mf). En ambos casos, el valor máximo obtenido es inferior al contenido máximo analizado en la provincia de Alicante y corresponde a un cultivo de alcachofa. En cualquier caso, ninguna de las muestras supera la concentración máxima permitida para Zn en alimentos (150 mg/kg mf), según la legislación australiana (McLaughlin *et al.*, 2000).

8.5.- Relaciones estadísticas con los contenidos de metales pesados en cultivos hortícolas.

8.5.1- Matriz de correlación.

En la Tabla 8.9 se presentan los coeficientes de correlación entre los distintos metales pesados analizados en los cultivos hortícolas, que se corresponden con el coeficiente de Pearson para las relaciones entre el Cu, Ni y Zn, y con el coeficiente de Spearman para el resto de metales.

Tabla 8.9.- Coeficientes de correlación entre los diferentes metales pesados en los cultivos hortícolas.

Variable		Cd-C	Co-C	Cr-C	Cu-C	Fe-C	Mn-C	Ni-C	Pb-C	Zn-C
Cd-C	r	1.000								
	P	-								
Co-C	r	0.819** ^b	1.000							
	P	0.000	-							
Cr-C	r	0.468 ^b	0.595* ^b	1.000						
	P	0.068	0.015	-						
Cu-C	r	-0.279 ^a	-0.240 ^b	-0.265 ^b	1.000					
	P	0.296	0.370	0.321	-					
Fe-C	r	0.756** ^b	0.810** ^b	0.474 ^b	-0.150 ^b	1.000				
	P	0.001	0.000	0.064	0.579	-				
Mn-C	r	0.688** ^b	0.697** ^b	0.256 ^b	-0.074 ^b	0.950** ^b	1.000			
	P	0.003	0.003	0.338	0.787	0.000	-			
Ni-C	r	0.706** ^b	0.686** ^b	0.615* ^b	-0.185 ^a	0.579* ^b	0.385 ^b	1.000		
	P	0.002	0.003	0.011	0.494	0.019	0.141	-		
Pb-C	r	0.672** ^b	0.594* ^b	0.355 ^b	-0.222 ^b	0.700** ^b	0.673** ^b	0.244 ^b	1.000	
	P	0.004	0.015	0.177	0.408	0.003	0.004	0.361	-	
Zn-C	r	0.228 ^b	0.218 ^b	0.062 ^b	0.008 ^a	0.550* ^b	0.553* ^b	0.329 ^a	0.097 ^b	1.000
	P	0.395	0.417	0.820	0.978	0.027	0.026	0.213	0.720	-

*La correlación es significativa al nivel 0.05; **La correlación es significativa al nivel 0.01; P, Significación; ^a Coeficiente de Pearson; ^b Coeficiente de Spearman

Los elementos que se correlacionan mayoritariamente con el resto son el Cd, Co, Fe y Mn, mientras que el Cr y Zn estarían en el lado opuesto. Por su parte, el Cu es el único elemento que no presenta correlación con ninguno de los elementos analizados.

Los fenómenos de sinergismo y antagonismo entre metales han sido estudiados por diferentes autores y señalados como la principal causa de las interacciones entre los distintos elementos (Kabata-Pendias y Pendias,

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

1984; Alloway, 1990; Hamilton, 1995). Así, por ejemplo, la asimilación de Cd puede incrementarse por la presencia de otros metales, de modo que pueden incluso alcanzarse niveles tóxicos en vegetales cultivados en suelos con bajos contenidos en este metal. En la Figura 8.15 se presenta un esquema de las principales interacciones que pueden producirse entre los contenidos de metales pesados a nivel de raíz o en el interior de las plantas. El Mn, Fe y Co son los elementos que presentan una mayor cantidad de antagonismos a nivel de raíz, mientras que en el interior de la planta, el Zn y el Mn presentan un mayor número de antagonismos con el resto.

En el caso de los cultivos analizados en la provincia de Alicante, todos los coeficientes de correlación obtenidos presentan signo positivo, excepto en el caso del Cu. Debido a la complejidad de los factores que afectan a las interacciones entre elementos, no pueden extraerse afirmaciones concluyentes acerca de los sinergismos y antagonismos presentes en las muestras analizadas. Para alcanzar estos objetivos suelen realizarse experiencias controladas en el laboratorio donde se ensayan diferentes combinaciones de metales pesados en las soluciones adicionadas y se observan los efectos sobre las plantas o cultivos (p. ej., Thys *et al.*, 1991; McKenna *et al.*, 1993).

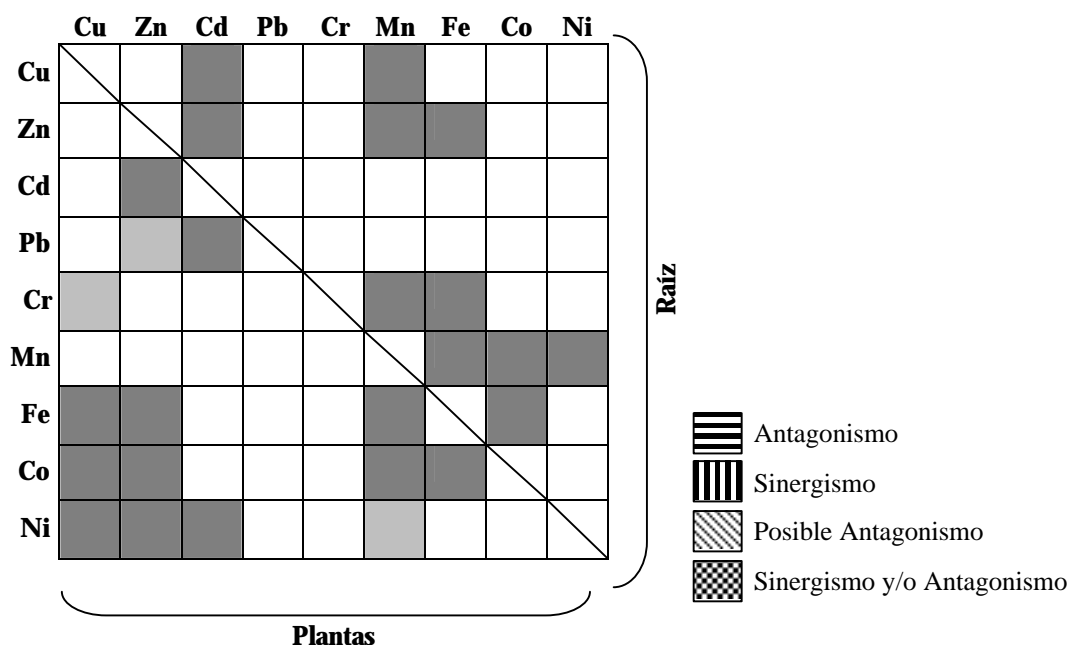


Figura 8.15.- Interacciones entre diferentes metales pesados a nivel de raíz o en el interior de las plantas (Fuente: Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Alloway, 1990).

Por otro lado, en la Tabla 8.10 se presentan los coeficientes de correlación entre los contenidos totales y extraíbles de metales en suelos y el contenido de metales en los cultivos analizados.

Tabla 8.10.- Coeficientes de correlación entre los contenidos de metales en cultivo y los contenidos de metales totales (M-T) y extraíbles (M-E) en suelo.

Metal		Contenido Total en Suelo (M-T)	Contenido Extraíble en Suelo (M-E)
Contenido en Cultivos	Cd	0.448 ^b	0.526 ^{*b}
	Co	-0.049 ^b	-0.294 ^b
	Cr	0.199 ^b	0.456 ^b
	Cu	-0.118 ^a	-0.203 ^b
	Fe	0.256 ^b	0.497 ^b
	Mn	0.237 ^b	-0.095 ^b
	Ni	0.039 ^a	0.458 ^a
	Pb	0.041 ^b	-0.140 ^b
	Zn	-0.112	-0.115 ^b

^a Coeficiente de Pearson; ^b Coeficiente de Spearman; * La correlación es significativa al nivel 0.05

La falta de correlación obtenida entre los contenidos totales de metales pesados en suelo y los contenidos en cultivo parece sugerir que los contenidos totales no son indicadores adecuados para predecir la transferencia de los metales desde el suelo hasta los cultivos, tal y como sugiere Davies (1992). Estos resultados coinciden con diferentes estudios en los que tampoco se encuentran correlaciones entre ambas formas (p. ej., Merry *et al.*, 1983; De Pieri *et al.*, 1996; Quian *et al.*, 1996; McLaughlin *et al.*, 2000).

En cuanto a la fracción extraíble, únicamente se ha encontrado una correlación significativa ($P < 0.05$) entre el contenido extraíble de Cd en suelo y cultivo, mientras que Alegría *et al.* (1991 y 1992) obtienen correlaciones para Cd, Co, Ni y Pb. En otros ámbitos, McLaughlin *et al.* (1997) y Pinamonti *et al.* (1997) tampoco encuentran correlaciones entre el contenido extraíble con EDTA en suelo y el contenido en cultivo. En su caso, la falta de correlación es atribuida a la elevada heterogeneidad de los contenidos de los metales pesados, que impiden encontrar un modelo único para explicar la relación entre ambos componentes. Davies (1992) tampoco encuentra correlaciones entre el contenido de metales en rábanos y el contenido total, la fracción extraíble con EDTA y la fracción extraíble con ácido acético, respectivamente. Ante estos resultados, este autor sugiere que ninguno de los métodos de extracción ofrece una predicción razonable acerca de los contenidos de metales en hojas y bulbos de rábano.

En nuestro caso, la fracción extraíble con EDTA únicamente ha resultado un indicador adecuado para predecir el contenido de Cd en cultivos hortícolas. Para el resto de metales pesados, la falta de correlación indicaría que el EDTA no resulta un extractante adecuado para establecer relaciones entre los contenidos extraíbles de metales pesados en suelos y el contenido en cultivos, para el tipo de suelos presentes en el área de estudio y siguiendo el método analítico descrito. Estos resultados podrían deberse a diferentes causas como, por ejemplo, el procedimiento analítico utilizado, el posible origen a partir de otras fuentes (p. ej., absorción foliar) o la propia fisiología de la planta que en determinadas condiciones origina una mayor acumulación de metales pesados (p. ej., cultivos de hoja). De hecho, algunos autores (p. ej., Maíz *et al.*, 1997; Rauret, 1998) sugieren que otros extractantes (p. ej., DTPA, CaCl_2) resultarían más adecuados para suelos calcáreos. Asimismo, la falta de correlación podría también deberse al escaso número de muestras de cultivos considerado, que determina una mayor variabilidad de los resultados. No obstante, en este estudio no ha sido obtenido un mayor número de cultivos hortícolas debido a los criterios manejados y a las características del área de estudio, que se han comentado en diversos capítulos.

La absorción de los metales pesados por los cultivos hortícolas puede verse afectada por la concentración de éstos en el suelo y por la forma química en la que se presentan. Por tanto, la concentración de metales pesados en los cultivos depende de éste y de otros factores que se resumen a continuación (Barceló y Poschenrieder, 1992; McBride, 1994; Ernst, 1995; De Pieri *et al.*, 1996 y 1997; Palacios *et al.*, 1998): (a) la disponibilidad del elemento en el suelo en función de su origen, así como de las propiedades y características del suelo; (b) la especie y el tipo de planta, puesto que la rizosfera de determinadas especies pueden modificar la dinámica de estos elementos en el suelo y favorecer la absorción; (c) la parte de la planta que se analice (raíces, fruto, hojas o inflorescencia) y el estadio de la misma, es decir, el estado de maduración. En este sentido, las raíces de algunas plantas presentan barreras específicas que impiden la absorción de algunos metales en determinadas condiciones (Ure, 1996). Por ello, aunque el contenido de metales pesados sea elevado en el suelo, las plantas pueden no absorberlos. Así, por ejemplo, algunos estudios han establecido que el 90% del Pb contenido en hojas de cultivos procede de la absorción foliar (Ure, 1996; Adriano, 2001).

En la Tabla 8.11 se presentan los coeficientes de correlación obtenidos con respecto a las propiedades y características edáficas. Estos coeficientes se corresponden con el coeficiente de Pearson para todas las variables,

excepto cuando participan la arcilla o el contenido de Cd, Co, Cr, Fe, Mn y Pb en los cultivos para las que se presenta el coeficiente de Spearman.

Tabla 8.11.- Coeficientes de correlación entre los contenidos de metales en cultivos y las propiedades y características del suelo.

Variable		pH1	CEes	MO	CaCO ₃	CIC	Arena	Limo	Arcilla
Cd-C	r	0.141 ^b	-0.034 ^b	0.100 ^b	-0.341 ^b	-0.108 ^b	-0.062 ^b	0.256 ^b	-0.068 ^b
	P	0.603	0.901	0.713	0.197	0.689	0.820	0.338	0.802
Co-C	r	-0.090 ^b	-0.128 ^b	0.141 ^b	-0.520 ^{*b}	-0.018 ^b	0.038 ^b	0.175 ^b	-0.089 ^b
	P	0.739	0.636	0.603	0.039	0.946	0.888	0.517	0.742
Cr-C	r	0.085 ^b	-0.126 ^b	0.185 ^b	-0.392 ^b	-0.065 ^b	0.320 ^b	-0.229 ^b	-0.129 ^b
	P	0.754	0.642	0.494	0.133	0.812	0.227	0.394	0.635
Cu-C	r	0.034 ^a	0.134 ^a	-0.427 ^a	0.045 ^a	-0.244 ^a	0.025 ^a	-0.103 ^a	-0.028 ^b
	P	0.901	0.621	0.099	0.870	0.363	0.925	0.704	0.918
Fe-C	r	0.043 ^b	0.006 ^b	0.294 ^b	-0.509 ^{*b}	0.168 ^b	-0.211 ^b	0.102 ^b	0.183 ^b
	P	0.876	0.983	0.268	0.044	0.535	0.434	0.707	0.497
Mn-C	r	0.070 ^b	0.032 ^b	0.271 ^b	-0.378 ^b	0.260 ^b	-0.249 ^b	0.033 ^b	0.217 ^b
	P	0.797	0.905	0.311	0.149	0.330	0.353	0.905	0.420
Ni-C	r	-0.005 ^a	-0.279 ^a	-0.100 ^a	-0.228 ^a	-0.405 ^a	0.146 ^a	0.387 ^a	-0.326 ^b
	P	0.984	0.296	0.712	0.397	0.120	0.590	0.139	0.218
Pb-C	r	0.163 ^b	0.169 ^b	0.231 ^b	-0.370 ^b	0.203 ^b	-0.074 ^b	-0.179 ^b	0.242 ^b
	P	0.547	0.532	0.390	0.158	0.450	0.784	0.508	0.367
Zn-C	r	0.086 ^a	0.034 ^a	0.359 ^a	-0.346 ^a	-0.005 ^a	-0.383 ^a	0.536 ^a	0.125 ^b
	P	0.751	0.900	0.172	0.189	0.985	0.143	0.052	0.643

*La correlación es significativa al nivel 0.05; **La correlación es significativa al nivel 0.01; P, Significación; ^a Coeficiente de Pearson; ^b Coeficiente de Spearman

A partir de la tabla, se observa que la mayoría de propiedades y características edáficas analizadas no se correlacionan con los contenidos de metales pesados en los cultivos. Tan sólo se han encontrado correlaciones significativas ($P < 0.05$) entre los carbonatos del suelo y el contenido en cultivos de Co y Fe, a través de una correlación negativa, lo que parece sugerir que la presencia de altos contenidos de carbonatos podría estar relacionada con una disminución de su contenido en el cultivo.

En otros estudios, la presencia de salinidad ha mostrado correlación con los contenidos de metales pesados en plantas. Por ello, y dada la importancia de este proceso en los suelos agrícolas de la provincia de Alicante, resultaba de gran interés el estudio de esta relación. Sin embargo, no se han encontrado correlaciones entre los valores de conductividad eléctrica en el extracto de saturación y los contenidos de metales pesados en los cultivos analizados. De hecho, los resultados de la bibliografía consultada son variados y, en muchos casos, contradictorios, tal y como

señalan Grattan y Grieve (1999). Así, por ejemplo, Hassan *et al.* (1970) encuentran una menor absorción de Fe en cultivos de maíz en suelos con problemas de salinidad, mientras que Maas *et al.* (1972) y Niazi y Ahmed (1984) observan mayores concentraciones de Fe en tomates cultivados en suelos salinos.

En este contexto, Ramoliya *et al.* (2004) concluyen acerca de la dificultad de encontrar una relación entre la influencia de la salinidad y los micronutrientes, debido a la falta de relación lineal entre ambos parámetros y a las pequeñas diferencias obtenidas entre los resultados del suelo control y los diferentes tratamientos. Asimismo, la respuesta de las plantas y las interacciones observadas entre distintos elementos en medios artificiales (cultivos hidropónicos, invernaderos) no suelen reproducirse bajo condiciones naturales de cultivo, ya que en el primer caso la variabilidad se ve reducida a consecuencia de la uniformidad de las condiciones utilizadas.

La falta de correlación obtenida entre las propiedades y características del suelo y los contenidos de metales pesados en los cultivos hortícolas parece sugerir que estos parámetros no presentan una relación lineal, de tal forma que la relación podría ser de otro tipo o incluso otras variables podrían tener una mayor importancia en el proceso de transferencia. En relación con esto, Adriano (2001) citando diversos estudios indica que la incorporación de algunos metales (p. ej., Cd y Pb) en cultivos por deposición atmosférica suele ser más importante que la incorporación por transferencia desde el suelo.

8.5.2.- Análisis factorial.

En la Tabla 8.12 se presentan los resultados del análisis factorial de los contenidos de metales pesados en los cultivos hortícolas. En dicha tabla se destacan en negrita aquellas variables que presentan un mayor coeficiente de carga dentro de cada componente.

A partir de los resultados, se observa que la variabilidad del contenido de metales pesados en los cultivos hortícolas puede ser explicada mediante tres componentes (C1, C2 y C3), que explican conjuntamente el 86% de la varianza. El primer componente (C1) incluye el contenido de Cd, Co, Cr, Fe, Mn y Pb, que explica el 59% de la varianza. El segundo componente (C2) explica el 16% e incluye los contenidos de Co, Ni y Zn. Finalmente, el tercer componente (C3) explica el 11% de la varianza e incluye el Cu, principalmente, aunque el Co también participa con un menor coeficiente.

Tabla 8.12.- Análisis de componentes principales de los contenidos de metales pesados en los cultivos hortícolas.

Variables	Componentes Principales		
	C1	C2	C3
Pb-C	0.980	-0.034	0.055
Fe-C	0.959	0.131	0.073
Mn-C	0.870	0.111	0.009
Cd-C	0.863	0.350	0.263
Cr-C	0.825	0.188	0.183
Zn-C	-0.061	0.868	-0.177
Ni-C	0.384	0.706	0.326
Co-C	0.542	0.632	0.476
Cu-C	-0.063	-0.001	-0.933
Autovalor	5.274	1.419	1.003
Varianza Explicada	59%	16%	11%

En la Figura 8.16 se presenta la representación gráfica de los diferentes componentes identificados. La relación encontrada entre el Cd, Cr, Fe, Mn y Pb podrían deberse al efecto distorsionante de la muestra MPA-36B, que presenta altos contenidos para estos metales. Debido a este efecto, se ha realizado de nuevo el análisis factorial sin considerar la muestra MPA-36B y cuyos resultados se presentan seguidamente.

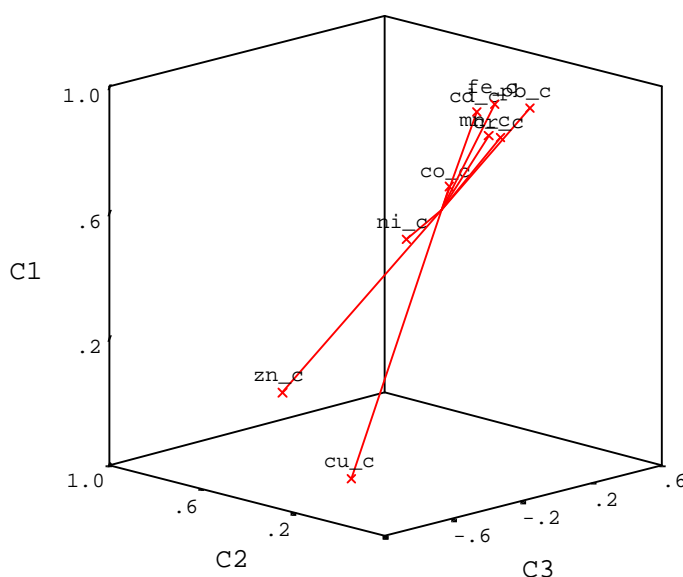


Figura 8.16.- Representación gráfica de los componentes principales identificados al representar los contenidos de metales pesados en los cultivos hortícolas.

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

En la Tabla 8.13 se presentan los diferentes componentes identificados. En este caso, el 82% de la varianza puede ser explicada a través de tres componentes principales. El primer componente (C1) incluye el contenido de Cd, Co, Cr, Ni y Pb, que explica el 54% de la varianza. El segundo componente (C2) explica el 17% e incluye los contenidos de Mn, Fe y Zn, mientras que el tercer componente (C3) explica el 11% de la varianza donde se incluye el Cu.

Tabla 8.13.- Análisis de componentes principales de los contenidos de metales pesados en los cultivos hortícolas, sin considerar la muestra MPA-36B.

Variables	Componentes Principales		
	C1	C2	C3
Cr-C	0.928	-0.140	-0.019
Ni-C	0.902	0.203	-0.062
Co-C	0.752	0.499	0.304
Cd-C	0.739	0.507	0.308
Pb-C	0.621	0.285	0.370
Mn-C	0.007	0.825	0.314
Fe-C	0.447	0.823	0.274
Zn-C	0.136	0.804	-0.341
Cu-C	-0.098	-0.069	-0.846
Autovalor	4.843	1.519	1.030
Varianza Explicada	54%	17%	11%

En la Figura 8.17 se presenta la representación gráfica de los diferentes componentes identificados. En este caso, los componentes C2 y C3 podrían relacionarse con los principales micronutrientes del suelo (Cu, Fe, Mn y Zn), mientras que el resto de elementos quedarían relacionados entre sí en función de los procesos de sinergismo y antagonismo que tienen lugar, tanto a nivel de raíz como en el interior de los cultivos, y que quedan englobados en el componente C1. Así, las posibles diferencias entre la dirección de los vectores obtenidos podrían deberse a la competencia entre metales para ser absorbidos por las plantas que, en última instancia, determina la presencia de mayores contenidos de uno u otro en función de las relaciones predominantes. Así, por ejemplo, Moore (1972) establece que altos contenidos de Zn y Cu reducen la absorción de Mn, debido a la competencia entre estos tres iones. Estos resultados podrían verse confirmados por el vector de menor tamaño que presenta el Mn respecto al Cu y Zn, como consecuencia de una posible competencia entre estos elementos.

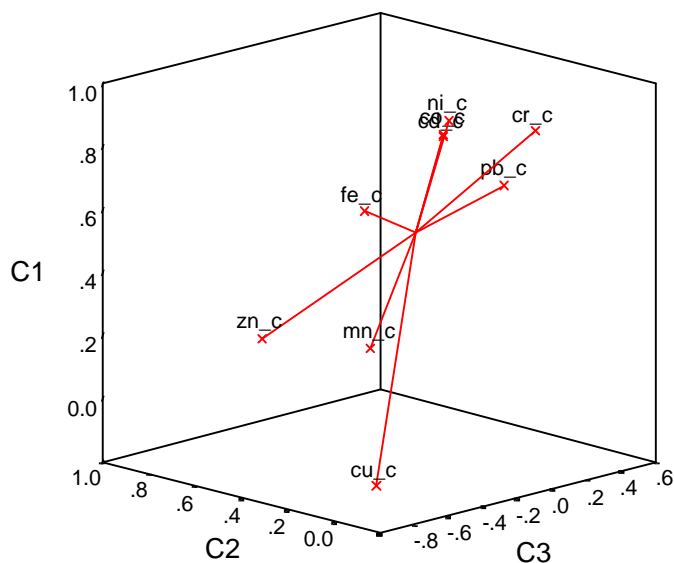


Figura 8.17.- Representación gráfica de los componentes principales identificados para los contenidos de metales pesados en los cultivos hortícolas, sin incluir la muestra MPA-36B.

8.5.3.- Análisis cluster.

En la Figura 8.18 se presenta el dendrograma que muestra las relaciones entre los contenidos de los distintos metales pesados en los cultivos hortícolas.

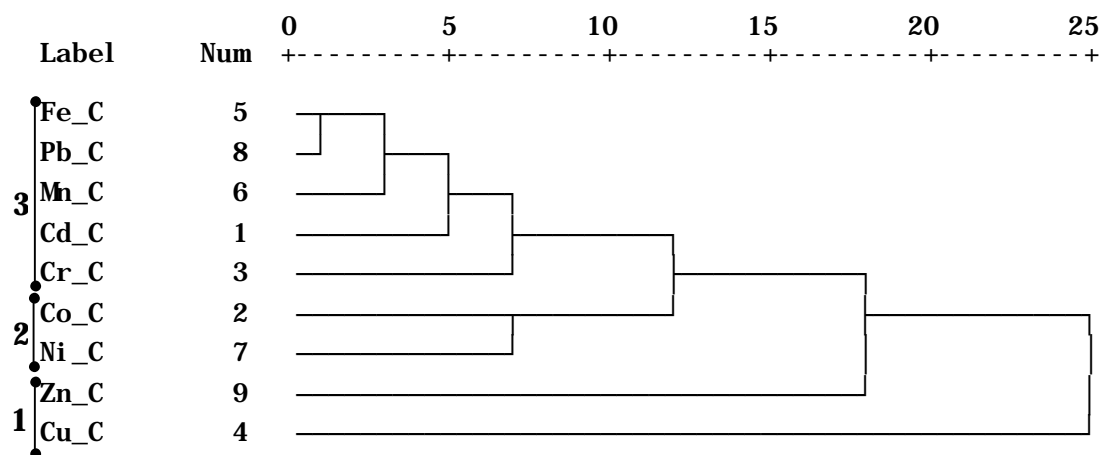


Figura 8.18.- Dendrograma obtenido en el análisis cluster de los contenidos de metales pesados en cultivos hortícolas.

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

A partir de los resultados se observa que los contenidos de Cu y Zn forman clusters individuales que pueden agruparse conjuntamente (Grupo 1). El resto de metales constituirían un segundo cluster, en el que se entremezclan diferentes tipos de metales, donde se incluirían importantes micronutrientes para los cultivos (p. ej., Fe y Mn) y otros elementos sin una función específica y que representan elementos tóxicos (p. ej., Cd y Pb), aunque el Co y Ni forman un cluster conjunto (Grupo 2), separado del resto del grupo (Grupo 3).

Al igual que ocurría con el análisis factorial, la relación aparente entre los metales pesados podría deberse al efecto de distorsión de la muestra MPA-36B, que presenta elevados contenidos de los metales pesados incluidos en el grupo 3. Por ello, seguidamente se presentan los resultados del dendrograma sin considerar dicha muestra.

En la Figura 8.19 se presenta el dendrograma obtenido al eliminar la muestra MPA-36B. En este caso, la asociación entre los elementos considerados como micronutrientes (p. ej., Cu, Mn y Zn) es más evidente, quedando incluidos en el grupo 1, debido a que suelen ser adicionados mediante fertilizantes para mejorar el rendimiento y la productividad de los cultivos hortícolas (Mermut *et al.*, 1996). Por otro lado, en el grupo 2 se incluyen el resto de metales pesados, que posiblemente estarían relacionados entre sí como consecuencia de los procesos de sinergismo y antagonismo que tienen lugar entre los distintos elementos en el interior de los cultivos hortícolas.

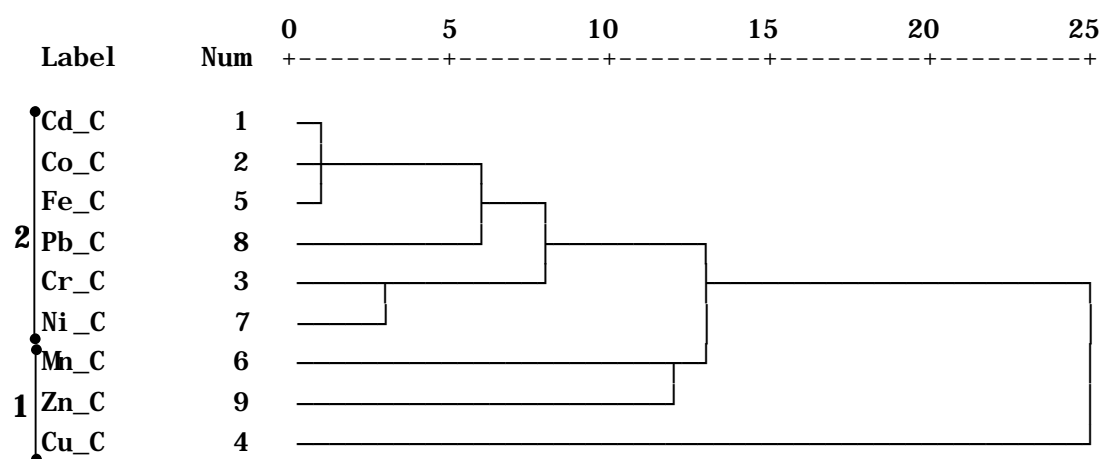


Figura 8.19.- Dendrograma obtenido en el análisis cluster de los contenidos de metales pesados en cultivos hortícolas, tras eliminar la muestra MPA-36B.

En la Figura 8.20 se presenta el dendrograma que permite identificar las relaciones entre los contenidos de los distintos metales pesados en cada una de las muestras de cultivo.

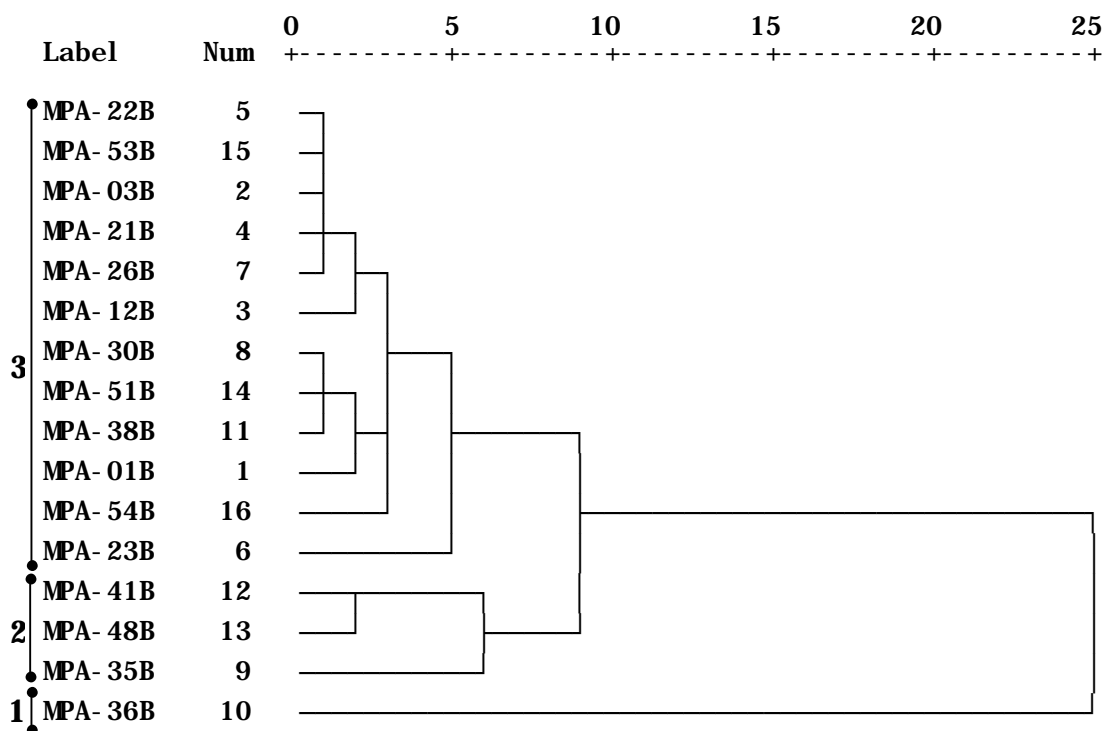


Figura 8.20.- Dendrograma obtenido en el análisis cluster de los contenidos de metales pesados en cada una de las muestras de cultivos hortícolas.

A partir de los resultados del dendrograma, se puede identificar un primer cluster formado por la muestra MPA-36B (Grupo 1), que presenta mayores contenidos de metales pesados, y que se corresponde con una muestra de acelga obtenida en el término municipal de Lorcha (El Comtat). Esta muestra, a pesar de no presentar elevadas concentraciones de metales pesados en el suelo, presenta altos contenidos de Cd, Cr, Fe, Mn y Pb en cultivo, por lo que podría representar un cultivo acumulador, tal y como ha sido constatado por otros autores (Alam *et al.*, 2003). Los niveles analizados pueden resultar perjudiciales para la salud humana, sobre todo en lo que respecta al contenido de Cd y Pb, por lo que se requerirían estudios adicionales en dicha parcela con el objeto de caracterizar la evolución de dichos contenidos en los cultivos hortícolas producidos. Por otro lado, las parcelas MPA-35B, 41B y 48B forman un cluster (Grupo 2), que presenta altos contenidos de varios elementos. El resto de parcelas formarían un

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

último grupo (Grupo 3), que corresponde a cultivos que presentan concentraciones para la mayoría de metales pesados incluidos en los rangos normales, si bien la muestra MPA-12B presentó altos contenidos de Cu.

8.5.4.- Rectas de regresión lineal.

Las rectas obtenidas mediante una regresión lineal simple entre el contenido de metales pesados en el cultivo y el contenido, total o extraíble, de metales pesados en el suelo permiten predecir las concentraciones de metales en cultivos a partir de las concentraciones de metales pesados analizadas en los suelos. Para obtener las correspondientes rectas de regresión, se han realizado las transformaciones convenientes con el objeto de ajustar todas las poblaciones a una distribución normal. En el caso del contenido de Co en cultivos y el contenido total de Cd en el suelo ambas poblaciones siguieron una distribución no normal, incluso después de realizar las pertinentes transformaciones, si bien han sido incluidos igualmente. En la Tabla 8.14 se presentan las rectas de regresión obtenidas.

Tabla 8.14.- Rectas de regresión lineal entre el contenido de metal en el cultivo y el contenido total y extraíble en el suelo.

Metal	Rectas de Regresión	R	R ²	Residuos
Cd	$\text{Log Cd-C} = 0.06 + 0.4 \text{ Cd-E} + 0.1 \text{ Cd-T}$	0.484	0.234	No Normal
Co	$\text{Co-C} = 0.26 - 4.7 \text{ Log Co-E} + 0.03 \text{ Co-T}$	0.242	0.059	No Normal
Cr	$\text{Log Cr-C} = - 0.01 + 3.5 \text{ Cr-E} + 0.004 \text{ Cr-T}$	0.566	0.320	Normal
Cu	$\text{Cu-C} = 21 - 1.5 \text{ Cu-E} - 0.2 \text{ Cu-T}$	0.373	0.139	Normal
Fe	$\text{Log Fe-C} = 1.6 + 0.04 \text{ Fe-E} - 3 \cdot 10^{-5} \text{ Fe-T}$	0.656	0.430	Normal
Mn	$\text{Log Mn-C} = 1.7 - 0.8 \text{ Log Mn-E} + 0.001 \text{ Mn-T}$	0.352	0.124	Normal
Ni	$\text{Ni-C} = 3.1 + 8.1 \text{ Ni-E} - 0.2 \text{ Ni-T}$	0.617	0.381	Normal
Pb	$\text{Pb-C} = 0.7 - 0.7 \text{ Log Pb-E} + 0.003 \text{ Pb-T}$	0.513	0.263	Normal
Zn	$\text{Zn-C} = 53 - 4.5 \text{ Log Zn-E} - 0.1 \text{ Zn-T}$	0.145	0.021	Normal

Los modelos obtenidos no consiguen explicar un elevado porcentaje de la varianza, obteniéndose coeficientes de determinación que varían entre un 2% en el caso del Zn y un 43% en el caso del Fe, mientras que las rectas obtenidas para el Cd y Co no son adecuadas, debido a que los residuos no siguieron una distribución normal. Por tanto, los contenidos totales y extraíbles con EDTA no parecen explicar los contenidos de metales pesados en los cultivos hortícolas de la provincia de Alicante. Estos

resultados están en consonancia con las escasas correlaciones encontradas en otros estudios como, por ejemplo, Dudka *et al.* (1996) que tampoco obtienen rectas de regresión lineal capaces de explicar la variabilidad del contenido de metales pesados ($R^2 < 0.450$). Estos autores atribuyen esta falta de relación a las reducidas concentraciones de metales pesados en la mayoría de los cultivos analizados. Asimismo, Alegría *et al.* (1991) tampoco obtienen rectas de regresión adecuadas en muestras de suelos y cultivos de la provincia de Valencia.

Los mecanismos que rigen la absorción de los metales pesados por las plantas son todavía, en muchos casos, desconocidos (Tambasco *et al.*, 2000), por lo que resulta difícil realizar generalizaciones acerca de la disponibilidad y transferencia de los diferentes metales en el sistema suelo-cultivo. Asimismo, Page *et al.* (1981) establecen que las cantidades de metales pesados absorbidas por las plantas podrían estar relacionadas con los contenidos de metales pesados en el suelo mediante relaciones no lineales.

Diferentes trabajos experimentales en condiciones controladas de laboratorio han sugerido que las propiedades y características edáficas pueden afectar a la absorción de los metales pesados por parte de las plantas (Davies, 1992; McBride, 1994; Wang *et al.*, 2004). Así, algunos estudios establecen que el pH es un factor importante que puede influir en la disponibilidad de los metales pesados (p. ej., Lucas y Knezek, 1972; Gough *et al.*, 1980), ya que condiciona las reacciones de precipitación, complejación y adsorción. En nuestro caso, la falta de relación podría deberse al estrecho rango de variación de ambos parámetros (Gavi *et al.*, 1997) o al escaso número de muestras consideradas. De hecho, la introducción del pH en las rectas no mejora los modelos de regresión obtenidos, coincidiendo con los resultados de Haynes (1997).

Sin embargo, debido a que los carbonatos mostraron correlación con algunos de los metales pesados analizados se han obtenido las rectas de regresión considerando este componente. En la Tabla 8.15 se presentan las rectas de regresión lineal que incluyen el contenido total y extraíble de metales pesados en el suelo, y el contenido en carbonatos. Los coeficientes de determinación obtenidos se ven mejorados con respecto a los coeficientes obtenidos en la Tabla 8.14, si bien para la mayoría de metales pesados (p. ej., Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn) los modelos obtenidos no permiten explicar más allá del 40% de la variabilidad de la población ($R^2 < 0.400$). No obstante, los carbonatos del suelo parecen reducir los posibles procesos de transferencia en el sistema suelo-cultivo para algunos metales pesados (p. ej., Cd, Fe y Mn).

VIII. Contenidos de Metales Pesados en Cultivos Hortícolas

Tabla 8.15.- Rectas de regresión lineal entre el contenido de metal en el cultivo y la fracción extraíble en el suelo.

Metal	Rectas de Regresión	R	R ²	Residuos
Cd	$\text{Log Cd-C} = 0.53 - 0.010 \text{ CaCO}_3 - 0.51 \text{ Cd-E} + 0.19 \text{ Cd-T}$	0.753	0.567	Normal
Co	$\text{Co-C} = 2.4 - 0.04 \text{ CaCO}_3 - 1.66 \text{ Co-E} - 0.02 \text{ Co-T}$	0.611	0.373	Normal
Cr	$\text{Log Cr-C} = 0.31 - 0.007 \text{ CaCO}_3 + 3.48 \text{ Cr-E} + 0.001 \text{ Cr-T}$	0.671	0.450	Normal
Cu	$\text{Cu-C} = 16.4 + 0.08 \text{ CaCO}_3 - 1.7 \text{ Cu-E} - 0.17 \text{ Cu-T}$	0.382	0.146	Normal
Fe	$\text{Log Fe-C} = 3.1 - 0.03 \text{ CaCO}_3 + 0.04 \text{ Fe-E} - 4.7 \cdot 10^{-5} \text{ Fe-T}$	0.803	0.645	Normal
Mn	$\text{Log Mn-C} = 3.8 - 0.03 \text{ CaCO}_3 - 0.9 \text{ Mn-E} - 4.5 \cdot 10^{-4} \text{ Mn-T}$	0.709	0.503	Normal
Ni	$\text{Ni-C} = 9.71 - 0.12 \text{ CaCO}_3 + 7.93 \text{ Ni-E} - 0.25 \text{ Ni-T}$	0.656	0.430	Normal
Pb	$\text{Pb-C} = 1.2 - 0.01 \text{ CaCO}_3 - 0.7 \text{ Log Pb-E} + 0.01 \text{ Pb-T}$	0.665	0.442	Normal
Zn	$\text{Zn-C} = 115 - 1.17 \text{ CaCO}_3 + 5.34 \text{ Log Zn-E} - 0.41 \text{ Zn-T}$	0.316	0.100	Normal

Jones y Jarvis (1981) y Kabata-Pendias y Pendias (1984) señalan que la absorción de metales pesados por cultivos, en condiciones normales de cultivo en campo, es inferior a la absorción producida en condiciones controladas (p. ej., estudios de laboratorio). Este hecho conlleva, en algunas ocasiones, a que la concentración de metales pesados en plantas o cultivos no presente correlación, con un grado de significación estadística adecuada, con los contenidos totales o la fracción extraíble del suelo. No obstante, la inexistencia de correlación entre variables no prueba que las variables no estén relacionadas, sino que la variabilidad aleatoria de los datos es demasiado elevada para explicarla a través de un modelo lineal (McBride, 1995). No obstante, el ensayo de otros tipos de modelos excedía los objetivos de este trabajo debido a la gran variedad de posibilidades que pueden presentarse y a la dificultad de interpretar los resultados a través de ecuaciones complejas.

Capítulo IX

PROPUESTA DE NIVELES DE FONDO Y VALORES DE REFERENCIA DE METALES PESADOS

Para poder declarar un suelo como contaminado por metales pesados es necesario identificar previamente los contenidos “normales” de estos elementos, procedentes de la alteración natural de los minerales presentes en las rocas, y que reciben el nombre de niveles de fondo (Holmgren *et al.*, 1993; Sánchez-Camazano *et al.*, 1998; De Miguel *et al.*, 2002). Teniendo en cuenta que la presencia de metales pesados puede tener un origen natural o antrópico, los niveles de fondo representan contenidos de metales pesados presentes en un suelo que proceden del material originario (Breckenridge y Crockett, 1998; Salminen y Gregorauskiene, 2000).

La mayoría de los trabajos realizan una propuesta de niveles de fondo generales para todos los tipos de suelo. Sin embargo, esta consideración no es del todo adecuada, ya que los niveles de fondo varían para los diferentes suelos e incluso, dentro de un mismo tipo de suelo, varían según el material originario, los componentes edáficos predominantes, la localización geográfica y el uso del mismo (McLean y Bledsoe, 1992; Salminen y Gregorauskiene, 2000; Bech *et al.*, 2001).

Así, los valores de fondo no necesariamente deben ser uniformes para todas las Comunidades Autónomas que conforman el territorio nacional, por lo que se requiere de su derivación a escala regional, e incluso a nivel local, en función de la naturaleza del suelo y el uso del mismo (López de Velasco, 1996; Callaba y Chacón, 2002).

En suelos agrícolas, los niveles de fondo representan concentraciones totales de metales pesados en el suelo, presentes de forma sistemática en el medio natural y que no han sido influenciadas por actividades humanas contaminantes, de carácter puntual o localizado (Holmgren *et al.*, 1993; Esser, 1996; De Miguel *et al.*, 2002). En este contexto y de acuerdo con estos autores, los niveles de fondo en los suelos agrícolas de la provincia de Alicante deben entenderse como niveles de contaminación base, sin considerar la contaminación de origen urbano-industrial, por lo que resulta adecuado su propuesta a nivel local a través de estudios en un área concreta (Holmgren *et al.*, 1993; Bech *et al.*, 2001). Por tanto, los estudios actuales de niveles de fondo en suelos agrícolas suelen partir de la idea que el nivel de fondo se refiere a contaminación base, debida a prácticas agrícolas no intensivas.

Desde el punto de vista de los procesos de contaminación, es necesario establecer un conjunto de valores, que permitan diferenciar con garantías suficientes entre un suelo natural y un suelo alterado en cuanto a sus concentraciones normales (De Miguel *et al.*, 2002). Estos valores son los denominados **valores de referencia genéricos**, que son establecidos a partir de los niveles de fondo en función de la variabilidad espacial del contenido de metales pesados en un ámbito geográfico.

En el presente trabajo, los valores de referencia para los suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante se determinan a partir de los niveles de fondo previamente caracterizados. En este sentido, los valores de referencia genéricos hacen referencia a las concentraciones de metales pesados por encima de las cuales podría afirmarse que el suelo presenta una alteración de los contenidos normales de estos elementos, mientras que en caso contrario debe suponerse que no existe tal alteración y, por consiguiente, el suelo mantendría su calidad para permitir adecuadamente el uso agrícola. La valoración de la contaminación del suelo mediante el establecimiento de valores de referencia sirve, por tanto, como instrumento necesario para evaluar la calidad de un suelo y proteger sus funciones productivas y ecológicas (Kabata-Pendias y Pendias, 1984).

Los **valores de referencia específicos** consideran en su definición una o más propiedades o características edáficas que son relevantes en la dinámica de los metales pesados en el suelo. Así, por ejemplo, algunos países (p. ej., Holanda o Bélgica) y regiones (p. ej., País Vasco en España) han propuesto valores de referencia basados en ecuaciones lineales, que relacionan algunos componentes del suelo (p. ej., materia orgánica y arcilla) con la concentración total de metales pesados. Estos valores de referencia son más realistas, puesto que tienen en consideración la

IX. Propuesta de Niveles de Fondo y Valores de Referencia

capacidad amortiguadora del suelo hacia los procesos de contaminación por metales pesados.

La Ley 10/1998 de Residuos, a nivel nacional (BOE, 1998), y la Ley 10/2000 de Residuos de la Comunidad Valenciana (DOGV, 2000) establecen que un suelo contaminado es *aquél cuyas características físicas, químicas o biológicas han sido alteradas negativamente por la presencia de componentes de carácter peligroso de origen humano en concentración tal que comporte un riesgo para la salud humana o el medio ambiente, de acuerdo con los criterios y estándares que se determinen reglamentariamente por el Estado, previa consulta a las Comunidades Autónomas*. En relación con esto, el recientemente publicado Real Decreto 9/2005 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, 2005), fija los valores de referencia genéricos para diversos contaminantes orgánicos y establece, como uno de los posibles criterios, que la superación de 100 veces los valores de referencia genéricos implicaría la declaración de un suelo como contaminado. Sin embargo, en dicho Real Decreto no vienen establecidos valores genéricos de referencia para metales pesados emplazando a las Comunidades Autónomas a derivar sus propios valores, de acuerdo con la variabilidad edáfica a escala regional.

A nivel internacional, no existe una metodología estandarizada para la determinación de los niveles de fondo y valores de referencia de metales pesados. En la actualidad, la Asociación Internacional para la Estandarización (ISO) ha publicado un borrador (ISO/DIS 19582, 2004), que sirve de guía para la realización de este cometido y se encuentra en fase de revisión por la comunidad científica. Asimismo, el Real Decreto 9/2005 (BOE, 2005) establece, en su Anexo VII, los criterios para el cálculo de niveles de referencia genéricos para metales pesados, proponiéndose para su determinación el método del análisis de riesgo invertido (ARI). Sin embargo, derivar valores de referencia mediante ARI puede resultar complejo, debido a la gran cantidad de factores y procesos que han de tenerse en cuenta en la modelización y a la dificultad de establecer una relación cuantitativa entre la exposición y el efecto que ello desencadena, sobre todo porque no se tiene en consideración la influencia de las propiedades y características del suelo que, lógicamente, pueden ser determinantes. En el caso que no se puedan derivar valores de referencia genéricos para metales pesados mediante este método, el Real Decreto establece que se podrá adoptar el criterio de sumar a la concentración media el doble de la desviación estándar de las concentraciones existentes en suelos no contaminados. Además de este criterio, los valores de

referencia también han sido derivados en este estudio mediante diversas metodologías utilizadas por otras Comunidades Autónomas, comparando los resultados obtenidos mediante distintos métodos.

En este capítulo, se realiza una propuesta de niveles de fondo y valores de referencia para los suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante, con el fin de disponer de criterios que sirvan para la toma de decisiones de acuerdo con lo que establece la legislación actual. En este contexto, se han ensayado diferentes metodologías utilizadas en el ámbito nacional e internacional, con el objeto de comparar los resultados obtenidos y establecer, finalmente, una propuesta para los suelos del área de estudio.

9.1.- Metodologías para la derivación de niveles de fondo.

La población de fondo puede ser identificada por medio de un intervalo de valores, entre los cuales se sitúan la mayoría de las muestras, y representa los contenidos de metales pesados que son considerados normales. Sin embargo, la actividad humana puede producir un incremento de estos niveles, por lo que resulta necesario identificar aquellas zonas con contaminación puntual como consecuencia de la actividad urbano-industrial y, en algún caso, también como consecuencia de las prácticas agrícolas intensivas (Holmgren *et al.*, 1993). Por ello, aquellas parcelas que presentan elevados contenidos totales de metales pesados, y han sido identificadas como valores discordantes, deben ser omitidas del tratamiento estadístico para la derivación de los niveles de fondo (Brus *et al.*, 2002), ya que estos valores pueden estar indicando una alteración por contaminación puntual.

En la Tabla 9.1 se presentan los parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos totales de metales pesados, sin considerar los valores discordantes, utilizados para la derivación de los niveles de fondo.

Algunas Comunidades Autónomas utilizan un parámetro descriptivo de la centralidad de la población para caracterizar la población de fondo mediante un único valor. Así, por ejemplo, el País Vasco utiliza la media aritmética, mientras que Andalucía utiliza el percentil 90 (p90). Otras Comunidades Autónomas (p. ej., Castilla-León) establecen los parámetros estadísticos descriptivos en función del tipo de distribución que siguen las poblaciones de metales pesados. Así, por ejemplo, la media aritmética se

IX. Propuesta de Niveles de Fondo y Valores de Referencia

utiliza para aquellos metales que presentan una distribución normal, la media geométrica se utiliza para metales con distribución log-normal y la mediana se utiliza si la distribución es no normal, de acuerdo con los criterios establecidos por numerosos autores (p. ej., Holmgren *et al.*, 1993; Dudka *et al.*, 1996; Esser, 1996; Ma *et al.*, 1997). El criterio de establecer los niveles de fondo según su distribución parece más adecuado, desde un punto de vista estadístico, y por tanto se ha utilizado para la propuesta de los niveles de fondo en este trabajo.

Tabla 9.1.- Parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos totales de metales pesados (en mg/kg suelo seco), eliminando los valores discordantes.

Parámetro	Cd	Co	Cr ^a	Cu ^a	Fe	Mn ^a	Ni	Pb ^a	Zn
n	54	54	52	49	54	51	54	47	54
Media	0.34	7.1	25.9	20.5	13608	304	20.9	18.0	52.8
DE	0.20	1.7	5.5	3.6	3107	49	5.1	5.0	14.9
DER (%)	58	23	20	18	23	16	25	28	28
Mínimo	0.10	2.9	14.8	12.6	6588	182	11.4	6.8	20.3
Máximo	0.88	10.1	38.0	30.6	19807	406	32.0	29.2	88.8

^a Eliminando valores discordantes; n, tamaño muestral; DE, desviación estándar; DER, desviación estándar relativa

En la Tabla 9.2 se presentan los niveles de fondo que han sido establecidos para los distintos metales pesados. En la primera columna se establece el tipo de distribución que sigue cada metal y el número de muestras utilizado para el cálculo. En la segunda columna se muestra el intervalo correspondiente a la población de fondo, donde se incluye el valor mínimo y el valor máximo que han sido analizados. En las siguientes columnas se presenta la media aritmética y el percentil p90. Finalmente, en la última columna se muestra la selección del parámetro estadístico descriptivo de la población de fondo, en función del tipo de distribución que presenta cada elemento. En el caso de suelos agrícolas de la provincia de Alicante, todas las poblaciones excepto el Cd siguieron una distribución normal, sin considerar los valores discordantes, por lo que la media aritmética resulta un parámetro estadístico adecuado para la caracterización del nivel de fondo. Sólo en el caso del Cd se ha utilizado la mediana, debido a que la población siguió una distribución no normal, si bien ésta coincide con el valor de la media aritmética.

Tabla 9.2.- Niveles de fondo de metales pesados en los suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante.

Metal	Distribución	Población de Fondo	Media Aritmética	p90	Según distribución
Cd	No Normal (n=54)	[0.10 - 0.88]	0.3	0.6	0.3
Co	Normal (n=54)	[2.9 - 10.1]	7	9	7
Cr	Normal (n=52)	[14.8 - 38.0]	26	32	26
Cu	Normal (n=49)	[12.6 - 30.6]	21	25	21
Fe	Normal (n=54)	[6588 - 19807]	13608	17422	13608
Mn	Normal (n=51)	[182 - 406]	304	367	304
Ni	Normal (n=54)	[11.4 - 32.0]	21	26	21
Pb	Normal (n=47)	[6.8 - 29.2]	18	24	18
Zn	Normal (n=54)	[20.3 - 88.8]	53	70	53

9.2.- Metodologías para la derivación de valores de referencia.

9.2.1.- Métodos estadísticos descriptivos.

Los valores de referencia genéricos se establecen a partir de los niveles de fondo, incrementando estos últimos mediante un valor estadístico que refleja la variabilidad de las concentraciones normales en el suelo. El método convencional más utilizado para la derivación de valores de referencia consiste en tomar aquel valor que resulta de sumarle a la media (X), que caracteriza a la población de fondo, un número “n” de desviaciones estándar (DE); generalmente, “n” es igual 2 o 3 (Colbourn y Thornton, 1978; Davies, 1980; Cook y Hendershot, 1996; IHOBE, 1998a; Junta de Residuos, 1998; Junta de Castilla-León, 1999; Chen *et al.*, 1999; Facchinelli *et al.*, 2001; Vázquez *et al.*, 2000 y 2002).

Para una distribución normal, el 95% de la población de fondo se encontraría incluida en el intervalo $X \pm 2DE$, mientras que el 99.7% lo estaría en el intervalo $X \pm 3DE$ (Figura 9.1). Así, el valor “n” depende de la población que se desee incluir como normal (Facchinelli *et al.*, 2001). El Real Decreto 9/2005 establece, para la determinación de valores de referencia genéricos para metales pesados, el criterio de sumarle a la concentración media obtenida el doble de la desviación estándar (BOE, 2005). Como se ha comentado anteriormente, éste representa uno de los posibles criterios válidos cuando no se deriven por análisis de riesgo invertido.

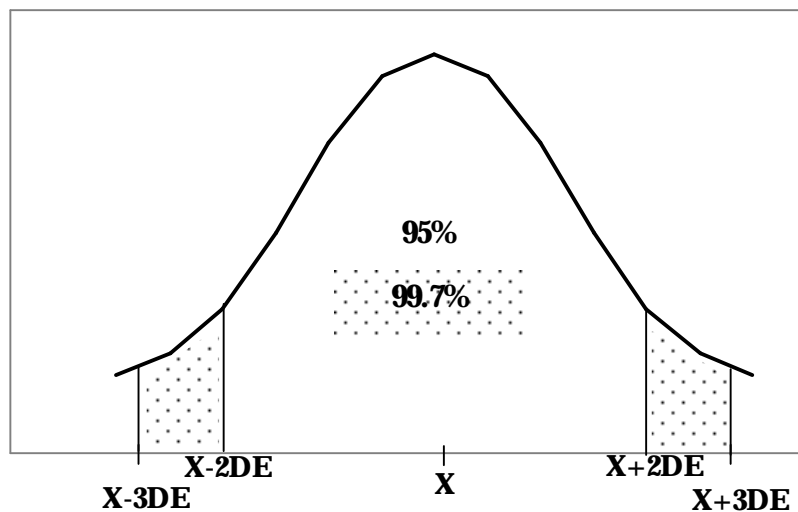


Figura 9.1.- Representación de una población con distribución normal (Miller y Miller, 1993).

Algunas Comunidades Autónomas seleccionan el valor de “X” en función del tipo de distribución que sigue la población de fondo. Así, en el caso de distribución normal se utiliza la media aritmética, mientras que en el caso de distribución log-normal se utiliza la media geométrica. Únicamente en el caso de distribución no normal, la Comunidad de Madrid utiliza una fórmula estadística basada en los intercuartiles (De Miguel *et al.*, 2002).

Otras Comunidades Autónomas han utilizado, como parámetro estadístico representativo de los valores de referencia, el percentil n-ésimo de la población de fondo. Así, por ejemplo, Andalucía utiliza el percentil 95 para definir el valor de referencia (Junta de Andalucía, 2003).

En la Tabla 9.3 se presentan los resultados tras aplicar las diferentes metodologías a los suelos agrícolas de la provincia de Alicante. En esta tabla se presentan los valores de referencia calculados como $X+2DE$ y $X+3DE$, siendo X la media aritmética para la mayoría de metales, excepto para el Cd que se utiliza la mediana. Además, se presenta el cálculo del valor de referencia a partir de la fórmula de los intercuartiles ($VR = [(3I - 1I) * 1.5]$, donde I es el intercuartil correspondiente), utilizada por la Comunidad de Madrid para poblaciones no normales (De Miguel *et al.*, 2002). Finalmente, el valor de referencia también se ha calculado a partir de los percentiles p95 y p99, siguiendo la metodología propuesta por Andalucía (Junta de Andalucía, 1999 y 2003).

Tabla 9.3.- Valores de referencia para metales pesados en suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante mediante métodos estadísticos descriptivos.

Metal	X+2DE	X+3DE	VR= [(3º I - 1º I) * 1.5]	p95	p99
Cd	0.7	0.9	0.9	0.7	0.9
Co	11	12	12	10	10
Cr	36	42	39	36	37
Cu	28	31	28	26	30
Fe	19822	22929	22851	17843	19750
Mn	402	451	430	374	393
Ni	31	36	37	28	31
Pb	28	33	28	27	29
Zn	83	98	91	74	85

Los resultados alcanzados mediante los distintos métodos estadísticos aportan valores de referencia que pueden considerarse similares. En el caso de los suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante, todas las poblaciones de metales pesados siguieron una distribución normal, excepto el Cd, por lo que la fórmula estadística basada en los intercuartiles resultaría útil únicamente para este metal.

9.2.2.- Gráficas probabilísticas.

Las gráficas probabilísticas han sido aplicadas en geología para la separación de una población en dos o más subconjuntos, con el objeto de identificar valores que son anómalos dentro de lo que se considera la “población normal” y detectar, por ejemplo, anomalías mineralógicas en estudios de prospección (p. ej., Lepeltier, 1969; Sinclair, 1974). En las últimas décadas, estas gráficas han sido utilizadas para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos, como es el caso de Gran Bretaña y Gales (Davies, 1983), Missouri (Davies y Wixson, 1985), algunas zonas de Cataluña (Tobías *et al.*, 1997a y b; Bech *et al.*, 2001) y el País Vasco (Ansorena *et al.*, 1995).

El procedimiento consiste en representar gráficamente la concentración del elemento en función del porcentaje de frecuencias acumuladas, mediante el programa estadístico PROBLOT® versión 1.00 (Stanley, 1987) comercializado por *The Association of Applied Geochemists* de Canadá. Este método permite distinguir la población de fondo de la

población contaminada (en el caso de que exista esta última), a través de un punto de inflexión que aparece en la representación gráfica. En consecuencia, este tipo de gráficas requieren la consideración de todos los datos obtenidos, incluidos los valores discordantes. Asimismo, la ventaja que presenta este método es que permite establecer los niveles de fondo y los valores de referencia en áreas en las cuales existen pequeñas zonas con contaminación puntual (Tobías *et al.*, 1997b).

La identificación de los puntos de inflexión puede realizarse gráficamente (Sinclair, 1974), lo cual puede introducir una gran incertidumbre en la determinación, o utilizando el método del valor umbral o *threshold* descrito por Fleischhauer y Korte (1990) y aplicado, por ejemplo, por Tobías *et al.* (1997a y b) para la obtención de valores de referencia en una zona de Cataluña. En este segundo caso, el valor umbral se corresponde con aquel valor o concentración de metal que hace la asimetría más próxima a cero. En consecuencia, los valores que quedan por debajo del punto de inflexión pertenecerían a la población normal o no contaminada, mientras que los datos por encima del punto de inflexión representarían valores anómalos o procedentes de procesos de contaminación antrópica. Este último método se ha utilizado para la determinación del punto de inflexión en las distintas poblaciones de metales pesados en los suelos agrícolas objeto de este estudio.

En algunas ocasiones, puede suceder que la población inicial, con todos los valores obtenidos, represente únicamente a la población de fondo y, por tanto, no sea posible identificar ningún punto de inflexión. Esto sucede cuando al evaluar toda la población su asimetría se aproxima a cero, tratándose de una población de fondo. En estos casos, no es necesario obtener la gráfica probabilística, puesto que la media aritmética del conjunto de la población (\bar{X}) más “n” veces la desviación estándar (DE) dará como resultado el valor de referencia y, por tanto, podrá calcularse directamente a través de los métodos estadísticos descriptivos.

Una vez identificado el punto de inflexión es posible diferenciar las dos poblaciones, la denominada Población 1 o “población de fondo” y la Población 2 o “población contaminada”, y calcular la media aritmética y la desviación estándar para ambas poblaciones.

El límite superior del valor de referencia viene establecido por el valor $\bar{X}+n*DE$, para poblaciones con distribución normal, y por el valor $\text{antilog}(\bar{X}+n*DE)$, para poblaciones con distribución log-normal, siendo \bar{X} la media aritmética y DE la desviación estándar de la Población 1 (Tobías *et al.*, 1997a y b). A partir de ambas expresiones se deduce que se requiere

estudiar previamente el tipo de distribución que sigue la Población 1, con el objetivo de aplicar una u otra fórmula y realizar la transformación logarítmica en caso necesario (Bech *et al.*, 2001).

En la Figura 9.2 se presentan las gráficas probabilísticas para el Cr, Cu y Pb, donde pueden distinguirse las dos poblaciones y el punto de inflexión que las separa. La información que aparece a la derecha de la gráfica muestra el porcentaje total de muestras, la media aritmética y la desviación estándar, que describen estadísticamente ambas poblaciones y que sirven para el cálculo de los valores de referencia.

En el caso del Cd, Co, Fe, Mn, Ni y Zn no es posible identificar ningún punto de inflexión, por lo que se deduce que estos metales están formados por una única población. En la Figura 9.3 se presentan las gráficas probabilísticas para estos metales pesados, donde se observa la distinción de un único subconjunto, que constituye la población de fondo.

En la Tabla 9.4 se presentan los parámetros estadísticos descriptivos de la Población 1 y de la Población 2, así como los valores de referencia para el Cr, Cu y Pb en los suelos bajo cultivos hortícolas de la provincia de Alicante, obtenidos mediante la utilización de las gráficas probabilísticas. En la última línea aparecen los resultados obtenidos por Tobías *et al.* (1997a y b) en Cataluña, utilizando esta metodología.

Tabla 9.4.- Valores de referencia para los suelos agrícolas de la provincia de Alicante mediante la utilización de las gráficas probabilísticas.

Metal		Cr	Cu	Pb
Valor Umbral		37.0	28.6	29.2
Asimetría		0.300	-0.111	-0.032
Población 1 ^a	X _{aritmética}	25.7	20.1	17.5
	DE	4.9	3.2	4.5
	Porcentaje	94%	86.5%	82.5%
Población 2 ^b	X _{aritmética}	39.5	37.0	47.2
	DE	2.5	16.3	25.0
	Porcentaje	6%	13.5%	17.5%
VR (X+2DE)		36	27	27
VR (X+3DE)		40	30	31
Tobías <i>et al.</i> (1997a)		103	206	92

^a Población de fondo; ^b Población contaminada

IX. Propuesta de Niveles de Fondo y Valores de Referencia

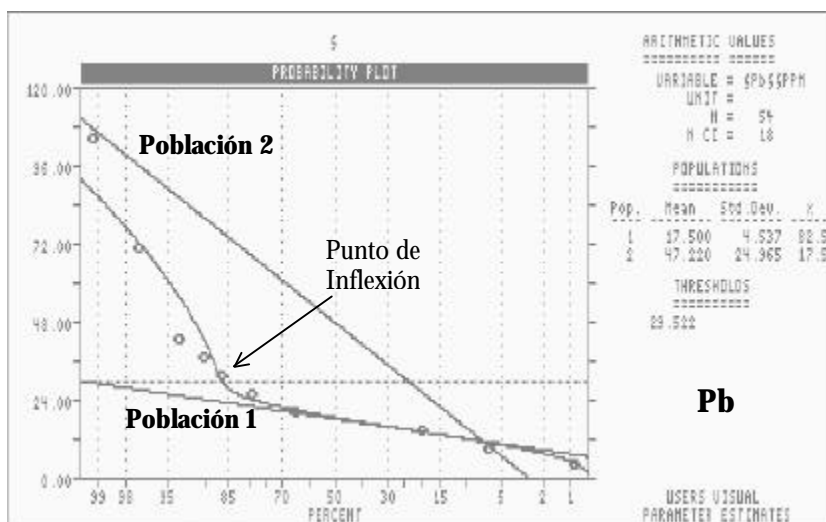
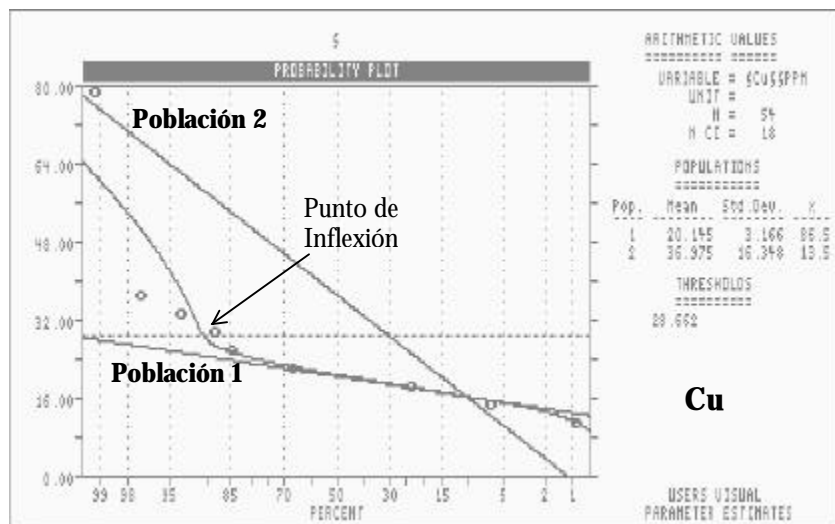
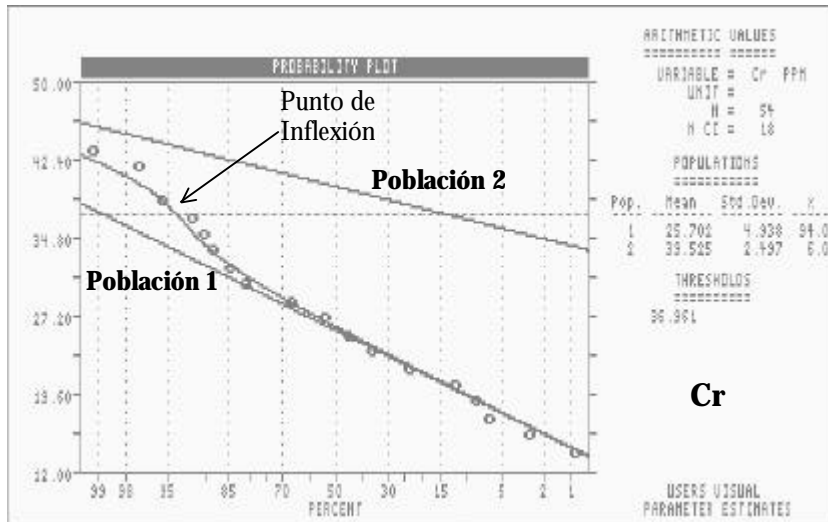


Figura 9.2.- Gráficas probabilísticas para la derivación de los valores de referencia para el Cr, Cu y Pb.

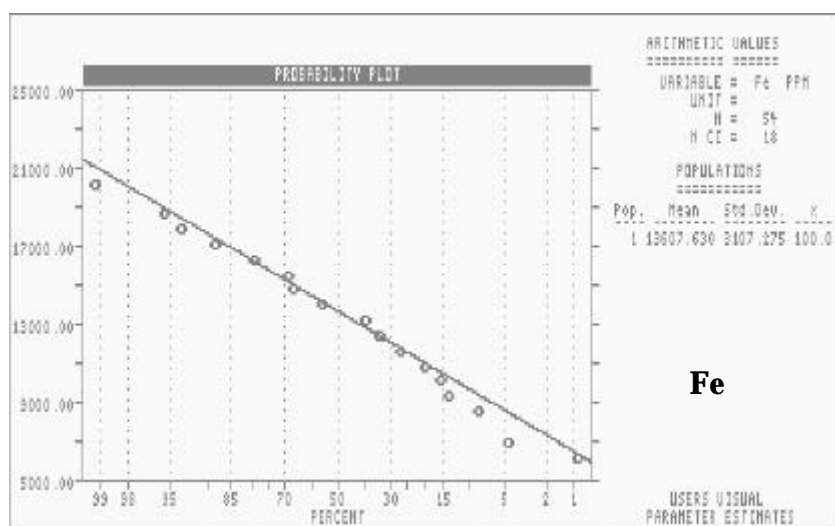
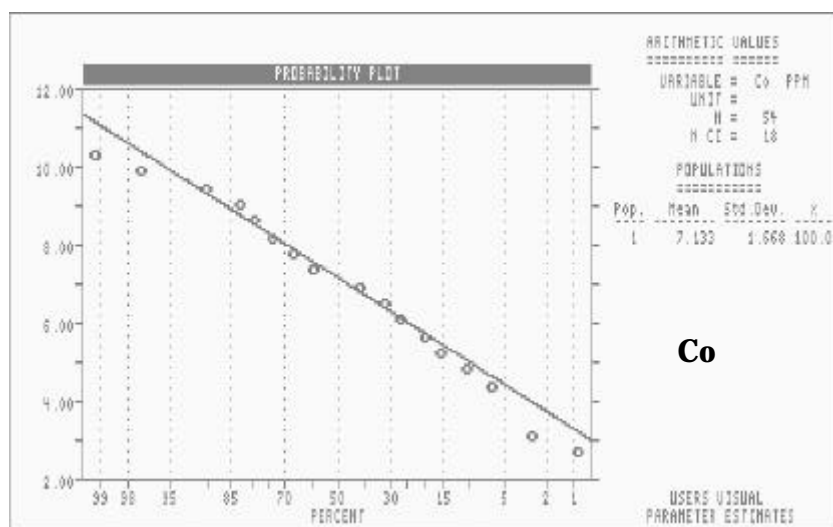
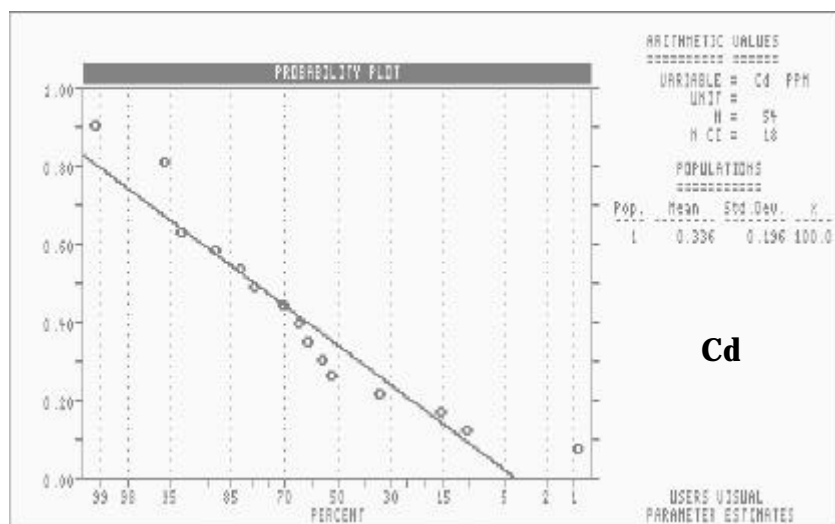


Figura 9.3.- Gráficas probabilísticas obtenidas para el Cd, Co, Fe, Mn, Ni y Zn.

IX. Propuesta de Niveles de Fondo y Valores de Referencia

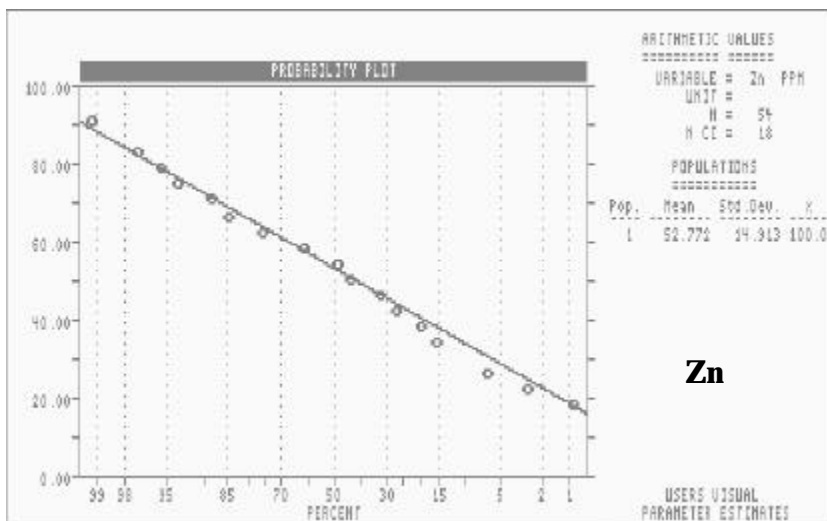
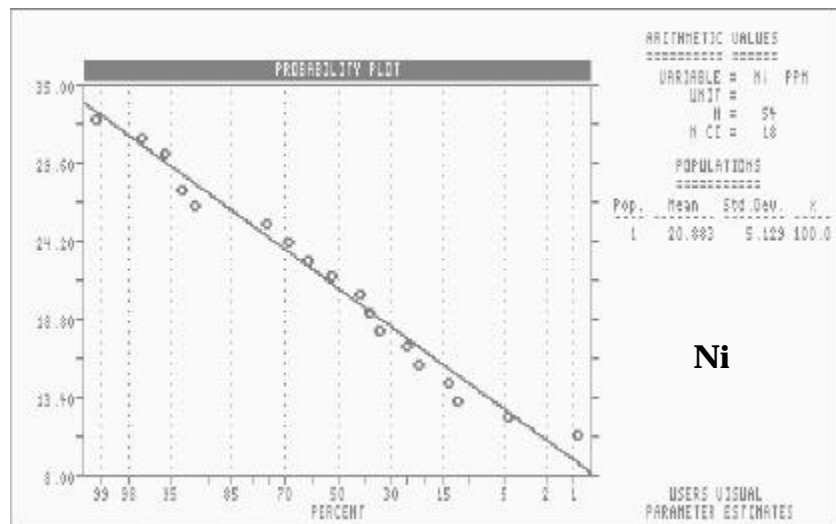
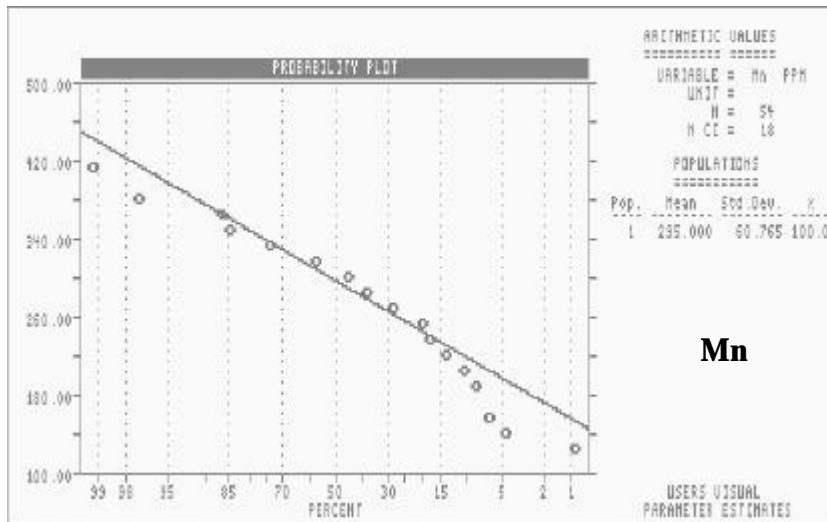


Figura 9.3 (cont.) - Gráficas probabilísticas obtenidas para el Cd, Co, Fe, Mn, Ni y Zn.

Los valores de referencia calculados en el área de estudio son inferiores a los resultados obtenidos de Tobías *et al.* (1997a y b). Esto es debido a que dicho estudio se realiza en una zona agroindustrial próxima a la ciudad de Barcelona, en la que aparecen procesos de contaminación de origen industrial que podrían incrementar la contaminación base y, además, consideran una mayor variabilidad de tipos de suelos.

Los resultados alcanzados mediante esta metodología pueden considerarse adecuados y comparables a otros métodos para la derivación de valores de referencia. Sin embargo, el principal inconveniente reside en el hecho que requiere tamaños muestrales grandes con el fin de contener una gran variedad de datos y poder discernir, con mayor claridad, la población de fondo de la población contaminada. No obstante, para aquellos metales cuya población corresponde a la población de fondo (p. ej., Cd, Co, Fe, Mn, Ni y Zn para los suelos del área de estudio) no es posible derivar el valor de referencia mediante la utilización de las gráficas probabilísticas. Por consiguiente, la aplicabilidad del método se ve limitada a aquellas poblaciones heterogéneas, de mayor variabilidad y con un elevado número de muestras.

9.2.3.- Método del *bootstrap*.

El método *bootstrap* fue introducido por primera vez en el año 1979 por B. Efron y se basa en cálculos repetitivos destinados a obtener estadísticos asociados a una muestra (p. ej., media, mediana, valor máximo) y su precisión (Efron y Tibshirani, 1998). Este método se diferencia de los métodos tradicionales en que emplea un gran número de cálculos repetitivos para estimar la distribución muestral del estadístico, en lugar de establecer asunciones previas acerca de su distribución y fórmulas analíticas basadas en dichas afirmaciones. En consecuencia, esta metodología no obliga a la eliminación de los valores discordantes para conseguir que las poblaciones sigan una determinada distribución y, por tanto, resulta más adecuado extraer conclusiones sobre las características de la población a partir de todos los datos obtenidos en la zona de estudio.

Este método ha sido aplicado en ciencias medioambientales para la determinación de indicadores (p. ej., Yu *et al.*, 1998), en el análisis de comunidades microbianas en suelos contaminados por metales pesados (p. ej., Sandaa *et al.*, 1999; Ellis *et al.*, 2003) o en el estudio de la distribución de

arsénico en suelos de Florida (p. ej., Chirenje *et al.*, 2003), por citar algunos ejemplos.

El *bootstrapping* se basa en la analogía entre la muestra obtenida y la población de la cual la muestra es extraída. La única presunción requerida por el método es que la distribución muestral del estadístico que se está estudiando y la distribución muestral encontrada mediante este proceso iterativo son, para una amplia gama de estadísticos, esencialmente similares (Efron y Tibshirani, 1998). La aplicación metodológica implica el remuestreo (*resampling*) con reemplazamiento de los datos obtenidos y la posterior aplicación del método Monte Carlo para generar una estimación empírica de la distribución muestral completa de un determinado parámetro estadístico. Es decir, en el caso de partir de las 54 muestras de suelos agrícolas analizadas en la provincia de Alicante, se vuelven a obtener 54 nuevos datos mediante remuestreo y reposición y, así sucesivamente. Así, en cada remuestreo se obtendrá el mismo número de elementos que en la muestra original, pero no los mismos elementos puesto que al haber reemplazamiento alguno de los datos originales puede estar representado más de una vez, mientras que otros pueden no aparecer. De esta forma, cada remuestra es aleatoriamente diferente de la muestra original, pero con la ventaja de que se consideran los valores discordantes, en el caso de que existan.

El método *bootstrap* se ha utilizado en este trabajo para la obtención de los intervalos de confianza del valor de referencia. En cada remuestreo se obtiene una media aritmética (\bar{X}) y una desviación estándar (DE), de tal forma que a partir de ambos valores puede calcularse el valor de referencia mediante la fórmula del tipo $\bar{X} + n \cdot DE$ y obteniendo tantos valores de referencia como remuestreos se realicen. Así, por ejemplo, en el caso de los datos de la provincia de Alicante se han realizado 999 remuestreos. Posteriormente, y debido a la imposibilidad de presentar 999 valores de referencia, se ha obtenido el histograma de distribución de los valores $\bar{X} + n \cdot DE$ y se han calculado los intervalos de confianza, es decir el límite inferior y superior, entre los cuales varían los valores de referencia para un nivel de confianza del 95%. A partir del histograma de distribución y de los intervalos de confianza, se calcula el valor medio del intervalo que puede ser asumido como el valor de referencia para cada metal.

En la Figura 9.4 se presenta el histograma de distribución de los valores de $\bar{X} + 2DE$ para el Pb. A partir de la figura se observa que el intervalo de confianza de los valores de referencia obtenidos en los diferentes remuestreos varía entre 33 mg/kg de Pb (límite inferior del intervalo de confianza) y 72 mg/kg de Pb (límite superior del intervalo de

confianza) (véase Tabla 9.5), mientras que el valor medio del intervalo se sitúa en 53 mg/kg de Pb. En este caso, este último valor podría escogerse como el valor de referencia para el Pb.

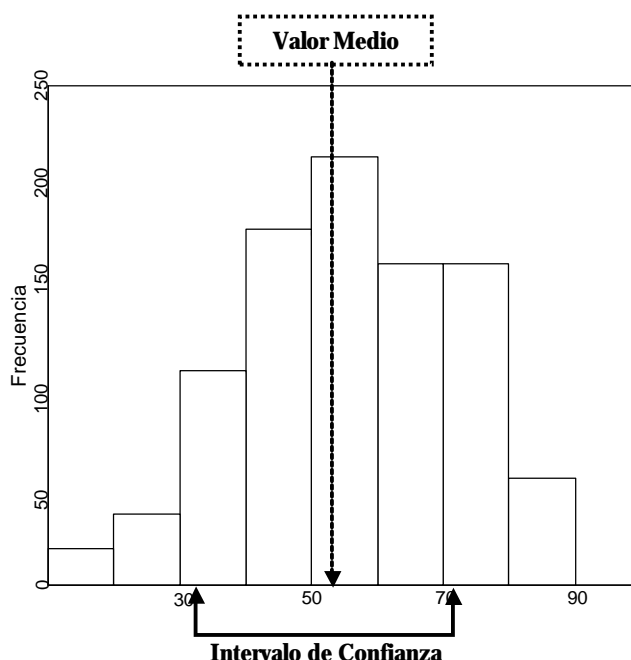


Figura 9.4.- Histograma de distribución de los valores $X+2DE$ para el Pb.

En la Tabla 9.5 se presentan los resultados obtenidos a partir de la aplicación del método de *bootstrap* a los contenidos de metales pesados en el área de estudio. Para ello, se ha utilizado el programa estadístico de libre distribución R[®] versión 1.9.0 para Windows.

En dicha tabla se presenta el límite superior e inferior de los intervalos de confianza para los valores $X+2DE$ y $X+3DE$, donde X y DE son la media aritmética y la desviación estándar, respectivamente. Además, se ha calculado el valor medio para el intervalo de confianza de ambos tipos de distribución, que vendría a representar al valor de referencia.

Los parámetros estadísticos, obtenidos mediante la aplicación del método *bootstrap*, han sido comparados con los valores de referencia calculados mediante los métodos convencionales, es decir, sin considerar los valores discordantes. A partir de los resultados, se observa que los valores obtenidos son ligeramente superiores para el método *bootstrap* debido a la consideración de los valores discordantes.

IX. Propuesta de Niveles de Fondo y Valores de Referencia

Tabla 9.5.- Comparación entre los resultados obtenidos mediante el método bootstrap y los resultados de los métodos convencionales para derivar los valores de referencia.

Parámetro Estadístico		Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Método <i>Bootstrap</i>	IC ₂₅ (X+2DE)	0.6	10	35	29	18556	393	29	33	76
	IC ₇₅ (X+2DE)	0.8	11	41	53	20852	437	33	72	88
	Valor Medio	0.7	10	38	41	19704	415	31	53	82
	IC ₂₅ (X+3DE)	0.8	11	39	33	21207	441	33	41	89
	IC ₇₅ (X+3DE)	1.1	13	48	68	24352	506	39	95	106
	Valor Medio	0.9	12	44	50	22779	474	36	68	97
Método Convencional	X+2DE	0.7	11	36	28	19822	402	31	28	83
	X+3DE	0.9	12	42	31	22929	451	36	33	98

La principal ventaja del método *bootstrap* reside en el hecho que pueden considerarse todas las muestras analizadas incluyendo los valores discordantes, por lo que no se pierde información, y además se tiene en cuenta toda la variabilidad de la población.

9.2.4.- Ecuaciones lineales.

Las ecuaciones lineales representan un método que ha sido utilizado para derivar valores de referencia específicos, es decir, teniendo en cuenta las características edáficas de los suelos presentes en el área de estudio. Esta metodología consiste en establecer fórmulas que relacionen las concentraciones de metales pesados en los suelos estudiados y determinadas propiedades y características del suelo que pueden afectar a la dinámica de dichos elementos.

Algunos países (p. ej., Holanda) y Comunidades Autónomas (p. ej., País Vasco) únicamente han considerado el contenido en materia orgánica y arcilla, como componentes del suelo importantes para la derivación de las rectas de regresión (Tiller, 1992; Vegter, 1995; IHOBE, 1998a). Sin embargo, en determinados ámbitos geográficos pueden resultar importantes otras propiedades y componentes del suelo (Houba *et al.*, 1996; Recatalá *et al.*, 2001). Así, por ejemplo, Vázquez *et al.* (2000 y 2002) obtienen las ecuaciones lineales incluyendo además de los anteriores componentes, el contenido en carbonatos y óxidos de hierro para

establecer los valores de referencia para los suelos de la Comunidad de Madrid.

En lo que respecta a los suelos agrícolas del presente estudio y, dada la importancia de los carbonatos en los suelos del ambiente Mediterráneo, este componente también ha sido considerado para la derivación de las ecuaciones lineales, junto al contenido de arcilla y materia orgánica. Siguiendo este criterio, el valor de referencia se calcularía mediante la siguiente ecuación:

$$VR = NF + a * H + b * L + c * C \quad (8)$$

donde VR es el valor de referencia, NF es el parámetro descriptivo del nivel de fondo que coincide con la media aritmética para metales con distribución normal, la media geométrica para metales con distribución log-normal o la mediana para metales con distribución no normal; H, L y C hace referencia a los porcentajes de materia orgánica, arcilla y carbonatos, respectivamente, siguiendo la misma terminología utilizada por el País Vasco y Holanda; a, b y c son los coeficientes derivados de las pendientes de las rectas de regresión simple.

Para derivar los valores de referencia es necesario, primeramente, estudiar las rectas de regresión simple entre los metales pesados y los distintos componentes del suelo considerados y que se presentan en la Tabla 9.6.

Tabla 9.6.- Rectas de regresión entre los contenidos totales de metales y diferentes propiedades y características edáficas.

Metal	Materia Orgánica (H)		Arcilla (L)		Carbonatos (C)	
	Correlación	Recta	Correlación	Recta	Correlación	Recta
Cd	0.437**	0.09 + 0.12H	-	-	-	-
Co	0.508**	3.9 + 1.5H	0.752**	3.6 + 0.1L	-0.423**	13.3 - 0.1C
Cr	0.469**	16.3 + 4.6H	0.716**	15.3 + 0.3L	-	-
Cu	0.434**	14.1 + 3.1H	0.441**	14.1 + 0.19L	-	-
Fe	0.535**	7295 + 3023H	0.805**	6548 + 207L	-0.460**	26358 - 270C
Mn	0.559**	203 + 47H	0.688**	202 + 0.4L	-0.399**	479 - 3.7C
Ni	0.514**	10.9 + 4.8H	0.850**	8.6 + 0.4L	-0.302*	36.2 - 0.3C
Pb	0.270*	10.7 + 3.5H	-	-	-	-
Zn	0.614**	17.9 + 16.7H	0.578**	28.4 + 0.7L	-	-

IX. Propuesta de Niveles de Fondo y Valores de Referencia

La materia orgánica muestra una correlación altamente significativa ($P < 0.01$) con todos los metales. La arcilla muestra correlación altamente significativa ($P < 0.01$) con siete de los nueve metales analizados. Los carbonatos presentan una correlación altamente significativa ($P < 0.01$) con el Co, Fe y Mn y una correlación significativa ($P < 0.05$) con el Ni.

A partir de las rectas de regresión simple se han derivado las ecuaciones lineales para el cálculo del valor de referencia. Como se ha comentado anteriormente, el valor NF (nivel de fondo) viene definido por la mediana en el caso del Cd, debido a su distribución no normal, y la media aritmética para el resto de metales que presentan distribución normal. Asimismo, los coeficientes de las ecuaciones para la derivación de los valores de referencia se obtienen a partir de las pendientes de las rectas de regresión simple.

En el caso del Cd y Pb que únicamente presentan correlación con la materia orgánica, el coeficiente de la ecuación lineal coincide con las pendientes de las rectas de regresión simple. En el caso de que un metal presente correlación con dos o más componentes resulta necesario dividir los diferentes coeficientes por su factor de contribución. Así, por ejemplo, las pendientes de las rectas de regresión deben ser divididas por dos, en el caso del Cr, Cu y Zn, puesto que estos elementos son dependientes de la materia orgánica y de la arcilla. Finalmente, en el caso de que el metal considerado sea dependiente de los tres componentes considerados (p. ej., Co, Fe, Mn y Ni), los coeficientes deben ser divididos por tres, siguiendo el criterio de las referencias metodológicas consultadas (IHOBE, 1998a; Vázquez *et al.*, 2000).

En la Tabla 9.7 se comparan las ecuaciones lineales obtenidas para los suelos agrícolas de la provincia de Alicante y las ecuaciones lineales establecidas por Holanda y el País Vasco. Asimismo, se han derivado los valores de referencia (VR) para un suelo estándar en el área de estudio, comparándolos con los valores de referencia establecidos por ambas regiones.

Un suelo estándar hace referencia a un suelo ideal que presenta las propiedades medias de los suelos del área de estudio. En concreto, Holanda establece como suelo estándar aquél que presenta un contenido en materia orgánica del 10% y un contenido en arcilla del 25% (Vegter, 1995), mientras que el País Vasco establece un 5% de materia orgánica y un 30% de contenido en arcilla (IHOBE, 1998a). Para los suelos agrícolas del área de estudio, el suelo agrícola estándar presentaría un contenido en materia orgánica del 2%, un contenido en arcillas del 30% y un contenido en

carbonatos del 50%, ya que estos valores representan los valores medios de estas propiedades de acuerdo con el muestreo realizado.

Tabla 9.7.- Ecuaciones lineales obtenidas en el presente trabajo y ecuaciones lineales propuestas por Holanda y el País Vasco.

Metal	Suelos Agrícolas Alicante		Holanda		País Vasco	
	Ecuaciones	VR ^a	Ecuaciones	VR ^b	Ecuaciones	VR ^c
Cd	0.26+0.12H	0.5	0.4+0.007(L+3H)	0.8	0.17+0.013 L	0.8
Co	7+H+0.03L-0.03C	8	20	20	6+0.5L	20
Cr	26+2H+0.2L	36	50+2L	100	25+L	53
Cu	21+2H+0.1L	28	15+0.6(L+H)	36	10+0.5L	24
Fe	13600+1000H+69L-90C	13178	-	-	-	-
Mn	304+16H+0.1L-C	289	-	-	-	-
Ni	21+2H+0.1L-0.1C	23	10+L	35	12+L	40
Pb	18+4H	26	50+L+H	85	16+0.7L+2.1H	44
Zn	53+8H+0.4L	81	50+1.5(2L+H)	140	50+2L	106

H, materia orgánica (%); L, arcilla (%); C, carbonatos (%); ^a H2, L30, C50; ^b H10, L25; ^c H5, L30

Uno de los principales inconvenientes de esta metodología supone el establecimiento de un suelo estándar, de tal forma que se establece como tal aquel suelo que representa a toda la población del área de estudio o, en su defecto, presenta los contenidos medios de los diferentes componentes utilizados para la derivación. A pesar de este inconveniente estas aproximaciones basadas en ecuaciones lineales son, indudablemente, más realistas que aquéllas que no tienen en consideración las propiedades y características del suelo.

Sin embargo, resulta complejo identificar una aproximación que tenga en cuenta todas las características y propiedades edáficas que son relevantes para caracterizar el comportamiento de los contaminantes, debido a la complejidad que supone la interrelación de los contaminantes con el suelo y la multitud de factores que intervienen. No obstante, los valores de referencia derivados mediante esta metodología son similares a otras metodologías utilizadas, por lo que igualmente podrían considerarse adecuados. Además, estas ecuaciones permiten derivar valores de referencia específicos para un caso concreto, introduciendo los contenidos de materia orgánica, arcilla y carbonatos analizados para un suelo determinado.

9.3.- Propuesta de niveles de fondo y valores de referencia para metales pesados en suelos agrícolas con cultivos hortícolas.

En la Tabla 9.8 se presentan los valores de referencia que han sido obtenidos mediante los distintos métodos estadísticos aplicados en los apartados anteriores. A partir de los resultados se observa que, a pesar de la variedad de criterios estadísticos utilizados, todos ellos pueden considerarse comparables.

Tabla 9.8.- Estudio comparativo de los valores de referencia obtenidos mediante distintos métodos estadísticos.

Método	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
VR (X+2DE)	0.7	11	36	28	19822	402	31	28	83
VR (X+3DE)	0.9	12	42	31	22929	451	36	33	98
VR [(3°I -1°I) * 1.5]	0.9	12	39	28	22851	430	37	28	91
VR (p95)	0.7	10	36	26	17843	374	28	27	74
VR (p99)	0.9	10	37	30	19750	393	31	29	85
VR (GP, X+2DE)	-	-	36	27	-	-	-	27	-
VR (GP, X+3DE)	-	-	40	30	-	-	-	31	-
VR (<i>Bootstrap</i> , X+2s)	0.7	10	38	41	19704	415	31	53	82
VR (<i>Bootstrap</i> , X+3s)	0.9	12	44	50	22779	474	36	68	97
VR (Suelo estándar)	0.5	8	36	28	13178	289	23	26	81

La utilización de la fórmula basada en los intercuartiles para el cálculo del valor de referencia resulta más adecuada para poblaciones que siguen una distribución no normal (De Miguel *et al.*, 2002). En el caso de la provincia de Alicante, sólo el Cd presentó este tipo de distribución, por lo que este método únicamente sería de aplicación para este metal. Sin embargo, dado que el resultado obtenido mediante la fórmula de los intercuartiles para el Cd es similar al resto de métodos estadísticos, también podría proponerse como valor de referencia el criterio X+n*DE con el objeto de establecer una propuesta homogénea, aunque este valor no sea riguroso desde el punto de vista estadístico por el tipo de distribución que presenta este elemento.

Las gráficas probabilísticas no resultan de gran utilidad en el área de estudio debido a la escasa variabilidad de la mayoría de metales pesados, de tal forma que sólo es posible su aplicación para el Cr, Cu y Pb. En nuestro caso, esta metodología no resulta útil para derivar los valores de referencia, si bien podría ser de utilidad en otras áreas de mayor variabilidad debido, por ejemplo, a procesos de contaminación. En estos casos, las gráficas

probabilísticas facilitarían la separación de la población de fondo y la población contaminada y la derivación de los valores de referencia.

Finalmente, entre los distintos métodos restantes tanto los métodos estadísticos descriptivos ($X+n \cdot DE$ y percentiles) como el método del *bootstrap* resultan adecuados para la derivación de los valores de referencia. Dentro del primer grupo, el método convencional basado en la fórmula $X+n \cdot DE$ resulta conveniente en tanto que sigue los criterios establecidos por el Real Decreto 9/2005 (BOE, 2005) y ha sido utilizado en diversas Comunidades Autónomas (p. ej., País Vasco y Cataluña), en concreto el criterio $X+2DE$. No obstante, este criterio presenta diferentes inconvenientes al utilizarlo en el área de estudio, como se comenta posteriormente. Por otro lado, la utilización del método *bootstrap* reúne la ventaja de considerar todas las muestras analizadas y no requiere ninguna condición en cuanto al tipo de distribución que deben seguir los datos, por lo que sería aplicable para todos los metales y aún en el caso que no presenten una distribución normal.

En la Tabla 9.9 se presenta la propuesta definitiva de niveles de fondo y valores de referencia, genéricos y específicos, para metales pesados en suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante.

Tabla 9.9.- Propuesta de niveles de fondo y valores de referencia (VR) para metales pesados en suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante.

Metal	Suelos Agrícolas de Alicante			
	Niveles de Fondo	VR genéricos	Ecuaciones Lineales	VR Suelo Estándar ^a
Cd	0.3	0.7	$0.26 + 0.12H$	0.5
Co	7	11	$7 + H + 0.03L - 0.03C$	8
Cr	26	36	$26 + 2H + 0.2L$	36
Cu	21	28	$21+2H+0.1L$	28
Fe	13608	19822	$13600 + 1000H + 69L - 90C$	13178
Mn	304	402	$304 + 16H + 0.1L - C$	289
Ni	21	31	$21 + 2H + 0.1L - 0.1C$	23
Pb	18	28	$18 + 4H$	26
Zn	53	83	$53 + 8H + 0.4L$	81

^a Suelo Estándar: H2, L30, C50

Para la derivación de los niveles de fondo de metales pesados se ha utilizado el criterio basado en el tipo de distribución de la población, con el objeto de definir el nivel de fondo en función de la distribución particular

de cada metal. Por ello, se ha seleccionado la mediana para caracterizar el nivel de fondo del Cd y la media aritmética para el resto de elementos.

En cuanto a los valores de referencia, la propuesta finalmente seleccionada para la derivación de los mismos se refiere al criterio establecido por el Real Decreto 9/2005, concretamente el referido a la fórmula $X+2DE$. Asimismo, se presentan los valores de referencia específicos que pueden calcularse a través de las ecuaciones lineales propuestas, así como los valores de referencia calculados para un suelo estándar en el área de estudio (2% de materia orgánica, 30% de arcilla y 50% de carbonatos). En este último caso, los resultados resultan restrictivos para algunos tipos de suelos, concretamente para aquellos suelos que presentan contenidos de materia orgánica, arcilla y carbonatos por encima de los valores medios del suelo estándar. En este contexto, resultaría más conveniente calcular el valor de referencia para cada caso concreto en función de las propiedades edáficas presentes.

La propuesta de valores de referencia a través de ecuaciones lineales, si bien no es extrapolable para suelos de características significativamente diferentes a las estudiadas, es de aplicación en otros suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante, así como en otros suelos agrícolas con características y propiedades edáficas similares.

En la Tabla 9.10 se presenta un estudio comparativo entre los valores de referencia obtenidos en el área de estudio y los valores de referencia fijados por otras Comunidad Autónomas y países, si bien con diferentes tipos de suelos y características ambientales.

En general, los resultados obtenidos en la provincia de Alicante son comparables a los resultados obtenidos en otros suelos agrícolas. Así, por ejemplo, Pérez *et al.* (2000) establece valores de referencia para los suelos agrícolas de la Comunidad de Madrid, utilizando el criterio $X+2DE$. En general, los valores de referencia derivados en el área de estudio son similares, excepto en el caso del Pb para el cual estos autores establecen un valor superior. Este resultado podría deberse a la contaminación puntual por este metal que afectaría a estos suelos agrícolas, ya que la zona de cultivo elegida se sitúa próxima a una zona industrializada en la Comunidad de Madrid. Pérez *et al.* (2003) también derivan valores de referencia para metales pesados en suelos agrícolas de Murcia, siguiendo el criterio $X+2DE$. En comparación con los valores de referencia propuestos para los suelos hortícolas de Alicante, en nuestro caso los valores son más restrictivos excepto en el caso del Cd. Estos resultados se deben a la escasa variabilidad de los contenidos de metales pesados y, en general, a las bajas

Tabla 9.10.- Estudio comparativo entre los valores de referencia propuestos para los suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante y otros valores establecidos en el ámbito nacional e internacional.

Referencia	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Alicante	0.7	11	36	28	19822	402	31	28	83
Pérez <i>et al.</i> (2000) ⁶	0.8	-	-	34	-	-	-	88	109
Pérez <i>et al.</i> (2002) ⁷	0.3	-	73	41	-	-	43	30	192
Sánchez (2003) ⁸	0.4	5	16	9	-	-	10	14	33
Cataluña ⁹	1.5	10	-	55	-	-	49	70	178
Andalucía ¹⁰	-	32	144	62	-	-	69	109	145
Valladolid ¹¹	0.8	10	53	50	-	-	26	51	67
Madrid ¹²	0.5	23	70	41	-	-	52	51	135
País Vasco ¹³	0.8	20	-	24	-	-	40	44	106
Galicia ¹⁴	1	7-10	60-70	20-25	-	-	75-100	21-23	350-500
Canadá ¹⁵	0.5	10	-	30	-	-	20	50	110
Dinamarca ¹⁶	0.3	-	50	30	-	-	10	50	100
Holanda ¹⁷	0.8	20	100	50	-	-	35	85	140
Irlanda ¹⁸	1	-	100	50	-	-	30	50	150
Suiza ¹⁹	0.8	25	75	50	-	-	50	50	200
China ²⁰	0.2	-	90	35	-	-	40	35	100

⁶ Pérez *et al.* (2000). Valores de referencia para los suelos agrícolas de Madrid.

⁷ Pérez *et al.* (2002). Valores de referencia para los suelos agrícolas de la región de Murcia.

⁸ Sánchez (2003). Valores de referencia para los suelos de Medina del Campo (Valladolid).

⁹ Junta de Residuos (1998). Valores de referencia para los suelos de Cataluña.

¹⁰ Junta de Andalucía (2003). Niveles de referencia (p99) para los suelos de Andalucía en el nivel superior 0-20 cm.

¹¹ Junta de Castilla y León (1999). Valores de referencia genéricos para suelos de Valladolid.

¹² De Miguel *et al.* (2002). Valores de referencia para los suelos de la Comunidad de Madrid.

¹³ IHOBE (1998a). Valor indicativo de evaluación (VIE-A) para la protección de los ecosistemas.

¹⁴ Calvo de Anta *et al.* (1996). Niveles de referencia para suelos de Galicia.

¹⁵ Alloway y Ayres (1993a) y Madrid *et al.* (2002). Niveles de fondo de Canadá (*background*).

¹⁶ Bak *et al.* (1997). Criterios de calidad del suelo para Dinamarca.

¹⁷ Alloway y Ayres (1993b). Valor umbral para un suelo estándar (10% de materia orgánica y 25% de arcilla) en Holanda.

¹⁸ McGrath (1998). Valores de referencia para suelos de Irlanda.

¹⁹ Webster *et al.* (1994). Concentración umbral máxima en suelos de Suiza (*threshold concentrations*).

²⁰ Wong *et al.* (2002). Niveles de fondo para suelos de China (*natural background*).

concentraciones analizadas para la mayoría de éstos en el área de estudio. Sánchez (2003) también realiza una propuesta de valores de referencia para suelos de Medina del Campo (Valladolid) a partir del muestreo en suelos agrícolas de secano y suelos forestales. En este caso, los valores de referencia propuestos por este autor son inferiores para todos los metales pesados, debido a la consideración de una zona de reducida actividad industrial y a la inclusión de suelos naturales con menores contenidos de metales pesados.

Los valores de referencia establecidos por otras Comunidades Autónomas y países también suelen presentar valores más elevados, si bien estas regiones consideran una mayor variabilidad en cuanto a los tipos de suelos presentes y condiciones ambientales que conforma el presente estudio. Sin embargo, los valores de referencia establecidos en la provincia de Alicante son para algunos metales pesados más restrictivos (p. ej., Ni, Pb y Zn) que los valores de referencia establecidos en otras regiones con suelos más ácidos (p. ej., País Vasco). Asimismo, a nivel internacional diferentes países han establecido valores de referencia para metales pesados en suelos de características mayoritariamente ácidas, observando que nuevamente para algunos metales pesados los valores de referencia establecidos en la provincia de Alicante son más restrictivos, a pesar de tener mejores características para la amortiguación de la contaminación que los suelos de estos países (p. ej., Holanda).

A la vista de los resultados obtenidos en este estudio, surge la reflexión sobre si el criterio $X+2DE$ establecido por el Real Decreto 9/2005 de 14 de enero (BOE, 2005), como uno de los posibles criterios para derivar valores genéricos de referencia para metales pesados, sería adecuado para todos los tipos de suelos presentes en el ámbito nacional, dada la variabilidad edáfica presente. Los inconvenientes de aplicación de este criterio simplista se acentúan cuando se pretende utilizar el mismo criterio en regiones con distintas tipologías de suelo y para distintos usos del mismo. Así, podría ser más adecuado evaluar la movilidad de los metales pesados en los distintos tipos de suelos (p. ej., suelos ácidos y suelos básicos) y plantear diferentes criterios en función del tipo de suelo presente. Para ello, podrían plantearse ensayos experimentales sobre procesos de transferencia de metales pesados, desde el suelo a otros compartimentos ambientales con concentraciones que representarían distintos intervalos por encima del rango de valores de fondo, con el objeto de determinar aquel valor aproximado en el que no se manifiestan procesos de contaminación y, a partir de estos resultados, derivar el valor de referencia.

No obstante, conviene puntualizar que en este estudio se han investigado suelos agrícolas en los que, debido a la gravedad de perjuicios que se pueden desencadenar sobre los ecosistemas y la salud humana, quizás resulte más conveniente manejar valores restrictivos. En cualquier caso, el grado de restricción a aplicar depende, en último término, de la voluntad del órgano legislador por adoptar una estrategia más o menos proteccionista y, por supuesto, en definir y aceptar adecuadamente los errores en la decisión que inevitablemente pueden producirse tanto si se es demasiado tolerante (Error Tipo I o falso positivo, es decir, considerar un suelo como no contaminado cuando realmente manifiesta procesos de contaminación) como demasiado restrictivo (Error Tipo II o falso negativo, es decir, afirmar que el suelo está contaminado cuando realmente no lo está).

Por otra parte, conviene puntualizar que los valores de referencia genéricos presentan algunos inconvenientes, cuando se analiza la metodología desde el punto de vista del suelo como receptor de los contaminantes (Christie y Teeuw, 1998; Ferguson, 1999; Recatalá *et al.*, 2001). En este sentido, para la derivación de estos valores habría tener en cuenta las numerosas reacciones y equilibrios multifase que tienen lugar en el suelo y que controlan la dinámica de los metales pesados, tales como la adsorción-desorción, la transferencia de masas, la precipitación, las reacciones redox y ácido-base o la formación de complejos, entre otras (McLean y Bledsoe, 1992; Cala, 1998). Estas reacciones, a su vez, se ven influenciadas y condicionadas por determinados componentes del suelo, como por ejemplo, la materia orgánica, las arcillas, los óxidos de hierro y manganeso o los carbonatos, y algunas propiedades edáficas, tales como la reacción del suelo, el potencial redox, la capacidad de intercambio catiónico o la estructura (Boluda, 1988b; Jopony y Young, 1994; Ritchie y Sposito, 1995; McBride *et al.*, 1997).

Otro posible inconveniente es que los estándares de calidad del suelo hacen referencia a contenidos totales de metales pesados en el suelo y no a concentraciones biodisponibles que, por otro lado, permitirían caracterizar más adecuadamente el riesgo actual debido a la presencia de altos contenidos de este tipo de contaminantes. Sin embargo, la determinación de la fracción extraíble de metales pesados puede verse afectada por factores experimentales (p. ej., selección del tipo de extractante, relación suelo:extractante, concentración del extractante, tiempo de agitación, propiedades edáficas, etc.) y factores analíticos (selectividad, procesos de readsorción, etc.), por lo que esta fracción no suele utilizarse para la derivación de estándares de calidad del suelo (Cook y Hendershot, 1996).

En cualquier caso, la fracción extraíble permite evaluar la movilidad de estos elementos y puede representar un indicador más apropiado acerca del riesgo que supone la presencia de metales pesados en el suelo. No obstante, los contenidos totales se consideran más adecuados para fijar normativas de estándares de calidad del suelo y valorar el riesgo potencial que supone la presencia de determinados contaminantes (Cala, 1995).

Debido a los inconvenientes inherentes a los valores de referencia, éstos únicamente deben ser utilizados para evaluar, de forma preliminar, el grado de contaminación de un suelo y establecer la necesidad de realizar investigaciones más detalladas, de tal modo que su utilización no puede ser determinante para establecer la toma de decisiones. Para ello, será necesario emplear otras metodologías más adecuadas para la identificación del riesgo concreto que supone la presencia de niveles de contaminantes en el suelo, y en el medio ambiente en general, como es por ejemplo el análisis de riesgo (AR).

A pesar de estos inconvenientes, los valores de referencia presentan una gran ventaja que les ha permitido perdurar durante años en las normativas sobre contaminación del suelo y ser una metodología adoptada mayoritariamente a nivel europeo. Ello se debe a que la caracterización de sitios potencialmente contaminados resulta rápida, fácil y económica, puesto que generalmente permite obtener una información preliminar acerca del estado actual del suelo con un escaso número de muestras. Tan sólo en algunos casos, el número de muestras requerido puede ser elevado dependiendo de la complejidad del área, sobre todo en zonas con una mayor variabilidad tanto en el contenido de metales pesados en el suelo como en las propiedades y características edáficas. En estos casos, resulta conveniente calcular previamente el tamaño muestral óptimo permitiendo una toma de decisiones adecuada a la verdadera problemática del proceso de contaminación (USEPA, 1997).

Por todo ello, la metodología basada en niveles de fondo y valores de referencia tiende, actualmente, a utilizarse como una herramienta más en la evaluación de la calidad del suelo y nunca como un criterio único y determinante en dicha evaluación. Algunas Comunidades Autónomas (p. ej., País Vasco y Cataluña) han propuesto una metodología combinada para la investigación de la contaminación del suelo. Esta metodología establece dos fases de investigación, de tal forma que en una primera fase se hace uso de los valores de referencia para la evaluación de la calidad del suelo y, cuando se superan dichos valores, se lleva a cabo un análisis de riesgos para evaluar si la presencia de contaminantes supone un riesgo para la salud humana o el medio ambiente. En cualquier caso y, como se ha comentado

anteriormente, la utilización de los valores de referencia es una metodología rápida y económica, siempre y cuando éstos hayan sido establecidos de forma adecuada y se consideren aquellas propiedades y características de los suelos más relevantes, en cuanto a la dinámica de los metales pesados.

Finalmente, como se ha comentado anteriormente el Real Decreto 9/2005, que ha sido publicado recientemente (BOE, 2005), establece varios criterios para la derivación de valores genéricos de referencia para metales pesados. Entre las diferentes metodologías propuestas se encuentra el criterio de sumarle dos veces la desviación estándar a la media muestral, que ha sido aplicado satisfactoriamente en este trabajo. En el presente Capítulo se ha presentado, por tanto, una propuesta de niveles de fondo y valores de referencia para metales pesados en suelos agrícolas con cultivos hortícolas en la provincia de Alicante, que en estos momentos puede resultar útil para analizar y evaluar posibles procesos de contaminación, de acuerdo con lo desarrollado en el marco de este Real Decreto. En relación con esto, la propuesta presentada resultaría también de utilidad para la aplicación de una metodología combinada para la declaración de suelos contaminados, es decir, integrando valores de referencia con análisis de riesgos, tal y como propone el Real Decreto para la declaración de suelos contaminados.

Considerando los valores de referencia genéricos propuestos para los suelos hortícolas de la provincia de Alicante que se presentan en la Tabla 9.9, se han examinado los contenidos totales de metales pesados en las 54 parcelas agrícolas, con el objeto de identificar aquellas parcelas que superan los valores de referencia. En el área de estudio no se han identificado suelos fuertemente contaminados debido a actividades antrópicas localizadas que superen 100 veces o más los valores de referencia genéricos propuestos, de acuerdo con los criterios del Real Decreto 9/2005. El 63% de las parcelas presentan contenidos de metales pesados por debajo de los valores de referencia establecidos y, por tanto, presentan una calidad aceptable, mientras que el 37% (20 parcelas) superan los valores de referencia propuestos para alguno de los metales pesados, aunque dichos valores de referencia podrían resultar demasiado restrictivos, tal y como se ha discutido anteriormente. En estas parcelas y siguiendo los criterios del Real Decreto 9/2005, sería recomendable llevar a cabo investigaciones adicionales que establecieran un sistema de vigilancia adecuado y, en su caso, la aplicación de análisis de riesgos para evaluar posibles efectos adversos sobre la salud humana y/o el medio ambiente.

Capítulo X

CONCLUSIONES

Los suelos agrícolas bajo cultivos hortícolas de la provincia de Alicante han sido caracterizados a través del análisis de las propiedades y características edáficas y de los contenidos de nueve metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en 54 parcelas seleccionadas aleatoriamente. Dichas parcelas han sido agrupadas según las distintas zonas agrícolas descritas en la provincia: el Alto Vinalopó, el Bajo Vinalopó y el Bajo Segura, con el objeto de comparar los resultados obtenidos. Además, se han evaluado las concentraciones de metales pesados en diferentes tipos de cultivos hortícolas, concretamente en aquellos suelos con contenidos más elevados, con la finalidad de analizar la posible transferencia de metales pesados en el sistema suelo-cultivo. Finalmente, se ha realizado una propuesta de niveles de fondo y valores de referencia para disponer de criterios que permitan identificar posibles procesos de contaminación del suelo.

10.1.- Conclusiones en relación con el estudio de las propiedades y características de los suelos agrícolas.

En el Capítulo V se han estudiado las propiedades y características edáficas en muestras superficiales de suelo obtenidas en 54 parcelas agrícolas. Las conclusiones más relevantes alcanzadas son las siguientes:

1) El 81% de las parcelas analizadas presentan un pH básico (valores entre 7.4 y 8.4), debido a la presencia mayoritaria de materiales carbonatados de origen sedimentario. Sin embargo, algunas muestras de suelo presentan un pH ligeramente alcalino (17% de las parcelas con valores entre 8.5 y 9.0) o un pH alcalino (2% de las parcelas con valores superiores a 9.1). En el estudio comparativo de los valores de pH entre las tres zonas agrícolas caracterizadas (el Alto Vinalopó, el Bajo Vinalopó y el Bajo Segura) no se observan diferencias significativas.

2) El 13% de las parcelas no presenta problemas de salinidad (conductividad eléctrica en el extracto de saturación, CEes < 2 dS/m), el 21% presenta ligeros problemas de salinidad (CEes entre 2 y 4 dS/m), el 33% presenta problemas de salinidad (CEes entre 4 y 8 dS/m) y el 33% presenta importantes problemas de salinidad (CEes > 8 dS/m). El estudio comparativo de los valores de conductividad eléctrica entre dos períodos de muestreo parece reflejar una variación, debido a la influencia temporal de las precipitaciones y el riego en la dinámica de las sales en el perfil del suelo. La conductividad eléctrica en la zona agrícola del Alto Vinalopó es significativamente inferior a la conductividad en el Bajo Vinalopó y el Bajo Segura que, a su vez, no se diferencian entre sí.

3) El contenido en materia orgánica en los suelos del área de estudio varía entre el 0.8% y el 3.3%. El 41% de las parcelas presenta un valor bajo de materia orgánica (< 2%), mientras que el 57% presenta un contenido normal (entre 2 y 3.2%) y sólo un 2% presenta un contenido alto (> 3.2%). Estos niveles predominantemente bajos de materia orgánica podrían deberse al uso intensivo ejercido en estos suelos desde hace décadas. La secuencia obtenida para las tres zonas agrícolas sigue el siguiente orden: Bajo Segura > Bajo Vinalopó ≈ Alto Vinalopó, si bien las diferencias entre las distintas zonas no son estadísticamente significativas.

4) El 89% de las parcelas presentan contenidos muy altos de carbonatos (> 40%), que determina la presencia de suelos mayoritariamente básicos y carbonatados. La secuencia del contenido en carbonatos sigue el siguiente orden: Bajo Vinalopó > Bajo Segura > Alto Vinalopó, difiriendo significativamente la zona agrícola del Bajo Vinalopó de las otras dos zonas.

5) Los valores de capacidad de intercambio catiónico (CIC) analizados son normales (41% de las parcelas con valores entre 15 y 20

cmol₍₊₎/kg) o altos (22% de las parcelas con valores superiores a 20 cmol₍₊₎/kg), mientras que un 37% de las parcelas presentan valores por debajo de 15 cmol₍₊₎/kg. La secuencia de los valores medios de CIC, en las tres zonas agrícolas, sigue el siguiente orden: Bajo Segura > Bajo Vinalopó > Alto Vinalopó, que coincide con la secuencia obtenida para los contenidos de materia orgánica y arcilla.

6) El porcentaje de arcilla varía entre el 8% y el 56%, con un valor medio del 34%. La secuencia del contenido en arcillas sigue el siguiente orden: Bajo Segura > Bajo Vinalopó = Alto Vinalopó, con diferencias significativas entre la zona agrícola del Bajo Vinalopó y el Bajo Segura ($P < 0.05$). Las texturas finas son predominantes, caracterizando los suelos del 67% de las parcelas analizadas.

7) El análisis factorial de las propiedades y características edáficas indica que el 79% de la varianza puede ser explicada mediante tres componentes principales. El primer componente (C1), que incluye la materia orgánica, la arcilla, la CIC y, en menor medida, el limo, está relacionado con los procesos de adsorción de los metales pesados. En este componente también participa la arena, aunque con signo negativo debido a su nula capacidad de adsorción. El segundo componente (C2) incluye la conductividad eléctrica en el extracto de saturación y el pH que participa con signo negativo, y representa algunas variables relacionadas con procesos de transferencia de metales pesados. Finalmente, se ha identificado un tercer componente (C3), donde se incluyen los carbonatos y el pH que participa con signo positivo, y constituye un componente relacionado con procesos de adsorción y precipitación de los metales pesados.

10.2.- Conclusiones en relación con el estudio de los contenidos totales de metales pesados en los suelos agrícolas.

En el Capítulo VI se han analizado los contenidos totales de metales pesados a través de la digestión de las muestras de suelo mediante dos métodos. Las conclusiones más relevantes obtenidas son las siguientes:

8) El estudio comparativo de los dos métodos de digestión permite concluir que la digestión de las muestras de suelo en horno microondas (Método 2) resulta un método más rápido y seguro que la utilización de vasos abiertos en un bloque digestor (Método 1), ya que el tiempo de digestión se ve reducido desde horas hasta minutos y se

minimiza el riesgo de contaminación entre muestras, lo que mejora la precisión de los resultados. En consecuencia, se seleccionaron los resultados obtenidos tras una digestión en horno microondas para el posterior tratamiento estadístico y presentación de los resultados. En el caso del Cd, la diferencia de resultados entre ambos métodos parece sugerir que la mezcla de HNO₃ y HCl en horno microondas (Método 2) proporciona un menor contenido total y, por tanto, una menor recuperación de este metal al comparar muestras de suelos.

9) Los valores medios de los contenidos totales de metales pesados analizados en el área de estudio, tras una digestión en horno microondas, han sido (en mg/kg suelo seco): 0.34 para el Cd, 7.1 para el Co, 26.5 para el Cr, 22.5 para el Cu, 13608 para el Fe, 295 para el Mn, 20.9 para el Ni, 22.8 para el Pb y 52.8 para el Zn. Estos resultados son similares a los encontrados en la bibliografía consultada, a excepción de algunas parcelas que presentan altos contenidos de Cr, Cu y Pb. Éstas fueron identificadas estadísticamente como valores discordantes, y suponen un incremento de los contenidos normales debido a la actividad antrópica.

10) Los mayores contenidos de Cr se presentan en el Bajo Segura, donde se localizan los dos valores discordantes identificados para este metal. Las parcelas MPA-21 y MPA-23 se encuentran situadas en los términos municipales de Dolores y San Fulgencio, con valores de Cr por encima de 40 mg/kg. Ambas parcelas presentan también altos contenidos de arcilla (>50%) que podría estar favoreciendo una mayor adsorción de este elemento. En ambos casos, el origen del Cr podría deberse a las aguas residuales procedentes de actividades urbano-industriales o a la aplicación de fangos de depuración que podrían haber afectado estos suelos. En cualquier caso, ninguna de las parcelas analizadas alcanza la concentración máxima admisible establecida en 150 mg/kg por diferentes autores.

11) Los mayores contenidos de Cu se presentan en el Alto Vinalopó donde se localiza la parcela MPA-38 (Villena) que presentó el mayor contenido total de Cu con 77 mg/kg, el cual supera el valor de referencia establecido para los suelos agrícolas con cultivos hortícolas de Murcia (41 mg/kg) y el valor de referencia de Cataluña (55 mg/kg). El origen de este alto contenido parece estar relacionado con la utilización de productos agroquímicos (fertilizantes y fungicidas, fundamentalmente) en forma de sales de cobre, cuya aplicación parece ser práctica frecuente en este tipo de cultivos.

12) Los mayores contenidos de Pb se presentan de forma mayoritaria en el Bajo Vinalopó. El máximo valor analizado corresponde a la parcela MPA-51 (Elche) con un contenido total de Pb de 101 mg/kg, que supera el valor de referencia establecido para los suelos agrícolas con cultivos hortícolas de Murcia y el valor de referencia de Cataluña. Estos elevados contenidos aparecen en suelos situados en las inmediaciones de carreteras de elevada densidad de tráfico y/o próximos a núcleos urbanos. Tanto las emisiones de gases de escape como las aguas residuales de origen urbano-industrial, parecen ser responsables del incremento de los contenidos de este metal en estos suelos.

13) Los suelos con textura fina presentan los mayores valores medios para el Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn. En el caso del Cd, los suelos con textura media contienen un valor medio ligeramente superior a los suelos con textura fina, aunque ambos resultados son similares y pueden considerarse comparables. En el caso del Pb, el mayor contenido medio se presenta para los suelos de textura gruesa, debido principalmente a la parcela MPA-03 que, con una textura franco-arenosa, presenta un contenido total de Pb de 70.7 mg/kg, condicionando este resultado. Este valor representa un nivel potencialmente tóxico, no sólo por la elevada concentración analizada, sino por la presencia de una textura gruesa.

14) El análisis factorial y el análisis cluster revelan la presencia de dos grupos diferenciados de contenidos totales de metales pesados. El primer grupo se encuentra formado por el Co, Cr, Fe, Mn y Ni e incluye aquellos elementos que proceden principalmente de la alteración del material originario, y que ha sido denominado por algunos autores como “factor litogénico”. En el segundo grupo se incluye el Cd, Cu y Pb, que proceden mayoritariamente de la actividad humana y conforman el denominado “factor antropogénico”. Finalmente, el contenido total de Zn aparece relacionado con ambos grupos reflejando un origen tanto litogénico como antropogénico.

10.3.- Conclusiones en relación con el estudio de los contenidos de metales pesados extraíbles con EDTA en los suelos agrícolas.

El estudio de los contenidos extraíbles de metales pesados se ha llevado a cabo en el Capítulo VII, mediante una extracción simple con

EDTA 0.05M a pH 7.0. Las conclusiones más relevantes alcanzadas son las siguientes:

15) Los contenidos extraíbles medios de los metales pesados analizados en el área de estudio han sido (en mg/kg suelo seco): 0.08 para el Cd, 0.23 para el Co, 0.05 para el Cr, 2.87 para el Cu, 14.1 para el Fe, 16.6 para el Mn, 0.53 para el Ni, 5.21 para el Pb y 2.61 para el Zn. Determinadas parcelas presentan altos contenidos extraíbles, algunas de las cuales coinciden con aquellas parcelas que presentaban valores discordantes en el estudio estadístico de los contenidos totales (p. ej., parcelas MPA-3, 36, 38 y 54 en el caso del Cu y parcelas MPA-3, 9, 26, 35, 51 y 53 en el caso del Pb).

16) El porcentaje que supone la fracción extraíble con respecto al contenido total sigue la siguiente secuencia: Cd>Pb>>Cu>>Mn>Zn>Co>Ni>Cr>Fe. Los contenidos medios extraíbles de los metales pesados estudiados representan hasta un 11% de los contenidos totales, excepto en el caso del Cd y Pb que presentan un porcentaje superior y, por tanto, indican una mayor disponibilidad de ambos elementos.

17) La fracción extraíble de Cd representa un 27% respecto al contenido total como valor medio, si bien la parcela MPA-23 alcanza un valor máximo del 63%, localizada en el término municipal de San Fulgencio en el Bajo Segura. Estos resultados indican una mayor potencialidad para que este elemento sea transferido desde el suelo hasta otros componentes del sistema (p. ej., cultivos, agua subterránea).

18) La fracción extraíble de Pb representa un 22% del contenido total, como valor medio. Las parcelas MPA-35 y MPA-51, situadas en el término municipal de Elche en el Bajo Vinalopó, presentaron el mayor porcentaje de contenido extraíble respecto al total (29%), indicando también una mayor potencialidad para que este elemento sea transferido desde el suelo hasta otros componentes del sistema (p. ej., cultivos, agua subterránea).

10.4.- Conclusiones en relación con el estudio de los contenidos de metales pesados en cultivos hortícolas.

En el Capítulo VIII se ha realizado el estudio de los contenidos de metales pesados en diversos cultivos hortícolas. La toma de muestras de

cultivos se realizó en aquellas parcelas con elevados contenidos totales de metales pesados en suelos, permitiendo a su vez la realización de una comparación de los contenidos de metales pesados en el suelo entre los dos períodos de toma de muestra para las 16 muestras obtenidas. Las conclusiones alcanzadas han sido las siguientes:

19) El estudio de la variación temporal de los contenidos de metales pesados en suelos ha permitido detectar la presencia de mayores contenidos en el segundo muestreo para algunas parcelas (p. ej., MPA-35, MPA-48, MPA-51 y MPA-53), lo que viene a indicar que los contenidos de estos metales han aumentando ligeramente entre estos dos períodos. Sin embargo, han sido identificadas otras parcelas (p. ej., MPA-12, MPA-26, MPA-35 y MPA-38) en las que el contenido de algunos metales pesados ha disminuido. Estos resultados indican que existe una influencia antrópica variable a escala puntual, que se produce en un tiempo dado y, en consecuencia, puede afectar a los resultados del muestreo.

20) Los contenidos medios de metales pesados en los cultivos hortícolas analizados fueron (en mg/kg materia seca): 0.38 para el Cd, 0.26 para el Co, 0.87 para el Cr, 12.2 para el Cu, 82 para el Fe, 27 para el Mn, 2.8 para el Ni, 0.4 para el Pb y 41 para el Zn. El estudio comparativo de los resultados obtenidos para los distintos cultivos hortícolas en el área de estudio con otros trabajos de la bibliografía indica que las concentraciones de metales pesados en los cultivos (en mg/kg de materia seca) no alcanzan los niveles fitotóxicos establecidos en la bibliografía, excepto en el caso de la muestra MPA-12B (lechugas) que presenta un contenido de 20.5 mg/kg de Cu, el cual supera ligeramente el nivel fitotóxico correspondiente (20 mg/kg). Considerando los resultados obtenidos para los distintos cultivos hortícolas expresados en mg/kg de materia fresca, tal y como considera la legislación actual para productos alimentarios en cuanto a Cd y Pb, se han analizado cinco cultivos (MPA-21B, 23B, 41B, 48B y 51B) que superan ligeramente el contenido máximo admisible de Cd.

21) En general, los contenidos de metales pesados en las muestras de cultivo siguen la siguiente secuencia, teniendo en consideración los distintos tipos de cultivos analizados: cultivos de hoja>tubérculos>inflorescencias>frutos, excepto el Ni y Zn. En el caso del Ni, la secuencia varía ligeramente del resto de elementos: tubérculos>cultivos de hoja>inflorescencias>frutos, posiblemente debido a la mayor absorción radicular o al mayor contenido en cultivo como consecuencia de la adsorción del Ni a las partículas de arcilla presentes

entre las raíces de los tubérculos. En el caso del Zn, la secuencia obtenida es: inflorescencias>cultivos de hoja>tubérculos> frutos, que podría deberse a la utilización del Zn en aplicaciones foliares produciendo una mayor acumulación en inflorescencias y hojas.

22) Las bajas correlaciones encontradas entre los contenidos totales de metales pesados en suelo y los contenidos en cultivo indican que la concentración total de estos elementos, para los suelos analizados y con los métodos de análisis utilizados, no es un indicador adecuado para estimar la concentración en cultivos; lo cual es acorde con los resultados alcanzados por otros investigadores. Por otra parte, las bajas correlaciones encontradas entre los contenidos extraíbles con EDTA de metales pesados en suelo y los contenidos en cultivo parecen sugerir que el extractante utilizado no resulta el más adecuado para predecir el contenido de metales pesados en cultivo (excepto en el caso del Cd) en los suelos analizados, a pesar de que este extractante ha sido utilizado tradicionalmente en estudios similares en otras áreas de la Comunidad Valenciana. Estos resultados podrían deberse a diferentes causas como, por ejemplo, el método analítico utilizado (p. ej., extractante), el posible origen de los metales en cultivo a partir de otras fuentes además del suelo (p. ej., absorción foliar) para algunos metales pesados (p. ej., Pb) o la propia fisiología de la planta que puede condicionar una mayor acumulación de metales pesados en determinados tipos de cultivos (p. ej., cultivos de hoja).

10.5.- Conclusiones en relación con la propuesta de niveles de fondo y valores de referencia de metales pesados para los suelos agrícolas con cultivos hortícolas.

En el Capítulo IX se han ensayado diferentes metodologías con el objetivo de establecer una propuesta de niveles de fondo y valores de referencia para los suelos del área de estudio. Las conclusiones más relevantes alcanzadas son las siguientes:

23) Los niveles de fondo para los metales pesados en el área de estudio han sido establecidos siguiendo la metodología que tiene en cuenta el tipo de distribución de las poblaciones. Los valores propuestos son (en mg/kg suelo seco): 0.3 para el Cd, 7 para el Co, 26 para el Cr, 21 para el Cu, 73608 para el Fe, 304 para el Mn, 21 para el Ni, 18 para el Pb y 53 para el Zn.

24) A pesar de la variedad de criterios estadísticos aplicados para la derivación de valores de referencia, todos ellos presentan resultados similares. Entre los distintos métodos utilizados, el método resulta de gran utilidad puesto que considera todas las muestras analizadas y no requiere ninguna presunción, en cuanto al tipo de distribución que deben seguir los datos. Considerando el criterio establecido por el Real Decreto 9/2005, relativo a X+2DE, se han propuesto los siguientes valores de referencia (en mg/kg suelo seco): 0.6 para el Cd, 11 para el Co, 36 para el Cr, 28 para el Cu, 19822 para el Fe, 402 para el Mn, 31 para el Ni, 28 para el Pb y 83 para el Zn.

25) Los valores de referencia genéricos establecidos para los suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante son, para algunos metales pesados, más restrictivos que los valores de referencia establecidos en otros países (p. ej., Holanda) y Comunidades Autónomas (p. ej., País Vasco) con suelos de características mayoritariamente ácidas. A la vista de estos resultados, que parecen indicar que los valores propuestos son demasiado restrictivos para los suelos analizados, surge la reflexión sobre si el criterio X+2DE establecido por el Real Decreto 9/2005 sería adecuado para todos los tipos de suelos presentes a nivel nacional, dada la variabilidad edáfica presente. En este caso, resultaría de mayor utilidad evaluar la movilidad de los metales pesados en distintos tipos de suelos y áreas del ámbito nacional (p. ej., suelos ácidos y suelos básicos) y plantear diferentes criterios en función del tipo de suelo presente, teniendo en cuenta que los suelos básicos poseen, generalmente, condiciones más favorables para la amortiguación de la contaminación del suelo.

26) Los valores de referencia específicos establecidos a partir de las ecuaciones lineales son, indudablemente, más realistas que los valores establecidos a través de metodologías que no tiene en consideración la influencia de las características y propiedades edáficas sobre la dinámica de los metales pesados, si bien resulta complejo identificar una aproximación que tenga en cuenta todos los factores y procesos que son cruciales para caracterizar el comportamiento de los contaminantes en el suelo.

27) Los valores de referencia presentan diversos inconvenientes, cuando se considera el suelo como receptor de los contaminantes, debido a las numerosas reacciones y equilibrios multifase que tienen lugar en el suelo y controlan la dinámica de los metales pesados. A pesar de este inconveniente, estos valores presentan una gran ventaja que les ha permitido perdurar durante años en las normativas sobre

contaminación del suelo. Ello se debe a que la caracterización de los suelos resulta rápida, fácil y económica, puesto que permite obtener una información preliminar acerca de su posible contaminación por metales pesados. En relación con esto, la propuesta de valores de referencia presentada resultaría también de utilidad para la aplicación de una metodología combinada, es decir, integrando valores de referencia con análisis de riesgos, tal y como propone el Real Decreto para la declaración de suelos contaminados y que resulta más realista.

28) Considerando los valores de referencia genéricos propuestos para los suelos hortícolas de la provincia de Alicante, éstos han sido utilizados para evaluar los contenidos totales de metales pesados en las 54 parcelas agrícolas. Ninguna de las parcelas analizadas presenta contenidos de metales pesados que superan 100 o más veces los valores de referencia genéricos propuestos. En consecuencia, en el área de estudio no se han identificado suelos fuertemente contaminados debido a actividades antrópicas localizadas, de acuerdo con los criterios del Real Decreto 9/2005. Por otro lado, el 63% de las parcelas presentan contenidos de metales pesados por debajo de los valores de referencia establecidos y, por tanto, presentan un suelo de calidad aceptable desde el punto de vista de la contaminación por metales pesados. Finalmente, 20 parcelas (37% del total) superan los valores de referencia propuestos para alguno de los metales pesados, aunque dichos valores de referencia podrían resultar demasiado restrictivos, tal y como se ha discutido anteriormente. En estas parcelas y siguiendo los criterios del Real Decreto 9/2005, sería recomendable llevar a cabo investigaciones adicionales que establecieran un sistema de vigilancia adecuado y, en su caso, la aplicación de análisis de riesgos para evaluar posibles efectos adversos sobre la salud humana y/o el medio ambiente. Asimismo, sería recomendable una mayor moderación en el uso de productos agroquímicos y la utilización de agua de calidad aceptable para el riego, con el fin de no incrementar los niveles actuales de metales pesados en estas parcelas en particular, y en general en los suelos agrícolas de la provincia, y mantener e incluso mejorar la calidad ambiental y productiva de estos suelos.

Capítulo XI

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abollino, O.; Aceto, M.; Malandrino, M.; Mentasti, E.; Sarzanini, C.; Petrella, F. (2002). Heavy metals in agricultural soils from Piedmont, Italy. Distribution, speciation and chemometric data treatment. *Journal of Environmental Quality* 49, 545-557.

Adarve, M.J.; Hernández, A.J.; Gil, A.; Pastor, J. (1998). Boron, zinc, iron and manganese content in four grassland species. *Journal of Environmental Quality* 27, 1286-1293.

Adriano, D.C. (2001). Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. 2nd Edition, Springer-Verlag, New York, 866 pp.

AENOR (1997). UNE 77303. Calidad del Suelo. Pretratamiento de muestras para análisis físico-químico. Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR), Madrid, 13 pp.

AENOR (2001). UNE 77309. Calidad del Suelo. Determinación de Cadmio, Cromo, Cobalto, Cobre, Plomo, Manganeso, Níquel y Zinc en Extractos del Suelo en Agua Regia. Métodos Espectrométricos de Absorción Atómica con Llama y Atomización Electrotérmica. Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR), Madrid, 21 pp.

Agazzi, A.; Pirola, C. (2000). Fundamentals, methods and future trends of environmental microwave sample preparation. *Microchemical Journal* 67, 337-341.

Ajlec, R.; Cop, M.; Stupar, J. (1988). Interferences in the determination of chromium in plant materials and soil samples by flame atomic absorption spectrometry. *Analyst* 113, 585-590.

Al-Harbi, A.R. (1995). Growth and nutrient composition of tomato and cucumber seedlings as affected by sodium chloride salinity and supplemental calcium. *Journal of Plant Nutrition* 18, 1403-1416.

Alam, M.G.M.; Snow, E.T.; Tanaka, A. (2003). Arsenic and heavy metal contamination of vegetables grown in Samta village, Bangladesh. *The Science of the Total Environment* 308, 83-96.

Alcalá, L. (1995). Métodos de obtención y preparación de muestras en el estudio de la contaminación de los suelos. In: Contaminación y Depuración de Suelos. Instituto Tecnológico y Geominero de España (ITGE), Madrid, pp. 103-112.

Alegría, A.; Barberá, R.; Farré, R.; Lagarda, M.J.; Roig, M.J.; Romero, I. (1990). Evaluation of antimony, cadmium and lead levels in vegetables, drinking and raw water from different agricultural areas. *International Journal of Analytical Chemistry* 38, 65-73.

Alegría, A.; Barberá, R.; Boluda, R.; Errecalde, F.; Farré, R.; Lagarda, M.J. (1991). Environmental cadmium, lead and nickel contamination: possible relationship between soil and vegetable content. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* 339, 654-657.

Alegría, A.; Barberá, R.; Boluda, R.; Errecalde, F.; Farré, R.; Lagarda, M.J. (1992). Relationship between cobalt, copper and zinc content of soils and vegetables. *Die Nahrung* 36 (5), 451-460.

Alias, L.J.; Ortiz, R.; Sánchez, A.; Linares, P.; Martínez, M.J.; Marín, P. (1994). Proyecto LUCDEME. Mapa de Suelos a Escala 1:100000. Orihuela (913). Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Universidad de Murcia.

Aller, A.J.; Deban, L. (1989). Total and extractable contents of trace metals in agricultural soils of the Valderas area, Spain. *The Science of the Total Environment* 79, 253-270.

Alloway, B.J. (1990). Heavy Metals in Soils. Blackie & Son Ltd., London, 368 pp.

Alloway, B.J.; Ayres, D.C. (1993a). Toxicity and risk assessment of environmental pollutants. In: Chemical Principles of Environmental Pollution, B.J. Alloway, D.C. Ayres (Eds.). Blackie Academic & Professional, Glasgow, pp. 44-58.

- Alloway, B.J.; Ayres, D.C.** (1993b). Inorganic pollutants. In: Chemical Principles of Environmental Pollution, B.J. Alloway, D.C. Ayres (Eds.). Blackie Academic & Professional, Glasgow, pp. 109-195.
- Alloway, B.J.; Ayres, D.C.** (1993c). Transport and behaviour of pollutants in the environment. In: Chemical Principles of Environmental Pollution, B.J. Alloway, D.C. Ayres (Eds.). Blackie Academic & Professional, Glasgow, pp. 16-43.
- Alloway, B.J.; Jackson, A.P.** (1991). The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils. *The Science of the Total Environment* 100, 151-176.
- Alloway, B.J.; Jackson, A.P.; Morgan, H.** (1990). The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety of sources. *The Science of the Total Environment* 91, 223-236.
- Álvarez, A.M.** (1985). Revisión bibliográfica sobre la adsorción de metales pesados a superficies coloidales. *Anales de Edafología y Agrobiología* 44, 1583-1593.
- AMA** (1991). Mapa Geocientífico de la Provincia de Alicante. Escala 1:200000. Tomo I y II: Memoria y Cartografía. Agència de Medi Ambient (AMA), INGEMISA, Valencia, 93 pp.
- Andrades, M.; Carral, P.; Martínez, E.; Álvarez, A.; Alonso, J.I.** (2000). Contenido de metales pesados y calidad de suelos en cultivos frutales de la Rioja (España). *Edafología* 7 (3), 313-318.
- Andreu, V.** (1991). Contenido y Evolución de Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Ni y Zn en Suelos de la Comarcas de l'Horta y la Ribera Baixa (Valencia). Facultad de Farmacia, Universitat de València, Tesis Doctoral.
- Andreu, V.; Boluda, R.** (1992). Estudio de índices de contaminación en suelo de las comarcas de l'Horta y la Ribera Baixa (Valencia). In: IV Simposio Nacional sobre Nutrición Mineral de las Plantas. Contaminación: Efectos Fisiológicos y Mecanismos de Actuación de Contaminantes, J. Mataix-Beneyto, C. Alcaraz, I. Gómez, J. Navarro, J. Navarro, M.M. García-Villalba, R. Moral, F. García (Eds.). Sociedad Española de Fisiología Vegetal, Alicante, pp. 119-128.
- Andreu, V.; Gimeno-García, E.** (1996). Total content and extractable fraction of cadmium, cobalt, copper, nickel, lead, and zinc in calcareous orchard soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 27, 2633-2648.
- Andreu, J.M.; García-Sánchez, E.; Cerón, J.C.; Cerón, J.C.; Pulido-Bosch, A.; Jordán-Vidal, M.M.; Navarro, J.; Mataix-Solera, J.** (2002). Algunas consideraciones sobre la calidad de las aguas del acuífero del Tarafa (Alicante, España). In: Groundwater and Human Development, E. Bocanegra, D. Martínez, H. Massone (Eds.). Mar de la Plata, Argentina, pp. 129-133.

- Ansorena, J.; Marino, N.; Legórburu, I.** (1995). Agricultural use of metal polluted soil near old lead-zinc mine in Oiartzun (Basque Country, Spain). *Environmental Technology* 16, 213-222.
- Aragón, R.; Solís, L.; Homero, J.E.** (1999). Características químicas de las aguas subterráneas de la cuenca del Segura. Aptitud de uso y principales fuentes de contaminación. In: Jornadas sobre la Contaminación de las Aguas Subterráneas: Un Problema Pendiente, J. Samper, A. Sahuquillo, J.E. Capilla, J.J. Gómez (Eds.). Instituto Tecnológico y Geominero de España (ITGE), Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp. 363-372.
- Archer, F.C.; Hodgson, I.H.** (1987). Total and extractable trace element contents of soils in England and Wales. *Journal of Soil Science* 38, 421-431.
- Arrouays, D.; Mench, M.; Amans, V.; Gomez, A.** (1996). Short-range variability of fallout Pb in a contaminated soil. *Canadian Journal of Soil Science* 76, 73-81.
- Aucejo, A.; Ferrer, J.; Gabaldón, C.; Marzal, P.; Seco, A.** (1997). Diagnosis of boron, fluorine, lead, nickel and zinc toxicity in citrus plantations in Villareal, Spain. *Water, Air and Soil Pollution* 94, 349-360.
- Ayguadé, H.; Navarro-Pedreño, J.; Guerrero, C.; Gómez, I.; Mataix-Beneyto, J.** (2003). Zonificación de los suelos del área de influencia hídrica del parque natural de "El Hondo" en función de la salinidad. In: Estudios de la Zona No Saturada del Suelo, Vol VI., J. Álvarez-Benedí, D. García (Eds.) Valladolid, pp. 87-90.
- Bak, J.; Jensen, J.; Larsen, M.M.; Pritzl, G.; Scott-Fordsmand, J.** (1997). A heavy metal monitoring-programme in Denmark. *The Science of the Total Environment* 207, 179-186.
- Baker, A.J.M.** (1981). Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition* 3, 465-504.
- Balaguer, J.; Almendro, M.N.; Gómez, I.; Navarro-Pedreño, J.; Mataix, J.** (1998). Tomato growth and yield affected by nickel presented in the nutrient solution. *Animal Feed Science and Technology* 458, 269-272.
- Barahona, E.; Iriarte, A.** (2001). An overview of the present state of standardization of soil sampling in Spain. *The Science of the Total Environment* 264, 169-174.
- Barceló, J.; Poschenrieder, Ch.** (1992). Respuesta por las plantas a la contaminación por metales pesados. *Suelo y Planta* 2, 345-361.
- Bech, J.; Tobías, F.J.; Roca, N.** (2001). Nivells basals de metalls pesants i elements traça a sòls de Catalunya. *Dossiers Agraris ICEA (Institució Catalana d'Estudis Agraris), Sòls Contaminats* 7, 19-35.

- Beckett, P.H.T.** (1989). The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludge, and sludge-treated soils. *Advances in Soil Science* 9, 143-176.
- Bello, A.; Lopéz-Pérez, J.A.; García Álvarez, A.** (2003). Biofumigación en Agricultura Extensiva de Regadío. Producción Integrada de Hortícolas. Ed. Mundi-Prensa S.A. y Fundación Rural Caja Alicante, Alicante, 670 pp.
- Berg, T.; Licht, D.** (2002). International legislation on trace elements as contaminants in food: review. *Food Additives and Contaminants* 19, 916-927.
- Berrow, M.L.; Reaves, G.A.** (1985). Extractable copper concentrations in Scottish soils. *Journal of Soil Science* 36, 31-43.
- Bettinelli, M.; Beone, G.M.; Spezia, S.; Baffi, C.** (2000). Determination of heavy metals in soils and sediments by microwave-assisted digestion and inductively coupled plasma optical emission spectrometry analysis. *Analytica Chimica Acta* 424, 289-296.
- Blum, W.E.H.** (1990). The challenge of soil protection in Europe. *Environmental Conservation* 17, 72-74.
- BOE** (1990). Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se Regula la Utilización de los Lodos de Depuración en el Sector Agrario. BOE nº 262 de 1 de noviembre de 1990, Madrid, pp. 32339-32340.
- BOE** (1995). Resolución de 28 de abril de 1995, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda, por la que se dispone la publicación del acuerdo del Consejo de Ministros de 17 de febrero de 1995, por el que se aprueba el Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados. BOE nº 114 de 13 de mayo de 1995, Madrid, pp. 13926-13930.
- BOE** (1998). Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos. BOE nº 96 de 22 de abril de 1998, Madrid, pp. 13372-13384.
- BOE** (2005). Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, 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, Madrid, pp. 1833-1843.
- Boluda, R.** (1988a). Estudio de los Suelos de la Comarca de la Plana de Requena-Utiel (Valencia). Facultad de Farmacia, Universitat de València, Tesis Doctoral.
- Boluda, R.** (1988b). Relaciones estadísticas de los valores de metales pesados (Cd, Co, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn) con el pH, contenido en materia orgánica, carbonatos totales y arcilla de los suelos de la comarca La Plana de Requena-Utiel (Valencia). *Anales de Edafología y Agrobiología* 47, 1503-1524.
- Boluda, R.; Andreu, V.; Pons, V.; Sánchez, J.** (1988). Contenido de metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn) en suelos de la comarca La Plana de Requena-Utiel (Valencia). *Anales de Edafología y Agrobiología* 47, 1485-1502.

Boluda, R.; Errecalde, M.F.; Farré, R.; Lagarda, M.J. (1993). Determination of total content and extractable fraction of cadmium, zinc, cobalt, copper, nickel and lead in soils by atomic absorption spectrometry. Study of a method. In: Actas del XII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo: El Estudio del Suelo y su Degradación en Relación con la Desertificación. Tomo I. Sociedad Española de la Ciencia del Suelo (SECS), Salamanca, pp. 179-189.

Bosque, M.A.; Schuhmacher, M.; Domingo, J.L.; Llobet, J.M. (1990). Concentrations of lead and cadmium in edible vegetables from Tarragona province, Spain. *The Science of the Total Environment* 95, 61-67.

Breckenridge, R.P.; Crockett, A.B. (1998). Determination of background concentrations of inorganics in soils and sediments at hazardous waste sites. *Environmental Monitoring and Assessment* 51, 621-656.

Bru, C. (1993). Los Recursos de Agua. Aprovechamiento y Economía en la Provincia de Alicante. Fundación Cultural Caja de Ahorros del Mediterráneo (CAM), Alicante, 644 pp.

Brus, D.J.; De Gruijter, J.J.; Walvoort, D.J.J.; De Vries, F.; Bronswijk, J.J.B.; Römkens, P.F.A.M.; De Vries, W. (2002). Mapping the probability of exceeding critical thresholds for cadmium concentrations in soils in the Netherlands. *Journal of Environmental Quality* 31, 1875-1884.

Burt, R.; Wilson, M.A.; Mays, M.D.; Lee, C.W. (2003). Major and trace elements of selected pedons in the USA. *Journal of Environmental Quality* 32, 2109-2121.

Cala, V. (1995). Metodología analítica en el estudio de metales pesados en suelo. In: Contaminación y Depuración de Suelos. Instituto Tecnológico y Geominero de España. (ITGE), Madrid, pp. 171-174.

Cala, V. (1998). Comportamiento de metales pesados en suelos. In: Terceras Jornadas de Suelos Contaminados. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp. 57-72.

Cala, V.; De la Flor, M.; Vigil de la Villa, R. (1997). Influencia de las características físico-químicas y mineralógicas en la distribución de metales pesados en suelos de cultivo. *Edafología* 2, 205-213.

Cala, V.; Rodríguez-Sanchidrián, J.; Guerra, A. (1985a). Contaminación por metales pesados en suelos de la Vega de Aranjuez. (I). Pb, Cd, Cu, Zn, Ni y Cr. *Anales de Edafología y Agrobiología* 44, 1595-1608.

Cala, V.; Rodríguez-Sanchidrián, J.; Guerra, A. (1985b). Contaminación por metales pesados en suelos de la Vega de Aranjuez. (II). Tratamiento estadístico. *Anales de Edafología y Agrobiología* 44, 1609-1622.

Cala, V.; Álvarez, A.M.; Vigil de la Villa, R.; Gasca, M. (1992). Especiación química de zinc y cadmio en suelos de cultivo. *Suelo y Planta* 2, 307-318.

- Callaba, A.** (1998). Criterios para la selección de técnicas de recuperación de suelos contaminados. In: Terceras Jornadas de Suelos Contaminados. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp. 157-176.
- Callaba, A.; Chacón, E.** (2002). Análisis probabilístico de la eficiencia de los niveles de referencia para la evaluación de la contaminación de suelos. *Revista de Salud Ambiental* 2 (2), 57-62.
- Calvo de Anta, R.; Macías, F.; Veiga, A.** (1996). Metales Pesados en Suelos de Galicia. Establecimiento de Niveles de Referencia en Suelos Desarrollados a Partir de Diferentes Materiales Geológicos (informe técnico no publicado).
- Cámara, C.; Fernández, P.; Martín-Esteban, A.; Pérez-Conde, C.; Vidal, M.** (2002). Toma y Tratamiento de Muestras. Ed. Síntesis S.A, Madrid, 334 pp.
- Campos, E.** (1997). Estudio de la Contaminación y Fraccionamiento Químico de Metales Pesados en Suelos de la Vega de Granada. Facultad de Farmacia, Universidad de Granada, Tesis Doctoral.
- Campos, E.; Barahona, E.; Lachica, M.; Mingorance, M.D.** (1998). A study of the analytical parameters important for the sequential extraction procedure using microwave heating for Pb, Zn, and Cu in calcareous soils. *Analytica Chimica Acta* 369, 235-243.
- Canales, S.** (1975). Génesis y Clasificación del Suelo en la Zona Baja del Valle del Segura. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS), Tesis Doctoral.
- Canet, R.; Pomares, F.; Tarazona, F.; Estela, M.** (1998). Sequential fractionation and plant availability of heavy metals as affected by sewage sludge applications to soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29, 697-716.
- Cano, M.A.; Moreno, A.M.; González, J.** (1997). Evaluación de la contaminación por metales pesados en suelos de cultivo. *Ecología* 11, 83-89.
- CAPA** (2001). Informe del Sector Agrario Valenciano 2000. Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación (CAPA), Generalitat Valenciana, Valencia.
- CAPA** (2002). Informe del Sector Agrario Valenciano 2001. Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación (CAPA), Generalitat Valenciana, Valencia.
- Carbó, E.** (1993). Áreas Marginales de la Provincia de Alicante. Cartografía, Caracterización y Efecto de los Usos del Suelo en su Erosionabilidad. Facultad de Farmacia, Universitat de València, Tesis Doctoral.
- Casas, A.; Casas, E.** (1999). El Análisis de Suelo-Agua-Planta y su Aplicación en la Nutrición de los Cultivos Hortícolas en la Zona del Sureste Peninsular. 2ª Edición, Caja Rural de Almería, Almería, 249 pp.
- Caselles, E.** (1981). Estudio de los Suelos Salinos situados al N de San Felipe de Neri (Alicante). Facultad de Ciencias, Universidad de Murcia, Memoria de Licenciatura.

CCE (2002). Comunicación de la Comisión al Consejo, el Parlamento Europeo, el Comité Económico y Social y el Comité de las Regiones: Hacia una Estrategia Temática para la Protección del Suelo. Consejo de las Comunidades Europeas (CCE), Bruselas, 39 pp.

Chen, M.; Ma, L.Q. (1998). Comparison of four USEPA digestion methods for trace metal analysis using certified and Florida soils. *Journal of Environmental Quality* 27, 1294-1300.

Chen, M.; Ma, L.Q.; Harris, W.G. (1999). Baseline concentrations of 15 trace elements in Florida surface soils. *Journal of Environmental Quality* 28, 1173-1181.

Chirenje, T.; Ma, L.Q.; Szulczewski, M.; Littell, R.; Portier, K.M.; Zillioux, E. (2003). Arsenic distribution in Florida urban soils. *Journal of Environmental Quality* 32, 109-119.

Chlopecka, A.; Bacon, J.R.; Wilson, M.J.; Kay, J. (1996). Forms of cadmium, lead and zinc in contaminated soils from southwest Poland. *Journal of Environmental Quality* 25, 69-79.

Christie, S.; Teeuw, R.M. (1998). Varied policy of European Union States on contaminated land. *Environmental Impact Assessment Review* 18, 175-197.

Cline, M.G. (1944). Principles of soil sampling. *Soil Science* 58, 275-288.

Colbourn, P.; Thornton, I. (1978). Lead pollution in agricultural soils. *Journal of Soil Science* 29, 513-526.

Collins, J.C. (1981). Zinc. In: Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. Volume 1. Effects of Trace Metals on Plant Function, N.W. Lepp (Ed.). Applied Science Publishers Ltd., Essex, England, pp. 145-169.

Colomer, J.C.; Sánchez, J. (2001). Agricultura y procesos de degradación del suelo. In: Agricultura y Desertificación, F. Martín de Santa Olalla (Ed.). Mundi Prensa S.A., Madrid, pp. 109-131.

Cook, N.; Hendershot, W.H. (1996). The problem of establishing ecologically based soil quality criteria: the case of lead. *Canadian Journal of Soil Science* 76, 335-342.

COPUT (1991). Mapa de Usos de la Comunidad Valenciana. Consellería de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte (COPUT), Valencia (inédito).

Costa, M. (1986). La Vegetació al País Valencià. Universitat de València, Valencia, 240 pp.

Crépin, J.; Johnson, R.L. (1993). Soil sampling for environmental assessment. In: Soil Sampling and Methods of Analysis, M.R. Carter (Ed.). Canadian Society of Soil Science, pp. 5-18.

Cuadrado, C.; Kumpulainen, J.; Moreiras, O. (1995). Contaminants and nutrients in total diets in Spain. *European Journal of Clinical Nutrition* 49, 767-778.

- Davies, B.E.** (1980). Trace element pollution. In: Applied Soil Trace Elements, B.E. Davies (Ed.). John Wiley & Sons Ltd., Chichester, pp. 287-351.
- Davies, B.E.** (1983). A graphical estimation of the normal lead content of some British soils. *Geoderma* 29, 67-75.
- Davies, B.E.** (1992). Inter-relationships between soil properties and the uptake of cadmium, copper, lead, and zinc from contaminated soils by radish (*Raphanus sativus* L.). *Water, Air and Soil Pollution* 63, 331-342.
- Davies, B.E.; Wixson, B.G.** (1985). Trace elements in surface soils from the mineralized area of Madison County, Missouri, USA. *Journal of Soil Science* 36, 551-570.
- De la Horra, J.L.; Díaz-Viruliche, L.; Sanz, R.** (2003). Suelos agrícolas de Villena. In: Biofumigación en Agricultura Extensiva de Regadío. Producción Integrada de Hortícolas, A. Bello, J.A. López-Pérez, A. García Álvarez (Eds.). Mundi-Prensa S.A. y Fundación Rural Caja Alicante, Alicante, pp. 89-116.
- De Meeûs, C.; Eduljee, G.H.; Hutton, M.** (2002). Assessment and management of risks arising from exposure to cadmium in fertilisers. *The Science of the Total Environment* 291, 167-187.
- De Miguel, E.; Callaba, A.; Arranz, J.C.; Cala, V.; Chacón, E.; Gallego, E.; Alberruche, E.; Alonso, C.; Fdez.-Canteli, P.; Iribarren, I.; Palacios, H.** (2002). Determinación de Niveles de Fondo y Niveles de Referencia de Metales Pesados y Otros Elementos Traza en Suelos de la Comunidad de Madrid. Instituto Geológico y Minero de España (IGME), Ministerio de Ciencia y Tecnología, Consejería de Medio Ambiente, Madrid, 167 pp.
- De Pieri, L.A.; Buckley, W.T.; Kowalenko, C.G.** (1996). Micronutrient concentrations of commercially grown vegetables and of soils in the Lower Fraser Valley of British Columbia. *Canadian Journal of Soil Science* 76, 173-182.
- De Pieri, L.A.; Buckley, W.T.; Kowalenko, C.G.** (1997). Cadmium and lead concentrations of commercially grown vegetables and of soils in the Lower Fraser Valley of British Columbia. *Canadian Journal of Soil Science* 77, 51-57.
- Díaz-Crespo, C.** (2000). Efectos de la Aplicación de Lodo y Compost de Lodo sobre las Propiedades del Suelo y las Características Nutricionales y Fisiológicas del Cultivo del Pimiento. Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante, Tesis Doctoral.
- Díaz-Fierros, F.** (1992). Contaminación de suelos. In: IV Simposio Nacional sobre Nutrición Mineral de las Plantas. Contaminación: Efectos Fisiológicos y Mecanismos de Actuación de Contaminantes, J. Mataix-Beneyto, C. Alcaraz, I. Gómez, J. Navarro, J. Navarro, M.M. García-Villalba, R. Moral, F. García (Eds.). Sociedad Española de Fisiología Vegetal, Alicante, pp. 1-30.

Dick, R.P.; Thomas, D.R.; Halvorson, J.J. (1996). Standardized methods, sampling and sample pretreatment. In: *Methods for Assessing Soil Quality*, J.W. Doran, A.J. Jones (Eds.). Soil Science Society of America (SSSA), Madison, Wisconsin, pp. 107-121.

DOCE (1986). Directiva 86/278/CEE, de 12 de junio de 1986, relativa a la Protección del Medio Ambiente, y en particular, de los Suelos, en la Utilización de los Lodos de Depuradora en Agricultura. Diario Oficial de las Comunidades Europeas (DOCE) N° L181 de 4 de julio de 1986. Consejo de las Comunidades Europeas, Bruselas.

DOCE (1991). Directiva 91/156/CEE, del Consejo de 18 de marzo de 1991, por el que se modifica la Directiva 75/442/CEE relativa a los Residuos. Diario Oficial de las Comunidades Europeas (DOCE) N° L078 de 26 de marzo de 1991. Consejo de las Comunidades Europeas, Bruselas.

DOCE (2001). Reglamento (CE) n° 466/2001 de la Comisión de 8 de marzo de 2001, por el que se fija el Contenido Máximo de Determinados Contaminantes en los Productos Alimenticios. Diario Oficial de las Comunidades Europeas (DOCE) N° L77 de 16 de marzo de 2001. Consejo de las Comunidades Europeas, Bruselas.

DOGV (2000). Ley 10/2000, de 12 de diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana. Diario Oficial de la Generalitat Valenciana DOGV n° 3898 de 15 de diciembre de 2000, Valencia, pp. 22778-22809.

Doner, H.E. (1978). Chloride as a factor in mobilities of Ni (II), Cu (II), and Cd (II) in soil. *Soil Science Society of American Journal* 42, 882-885.

Doner, H.E.; Pukite, A.; Yang, E. (1982). Mobility through soils of certain heavy metals in geothermal brine water. *Journal of Environmental Quality* 11 (3), 389-394.

Dudka, S. (1992). Factor analysis of total element concentrations in surface soils of Poland. *The Science of the Total Environment* 121, 39-52.

Dudka, S.; Ponce-Hernández, R.; Hutchinson, T.C. (1995). Current level of total element concentrations in the surface layer of Sudbury's soils. *The Science of the Total Environment* 162, 161-171.

Dudka, S.; Ponce-Hernández, R.; Tate, G.; Hutchinson, T.C. (1996). Forms of Cu, Ni and Zn in soils of Sudbury, Ontario and the metal concentrations in plants. *Water, Air and Soil Pollution* 90, 531-542.

Duffus, J.H. (2002). Heavy metals. A meaningless term?. *Pure Applied Chemist* 74, 793-807.

Efron, B.; Tibshirani, R.J. (1998). *An Introduction to the Bootstrap*. Chapman & Hall, Nueva York, 436 pp.

- Ellis, R.J.; Morgan, P.; Weightman, A.J.; Fry, J.C.** (2003). Cultivation-dependent and -independent approaches for determining bacterial diversity in heavy-metal-contaminated soil. *Applied and Environmental Microbiology* 69 (6), 3223-3230.
- Ernst, W.H.O.** (1995). Sampling of plant material for chemical analysis. *The Science of the Total Environment* 176, 15-24.
- Errecalde, M.F.** (1989). Determinación de Metales Pesados en Horizontes Superficiales de Suelos de la Comarca de l'Horta (Valencia). Departamento de Bromatología y Toxicología, Facultad de Farmacia, Universitat de València, Memoria de Licenciatura.
- Errecalde, M.F.; Boluda, R.; Lagarda, M.J.; Farré, R.** (1991). Índices de contaminación por metales pesados en suelos de cultivo intensivo: aplicación en la comarca de l'Horta (Valencia). *Suelo y Planta* 1, 483-494.
- Esser, K.B.** (1996). Reference concentrations for heavy metals in mineral soils, oat and orchard grass (*Dactylis glomerata*) from three agricultural regions in Norway. *Water, Air and Soil Pollution* 89, 375-397.
- Estévez, J.I.; Andrade, L.; Marcet, P.; Montero, M.J.** (1998). Influencia de las propiedades del suelo sobre la fijación y movilidad de Zn y Cd. *Edafología* 5, 19-27.
- Facchinelli, A.; Sacchi, E.; Mallen, L.** (2001). Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental Pollution* 114, 313-324.
- FAO-UNESCO** (1988). Soil Map of the World: Revised Legend. World Soil Resources Report n° 60, FAO, Rome, 119 pp.
- Felipó, M.T.; Garau, M.A.** (1987). La Contaminació del Sòl. Procés de Degradació del Medi Edàfic i de l'Entorn. Quaderns d'Ecologia Aplicada, Servei del Medi Ambient, Diputació de Barcelona, Barcelona, 85 pp.
- Ferguson, C.C.** (1999). Assessing risks from contaminated sites: policy and practice in 16 european countries. *Land Contamination and Reclamation* 7, 33-54.
- Field, A.** (2000). Discovering Statistics Using SPSS for Windows. SAGE Publications Ltd., London, 496 pp.
- Fleischhauer, H.L.; Korte, N.** (1990). Formulation of cleanup standards for trace elements with probability plots. *Environmental Management* 14, 95-105.
- Forteza, J.; Rubio, J.L.; Gimeno-García, E.** (1995). Catálogo de Suelos de la Comunidad Valenciana. Ed. Generalitat Valenciana. Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) y Universitat de València, Valencia, 199 pp.
- Frank, R.; Ishida, K.; Suda, P.** (1976). Metals in agricultural soils of Ontario. *Canadian Journal of Soil Science* 56, 181-196.

- Franklin, R.E.; Duis, L.; Smith, B.R.; Brown, R.; Toler, J.E.** (2003). Elemental concentrations in soils of south Carolina. *Soil Science* 168, 280-291.
- Freedman, B.; Hutchinson, T.C.** (1981). Sources of metal and elemental contamination of terrestrial environments. In: Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. Volume 2. Metals in the Environment, N.W. Lepp (Ed.). Applied Science Publishers Ltd., Essex, England, pp. 35-93.
- Frolova, L.L.; Zakirov, A.G.** (2002). Definition of sample size of heavy metals concentration in various soils. In: 12th International Soil Conservation Organisation Conference. ISCO Conference, Beijing, pp. 33-37.
- Fuentes, J.L.** (1999). El Suelo y los Fertilizantes. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, 352 pp.
- Gallego, J.L.R.; Ordóñez, A.; Loredó, J.** (2002). Investigation of trace elements sources from an industrialized area (Avilés, Northern Spain) using multivariate statistical methods. *Environment International* 27, 589-596.
- Gao, S.; Walker, W.J.; Dahlgren, R.A.; Bold, J.** (1997). Simultaneous sorption of Cd, Cu, Ni, Zn, Pb and Cr on soils treated with sewage sludge supernatant. *Water, Air and Soil Pollution* 93, 331-345.
- Gavi, F.; Basta, N.T.; Raun, W.R.** (1997). Wheat grain cadmium as affected by long-term fertilization and soil acidity. *Journal of Environmental Quality* 26, 265-271.
- Ge, Y.; Murray, P.; Hendershot, W.** (2000). Trace metal speciation and bioavailability in urban soils. *Environmental Pollution* 107, 137-144.
- Gérard, E.; Echevarria, G.; Sterckeman, T.; Morel, J.L.** (2000). Cadmium availability to three plant species varying in cadmium accumulation pattern. *Journal of Environmental Quality* 29, 1117-1123.
- Gimeno-García, E.** (1993). Impacto de la Actividad Agrícola y Especiación Química de Metales Pesados en un Suelo de Arrozal del Parque Natural de la Albufera (Valencia). Facultad de Ciencias Biológicas, Universitat de València, Memoria de Licenciatura.
- Gimeno-García, E.; Andreu, V.; Boluda, R.** (1995). Distribution of heavy metals in rice farming soils. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 29, 476-483.
- González, J.; Moreno, A.M.; Pérez, L.; Larrea, M.; Prieto, P.; De la Rosa, C.; Mosso, M.A.** (2000). Nivel de contaminación en suelos por elementos traza. Impacto sobre las comunidades microbianas. *Edafología* 7 (3), 47-54.
- Gough, L.P.; McNeal, J.M.; Severson, R.C.** (1980). Predicting native plant copper, iron, manganese and zinc levels using DTPA and EDTA soil extractants, northern great plains. *Soil Science Society of American Journal* 44, 1030-1036.

- Gozálvez, V.** (1977). El Bajo Vinalopó: Geografía Agraria. Departamento de Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, Universitat de València, Valencia, 270 pp.
- Graña, M.J.; Barral, M.T.; Guitián, F.E.; Guitián, F.** (1991a). Fraccionamiento de cobalto en suelo. *Suelo y Planta* 1, 303-321.
- Graña, M.J.; Barral, M.T.; Guitián, F.E.; Guitián, F.** (1991b). Formas de cobre, níquel y cinc en horizontes superficiales de suelos. *Suelo y Planta* 1, 467-482.
- Grattan, S.R.; Grieve, C.M.** (1999). Salinity-mineral nutrient relations in horticultural crops. *Scientia Horticulturae* 78, 127-157.
- Griepink, B.; Muntau, H.** (1988). The Certification of the Contents (Mass Fractions) of As, B, Cd, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se and Zn in Rye Grass (CRM-281). EUR 11839 EN, Commission of the European Communities, Reference Materials, BCR Information, Luxembourg, 93 pp.
- Gupta, U.C.; Gupta, S.C.** (1998). Trace element toxicity relationships to crop production and livestock and human health: implications for management. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29 (11-14), 1491-1522.
- Hamilton, E.I.** (1995). State of the art of trace element determinations in plant matrices: determination of the chemical elements in plant matrices, an overview. *The Science of the Total Environment* 176, 3-14.
- Hammond, L.C.; Pritchett, W.L.; Chew, V.** (1958). Soil sampling in relation to soil heterogeneity. *Soil Science Society of America Proceedings* 22, 548-552.
- Harter, R.D.; Naidu, R.** (2001). An assessment of environmental and solution parameter impact on trace-metal sorption by soils. *Soil Science Society of American Journal* 65, 597-612.
- Hassan, N.A.K.; Drew, J.V.; Knudsen, D.; Olson, R.A.** (1970). Influence of soil salinity on production of dry matter and uptake and distribution of nutrients in barley and corn. II. Corn (*Zea mays* L.). *Agronomy Journal* 62, 46-48.
- Haynes, R.J.** (1997). Micronutrient status of a group of soils in Canterbury, New Zeland, as measured by extraction with EDTA, DTPA and HCl, and its relationship plant response to applied Cu and Zn. *Journal of Agricultural Science* 129, 325-333.
- Hernández, M.** (1997a). Paisajes Agrarios y Medio Ambiente en Alicante. Evolución e Impactos Medioambientales en los Paisajes Agrarios Alicantinos: 1950-1995. Publicaciones de la Universidad de Alicante, Alicante, 290 pp.
- Hernández, M.** (1997b). Transformaciones paisajísticas y de los aprovechamientos agrícolas en un municipio del Alto Vinalopó: Villena (1956-1995). In: I Congreso de Estudios del Vinalopó, M.C. Rico, T. Pérez, F.C. Jover,

C. Payá, L. Hernández, A. Rojas (Eds.). Centre d'Estudis Locals de Petrer y Fundación Municipal "José María Soler" de Villena, Alicante, pp. 449-464.

Hewitt, A.; Reynolds, C.M. (1990). Dissolution of metals from soils and sediments with microwave-nitric digestion technique. *Atomic Spectroscopy* 11, 187-192.

Hlavay, J.; Prohaska, T.; Weisz, M.; Wenzel, W.W.; Stingeder, G.J. (2004). Determination of trace elements bound to soils and sediment fractions. *Pure Applied Chemist* 76, 415-442.

Hödrejäv, H.; Vaarmann, A. (1999). Pseudo-total analysis for metallic elements in siliceous soil by acid digestion and flame atomic absorption spectrometry. *Analytica Chimica Acta* 396, 293-301.

Holmgren, G.G.S.; Meyer, M.W.; Chaney, R.L.; Daniels, R.B. (1993). Cadmium, lead, zinc, copper and nickel in agricultural soils of the United States of America. *Journal of Environmental Quality* 22, 335-348.

Hooda, P.S.; McNulty, D.; Alloway, B.J.; Aitken, M.N. (1997). Plant availability of heavy metals in soils previously amended with heavy applications of sewage sludge. *Journal of Science of Food and Agriculture* 73, 446-454.

Houba, V.J.G.; Lexmond, Th.M.; Novozamsky, I.; Vand der Lee, I.J. (1996). State of the art and future developments in soil analysis bioavailability assessment. *The Science of the Total Environment* 178, 21-28.

Hough, R.L.; Young, S.D.; Crout, N.M.J. (2003). Modelling of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn uptake, by winter wheat and forage maize, from a sewage disposal farm. *Soil, Use and Management* 19, 19-27.

Hutchinson, T.C. (1981). Nickel. In: Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. Volume 1. Effects of Trace Metals on Plant Function, N.W. Lepp (Ed.). Applied Science Publishers Ltd., Essex, England, pp. 171-211.

Ibáñez, J.J.; Sánchez-Díaz, J.; De Albal, S.; López-Árias, M.; Boixadera, J. (2003). Recent trends in the collection of spatial and temporal soil information in Spain: a 2003 view. In: European Soil Bureau - Research Report nº 6, Luxembourg, pp. 135-151.

IHOBE (1994). Manual Práctico para la Investigación de la Contaminación del Suelo. Sociedad Pública de Gestión Ambiental (IHOBE), Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, País Vasco, 90 pp.

IHOBE (1998a). Calidad del Suelo. Valores Indicativos de Evaluación (VIE-A, VIE-B y VIE-C). Sociedad Pública de Gestión Ambiental (IHOBE), Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, País Vasco, 119 pp.

IHOBE (1998b). Guía Metodológica de Estudio Histórico y Diseño de Muestreo. Sociedad Pública de Gestión Ambiental (IHOBE), Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, País Vasco, 73 pp.

- IHOBE** (1998c). Guía Metodológica de Toma de Muestras. Sociedad Pública de Gestión Ambiental (IHOBE), Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, País Vasco, 182 pp.
- ISO** (1995). ISO 11466. Soil Quality: Extraction of Trace Elements Soluble in Aqua Regia. International Standard Organisation (ISO), Switzerland, 7 pp.
- ISO** (2002a). ISO 10381-1. Soil Quality – Sampling. Part 1: Guidance on the Design of Sampling Programmes. International Standard Organisation (ISO), Switzerland, 33 pp.
- ISO** (2002b). ISO 10381-2. Soil Quality – Sampling. Part 2: Guidance on Sampling Techniques. International Standard Organisation (ISO), Switzerland, 23 pp.
- ISO/DIS 19582** (2004). Soil Quality. Guidance on the Determination of Background Values. International Standard Organisation (ISO), Switzerland, 23 pp.
- ITGME** (1980). Calidad de las Aguas Subterráneas en la Cuenca Baja del Segura y Costeras de Alicante. Servicio de Publicaciones. Ministerio de Industria y Energía, Madrid, 77 pp.
- IVE** (2003). La Comunidad Valenciana en Cifras 2003. Instituto Valenciano de Estadística (IVE), Valencia.
- Jeng, A.S.; Singh, B.R.** (1993). Partitioning and distribution of cadmium and zinc in selected cultivated soils in Norway. *Soil Science* 156, 240-250.
- Jenkins, D.A.; Gareth, R.** (1980). Trace elements in rocks, soils, plants and animals: introduction. In: Applied Soil Trace Elements, B.E. Davies (Ed.). John Wiley & Sons Ltd., Chichester, pp. 1-20.
- Jiménez, R.** (1998). Comportamiento del suelo ante procesos de contaminación. In: Terceras Jornadas de Suelos Contaminados. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp. 41-56.
- Jiménez, R.; Gutiérrez, A.** (1995). Factores de control de los contaminantes. El suelo como receptor y amortiguador de la contaminación. In: Contaminación y Depuración de Suelos. Instituto Tecnológico y Geominero de España (ITGME), Madrid, pp. 35-47.
- Jinadasa, K.B.P.N.; Milham, P.J.; Hawkins, C.A.; Cornish, P.S.; Williams, P.A.; Kaldor, C.J.; Conroy, J.P.** (1997). Survey of cadmium levels in vegetables and soils of greater Sydney, Australia. *Journal of Environmental Quality* 26, 924-933.
- Jones, J.B.** (1972). Plant tissue analysis for micronutrients. In: Micronutrients in Agriculture, J.J. Mortvedt, P.M. Giordano, W.L. Lindsay (Eds.). Soil Science Society of America (SSSA), Madison, Wisconsin, pp. 319-346.
- Jones, J.B.** (1985). Soil testing and plant analysis: guides to fertilization of horticultural crops. *Horticultural Reviews* 7, 1-68.

- Jones, L.H.P.; Jarvis, S.C.** (1981). The fate of heavy metals. In: *The Chemistry of Soil Processes*, D.J. Greenland, M.H.B. Hayes (Eds.). John Wiley & Sons Ltd., Chichester, pp. 593-620.
- Jopony, M., Young, S.D.** (1994). The solid-solution equilibria of lead and cadmium in polluted soils. *European Journal of Soil Science* 45, 59-70.
- Junta de Andalucía** (1999). Criterios y Estándares para Declarar un Suelo Contaminado en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 60 pp.
- Junta de Andalucía** (2000). Informe 1999, Medio Ambiente en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Junta de Andalucía** (2003). Estudio de Elementos Traza en Suelos de Andalucía (I). Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 165 pp.
- Junta de Castilla y León** (1999). Estudio Piloto para la Determinación de los Niveles de Fondo y Valores de Referencia para Metales en los Suelos de la Provincia de Valladolid. Documento de Síntesis. Junta de Castilla y León, Consejería de Medio Ambiente, Valladolid, 32 pp.
- Junta de Residus** (1998). Estudi sobre el Valors de Fons dels Sòls Situats en l'Àmbit Industrial de Catalunya y Criteris Provisionals de Qualitat del Sòl a Catalunya. Departament de Medi Ambient, Junta de Residus, Barcelona, 120+14 pp.
- Kabata-Pendias, A.** (1995). Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. In: *Heavy Metals Problems and Solutions*, W. Salomons, U. Förstner, P. Mader (Eds.). Springer-Verlag, Berlin, pp. 3-18.
- Kabata-Pendias, A.** (2004). Soil-plant transfer of trace elements. An environmental issue. *Geoderma* 122, 143-149.
- Kabata-Pendias, A.; Pendias, H.** (1984). *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press, Boca Raton, Florida, 315 pp.
- Kanwar, R.S.; Kumar, A.; Baker, D.** (1998). Number of samples required for the estimation of residual soil nitrate-nitrogen: a risk based analysis. *Water, Air and Soil Pollution* 107, 163-174.
- Kennedy, V.H.; Sánchez, A.L.; Oughton, D.H.; Rowland, A.P.** (1997). Use of single and sequential chemical extractants to assess radionuclide and heavy metal availability from soils for root uptake. *Analyst* 122, 89-100.
- Khoshgoftar, A.H.; Shariatmadari, H.; Karimian, N.; Kalbasi, M.; Van der Zee, S.E.A.T.M.; Parker, D.R.** (2004). Salinity and zinc application effects on phytoavailability of cadmium and zinc. *Soil Science Society of American Journal* 68, 1885-1889.

- Knezek, B.D.; Ellis, B.G.** (1980). Essential micronutrients IV: copper, iron, manganese, and zinc. In: Applied Soil Trace Elements, B.E. Davies (Ed.). John Wiley & Sons Ltd., Chichester, pp. 259-286.
- Koeppe, D.E.** (1981). Lead: understanding the minimal toxicity of lead in plants. In: Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. Volume 1. Effects of Trace Metals on Plant Function, N.W. Lepp (Ed.). Applied Science Publishers Ltd., Essex, England, pp. 55-76.
- Krebs, R.; Gupta, S.K.; Furrer, G.; Shulin, R.** (1998). Solubility and plant uptake of metals with and without liming of sludge-amended soils. *Journal of Environmental Quality* 27, 18-23.
- Krishnamurti, G.S.R.; Naidu, R.** (2000). Speciation and phytoavailability of cadmium in selected surface soils of South Australia. *Australian Journal of Soil Research* 38, 991-1004.
- Labrandero, J.L.; Guerra, A.; Palou, F.** (1980). Análisis digital de datos Landsat aplicado al conocimiento de suelos: método supervisado. *Anales de Edafología y Agrobiología* 39 (5-6), 773-782.
- Lacalle, B.; Fernández, P.; González, P.; Romero, A.** (2000). Diferencias en la biodisponibilidad de metales pesados entre suelos naturales y suelos contaminados. *Edafología* 7 (3), 251-265.
- Lalor, G.C.; Zhang, Ch.** (2001). Multivariate outlier detection and remediation in geochemical databases. *The Science of the Total Environment* 281, 99-109.
- Lepeltier, C.** (1969). A simplified statistical treatment of geochemical data by graphical representation. *Economic Geology* 64, 538-550.
- Lepp, N.W.** (1981). Copper. In: Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. Volume 1. Effects of Trace Metals on Plant Function, N.W. Lepp (Ed.). Applied Science Publishers Ltd., Essex, England, pp. 111-143.
- Lindsay, W.** (1979). Chemical Equilibria in Soils. John Wiley & Sons Inc., New York, 449 pp.
- Lindsay, W.; Norvell, A.** (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of American Journal* 42, 421-428.
- Link, D.D.; Walter, P.J.; Kingston, H.M.** (1998). Development and validation of the new EPA microwave-assisted leach Methods 3051A. *Environmental Science and Technology* 32, 3628-3632.
- López de Velasco, J.** (1996). El plan nacional de recuperación de suelos contaminados. In: Suelos Contaminados. Instituto Tecnológico y Geominero de España (ITGE), Madrid, pp. 7-10.
- López-Mosquera, M.E.; Moirón, C.; Carral, E.** (2000). Use of dairy-industry sludge as fertiliser for grasslands in northwest Spain: heavy metal levels in the soil and plants. *Resources, Conservation and Recycling* 30, 95-109.

- Lucas, R.E.; Knezek, B.D.** (1972). Climatic and soil conditions promoting micronutrient deficiencies in plants. In: *Micronutrients in Agriculture*, J.J. Mortvedt, P.M. Giordano, W.L. Lindsay (Eds.). Soil Science Society of America (SSSA), Madison, Wisconsin, pp. 265-288.
- Lucho-Constantino, C.A.; Álvarez-Suárez, M.; Beltrán-Hernández, R.I.; Prieto-García, F.; Poggi-Varaldo, H.M.** (2005). A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. *Environment International* 31 (3), 313-323.
- Luo, Y.M.; Christie, P.** (1998). Bioavailability of copper and zinc in soils with alkaline stabilized sewage sludge. *Journal of Environmental Quality* 27, 335-342.
- Ma, L.Q.; Rao, G.N.** (1997). Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel and zinc in contaminated soils. *Journal of Environmental Quality* 26, 259-264.
- Ma, L.Q.; Tan, F.; Harris, W.G.** (1997). Concentrations and distributions of eleven metals in Florida soils. *Journal of Environmental Quality* 26, 769-775.
- Maas, E.V.; Ogata, G.; Garber, M.J.** (1972). Influence of salinity on Fe, Mn, and Zn uptake by plants. *Agronomy Journal* 64, 793-795.
- Macías, F.** (1993). Contaminación de suelos: algunos hechos y perspectivas. In: V Reunión Nacional de Geología Ambiental y Ordenación del Territorio. Murcia, pp. 53-74.
- Madrid, L.; Díaz-Barrientos, E.** (1992). Influence of carbonate on the reaction of heavy metals in soils. *European Journal of Soil Science* 43, 709-721.
- MAFF** (1986). *The Analysis of Agricultural Materials*. 3rd Edition, Reference Book 427, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF), London, 248 pp.
- Maíz, I.; Esnaola, M.V.; Millán, E.** (1997). Evaluation of heavy metal availability in contaminated soils by a short sequential extraction procedure. *The Science of the Total Environment* 206, 107-115.
- MAPA** (1986). Mapa de Aprovechamientos y Cultivos de la Provincia de Alicante. Escala 1:200000. Dirección General de la Producción Agraria, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA), Madrid, 102 pp.
- MAPA** (1994). Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA), Madrid, 324 pp.
- Marañés, A.; Sánchez, J.A.; De Haro, S.; Sánchez, S.T.; Lozano, F.J.** (1994). Análisis de Suelos: Metodología e Interpretación. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Almería, Almería, 126 pp.
- Marco, B.** (2003). Efecto del Cadmio sobre las Propiedades Físicas, Químicas y Microbiológicas de Suelos Enmendados con Lodo de Depuradora.

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández de Elche, Tesis Doctoral.

Marín, A.; Alonso-Martirena, J.I.; Andrades, M.; Pizarro, C. (2000). Contenido de metales pesados en suelos de viñedo de la D.O.Ca. Rioja. *Edafología* 7 (3), 351-357.

Maroto, J.V. (2002a). La horticultura en la Comunidad Valenciana: evolución, análisis técnico y de futuro. In: Libro Blanco de la Agricultura y el Desarrollo Rural. Jornada Autonómica de la Comunidad Valenciana, Valencia, 31 pp.

Maroto, J.V. (2002b). Horticultura Herbácea Especial. 5ª Edición, Ed. Mundi-Prensa, Madrid, 702 pp.

Martínez, L.; Balaguer, J. (1998). Litología, Aprovechamiento de Rocas Industriales y Riesgos de Deslizamiento en la Comunidad Valenciana. Consellería de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte (COPUT), Valencia.

Martínez, C.E.; Motto, H.L. (2000). Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. *Environmental Pollution* 107, 153-158.

Mason, C.J.; Coe, G.; Edwards, M.; Riby, P. (2000). Development of a wide bore flow through microwave digestion device for the determination of trace metals in soil. *Analyst* 125, 1875-1883.

Matarredona, E. (1983). El Alto Vinalopó: Estudio Geográfico. Instituto de Estudios Alicantinos, Excma. Diputación Provincial de Alicante, Alicante, 370 pp.

McBride, M.B. (1989). Reactions controlling heavy metals solubility in soils. *Advances in Soil Science* 10, 1-56.

McBride, M.B. (1994). Environmental Chemistry of Soils. Oxford University Press, New York, 406 pp.

McBride, M.B. (1995). Toxic metals accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective?. *Journal of Environmental Quality* 24, 5-18.

McBride, M.; Sauvé, S.; Hendershot, W. (1997). Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *Journal of Soil Science* 48, 337-346.

McBride, M.B.; Tyler, L.D.; Hovde, D.A. (1981). Cadmium adsorption by soils and uptake by plants as affected by soil chemical properties. *Soil Science Society of American Journal* 45, 739-744.

McGrath, D. (1996). Application of single and sequential extraction procedures to polluted and unpolluted soils. *The Science of the Total Environment* 178, 37-44.

McGrath, D. (1998). Use of microwave digestion for estimation of heavy metal content of soils in a geochemical survey. *Talanta* 46, 439-448.

- McKeague, J.A.; Wolynetz, M.S.** (1980). Background levels of minor elements in some canadian soils. *Geoderma* 24, 299-307.
- McKenna, I.M.; Chaney, R.L.; Williams, F.M.** (1993). The effects of cadmium and zinc interactions on the accumulation and tissue distribution of zinc and cadmium in lettuce and spinach. *Environmental Pollution* 79, 113-120.
- McLaughlin, M.J.; Hamon, R.E.; McLaren, R.G.; Speir, T.W.; Rogers, S.L.** (2000). Review: A bioavailability-based rationale for controlling metal and metalloid contamination of agricultural land in Australia and New Zeland. *Australian Journal of Soil Research* 38, 1037-1086.
- McLaughlin, M.J.; Maier, N.A.; Ryament, G.E.; Sparrow, L.A.; Berg, G.; McKay, A.; Milham, P.; Merry, R.H.; Smart, M.K.** (1997). Cadmium in australian potato tubers and soils. *Journal of Environmental Quality* 26, 1644-1649.
- McLean, J.E.; Bledsoe, B.E.** (1992). Behaviour of Metals in Soils. EPA/540/S-92/018, United States Environmental Protection Agency (USEPA), Washington D.C., 25 pp.
- Mench, M.; Baize, D.; Mocquot, B.** (1997). Cadmium availability to wheat in five soil series from the Yonne District, Burgundy, France. *Environmental Pollution* 95, 93-103.
- Merian, E.** (1991). Metals and Their Compounds in the Environment. Ed. VCH, Weinheim, 1438 pp.
- Mermut, A.R.; Jain, J.C.; Song, L.; Kerrich, R.; Kozak, L.; Jana, S.** (1996). Trace element concentrations of selected soils and fertilizers in Saskatchewan, Canadá. *Journal of Environmental Quality* 25, 845-853.
- Merry, R.H.; Tiller, K.G.; Alston, A.M.** (1983). Accumulation of copper, lead and arsenic in some Australian orchard soils. *Australian Journal of Soil Research* 21, 549-561.
- Millán, E.; Abadia, A.; Montañés, L.** (1983). Niveles de Fe, Mn, Cu y Zn en suelos cultivados del valle del Ebro. *Anales Aula Dei* 16, 305-317.
- Miller, J.C.; Miller, J.N.** (1993). Estadística para Química Analítica. 2nd Edition, Addison-Wesley Iberoamericana S.A., Delaware, 211 pp.
- Miller, J.C.; Miller, J.N.** (2002). Análisis multivariante. In: Estadística y Quimiometría para Química Analítica. Prentice Hall, Madrid, pp. 221-245.
- Miner, G.S.; Gutierrez, R.; King, L.D.** (1997). Soil factors affecting plant concentrations of cadmium, copper and zinc on sludge-amended soils. *Journal of Environmental Quality* 26, 989-994.
- Montiel, A.M.; Blanco, R.** (2001). Métodos de optimización de muestreo en los estudios de las propiedades físicas del suelo. *Edafología* 8, 51-59.

- Moolenaar, S.W.; Beltrami, P.** (1998). Heavy metal balances of an Italian soil as affected by sewage sludge and Bordeaux mixture applications. *Journal of Environmental Quality* 27, 828-835.
- Moore, D.P.** (1972). Mechanism of micronutrient uptake by plants. In: *Micronutrients in agriculture*, J.J. Mortvedt (Ed.). Soil Science Society of America, Book Series 4, Soil Science Society of America Inc., Madison, Wisconsin, pp. 171-198.
- Moral, R.** (1994). Significación Agroquímica y Fisiológica del Cadmio en el Sistema Suelo-Planta. Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante, Tesis Doctoral.
- Moral, R.; Cortés, A.; Gómez, I.; Mataix-Beneyto, J.** (2002). Assessing changes in Cd phytoavailability to tomato in amended calcareous soils. *Bioresource Technology* 85, 63-68.
- Moral, R.; Navarro, J.; Moreno-Caselles, J.; Gómez, I.; Mataix-Solera, J.** (1998). Nutrients in a calcareous soil affected by cadmium. *Journal of Plant Nutrition* 21 (9), 1933-1941.
- Moreno, A.M.; Pérez, L.; González, J.** (1992). Relaciones entre contenidos totales de Zn, Pb, Cu y Cd en suelos y plantas. *Suelo y Planta* 2, 757-771.
- Moreno, A.M.; Pérez, L.; González, J.** (1994). Soil parameters contributing to heavy metal dynamics in perimetropolitan farmland areas. *Geomicrobiology Journal* 11, 325-332.
- Moreno, A.M.; Pérez, L.; Cano, M.A.; González, J.** (1993). Contenido en metales pesados y relación con parámetros edáficos en suelos agrícolas de la Comunidad de Madrid. *Ecología* 7, 27-35.
- Moreno-Caselles, J.; Moral, R.; Pérez-Espinosa, A.; Pérez-Murcia, M.D.** (2000). Cadmium accumulation and distribution in cucumber plants. *Journal of Plant Nutrition* 23 (2), 243-250.
- Morselli, L.; Passarini, F.; Bartoli, M.** (2002). The environmental fate of heavy metals arising from a MSW (municipal solid waste) incineration plant. *Waste Management* 22, 875-881.
- Mortvedt, J.J.** (2000). Bioavailability of micronutrients. In: *Handbook of Soil Science*, M.E. Sumner (Ed.). CRC Press, pp. D71-D88.
- Mulero, A.** (1999). *Introducción al Medio Ambiente en España*. Ed. Ariel S.A., Barcelona, 254 pp.
- Murray, P.; Ge, Y.; Hendershot, W.** (2000). Evaluating three trace metal contaminated sites: a field and laboratory investigation. *Environmental Pollution* 107, 127-135.
- Namiesnik, J.; Zygmunt, B.** (1999). Role of reference materials in analysis of environmental pollutants. *The Science of the Total Environment* 228, 243-257.

- Nasreddine, L.; Parent-Massin, D.** (2002). Food contamination by metals and pesticides in the European Union. Should we worry? *Toxicology Letters* 127, 29-41.
- Navarro, J.** (1992). Estudio de los Efectos de la Salinidad y de la Adición al Suelo de Residuos Orgánicos en Plantas de Tomate. Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante, Tesis Doctoral.
- Navarro, S.; Navarro, G.** (2000). Química Agrícola. El Suelo y los Elementos Químicos Esenciales para la Vida. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, 488 pp.
- Navarro, J.; Navarro-Pedreño, J.; Iborra, R.; Pérez, M.D.** (1992). Aprovechamiento agrícola de aguas residuales de Alicante. In: IV Simposio Nacional sobre Nutrición Mineral de las Plantas. Contaminación: Efectos Fisiológicos y Mecanismos de Actuación de Contaminantes, J. Mataix-Beneyto, C. Alcaraz, I. Gómez, J. Navarro, J. Navarro, M.M. García-Villalba, R. Moral, F. García (Eds.). Sociedad Española de Fisiología Vegetal, Alicante, pp. 163-170.
- Navas, A.; Machín, J.** (2002). Spatial distribution of heavy metals and arsenic in soils of Aragón (northeast Spain): controlling factors and environmental implications. *Applied Geochemistry* 17, 961-973.
- Niazi, B.H.; Ahmed, T.** (1984). Effect of sodium chloride and zinc on the growth of tomato. II. Uptake of ions. *Geobios* 11, 155-160.
- Nicholson, F.A.; Smith, S.R.; Alloway, B.J.; Carlton-Smith, C.; Chambers, B.J.** (2003). An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *The Science of the Total Environment* 311, 205-219.
- Nieuwenhuize, J.; Poley-Vos, C.H.; Van den Akker, A.H.; Van Delft, W.** (1991). Comparison of microwave and conventional extraction techniques for the determination of metals in soil, sediment and sludge samples by atomic spectrometry. *Analyst* 116, 347-351.
- Nriagu, J.O.** (1990). Global metal pollution. Poisoning the biosphere?. *Environment* 32, 28-33.
- Oliver, M.A.** (1997). Soil and human health: a review. *European Journal of Soil Science* 48, 573-592.
- Ortiz, R.; Caselles, E.** (1982). Estudio de los suelos salinos situados al norte de San Felipe de Neri (Alicante). *Anales de Edafología y Agrobiología* 41 (5-6), 833-850.
- Ortiz, R.; Hernández, S.; Alcaraz, F.** (1985). Caracterización edafogenética de los suelos halomorfos de un sector meridional de la Albufera de Elche (Alicante). *Anales de Edafología y Agrobiología* 44 (1-2), 93-117.
- Ortiz, R.; Sánchez, A.; Hernández, J.; Marín, P.; Sanleandro, P.; Delgado, M.J.; García, A.; Carricondo, J.L.** (2003). Proyecto LUCDEME. Mapa de Suelos a Escala 1:100000. Guardamar del Segura (914). Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Universidad de Murcia.

- Padilla, A.** (1998). Colonización Vegetal en Campos Abandonados de la Provincia de Alicante. Publicaciones de la Universidad de Alicante, Alicante, 382 pp.
- Page, A.L.; Bingham, F.T.; Chang, A.C.** (1981). Cadmium. In: Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. Volume 1. Effects of Trace Metals on Plant Function, N.W. Lepp (Ed.). Applied Science Publishers Ltd., Essex, England, pp. 77-109.
- Palacios, G.** (1997). Dinámica y Efecto del Níquel como Contaminante Medioambiental en el Sistema Suelo-Planta. Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante, Tesis Doctoral.
- Palacios, G.; Gómez, I.; Mataix, J.; Guichón, B.** (1998). Disponibilidad de níquel en un suelo fuertemente calcáreo y su incidencia sobre la solubilidad de calcio y magnesio. *Edafología* 5, 129-134.
- Parat, C.; Chaussod, R.; Lévêque, J.; Dousset, S.; Andreux, F.** (2002). The relationship between copper accumulated in vineyard calcareous soils and soil organic matter and iron. *European Journal of Soil Science* 53, 663-669.
- Parkin, T.B.; Robinson, J.A.** (1993). Statistical evaluation of median estimators for lognormally distributed variables. *Soil Science Society of American Journal* 57, 317-323.
- Pérez-Cueva, A.J.** (1994). Atlas Climàtic de la Comunitat Valenciana (1961-1990). Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transport (COPUT), Generalitat Valenciana, Valencia, 205 pp.
- Pérez, C.; Martínez, M.J.; Vidal, J.; Navarro, C.** (2002). Proposed reference values for heavy metals in calcaric fluvisols of the Huerta de Murcia (SE Spain). In: Sustainable Use and Management of Soils in Arid and Semiarid Regions, A. Fáz, R. Ortiz, A.R. Mermut (Eds.). Ed. Quaderna, Cartagena, Murcia, pp. 495-496.
- Pérez, L.; Moreno, A.M.; González, J.** (1995). Influencia de las fracciones arcilla y arena en el contenido y disponibilidad de metales pesados en suelos. *Edafología* 1, 83-89.
- Pérez, L.; Moreno, A.M.; González, J.** (2000). Valoración de la calidad de un suelo en función del contenido y disponibilidad de metales pesados. *Edafología* 7-3, 113-120.
- Peterson, P.J.; Girling, C.A.** (1981). Other trace metals. In: Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. Volume 1. Effects of Trace Metals on Plant Function, N.W. Lepp (Ed.). Applied Science Publishers Ltd., Essex, England, pp. 213-278.
- Pichtel, J.; Kuroiwa, K.; Sawyerr, H.T.** (2000). Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated sites. *Environmental Pollution* 110, 171-178.

- Pietrzak, U.; McPhail, D.C.** (2004). Copper accumulation, distribution and fractionation in vineyard soils of Victoria, Australia. *Geoderma* 122, 151-166.
- Pinamonti, F.; Stringari, G.; Gasperi, F.; Zorzi, G.** (1997). The use of compost: its effects on heavy metal levels in soil and plants. *Resources, Conservation and Recycling* 21, 129-143.
- Planquart, P.; Bonin, G.; Prone, A.; Massiani, C.** (1999). Distribution, movement and plant availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal loadings. *The Science of the Total Environment* 241, 161-179.
- Pomares, F.; Estela, M.; Tarazona, F.; Sala, M.O.; Canet, R.** (1998). Estado de contaminación por metales pesados en suelos de cítricos con cultivo ecológico. In: Actas del III Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica (SEAE): Una Alternativa para el Mundo Rural del Tercer Milenio. Sociedad Española de Agricultura Ecológica, Valencia, pp. 247-252.
- Ponizovsky, A.; Mironenko, E.** (2001). Speciation and sorption of lead (II) in soils. In: Trace Elements in Soil. Bioavailability, Flux and Transfer, I.K. Iskandar, M.B. Kirkham (Eds.). Lewis Publishers, Florida, pp. 261-279.
- Pons, V.** (1984). Contenido y Evolución del Plomo en los Suelos de Secano de la Provincia de Valencia. Facultad de Farmacia, Universitat de València, Tesis Doctoral.
- Porta, J.; López-Acevedo, M.; Rodríguez, R.** (1986). Técnicas y Experimentos en Edafología. 2ª Edición, Col·legi Oficial d'Enginyers Agrònoms de Catalunya, Barcelona, 285 pp.
- Poulik, Z.** (1999). Influence of nickel contaminated soils on lettuce and tomatoes. *Scientia Horticulturae* 81, 243-250.
- Pueyo, M.; López-Sánchez, F.J.; Rauret, G.** (2004). Assessment of CaCl_2 , NaNO_3 and NH_4NO_3 extraction procedures for the study of Cd, Cu, Pb and Zn extractability in contaminated soils. *Analytica Chimica Acta* 504, 217-226.
- Qadir, M.; Ghafoor, A.; Murtaza, G.** (2000). Cadmium concentration in vegetables grown on urban soils irrigated with untreated municipal sewage. *Environment, Development and Sustainability* 2, 11-19.
- Queirolo, F.; Stegen, S.; Restovic, M.; Paz, M.; Ostapczuk, P.; Schwuger, M.J.; Muñoz, L.** (2000). Total arsenic, lead and cadmium levels in vegetables cultivated at the Andean villages of northern Chile. *The Science of the Total Environment* 255, 75-84.
- Quevauviller, Ph.** (1996). Certified reference materials for the quality control of total and extractable trace element determinations in soils and sludges. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 27, 403-418.

Quevauviller, Ph.; Muntau, H.; Fortunati, U.; Vercoutere, K. (1996a). The Certification of the Total Content (Mass Fractions) of Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb and Zn and the Aqua Regia Soluble Contents (Mass Fractions) of Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb and Zn in a Calcareous Loam Soil (BCR-141R). EUR 16890 EN, European Commission, Reference Materials, BCR Information, Luxembourg, 60 pp.

Quevauviller, Ph.; Lachica, M.; Barahona, E.; Rauret, G.; Ure, A.M.; Gomez, A.; Muntau, H. (1996b). Interlaboratory comparison of EDTA and DTPA procedures prior to certification of extractable trace elements in calcareous soil. *The Science of the Total Environment* 178, 127-132.

Quevauviller, Ph.; Lachica, M.; Barahona, E.; Rauret, G.; Ure, A.M.; Gomez, A.; Muntau, H. (1997). The Certification of the EDTA-Extractable Contents (Mass Fractions) of Cd, Cr, Ni, Pb and Zn and of the DTPA-Extractable Contents (Mass Fractions) of Cd and Ni in a Calcareous Soil by Extraction Procedures Given (BCR-600). EUR 17555 EN, European Commission, Reference Materials, BCR Information, Luxembourg, 60 pp.

Quian, J.; Wang, Z.J.; Shan, X.Q.; Tu, Q.; Wen, B.; Chen, B. (1996). Evaluating of plant availability of soil trace metals by chemical fractionation and multiple regression analysis. *Environmental Pollution* 91, 309-315.

Ramoliya, P.J.; Patel, H.M.; Pandey, A.N. (2004). Effect of salinization of soil on growth and macro- and micro-nutrient accumulation in seedlings of *Salvadora persica* (Salvadoraceae). *Forest, Ecology and Management* 202, 181-193.

Ramos, R. (2000). Aplicación de Sustancias Húmicas Comerciales como Productos de Acción Bioestimulante: Efectos Frente al Estrés Salino. Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante, Tesis Doctoral.

Ramos, I.; Esteban, E.; Lucena, J.J.; Gárate, A. (2002). Cadmium uptake and succellular distribution in plants of *Lactuca* sp. Cd-Mn interactions. *Plan Science* 162, 761-767.

Rauret, G. (1998). Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. *Talanta* 46, 449-455.

Rauret, G.; López-Sánchez, J.F.; Bacon, J.; Gómez, A.; Muntau, H.; Quevauviller, Ph. (2001). Certification of the Content (Mass Fractions) of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in an Organic-Rich Soil Following Harmonised EDTA and Acetic Acid Extraction Procedures (BCR-700). EUR 19774 EN, European Commission, Reference Materials, BCR Information, Luxembourg, 61 pp.

Reaves, G.A.; Berrow, M.L. (1984). Total lead concentrations in Scottish soils. *Geoderma* 32, 1-8.

Recatalá, L.; Micó, C.; Sánchez, J.; Boluda, R. (2001). Approaches for characterising contaminated sites: an analysis considering the role of soil. In: Third International Conference on Ecosystems and Sustainable Development,

Y. Villacampa, C.A. Brebbia, J.L. Usó. (Eds.). Wessex Institute of Technology, Boston, pp. 347-356.

Reimann, C.; Koller, F.; Frengstad, B.; Kashulina, G.; Niskavaara, H.; Englmaier, P. (2001). Comparison of the element composition in several plant species and their substrate from a 1 500 000 km² area in Northern Europe. *The Science of the Total Environment* 278, 87-112.

Rico, A.; Olcina, J.; Paños, V. (2003). Rasgos geográficos de las tierras del Alto Vinalopó. In: Biofumigación en Agricultura Extensiva de Regadío. Producción Integrada de Hortícolas, A. Bello, J.A. López-Pérez, A. García Álvarez (Eds.). Mundi-Prensa S.A. y Fundación Rural Caja Alicante, Alicante, pp. 39-88.

Rigney, J.A.; Fielding, J. (1956). Some factors affecting the accuracy of soil sampling. *Soil Science Society of America Proceedings* 10, 257-258.

Ritchie, G.S.P.; Sposito, G. (1995). Speciation in soils. In: Chemical Speciation in the Environment, A.M. Ure, C.M. Davidson (Eds.). Blackie Academic & Profesional, Glasgow, pp. 201-233.

Rivas-Martínez, S. (1987). Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA), ICONA, Madrid, 268 pp.

Rivas-Martínez, S. (1996). Climate Diagrams. Phytosociological Research Center, Spain (<http://www.ucm.es/info/cif/>).

Robache, A.; Mathé, F.; Galloo, J.C.; Guillermo, R. (2000). Multi-elemental analysis by inductively coupled plasma optical emission spectrometry of airborne particulate matter collected with a low-pressure cascade impactor. *Analyst* 125, 1855-1859.

Roca, A.; Sierra, C.; Quirantes, J.; Aguilar, J. (1991). Dinámica del hierro y aluminio en las terrazas del río Gualchos (Granada). *Suelo y Planta* 1, 763-773.

Rodríguez-Sanchidrián, J.; Cala, V. (1987). Aplicación de modelos de regresión múltiple para evaluar la variabilidad estadística de contenidos de metales pesados en función de parámetros edáficos. *Anales de Edafología y Agrobiología* 46, 549-557.

Roselló, V.M. (1965). Distribución de cultivos en la provincia de Alicante. *Cuadernos de Geografía* 2, 1-38.

Ross, S.M. (1994a). Sources and forms of potentially toxic metals in soil-plant systems. In: Toxic Metals in Soil-Plant Systems, S.M. Ross (Ed.). John Wiley & Sons Inc., Chichester, pp. 3-25.

Ross, S.M. (1994b). Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. In: Toxic Metals in Soil-Plant Systems, S.M. Ross (Ed.). John Wiley & Sons Inc., Chichester, pp. 63-152.

- Ross, S.M.; Kaye, K.J.** (1994). The meaning of metal toxicity in soil-plant systems. In: *Toxic Metals in Soil-Plant Systems*, S.M. Ross (Ed.). John Wiley & Sons Inc., Chichester, pp. 27-61.
- Sahuquillo, A.; Rigol, A.; Rauret, G.** (2003). Overview of the use of leaching/extraction tests for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments. *Trends in Analytical Chemistry* 22, 152-159.
- Sahuquillo, A.; López-Sánchez, F.J.; Rubio, R.; Rauret, G.; Thomas, R.P.; Davidson, C.M.; Ure, A.M.** (1999). Use of a certified reference material for extractable trace metals to assess sources of uncertainty in the BCR three-stage sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta* 182, 317-327.
- Salminen, R.; Gregorauskiene, V.** (2000). Considerations regarding the definition of a geochemical baseline of elements in the surficial materials in areas differing in basic geology. *Applied Geochemistry* 15, 647-653.
- Sánchez, M.I.** (2003). Determinación de Metales Pesados en Suelos de Medina del Campo (Valladolid). Contenidos Extraíbles, Niveles de Fondo y de Referencia. Departamento de Química Analítica, Facultad de Ciencias, Universidad de Valladolid, Tesis Doctoral.
- Sánchez, J.; Rubio, J.L.; Martínez, V.; Antolín, C.** (1984). Metodología de capacidad de uso de los suelos para la cuenca Mediterránea. In: *I Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo*, SECS (Ed.). Tomo II, Madrid, pp. 937-948.
- Sánchez, J.; Marino, N.; Vaquero, M.C.; Ansorena, J.; Legórburu, I.** (1998). Metal pollution by old lead-zinc mines in Urumea River Valley (Basque Country, Spain). Soil, biota and sediment. *Water, Air and Soil Pollution* 107, 303-319.
- Sánchez-Camazano, M.; Sánchez-Martín, M.J.; Lorenzo, L.F.** (1994). The content and distribution of cadmium in soils as influenced by the soil properties. *The Science of the Total Environment* 156, 183-190.
- Sánchez-Camazano, M.; Sánchez-Martín-M.J.; Lorenzo, L.F.** (1998). Significance of soil properties for content and distribution of cadmium and lead in natural calcareous soils. *The Science of the Total Environment* 218, 217-226.
- Sandaa, R.A.; Torsvik, V.; Enger, O.; Daae, F.L.; Castberg, T.; Hahn, D.** (1999). Analysis of bacterial communities in heavy metal-contaminated soils at different levels of resolution. *FEMS Microbiology Ecology* 30, 237-251.
- Sandroni, V.; Smith, C.M.M.** (2002). Microwave digestion of sludge, soil and sediment samples for metal analysis by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. *Analytica Chimica Acta* 468, 335-344.
- Santillán-Medrano, J.; Jurinak, J.J.** (1975). The chemistry of lead and cadmium in soil: solid phase formation. *Soil Science Society of America Proceedings* 39, 851-856.

- Sastre, J.; Sahuquillo, A.; Vidal, M.; Rauret, G.** (2002). Determination of Cd, Cu, Pb and Zn in environmental samples: microwave-assisted total digestion versus aqua regia and nitric extraction. *Analytica Chimica Acta* 462, 59-72.
- Sastre, I.; Vidal, M.; Rauret, G.; Sauras, T.** (2001). A soil sampling strategy for mapping trace element concentrations in a test area. *The Science of the Total Environment* 264, 141-152.
- Schleuß, U.; Müller, F.** (2001). Requirements for soil sampling in the context of ecosystems research. *The Science of the Total Environment* 264, 193-197.
- Schmidt, J.P.** (1997). Understanding phytotoxicity threshold for trace elements in land-applied sewage sludge. *Journal of Environmental Quality* 26, 4-10.
- Schramel, O.; Michalke, B.; Kettrup, A.** (2000). Study of the copper distribution in contaminated soils of hop fields by single and sequential extraction procedures. *The Science of the Total Environment* 263, 11-22.
- Scott, D.; Thomas, J.H.** (1977). Comparative efficiencies of various methods for extracting trace heavy metals from soils. *Soil Science* 124, 319-322.
- Seoáñez, M.; Chacón, A.J.; Gutiérrez, A.; Angulo, I.** (1999). Contaminación del Suelo: Estudios, Tratamiento y Gestión. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, 352 pp.
- Shuman, L.M.** (1991). Chemical forms of micronutrients in soils. In: Micronutrients in agriculture, J.J. Mortvedt (Ed.). Soil Science Society of America, Book Series 4, Soil Science Society of America Inc., Madison, Wisconsin, pp. 113-144.
- Sinclair, A.J.** (1974). Selection of theshold values in geochemical data using probability graphs. *Journal of Geochemical Exploration* 3, 129-149.
- Skoog, D.A.; West, D.M.; Holler, F.J.** (1995). Química Analítica. Traducido por: M.C. Ramírez y M.N. Hidalgo, Ed. McGraw-Hill S.A., México, 612 pp.
- Smith, F.E.; Arsenault, E.A.** (1996). Microwave-assisted sample preparation in analytical chemistry. *Talanta* 43, 1207-1268.
- Soon, Y.K.; Abboud, S.** (1990). Trace elements in agricultural soils of Northwestern Alberta. *Canadian Journal of Soil Science* 70, 277-288.
- Stalikas, C.D.; Mantalovas, A.Ch.; Pilidis, G.A.** (1997). Multielement concentrations in vegetable species grown in two typical agricultural areas of Greece. *The Science of the Total Environment* 206, 17-24.
- Stalikas, C.D.; Pilidis, G.A.; Tzouwara-Karayanni, S.M.** (1999). Use of a sequential extraction scheme with data normalisation to asses the metal distribution in agricultural irrigated by lake water. *The Science of the Total Environment* 236, 7-18.
- Stanley, C.R.** (1987). Instruction Manual for PROBLOT, An Interactive Computer Program to Fit Mixtures of Normal (or Lognormal) Distributions

with Maximum Likelihood Optimization Procedures. Special Volume 114, Version 1.00, The Association of Applied Geochemists, Ontario, Canadá, 40 pp.

Storie, E.; Fernández-Fábrega, F. (1964). Estudio Edafológico y Evaluación de Terrenos del Proyecto Riegos de Levante. Ministerio de Obras Públicas y Centro de Estudios Hidrográficos, Madrid.

Tambasco, G.; Sauvé, S.; Cook, N.; McBride, M.; Hendershot, W. (2000). Phytoavailability of Cu and Zn to lettuce (*Lactuca sativa*) in contaminated urban soils. *Canadian Journal of Soil Science* 80, 309-317.

Tan, K.H. (1994). Soil and pollution. In: Environmental Soil Science, K.H. Tan (Ed.). Marcel Dekker Inc., New York, pp. 218-254.

Tan, K.H. (1996). Principles of soil sampling. In: Soil Sampling, Preparation and Analysis, K.H. Tan (Ed.). Marcel Dekker Inc., New York, pp. 1-16.

Taylor, M.D. (1997). Accumulation of cadmium derived from fertilisers in New Zealand soils. *The Science of the Total Environment* 208, 123-126.

Tessier, A.; Campbell, P.G.C.; Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry* 51, 844-851.

Theocharopoulos, S.; Wagner, G.; Sprengart, J.; Mohr, M.E.; Desaules, A.; Muntau, H.; Christou, M.; Quevauviller, Ph. (2001). European soil sampling guidelines for soil pollution studies. *The Science of the Total Environment* 264, 51-62.

Thornton, I. (1981). Geochemical aspects of the distribution and forms of heavy metals in soils. In: Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. Volume 2. Metals in the Environment, N.W. Lepp (Ed.). Applied Science Publishers Ltd., Essex, England, pp. 1-33.

Thys, C.; Vanthomme, P.; Schrevens, E.; De Proft, M. (1991). Interactions of Cd with Zn, Cu, Mn and Fe for lettuce (*Lactuca sativa* L.) in hydroponic culture. *Plant, Cell and Environment* 14, 713-717.

Tiller, K.G. (1989). Heavy metals in soils and their environmental significance. *Advances in Soil Science* 9, 113-142.

Tiller, K.G. (1992). Urban soil contamination in Australia. *Australian Journal of Soil Research* 30, 937-957.

Tiller, K.G.; Merry, R.H. (1982). Copper pollution of agricultural soils. In: Copper in Soils and Plants, J.F. Loneragan, A.D. Robson, R.D. Graham (Eds.). Academic Press, London, pp. 119-140.

Tobías, F.J.; Bech, J.; Sánchez, P. (1997a). Statistical approach to discriminate background and anthropogenic input of trace elements in soils of Catalonia, Spain. *Water, Air and Soil Pollution* 100, 63-78.

- Tobías, F.J.; Bech, J.; Sánchez, P.** (1997b). Establishment of the background levels of some trace elements in soils of NE Spain with probability plots. *The Science of the Total Environment* 206, 255-265.
- Townend, J.** (2002). Practical Statistics for Environmental and Biological Scientists. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 276 pp.
- Turer, D.; Maynard, J.B.; Sansalone, J.J.** (2001). Heavy metal contamination in soils of urban highways: comparison between runoff and soil concentrations at Cincinnati, Ohio. *Water, Air and Soil Pollution* 132, 293-314.
- Tüzen, M.** (2003). Determination of heavy metals in soil, mushroom and plant samples by atomic absorption spectrometry. *Microchemical Journal* 74, 289-297.
- Ure, A.M.** (1996). Single extraction schemes for soil analysis and related applications. *The Science of the Total Environment* 178, 3-10.
- Ure, A.M.; Quevauviller, Ph.; Muntau, H.; Griepink, B.** (1993). Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. *International Journal of Analytical Chemistry* 51, 135-151.
- USEPA** (1989). Soil Sampling Quality Assurance User's Guide. 2nd Edition, United States Environmental Protection Agency (USEPA), Washington D.C., pp. A1-E17.
- USEPA** (1990a). Method 3050. Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils. Environmental Protection Agency (USEPA), Washington D.C., 12 pp.
- USEPA** (1990b). Method 3051. Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils, and Oils. Environmental Protection Agency (USEPA), Washington D.C., 9 pp.
- USEPA** (1992). Guide to Site and Soil Description for Hazardous Site Characterization. Volume 1. Metals. United States Environmental Protection Agency (USEPA), Washington D.C., pp. A1-D15.
- USEPA** (1996). Method 3052. Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and Organically Based Matrices. Revision 0. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Washington D.C., 20 pp.
- USEPA** (1997). Sampling and Analysis Plan. Field Sampling Plan and Quality Assurance Project Plan. Quality Assurance Program, United States Environmental Protection Agency (USEPA), Washington D.C., 38 pp.
- USEPA** (1998). Method 3051A. Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils and Oils. Revision 1. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Washington D.C., 24 pp.

- USEPA** (2000). Guidance for Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection. United States Environmental Protection Agency (USEPA), Washington D.C., 156 pp.
- Valcárcel, M.; Ríos, A.** (1992). La Calidad en los Laboratorios Analíticos. Ed. Reverté S.A., Barcelona, 426 pp.
- Van Camp, L.; Bujarrabal, B.; Gentile, A.-R.; Jones, R.J.A.; Montanarella, L.; Olazabal, C.; Selvaradjou, S.-K.** (2004). Reports of the Technical Working Groups Established Under the Thematic Strategy for Soil Protection. Volume IV. Contamination and Land Management. EUR 21319 EN/4, Luxembourg, 162 pp.
- VARIAN** (1997). Atomic Spectroscopy. VARIAN Inc., Varian Australia Pty Ltd., Australia, 40 pp.
- Vázquez, I.; Martín, J.A.; Moreno, A.M.; González, J.** (2000). Aplicación de fórmulas empíricas en el cálculo de valores de referencia de elementos traza en suelos de la Comunidad de Madrid. *Boletín Geológico y Minero* 111, 63-78.
- Vázquez, I.; Martín, J.A.; Moreno, A.M.; González, J.** (2002). Calculation of reference values of trace elements in soils in the Community of Madrid (Spain). In: Proceedings of the Third International Congress Man and Soil at the Third Millennium, J.L. Rubio, R.P.C. Morgan, S. Asins, V. Andreu (Eds.). Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 1675-1684.
- Vegter, J.J.** (1995). Soil protection in the Netherlands. In: Heavy Metals Problems and Solutions, W. Salomons, U. Förstner, P. Mader (Eds.). Springer-Verlag, Berlin, pp. 79-100.
- Vigil de la Villa, R.; De la Flor, M.; Cala, V.** (1997). Influence of carbonate on cadmium distribution in soils under semiarid environment. *Agrochimica* 41 (6), 270-278.
- Virgili, J.M.; Bosch, A.; Pérez, M.; Boixadera, J.** (2001). Disponibilitat per a les plantes de Mn, Cu, Zn i Cd en els sòls de diferents sistemes agrícoles a Catalunya. *Dossiers Agraris ICEA (Institució Catalana d'Estudis Agraris), Sòls Contaminats* 7, 131-141.
- Viro, P.J.** (1955). The use of ethylenediaminetetraacetic acid in soil analysis. I. Experimental. *Soil Science* 79, 459-465.
- Von Storch, H.; Costa-Cabral, M.; Hagner, C.; Feser, F.; Pacyna, J.; Pacyna, E.; Kolb, S.** (2003). Four decades of gasoline lead emissions and control policies in Europe: a retrospective assessment. *The Science of the Total Environment* 311, 151-176.
- Wagner, G.J.** (1993). Accumulation of cadmium in crop plants its consequences to human health. *Advances in Agronomy* 51, 173-212.

- Wagner, G.J.; Mohr, M.E.; Sprengart, J.; Desaulles, A.; Muntau, H.; Theocharopoulos, S.; Quevauviller, Ph.** (2001). Objectives, concept and design of the CEEM soil project. *The Science of the Total Environment* 264, 3-15.
- Walsh, L.M.; Erhardt, W.H.; Siebel, H.D.** (1972). Copper toxicity in snapbeans (*Phaseolus vulgaris* L.). *Journal of Environmental Quality* 1, 197-200.
- Wang, X.P.; Shan, X.Q.; Zhang, S.Z.; Wen, B.** (2004). A model for evaluation of the phytoavailability of trace elements to vegetables under the field conditions. *Chemosphere* 55, 811-822.
- Webber, J.** (1981). Trace metals in agriculture. In: Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. Volume 2. Metals in the Environment, N.W. Lepp (Ed.). Applied Science Publishers Ltd., Essex, England, pp. 159-184.
- Weber, J.; Karczewska, A.** (2004). Biogeochemical processes and the role of heavy metals in the soils environment. *Geoderma* 122 (2-4), 105-107.
- Webster, R.; Atteia, O.; Dubois, J.-P.** (1994). Coregionalization of trace metals in the soil in the Swiss Jura. *European Journal of Soil Science* 45, 205-218.
- Wei, Y.-L.; Shyu, H.-M.; Joehuang, K.-L.** (1997). Comparison of microwave vs. hot-plate digestion for nine real-world river sediments. *Journal of Environmental Quality* 26, 764-768.
- Welch, C.D.; Fitts, J.W.** (1956). Some factors affecting soil sampling. *Soil Science Society of America Proceedings* 20, 54-56.
- Witter, E.** (1996). Towards zero accumulation of heavy metals in soils. *Fertilizer Research* 43, 225-233.
- Wollum, A.G.** (1994). Soil sampling for microbiological analysis. In: Methods of Soil Analysis, Part 2, Microbiological and Biochemical Properties, R.W. Weaver, S. Angle, P. Bottomley, D. Bezdicsek, S. Smith, A. Tabatabai, A. Wollum (Eds.). Soil Science Society of America (SSSA), Madison, Wisconsin, pp. 1-14.
- Wolnik, K.A.; Fricke, F.L.; Capar, S.G.; Meyer, M.W.; Satzger, R.D.; Bonnin, E.; Gaston, C.M.** (1985). Elements in major raw agricultural crops in the United States. 3. Cadmium, lead and eleven other elements in carrots, field corn, onions, rice, spinach and tomatoes. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 33, 807-811.
- Wong, S.C.; Li, X.D.; Zhang, G.; Qi, S.H.; Min, Y.S.** (2002). Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China. *Environmental Pollution* 119, 33-44.
- Xunta de Galicia** (1996). Estudio sobre a Actualización do Inventario de Solos Contaminados, Xerarquización e Desenvolvemento duna Lexislación para a Protección do Solo en Galicia. Consejería de Industria y Comercio, Xunta de Galicia.

Yang, X.-E.; Long, X.-X.; Ni, W.Z.; Ye, Z.Q.; He, Z.L.; Stoffella, P.J.; Calvert, D.V. (2002). Assessing copper threshold for phytotoxic and potential dietary toxicity in selected vegetable crops. *Journal of Environmental Science and Health* B37, 625-635.

Yu, Ch.-Ch.; Quinn, J.T.; Dufournauds, C.M.; Harrington, J.J.; Rogers, P.P.; Lohani, B.N. (1998). Effective dimensionality of environmental indicators: a principal component analysis with bootstrap confidence intervals. *Journal of Environmental Management* 53, 101-119.

Zurera, G.; Estrada, B.; Rincón, F.; Pozo, R. (1987). Lead and cadmium contamination levels in edible vegetables. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 38, 805-812.

APÉNDICES

APÉNDICE I

FOTOGRAFÍAS



Foto 1.- Vista parcial del sector N y NE de la provincia de Alicante (al fondo Sierra de Xortà).



Foto 2.- Río Vinalopó a su paso por Sax (Alto Vinalopó).



Foto 3.- Río Segura a su paso por Benejúzar (Bajo Segura).



Foto 4.- Vista parcial de la comarca del Alto Vinalopó.



Foto 5.- Vista parcial de la comarca del Bajo Vinalopó.



Foto 6.- Vista parcial de la comarca del Bajo Segura.



Foto 7.- *Transformación de cultivos hortícolas a frutales de regadío (Elche)*



Foto 8.- *Abandono de parcelas destinadas a cultivos hortícolas (Pego).*



Foto 9.- Parcelas abandonadas de antiguos cultivos hortícolas (Cocentaina).



Foto 10.- Suelos agrícolas abandonados en las proximidades de San Juan.



Foto 11.- Parcelas agrícolas abandonadas con vegetación halófila (Villena).



Foto 12.- Antiguo suelo agrícola transformado a suelo urbanizable (Castalla).



Foto 13.- Suelo de uso agrícola abandonado (El Campello).



Foto 14.- Abandono de suelos agrícolas con cultivos hortícolas (Elche).



Foto 15.- Bloque digester DK20 Heating Digester utilizado para la digestión de las muestras de suelo (Método 1).

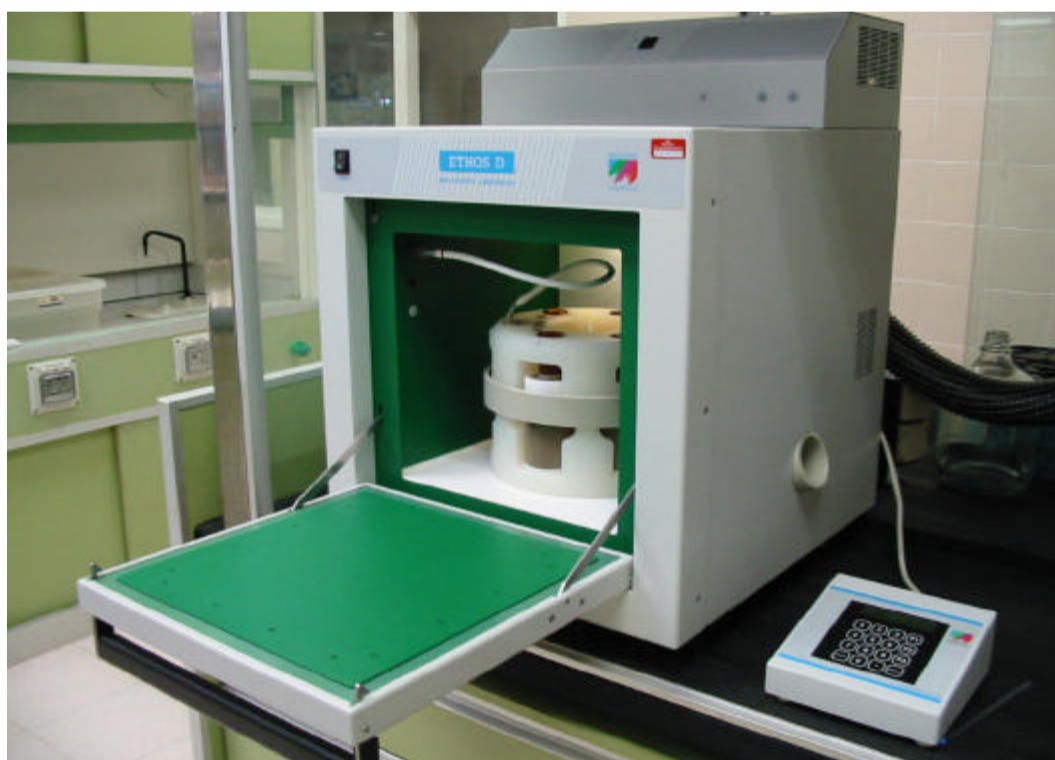


Foto 16.- Horno microondas MILESTONE[®] Ethos D utilizado para la digestión de las muestras de suelo (Método 2) y las muestras de cultivos.

APÉNDICE II

PARCELAS AGRÍCOLAS

MUESTRA: MPA-01		FECHA: 11/07/01	
UTMx: 680562	UTMy: 4278375	ALTITUD (m): 493	HOJA N°: 845

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Canal del Confite			
MUNICIPIO: Villena		COMARCA: Alto Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Salinas		
MATERIAL: Mantos de arroyada difusa y abanicos aluviales		LITOLOGÍA: Limos y arcillas	
CULTIVO: Cebollas		TIPO RIEGO: Aspersión	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera comarcal	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Parcela en la que se observan restos de productos agroquímicos.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.4	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 0.3	CEes (dS/m): 1.2
MO (%): 2.8		CaCO₃ (%): 49.1	CIC (cmol₍₊₎/kg): 20.3
Arena (%): 7	Limo (%): 39	Arcilla (%): 54	Textura: Arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.41	10.9	47.1	26.7	16569	304	28.3	25.6	75.0
Total (M2)	0.41	8.0	37.0	30.6	17041	368	23.9	22.6	77.1
Extraíble	0.05	0.23	0.08	3.36	16.7	19.2	0.34	3.98	3.74

Fotografía



MUESTRA: MPA-01B		FECHA: 24/10/02	
UTMx: 680562	UTMy: 4278375	ALTITUD (m): 495	HOJA N°: 845

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Canal del Confite			
MUNICIPIO: Villena		COMARCA: Alto Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Salinas		
MATERIAL: Mantos de arroyada difusa y abanicos aluviales		LITOLOGÍA: Limos y arcillas	
CULTIVO: Nabos		TIPO RIEGO: Aspersión	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carretera comarcal		
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA: -		
OBSERVACIONES: Parcela colindante con la carretera Villena-Yecla (CV-81) de mucho tráfico, vista al fondo de la fotografía.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.5	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 0.3	CEes (dS/m): 4.5
MO (%): 2.4	CaCO₃ (%): 46.5	CIC (cmol₍₊₎/kg): 23.1	
Arena (%): 6	Limo (%): 35	Arcilla (%): 59	Textura: Arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.22	9.2	37.9	29.7	15786	341	25.5	22.5	77.0
Extraíble	0.04	0.22	0.07	2.65	10.1	14.2	0.26	2.77	3.31
Cultivo	0.19	n.d.	0.51	6.63	41.37	12.63	0.35	0.32	29.69

Fotografía



MUESTRA: MPA-02		FECHA: 11/07/01	
UTMx: 685225	UTMy: 4275674	ALTITUD (m): 502	HOJA N°: 845

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: La Macolla			
MUNICIPIO: Villena		COMARCA: Alto Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10		SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial	
MATERIAL: Limos de inundación y arcillas, a veces con sales		LITOLOGÍA: Limos y arcillas	
CULTIVO: Nabos		TIPO RIEGO: Aspersión	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Una de las parcelas adyacentes se encuentra abandonada y presenta una costra superficial.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 9.1	pH (KCl): 8.3	CEea (dS/m): 0.1	CEes (dS/m): 0.7
MO (%): 1.3	CaCO₃ (%): 34.9		CIC (cmol₊/kg): 9.5
Arena (%): 65	Limo (%): 14	Arcilla (%): 21	Textura: Franco-arcillo-arenosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.35	4.2	18.4	18.2	9131	192	11.6	8.3	30
Total (M2)	0.10	4.9	16.1	21.9	10021	236	12.9	11.6	33.3
Extraíble	0.01	0.07	0.03	2.53	6.3	10.1	0.20	2.85	0.47

Fotografía



MUESTRA: MPA-03		FECHA: 11/07/01	
UTMx: 685655	UTMy: 4276885	ALTITUD (m): 515	HOJA N°: 845

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Casilla de José Ortín			
MUNICIPIO: Villena		COMARCA: Alto Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Limos de inundación y arcillas, a veces con sales		LITOLOGÍA: Limos y arcillas	
CULTIVO: Alubias		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Camino rural	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: La parcela se encuentra al suroeste de Villena, muy próxima al núcleo urbano.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.4	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 0.2	CEes (dS/m): 1.5
MO (%): 2.7	CaCO₃ (%): 43.2		CIC (cmol₍₊₎/kg): 14.0
Arena (%): 49	Limo (%): 43	Arcilla (%): 8	Textura: Franco-arenosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.56	8.2	32.1	33.1	9102	208	17.1	78.9	80.4
Total (M2)	0.51	4.0	18.2	36.4	9122	233	11.4	70.7	60.4
Extraíble	0.08	0.18	0.06	4.70	5.8	19.6	0.35	14.58	3.34

Fotografía



MUESTRA: MPA-03B		FECHA: 30/05/03	
UTMx: 685603	UTMy: 4276885	ALTITUD (m): 510	HOJA N°: 845

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: San Juan			
MUNICIPIO: Villena		COMARCA: Alto Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Limos de inundación y arcillas, a veces con sales		LITOLOGÍA: Limos y arcillas	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Casas y camino agrícola sin asfaltar	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: No se observa ningún impacto contaminante, excepto el camino sin asfaltar y posible riego con aguas residuales procedentes de la población de Villena que se encuentra próxima.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.3	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 0.2	CEes (dS/m): 1.7
MO (%): 2.4		CaCO₃ (%): 45.2	CIC (cmol₍₊₎/kg): 18.7
Arena (%): 37	Limo (%): 32	Arcilla (%): 31	Textura: Franco-arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.20	5.3	21.3	37.3	8736	189	13.5	55.3	66.5
Extraíble	0.04	0.12	0.09	5.88	7.8	13.0	0.22	12.28	4.37
Cultivos	0.22	0.11	0.48	13.15	47.27	20.14	1.37	0.20	58.18

Fotografía



MUESTRA: MPA-04		FECHA: 19/07/01	
UTMx: 703296	UTMy: 4219489	ALTITUD (m): 14	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: La Rinconada			
MUNICIPIO: Guardamar del Segura		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Ñoras		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.0	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 2.8	CEes (dS/m): 19.6
MO (%): 1.4	CaCO₃ (%): 38.8		CIC (cmol(+)/kg): 13.7
Arena (%): 22	Limo (%): 50	Arcilla (%): 28	Textura: Franco-arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.96	9.5	26.4	15.0	11884	242	22.3	29.0	53.9
Total (M2)	0.48	6.0	21.8	18.0	13348	319	18.5	20.8	46.3
Extraíble	0.12	0.25	0.06	1.88	15.8	16.6	0.60	5.31	1.98

Fotografía



MUESTRA: MPA-05		FECHA: 19/07/01	
UTMx: 704481	UTMy: 4219679	ALTITUD (m): 16	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: La Rinconada			
MUNICIPIO: Guardamar del Segura		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Brócoli		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: La zona presenta predominantemente cítricos (limoneros).			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 1.7	CEes (dS/m): 11.0
MO (%): 2.1	CaCO₃ (%): 38.1		CIC (cmol₍₊₎/kg): 17.3
Arena (%): 12	Limo (%): 48	Arcilla (%): 41	Textura: Franco-arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.82	10.2	35.3	19.1	15033	289	26.5	35.7	63.2
Total (M2)	0.88	7.3	27.1	20.8	16046	356	22.3	25.1	59.4
Extraíble	0.13	0.23	0.06	2.62	16.7	17.0	0.71	4.12	1.86

Fotografía



MUESTRA: MPA-06		FECHA: 19/07/01	
UTMx: 695671	UTMy: 4219092	ALTITUD (m): 12	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Vértice Agalia			
MUNICIPIO: Almoradí		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Limos negros		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Melones		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Autovía Cartagena-Alicante	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Los caballones están muy secos y tienen grietas.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.5	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 0.5	CEes (dS/m): 3.5
MO (%): 2.1	CaCO₃ (%): 39.5		CIC (cmol_c)/kg): 20.9
Arena (%): 12	Limo (%): 47	Arcilla (%): 40	Textura: Arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.51	9.1	31.2	20.1	15038	287	27.1	27.9	57.4
Total (M2)	0.23	8.4	25.9	22.9	13537	315	23.9	19.0	50.5
Extraíble	0.11	0.17	0.06	2.62	16.7	17.0	0.71	4.12	1.86

Fotografía



MUESTRA: MPA-07		FECHA: 19/07/01	
UTMx: 691104	UTMy: 4219121	ALTITUD (m): 19	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Azarbe de Barquino			
MUNICIPIO: Almoradí		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Carretera cerrada al tráfico de coches por lo que tuvimos que caminar 300 m a pie.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.4	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 0.8	CEes (dS/m): 6.0
MO (%): 2.9	CaCO₃ (%): 42.0		CIC (cmol₍₊₎/kg): 20.6
Arena (%): 11	Limo (%): 54	Arcilla (%): 34	Textura: Franco-arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.41	8.2	26.9	15.5	13329	249	23.7	25.4	51.9
Total (M2)	0.27	7.5	23.6	19.5	13503	318	21.0	20.7	47.0
Extraíble	0.09	0.18	0.07	1.49	14.2	13.3	0.59	3.96	1.23

Fotografía



MUESTRA: MPA-08		FECHA: 19/07/01	
UTMx: 687612	UTMy: 4216201	ALTITUD (m): 32	HOJA N°: 913

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: La Tora			
MUNICIPIO: Orihuela		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: La parcela está sin cultivar y presenta una costra superficial.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 0.7	CEes (dS/m): 4.2
MO (%): 2.0		CaCO₃ (%): 44.8	CIC (cmol₍₊₎/kg): 18.8
Arena (%): 9	Limo (%): 46	Arcilla (%): 45	Textura: Franco-arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.46	10.4	38.2	24.4	17856	346	32.2	24.4	74.8
Total (M2)	0.33	9.3	27.6	25.1	16876	380	26.8	19.8	71.6
Extraíble	0.10	0.22	0.07	3.01	15.9	16.0	0.68	3.14	2.90

Fotografía



MUESTRA: MPA-09		FECHA: 19/07/01	
UTMx: 687522	UTMy: 4222109	ALTITUD (m): 21	HOJA N°: 913

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Barrio de la Follana			
MUNICIPIO: Callosa de Segura		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si		TIPO INDUSTRIA: Palets	
OBSERVACIONES: La parcela se sitúa próxima a la carretera CV-913 Callosa-Catral, rodeada por industrias y casas aisladas. El suelo está compacto y muy seco, con restos de alcachofas secas.			

Propiedades Edáficas (en mg/kg materia seca)

pH (agua): 8.1	pH (KCl): 7.7	CEea (dS/m): 1.4	CEes (dS/m): 10.0
MO (%): 2.7		CaCO₃ (%): 44.0	CIC (cmol₍₊₎/kg): 19.6
Arena (%): 17	Limo (%): 63	Arcilla (%): 20	Textura: Franco-limosa

Metales Pesados

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.61	8.8	32.9	20.5	15867	273	26.0	39.2	63.5
Total (M2)	0.30	8.4	22.6	22.1	14092	331	22.4	34.5	60.4
Extraíble	0.11	0.31	0.07	2.21	16.1	22.6	0.67	7.93	2.77

Fotografía



MUESTRA: MPA-10		FECHA: 19/07/01	
UTMx: 687970	UTMy: 4223834	ALTITUD (m): 31	HOJA N°: 913

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: La Cartagena I			
MUNICIPIO: Callosa de Segura		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-Coluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: Goteo	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: El propietario nos comenta que se riega a partir del agua de motor que se acumula en una balsa.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.0	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 2.7	CEes (dS/m): 15.4
MO (%): 2.4		CaCO₃ (%): 40.3	CIC (cmol₍₊₎/kg): 20.2
Arena (%): 5	Limo (%): 49	Arcilla (%): 46	Textura: Arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.46	9.8	37.4	21.5	17685	294	29.7	25.7	63.8
Total (M2)	0.25	9.8	26.8	23.5	16185	367	26.0	19.7	61.9
Extraíble	0.09	0.40	0.06	2.52	14.7	23.5	0.60	3.22	2.62

Fotografía



MUESTRA: MPA-11		FECHA: 19/07/01	
UTMx: 687817	UTMy: 4223447	ALTITUD (m): 24	HOJA N°: 913

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: La Cartagena II			
MUNICIPIO: Callosa de Segura		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Melones		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: El propietario se encuentra recolectando los melones y nos comenta problemas de salinidad en la zona, que merma la producción.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 8.0	CEea (dS/m): 2.7	CEes (dS/m): 15.6
MO (%): 1.8	CaCO₃ (%): 41.7		CIC (cmol₍₊₎/kg): 16.2
Arena (%): 15	Limo (%): 55	Arcilla (%): 30	Textura: Franco-arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.46	7.8	29.9	15.0	14082	253	23.3	15.6	52.4
Total (M2)	0.22	9.1	21.1	18.7	13455	315	21.8	17.4	47.2
Extraíble	0.08	0.23	0.06	1.63	16.8	16.7	0.52	3.02	1.72

Fotografía



MUESTRA: MPA-12		FECHA: 19/07/01	
UTMx: 687461	UTMy: 4225993	ALTITUD (m): 35	HOJA N°: 913

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Barrio de los Monesillos			
MUNICIPIO: Granja de Rocamora		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: La parcela tiene restos de plásticos pertenecientes a un cultivo anterior.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.1	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 2.4	CEes (dS/m): 12.8
MO (%): 2.4		CaCO₃ (%): 51.1	CIC (cmol₍₊₎/kg): 20.4
Arena (%): 3	Limo (%): 49	Arcilla (%): 48	Textura: Arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.61	8.8	35.8	17.9	16327	260	30.1	18.0	62.4
Total (M2)	0.59	7.1	38.0	20.9	15802	306	25.5	13.5	60.2
Extraíble	0.06	0.12	0.06	1.67	14.9	11.6	0.69	3.24	1.79

Fotografía



MUESTRA: MPA-12B		FECHA: 30/05/03	
UTMx: 687465	UTMy: 4225999	ALTITUD (m): 30	HOJA N°: 913

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Barrio de los Monesillos			
MUNICIPIO: Granja de Rocamora		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-20	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Lechugas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si		TIPO INDUSTRIA: Desconocida	
OBSERVACIONES: Campo de lechugas con elevada vegetación salobre y con costra salina en superficie. El propietario nos comenta que se riega con agua del río Segura de baja calidad y no recoge las lechugas por plaga.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 0.9	CEes (dS/m): 5.6
MO (%): 1.8	CaCO₃ (%): 44.9		CIC (cmol₍₊₎/kg): 20.3
Arena (%): 1	Limo (%): 45	Arcilla (%): 54	Textura: Arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.20	8.7	33.8	21.1	14279	264	27.1	16.4	52.2
Extraíble	0.04	0.07	0.05	1.82	13.5	9.2	0.62	3.07	1.31
Cultivos	0.49	0.16	0.38	20.53	89.78	38.32	2.05	0.44	49.81

Fotografía



MUESTRA: MPA-13		FECHA: 19/07/01	
UTMx: 686176	UTMy: 4224973	ALTITUD (m): 27	HOJA N°: 913

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Hijueta de los Rives			
MUNICIPIO: Cox		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: El propietario nos comenta que riega con agua de motor que le resulta cara por lo que no obtiene rendimientos económicos.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.5	pH (KCl): 8.0	CEea (dS/m): 0.8	CEes (dS/m): 2.3
MO (%): 1.8		CaCO₃ (%): 51.1	CIC (cmol₍₊₎/kg): 19.5
Arena (%): 7	Limo (%): 45	Arcilla (%): 48	Textura: Arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.72	8.0	35.9	17.9	14490	243	26.7	23.8	58.8
Total (M2)	0.17	7.2	27.2	21.1	14309	287	24.7	17.5	57.6
Extraíble	0.04	0.21	0.05	2.27	15.6	14.5	0.60	3.60	1.56

Fotografía



MUESTRA: MPA-14		FECHA: 19/07/01	
UTMx: 683056	UTMy: 4225370	ALTITUD (m): 37	HOJA N°: 913

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Barrio de los Colleros			
MUNICIPIO: Cox		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera (500 m)	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: El propietario nos comenta que acaba de recoger el brócoli y que el agua de riego es de mala calidad, procedente del acuífero de la S ^a del Cabeço (salobre).			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 1.7	CEes (dS/m): 11.1
MO (%): 1.5		CaCO₃ (%): 50.0	CIC (cmol₊/kg): 16.4
Arena (%): 3	Limo (%): 49	Arcilla (%): 48	Textura: Arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.61	8.0	40.4	14.9	13367	225	26.3	18.1	51.0
Total (M2)	0.18	7.9	26.9	18.3	13444	256	25.9	14.2	55.9
Extraíble	0.03	0.27	0.05	1.39	13.7	12.1	0.50	2.00	0.88

Fotografía



MUESTRA: MPA-15		FECHA: 20/07/01	
UTMx: 691775	UTMy: 4229143	ALTITUD (m): 14	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Finca del Majorasgo			
MUNICIPIO: Crevillente		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Caliche		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Autovía (300 m)	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Hay restos de plástico de un cultivo anterior, posiblemente melones.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.1	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 2.3	CEes (dS/m): 7.1
MO (%): 3.0		CaCO₃ (%): 47.0	CIC (cmol₍₊₎/kg): 24.1
Arena (%): 3	Limo (%): 49	Arcilla (%): 48	Textura: Arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	1.03	10.2	29.5	19.0	16399	300	28.9	21.2	55.8
Total (M2)	0.25	9.2	27.8	21.6	14289	325	26.3	16.9	58.2
Extraíble	0.12	0.29	0.04	1.38	10.6	23.0	0.43	2.86	2.10

Fotografía



MUESTRA: MPA-16		FECHA: 20/07/01	
UTMx: 693262	UTMy: 4227706	ALTITUD (m): 11	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: El palmeral			
MUNICIPIO: Crevillente		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Caliche		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: El propietario nos comenta que hay problemas de salinidad debido al agua procedente del acuífero de la Sª del Cabeço.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.5	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 1.0	CEes (dS/m): 2.1
MO (%): 2.9	CaCO₃ (%): 47.9		CIC (cmol₍₊₎/kg): 21.0
Arena (%): 2	Limo (%): 42	Arcilla (%): 56	Textura: Arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.73	10.4	31.8	18.7	17290	300	32.0	23.1	64.3
Total (M2)	0.58	8.1	34.7	21.3	17686	343	26.4	15.3	65.0
Extraíble	0.05	0.23	0.04	1.55	12.7	17.3	0.48	3.10	0.89

Fotografía



MUESTRA: MPA-17		FECHA: 20/07/01	
UTMx: 691721	UTMy: 4225720	ALTITUD (m): 18	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Polígono del Alfalfar			
MUNICIPIO: Catral		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Caliche		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Población	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.3	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 0.7	CEes (dS/m): 2.8
MO (%): 2.6		CaCO₃ (%): 43.0	CIC (cmol₍₊₎/kg): 16.5
Arena (%): 27	Limo (%): 59	Arcilla (%): 14	Textura: Franco-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.78	7.8	20.4	14.7	12397	243	21.9	22.8	46.9
Total (M2)	0.61	5.8	22.8	17.4	12677	270	17.4	17.9	44.5
Extraíble	0.09	0.22	0.07	1.50	16.4	15.3	0.57	3.63	1.36

Fotografía



MUESTRA: MPA-18		FECHA: 20/07/01	
UTMx: 692038	UTMy: 4225040	ALTITUD (m): 18	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: La Cruz			
MUNICIPIO: Catral		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Autovía (1 km)	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: El campo está sin cultivar pero presenta restos de alcachofas. El agua de riego en la zona es de baja calidad, según comentarios de vecinos.			

Propiedades Edáficas

PH (agua): 8.3	pH (KCl): 8.0	CEea (dS/m): 0.6	CEes (dS/m): 4.3
MO (%): 2.6	CaCO₃ (%): 44.6	CIC (cmol₍₊₎/kg): 16.9	
Arena (%): 20	Limo (%): 61	Arcilla (%): 18	Textura: Franco-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.98	7.9	40.3	16.7	13450	254	22.8	27.6	58.6
Total (M2)	0.86	6.3	28.5	20.5	13786	302	20.5	22.7	59.1
Extraíble	0.14	0.19	0.07	1.69	14.4	14.3	0.44	4.69	1.52

Fotografía



MUESTRA: MPA-19		FECHA: 20/07/01	
UTMx: 694330	UTMy: 4222305	ALTITUD (m): 20	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Mayayo I			
MUNICIPIO: Almoradí		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Autovía	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si		TIPO INDUSTRIA: Taller de coches, muebles	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 1.5	CEes (dS/m): 7.4
MO (%): 2.4	CaCO₃ (%): 43.9		CIC (cmol₍₊₎/kg): 18.7
Arena (%): 12	Limo (%): 48	Arcilla (%): 40	Textura: Franco-arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.68	8.6	44.9	15.9	15016	272	25.0	20.5	49.9
Total (M2)	0.61	7.7	29.1	19.1	16042	327	20.9	16.0	52.5
Extraíble	0.09	0.24	0.09	1.89	19.3	18.4	0.56	3.64	1.42

Fotografía



MUESTRA: MPA-20		FECHA: 20/07/01	
UTMx: 696118	UTMy: 4225404	ALTITUD (m): 9	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Cebadas			
MUNICIPIO: Dolores		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: En la parcela se observan excrementos de ovejas.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.1	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 0.9	CEes (dS/m): 4.8
MO (%): 3.1	CaCO₃ (%): 44.0		CIC (cmol_c⁺/kg): 23.7
Arena (%): 5	Limo (%): 48	Arcilla (%): 48	Textura: Arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.72	9.5	47.7	19.1	17326	303	28.4	27.6	66.1
Total (M2)	0.20	9.7	28.7	21.9	16214	335	26.2	16.9	65.6
Extraíble	0.09	0.30	0.07	2.33	18.5	25.5	0.53	4.68	1.80

Fotografía



MUESTRA: MPA-21		FECHA: 20/07/01	
UTMx: 696446	UTMy: 4225358	ALTITUD (m): 11	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Mayorazgos			
MUNICIPIO: Dolores		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si		TIPO INDUSTRIA: Corcho y aglomerado	
OBSERVACIONES: El campo esta sin cultivar, pero el propietario nos comenta que va a prepararlo para plantar alcachofas. El agua de riego procede del transvase Tajo-Segura.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.3	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 0.8	CEes (dS/m): 4.4
MO (%): 2.2		CaCO₃ (%): 45.9	CIC (cmol₍₊₎/kg): 21.2
Arena (%): 2	Limo (%): 44	Arcilla (%): 54	Textura: Arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.88	10.4	52.5	20.2	19497	330	31.6	24.3	67.1
Total (M2)	0.25	9.8	42.5	24.6	19700	378	30.4	20.4	68.8
Extraíble	0.08	0.25	0.07	2.04	17.0	21.4	0.70	3.69	1.36

Fotografía



MUESTRA: MPA-21B		FECHA: 30/05/03	
UTMx: 696451	UTMy: 4225361	ALTITUD (m): 12	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Mayorazgos			
MUNICIPIO: Dolores		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Camino rural asfaltado junto a parcela	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si		TIPO INDUSTRIA: Corcho y aglomerado	
OBSERVACIONES: El riego procede del transvase Tajo-Segura que llega con baja calidad, según los agricultores de la zona.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 1.0	CEes (dS/m): 5.6
MO (%): 2.2	CaCO₃ (%): 39.5		CIC (cmol₍₊₎/kg): 17.4
Arena (%): 3	Limo (%): 39	Arcilla (%): 58	Textura: Arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.25	9.8	35.9	24.4	17496	325	28.6	20.1	62.4
Extraíble	0.09	0.25	0.05	2.12	17.6	20.8	0.66	4.06	1.74
Cultivos	0.22	0.11	1.31	15.91	55.81	18.42	2.46	0.17	52.48

Fotografía



MUESTRA: MPA-22		FECHA: 20/07/01	
UTMx: 697245	UTMy: 4224548	ALTITUD (m): 29	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Mayayo II			
MUNICIPIO: Dolores		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si		TIPO INDUSTRIA: Fabricación puertas de cocina y baño.	
OBSERVACIONES: La parcela está sin cultivar pero labrada para el próximo cultivo.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.1	pH (KCl): 7.7	CEea (dS/m): 2.1	CEes (dS/m): 9.7
MO (%): 2.7	CaCO₃ (%): 44.3		CIC (cmol₍₊₎/kg): 21.3
Arena (%): 2	Limo (%): 58	Arcilla (%): 40	Textura: Franco-arcillosa-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.83	11.0	56.0	28.0	20215	350	32.9	24.4	80.6
Total (M2)	0.49	9.8	32.1	30.6	17709	366	29.8	19.8	80.7
Extraíble	0.09	0.38	0.07	3.91	15.4	28.8	0.74	4.14	4.09

Fotografía



MUESTRA: MPA-22B		FECHA: 16/12/03	
UTMx: 697260	UTMy: 4224540	ALTITUD (m): 25	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Mayayo II			
MUNICIPIO: Dolores		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Casas aisladas (2ª residencia) y carretera	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si		TIPO INDUSTRIA: Fabricación puertas de cocina y baño	
OBSERVACIONES: Los impactos que se observan son la carretera próxima, los almacenes y casas dispersas en la zona.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.3	pH (KCl): 7.7	CEea (dS/m): 0.6	CEes (dS/m): 3.6
MO (%): 2.4		CaCO₃ (%): 40.9	CIC (cmol₊/kg): 21.0
Arena (%): 2	Limo (%): 45	Arcilla (%): 53	Textura: Arcillosa-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.40	8.2	38.2	23.4	16618	332	27.8	16.2	63.5
Extraíble	0.12	0.10	0.04	2.19	16.8	12.1	0.62	4.16	2.85
Cultivos	0.26	0.08	0.41	13.63	43.99	17.75	2.75	0.13	53.00

Fotografía



MUESTRA: MPA-23		FECHA: 20/07/01	
UTMx: 700027	UTMy: 4222662	ALTITUD (m): 17	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Azarbe de la Culebrina			
MUNICIPIO: San Fulgencio		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Construcción de tuberías	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Están poniendo tuberías grandes al lado de la acequia próxima.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 1.0	CEes (dS/m): 4.5
MO (%): 2.4	CaCO₃ (%): 44.4		CIC (cmol₍₊₎/kg): 25.1
Arena (%): 2	Limo (%): 41	Arcilla (%): 56	Textura: Arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.78	11.6	55.2	24.2	20089	366	35.3	23.9	72.4
Total (M2)	0.34	10.1	40.6	27.3	19807	406	32.0	20.0	71.2
Extraíble	0.12	0.34	0.09	3.05	26.5	28.5	1.03	3.56	1.88

Fotografía



MUESTRA: MPA-23B		FECHA: 24/10/02	
UTMx: 700027	UTMy: 4222662	ALTITUD (m): 20	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Azarbe de la Culebrina			
MUNICIPIO: San Fulgencio		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-columial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Brócoli		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Construcción de tuberías	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: No se observan fuentes de contaminación a simple vista, más que la acequia que se encuentra próxima que lleva agua de baja calidad y la construcción de una tubería subterránea.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7.9	pH (KCl): 7.5	CEea (dS/m): 0.8	CEes (dS/m): 5.1
MO (%): 2.4	CaCO₃ (%): 41.5		CIC (cmol₍₊₎/kg): 24.1
Arena (%): 2	Limo (%): 38	Arcilla (%): 60	Textura: Arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.31	10.8	37.7	27.3	18563	362	33.0	18.8	64.5
Extraíble	0.13	0.23	0.04	2.85	23.3	25.5	0.91	3.58	1.96
Cultivos	0.39	0.25	0.39	6.46	91.94	60.17	1.18	0.34	35.16

Fotografía



MUESTRA: MPA-24		FECHA: 20/07/01	
UTMx: 698561	UTMy: 4222599	ALTITUD (m): 21	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: El Escorredor			
MUNICIPIO: Dolores		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera (poco tráfico)	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Restos de alcachofas.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 1.2	CEes (dS/m): 7.0
MO (%): 2.7	CaCO₃ (%): 44.9		CIC (cmol₍₊₎/kg): 19.6
Arena (%): 8	Limo (%): 53	Arcilla (%): 39	Textura: Franco-arcilla-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.60	7.8	43.5	17.8	15358	292	26.4	22.6	63.8
Total (M2)	0.17	8.9	25.0	21.6	13528	313	25.0	20.9	66.2
Extraíble	0.11	0.27	0.08	2.08	20.3	22.5	0.78	4.98	2.29

Fotografía



MUESTRA: MPA-25		FECHA: 20/07/01	
UTMx: 701921	UTMy: 4229547	ALTITUD (m): 29	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Casas de Pérez			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Caliche		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera (mucho tráfico)	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: La parcela tiene una costra superficial y se encuentra próxima a una carretera con abundante tráfico.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.1	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 2.9	CEes (dS/m): 21.6
MO (%): 1.8		CaCO₃ (%): 50.8	CIC (cmol₍₊₎/kg): 15.3
Arena (%): 11	Limo (%): 54	Arcilla (%): 35	Textura: Franco-arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.64	7.7	29.0	13.8	11961	260	20.4	18.2	38.4
Total (M2)	0.17	8.4	22.9	19.0	12590	309	20.9	17.6	38.0
Extraíble	0.08	0.26	0.05	1.46	10.7	20.0	0.54	3.37	1.36

Fotografía



MUESTRA: MPA-26		FECHA: 20/07/01	
UTMx: 705400	UTMy: 4230860	ALTITUD (m): 19	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Camino de Félix			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Caliche		LITOLOGÍA: Arenas, gravas y cantos	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera (mucho tráfico)	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si		TIPO INDUSTRIA: Viveros y plantaciones	
OBSERVACIONES: La parcela colindante está abandonada.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.3	pH (KCl): 8.0	CEea (dS/m): 1.1	CEes (dS/m): 9.7
MO (%): 1.6		CaCO₃ (%): 48.2	CIC (cmol₍₊₎/kg): 11.4
Arena (%): 39	Limo (%): 37	Arcilla (%): 24	Textura: Franca

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.66	6.5	25.9	18.3	10137	231	17.3	32.0	47.6
Total (M2)	0.14	6.1	19.8	22.9	10820	277	15.6	39.0	40.1
Extraíble	0.04	0.22	0.05	3.06	9.3	17.7	0.20	9.36	2.40

Fotografía



MUESTRA: MPA-26B		FECHA: 16/12/03	
UTMx: 705400	UTMy: 4230856	ALTITUD (m): 10	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Camino de Félix			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Caliche		LITOLOGÍA: Arenas, gravas y cantos	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera y casas aisladas	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: La carretera está próxima y existen muchas parcelas agrícolas abandonadas en la zona.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.5	pH (KCl): 8.0	CEea (dS/m): 0.5	CEes (dS/m): 1.4
MO (%): 1.5		CaCO₃ (%): 45.2	CIC (cmol₍₊₎/kg): 15.1
Arena (%): 27	Limo (%): 44	Arcilla (%): 29	Textura: Franco-arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.17	4.8	21.9	15.9	9986	250	14.5	17.6	34.1
Extraíble	0.04	0.07	0.05	1.62	8.2	10.1	0.32	5.49	1.18
Cultivos	0.25	0.14	0.42	17.30	60.22	26.79	2.45	0.16	43.15

Fotografía



MUESTRA: MPA-27		FECHA: 20/07/01	
UTMx: 707744	UTMy: 4332241	ALTITUD (m): 21	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Baya			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Caliche		LITOLOGÍA: Arenas, grabas y cantos	
CULTIVO: Alcachofas (restos)		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.3	pH (KCl): 8.1	CE_{ea} (dS/m): 2.5	CE_s (dS/m): 17.4
MO (%): 2.0		CaCO₃ (%): 52.3	CIC (cmol₍₊₎/kg): 12.0
Arena (%): 40	Limo (%): 34	Arcilla (%): 26	Textura: Franca

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.58	6.0	44.9	12.0	8980	181	15.4	25.0	40.5
Total (M2)	0.54	6.0	23.7	16.3	9290	216	14.6	21.8	36.6
Extraíble	0.13	0.22	0.04	1.56	7.2	15.5	0.39	4.79	3.77

Fotografía



MUESTRA: MPA-28		FECHA: 24/07/01	
UTMx: 705671	UTMy: 4273798	ALTITUD (m): 625	HOJA N°: 846

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Casas de Alfás de Arriba			
MUNICIPIO: Castalla		COMARCA: L'Alcoià	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Arcillas con lentejones de conglomerados		LITOLOGÍA: Arcillas, margas y yesos	
CULTIVO: Calabazas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera comarcal CV-816	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.6	pH (KCl): 8.2	CEea (dS/m): 0.5	CEes (dS/m): 2.9
MO (%): 0.8		CaCO₃ (%): 67.5	CIC (cmol₍₊₎/kg): 12.5
Arena (%): 29	Limo (%): 43	Arcilla (%): 28	Textura: Franco-arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.53	3.0	15.0	9.1	5351	116	11.2	3.8	25.2
Total (M2)	0.10	4.4	14.8	13.8	6717	140	11.7	6.8	20.3
Extraíble	0.01	0.12	0.05	1.08	6.6	6.6	0.28	1.10	0.71

Fotografía



MUESTRA: MPA-29		FECHA: 24/07/01	
UTMx: 714644	UTMy: 4237270	ALTITUD (m): 35	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: El Altet			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Conglomerados y margas	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si	TIPO IMPACTO: Carreteras CV-851, N-332 y urbanizaciones.		
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No	TIPO INDUSTRIA: -		
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.6	pH (KCl): 8.1	CEea (dS/m): 0.8	CEes (dS/m): 5.6
MO (%): 2.0	CaCO₃ (%): 52.6		CIC (cmol₍₊₎/kg): 12.0
Arena (%): 44	Limo (%): 32	Arcilla (%): 24	Textura: Franca

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.61	4.9	19.2	8.4	8046	107	11.0	8.2	29.0
Total (M2)	0.39	5.4	19.5	12.6	8524	133	12.8	10.8	23.9
Extraíble	0.04	0.14	0.04	0.99	4.9	7.2	0.21	1.99	1.87

Fotografía



MUESTRA: MPA-30		FECHA: 24/07/01	
UTMx: 708474	UTMy: 4238663	ALTITUD (m): 82	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Camino del Altet			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Arenas, gravas y cantos	
CULTIVO: Acelgas (restos)		TIPO RIEGO: Aspersión	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera y chalets	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: En la zona hay muchos invernaderos abandonados.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.7	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 0.2	CEes (dS/m): 0.8
MO (%): 2.4		CaCO₃ (%): 46.4	CIC (cmol₍₊₎/kg): 14.2
Arena (%): 36	Limo (%): 37	Arcilla (%): 27	Textura: Franca

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.77	5.5	33.8	24.2	12911	261	16.7	29.4	82.6
Total (M2)	0.20	6.3	30.1	28.6	12249	295	17.2	29.0	88.8
Extraíble	0.11	0.12	0.04	3.98	6.5	15.1	0.31	6.65	11.88

Fotografía



MUESTRA: MPA-30B		FECHA: 13/11/03	
UTMx: 708474	UTMy: 4238663	ALTITUD (m): 80	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Camino del Altet			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Arenas, gravas y cantos	
CULTIVO: Calabazas		TIPO RIEGO: Aspersión	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera y chalets	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Existen invernaderos próximos abandonados y un depósito de combustible (ver foto).			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.1	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 0.3	CEes (dS/m): 2.2
MO (%): 2.1		CaCO₃ (%): 43.2	CIC (cmol₍₊₎/kg): 22.0
Arena (%): 34	Limo (%): 35	Arcilla (%): 31	Textura: Franco-arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.19	4.6	32.3	24.7	11182	264	14.8	23.3	65.5
Extraíble	0.08	0.07	0.03	3.34	4.4	12.4	0.23	6.16	8.06
Cultivos	0.12	0.12	0.63	12.37	33.07	8.05	1.01	0.14	23.30

Fotografía



MUESTRA: MPA-31		FECHA: 24/07/01	
UTMx: 696030	UTMy: 4232529	ALTITUD (m): 38	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Matola I			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-20	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Arenas, gravas y cantos	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Gasolinera CEPSA	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Existe una gasolinera muy próxima junto a carretera con abundante tráfico.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.8	pH (KCl): 8.0	CEea (dS/m): 0.2	CEes (dS/m): 1.6
MO (%): 1.3		CaCO₃ (%): 58.3	CIC (cmol₍₊₎/kg): 20.9
Arena (%): 60	Limo (%): 28	Arcilla (%): 12	Textura: Franco-arenosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.57	3.5	15.2	9.2	5816	162	11.5	10.4	35.6
Total (M2)	0.17	2.9	15.7	13.4	6588	182	12.9	11.5	33.5
Extraíble	0.03	0.09	0.06	1.41	11.4	12.3	0.70	2.34	4.44

Fotografía



MUESTRA: MPA-32		FECHA: 24/07/01	
UTMx: 698347	UTMy: 4232244	ALTITUD (m): 45	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Matola II			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Arenas, gravas y cantos	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera comarcal CV-857	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: El campo estaba empezando a ser regado por lo que hemos realizado el muestreo apresuradamente.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.3	pH (KCl): 7.9	CE_{ea} (dS/m): 1.5	CE_{es} (dS/m): 10.0
MO (%): 2.2		CaCO₃ (%): 57.3	CIC (cmol₍₊₎/kg): 9.8
Arena (%): 16	Limo (%): 48	Arcilla (%): 36	Textura: Franco-arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.67	5.8	25.3	15.2	10877	234	20.2	19.5	52.6
Total (M2)	0.17	6.9	23.9	20.4	11124	280	21.0	20.7	49.0
Extraíble	0.08	0.21	0.04	2.03	11.7	15.4	0.85	4.34	4.49

Fotografía



MUESTRA: MPA-33		FECHA: 24/07/01	
UTMx: 699315	UTMy: 4230419	ALTITUD (m): 38	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Casa del León			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10		SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial	
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Ñoras		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Presenta restos de ceniza en algunos caballones.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.6	pH (KCl): 8.2	CEea (dS/m): 0.9	CEes (dS/m): 6.5
MO (%): 2.1	CaCO₃ (%): 52.1		CIC (cmol₍₊₎/kg): 14.0
Arena (%): 20	Limo (%): 48	Arcilla (%): 32	Textura: Franco-arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.64	7.3	27.8	17.5	12517	271	21.3	20.3	51.1
Total (M2)	0.22	7.2	31.3	22.3	13906	336	22.1	17.9	54.1
Extraíble	0.05	0.26	0.07	1.80	11.6	17.0	0.68	4.05	3.16

Fotografía



MUESTRA: MPA-34		FECHA: 24/07/01	
UTMx: 701270	UTMy: 4230810	ALTITUD (m): 68	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Piedraescrita			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Arenas, gravas y cantos	
CULTIVO: Remolacha		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera CV-855, casas y restaurante	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.6	pH (KCl): 8.3	CEea (dS/m): 0.7	CEes (dS/m): 5.7
MO (%): 1.5		CaCO₃ (%): 53.2	CIC (cmol₍₊₎/kg): 16.8
Arena (%): 33	Limo (%): 46	Arcilla (%): 21	Textura: Franca

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.58	5.7	21.4	12.9	9115	203	13.1	12.1	30.8
Total (M2)	0.15	5.7	22.1	16.4	10592	254	14.9	14.9	31.5
Extraíble	0.03	0.17	0.05	1.31	11.0	13.7	0.38	3.43	1.16

Fotografía



MUESTRA: MPA-35		FECHA: 24/07/01	
UTMx: 700311	UTMy: 4235090	ALTITUD (m): 105	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Barrancón			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-25	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Arenas, gravas y cantos	
CULTIVO: Patatas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si		TIPO INDUSTRIA: Transportes, tableros	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.4	pH (KCl): 8.0	CEea (dS/m): 0.6	CEes (dS/m): 4.5
MO (%): 1.7	CaCO ₃ (%): 52.9	CIC (cmol ₍₊₎ /kg): 14.0	
Arena (%): 29	Limo (%): 42	Arcilla (%): 30	Textura: Franco-arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.73	6.0	25.2	17.1	11220	241	20.3	76.1	61.1
Total (M2)	0.19	4.6	23.2	20.0	12330	268	17.3	70.7	55.6
Extraíble	0.05	0.15	0.04	2.17	11.0	12.2	0.89	20.72	5.08

Fotografía



MUESTRA: MPA-35B		FECHA: 24/10/02	
UTMx: 700311	UTMy: 4235090	ALTITUD (m): 96	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Barrancón			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-20	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Arenas, gravas y cantos	
CULTIVO: Patatas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si		TIPO INDUSTRIA: Transportes y tableros	
OBSERVACIONES: Los únicos impactos próximos que se observan son el almacén de transportes y la carretera.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 7.8	CE_{ea} (dS/m): 0.4	CE_s (dS/m): 3.2
MO (%): 1.7		CaCO₃ (%): 38.3	CIC (cmol₊/kg): 16.0
Arena (%): 29	Limo (%): 37	Arcilla (%): 33	Textura: Franco-arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.36	9.3	32.5	26.8	14978	307	26.3	20.0	67.4
Extraíble	0.10	0.18	0.05	2.99	16.4	19.3	0.68	3.83	4.05
Cultivos	0.56	0.53	2.34	14.00	61.56	18.74	7.01	0.59	28.27

Fotografía



MUESTRA: MPA-36		FECHA: 26/10/01	
UTMx: 732734	UTMy: 4303230	ALTITUD (m): 254	HOJA N°: 795

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Lorcha I			
MUNICIPIO: Lorcha		COMARCA: El Comtat	
PROFUNDIDAD (cm): 0-20		SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial	
MATERIAL: Limos pardos fluviales		LITOLOGÍA: Limos, gravas y cantos	
CULTIVO: Multicultivo		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Parcela pequeña de autoconsumo (berenjenas, pimientos, lechugas, sandías, perejil, cebolla, acelgas, judías, tomate, melón, etc.).			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.3	pH (KCl): 7.6	CEea (dS/m): 0.2	CEes (dS/m): 0.7
MO (%): 1.6	CaCO₃ (%): 45.1	CIC (cmol₍₊₎/kg): 19.9	
Arena (%): 32	Limo (%): 36	Arcilla (%): 32	Textura: Franco-arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.62	6.3	27.2	30.5	12478	310	22.8	31.3	48.8
Total (M2)	0.35	7.2	31.3	34.1	13134	370	25.4	27.1	58.0
Extraíble	0.12	0.13	0.05	5.59	14.8	17.2	0.65	6.37	2.37

Fotografía



MUESTRA: MPA-36B		FECHA: 21/11/03	
UTMx: 732710	UTMy: 4303278	ALTITUD (m): 259	HOJA N°: 795

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Lorcha I			
MUNICIPIO: Lorcha		COMARCA: El Comtat	
PROFUNDIDAD (cm): 0-20	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Limos pardos fluviales		LITOLOGÍA: Limos, gravas y cantos	
CULTIVO: Acelgas (multicultivo)		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Parcela pequeña con multicultivo. No se observa focos contaminantes próximos.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.3	pH (KCl): 7.4	CEea (dS/m): 0.1	CEes (dS/m): 0.4
MO (%): 1.5	CaCO₃ (%): 50.3		CIC (cmol₍₊₎/kg): 18.4
Arena (%): 42	Limo (%): 31	Arcilla (%): 26	Textura: Franca

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.44	4.9	28.3	22.9	9790	268	20.0	22.4	46.7
Extraíble	0.11	0.05	0.06	3.27	9.0	11.1	0.51	7.83	1.73
Cultivos	1.05	0.67	3.07	10.69	403.06	90.33	4.67	2.10	36.02

Fotografía



MUESTRA: MPA-37		FECHA: 26/10/01	
UTMx: 678446	UTMy: 4280865	ALTITUD (m): 538	HOJA N°: 845

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Casa de Panchito			
MUNICIPIO: Villena		COMARCA: Alto Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-20	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Aluvial. Gravas, arenas y arcillas		LITOLOGÍA: Arcillas, margas y yesos	
CULTIVO: Sin cultivar		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Campo roturado con posibles restos de alcachofa.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.0	pH (KCl): 8.0	CEea (dS/m): 0.6	CEes (dS/m): 2.3
MO (%): 1.0		CaCO₃ (%): 23.6	CIC (cmol₍₊₎/kg): 8.1
Arena (%): 62	Limo (%): 20	Arcilla (%): 18	Textura: Franco-arenosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.47	5.7	19.3	15.6	11773	178	14.8	8.2	27.4
Total (M2)	0.10	7.0	21.1	17.8	12035	205	15.5	7.0	30.6
Extraíble	0.02	0.14	0.02	2.32	6.3	10.1	0.20	1.20	0.78

Fotografía



MUESTRA: MPA-38		FECHA: 26/10/01	
UTMx: 681938	UTMy: 4276356	ALTITUD (m): 518	HOJA N°: 845

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Cabeza del Gato			
MUNICIPIO: Villena		COMARCA: Alto Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Salinas		
MATERIAL: Lagunar. Arcillas y limos con sales		LITOLOGÍA: Arcillas, margas y yesos	
CULTIVO: Multicultivo		TIPO RIEGO: Aspersión (preparando para goteo)	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Se cultivan diferentes variedades de cultivos hortícolas.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.1	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 0.7	CEes (dS/m): 2.5
MO (%): 2.2		CaCO₃ (%): 44.6	CIC (cmol₍₊₎/kg): 15.3
Arena (%): 22	Limo (%): 30	Arcilla (%): 48	Textura: Arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.40	7.5	28.6	72.5	15611	284	19.5	16.4	47.6
Total (M2)	0.10	8.9	29.4	76.8	15535	333	21.3	17.5	55.2
Extraíble	0.02	0.24	0.04	33.06	20.1	16.2	0.19	3.42	2.55

Fotografía



MUESTRA: MPA-38B		FECHA: 24/10/02	
UTMx: 681938	UTMy: 4276356	ALTITUD (m): 499	HOJA N°: 845

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Cabeza del Gato			
MUNICIPIO: Villena		COMARCA: Alto Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10		SISTEMA MORFODINÁMICO: Salinas	
MATERIAL: Lagunar. Arcillas y limos con sales		LITOLOGÍA: Arcillas, margas y yesos	
CULTIVO: Pimientos (multicultivo)		TIPO RIEGO: Goteo	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: La parcela limita con un camino rural que va desde las Virtudes a Villena. La carretera Villena-Yecla (CV-81) también se encuentra próxima.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 0.5	CEes (dS/m): 3.1
MO (%): 1.5		CaCO₃ (%): 45.4	CIC (cmol₍₊₎/kg): 17.8
Arena (%): 17	Limo (%): 37	Arcilla (%): 46	Textura: Arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.10	8.7	26.5	32.2	13785	300	21.4	20.2	44.2
Extraíble	0.01	0.15	0.04	5.34	13.4	17.6	0.14	3.76	0.98
Cultivos	0.18	0.06	0.38	15.96	37.87	12.12	0.47	0.24	21.00

Fotografía



MUESTRA: MPA-39		FECHA: 30/10/01	
UTMx: 699363	UTMy: 4212422	ALTITUD (m): 44	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Casa Castell			
MUNICIPIO: Rojales		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-20	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Brócoli		TIPO RIEGO: Goteo	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7.8	pH (KCl): 8.0	CEea (dS/m): 3.2	CEes (dS/m): 17.9
MO (%): 1.6		CaCO₃ (%): 49.5	CIC (cmol₍₊₎/kg): 10.1
Arena (%): 31	Limo (%): 44	Arcilla (%): 25	Textura: Franca

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.44	5.2	20.1	14.7	10279	184	14.9	7.9	29.9
Total (M2)	0.15	6.6	23.3	17.5	10979	213	16.4	8.9	33.4
Extraíble	0.04	0.27	0.02	2.73	5.5	16.7	0.37	1.25	2.36

Fotografía



MUESTRA: MPA-40		FECHA: 30/10/01	
UTMx: 695091	UTMy: 4218335	ALTITUD (m): 41	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Casas Barrio del Nido			
MUNICIPIO: Almoradí		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-20	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 8.1	CEea (dS/m): 1.1	CEes (dS/m): 4.3
MO (%): 2.0	CaCO₃ (%): 40.0		CIC (cmol_{k+}/kg): 13.6
Arena (%): 33	Limo (%): 40	Arcilla (%): 27	Textura: Franca

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.53	5.1	19.0	12.5	10722	216	15.1	14.5	34.1
Total (M2)	0.25	7.2	23.8	16.1	12048	268	18.6	15.9	40.7
Extraíble	0.13	0.21	0.04	1.68	17.1	16.1	0.44	4.26	1.38

Fotografía



MUESTRA: MPA-41		FECHA: 30/10/01	
UTMx: 684439	UTMy: 4216629	ALTITUD (m): 41	HOJA N°: 913

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Rincón dels Molins			
MUNICIPIO: Orihuela		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-20	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLÓGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Brócoli		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera y casas	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: En el margen hay manchas azules de abonado.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.0	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 1.9	CEes (dS/m): 6.4
MO (%): 2.0	CaCO₃ (%): 41.8		CIC (cmol₍₊₎/kg): 17.0
Arena (%): 6	Limo (%): 54	Arcilla (%): 40	Textura: Franco-arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.54	6.7	29.4	19.8	16114	284	22.7	19.0	44.1
Total (M2)	0.24	9.1	36.6	22.5	16837	326	26.3	20.6	61.0
Extraíble	0.09	0.23	0.04	2.59	18.9	17.6	0.61	4.44	2.99

Fotografía



MUESTRA: MPA-41B		FECHA: 16/12/03	
UTMx: 684440	UTMy: 4216615	ALTITUD (m): 40	HOJA N°: 913

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Rincón dels Molins			
MUNICIPIO: Orihuela		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-20	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Brócoli		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera y casas	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: No se observan fuentes de contaminación a primera vista, pero en el muestreo anterior observamos restos de productos fitosanitarios sobre la superficie del suelo.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.3	pH (KCl): 7.7	CEea (dS/m): 0.3	CEes (dS/m): 2.9
MO (%): 2.1	CaCO₃ (%): 39.3		CIC (cmol₍₊₎/kg): 18.7
Arena (%): 5	Limo (%): 56	Arcilla (%): 39	Textura: Franco-arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.19	7.1	35.6	20.9	14351	300	24.4	15.4	57.6
Extraíble	0.07	0.08	0.05	2.36	16.7	11.2	0.68	4.30	3.63
Cultivos	0.55	0.86	0.97	7.53	120.09	34.84	6.40	0.39	75.05

Fotografía



MUESTRA: MPA-42		FECHA: 30/10/01	
UTMx: 677018	UTMy: 4213313	ALTITUD (m): 52	HOJA N°: 913

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: La Huerta I			
MUNICIPIO: Orihuela		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-25	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Patatas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.1	pH (KCl): 7.9	CE_{ea} (dS/m): 0.9	CE_s (dS/m): 3.4
MO (%): 1.7		CaCO₃ (%): 42.1	CIC (cmol₍₊₎/kg): 15.1
Arena (%): 10	Limo (%): 48	Arcilla (%): 42	Textura: Arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.57	7.1	29.2	22.4	16879	301	23.7	20.2	57.9
Total (M2)	0.42	7.6	32.2	25.0	18091	342	25.5	17.9	65.8
Extraíble	0.11	0.23	0.05	3.46	22.1	18.4	0.74	4.16	3.00

Fotografía



MUESTRA: MPA-43		FECHA: 30/10/01	
UTMx: 674917	UTMy: 4215092	ALTITUD (m): 70	HOJA N°: 913

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: La Huerta II			
MUNICIPIO: Orihuela		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-20	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Acelga		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7.9	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 1.9	CEes (dS/m): 6.8
MO (%): 2.2	CaCO₃ (%): 44.0		CIC (cmol₍₊₎/kg): 17.0
Arena (%): 11	Limo (%): 46	Arcilla (%): 43	Textura: Arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.66	7.2	28.8	22.0	15989	310	22.4	18.1	64.6
Total (M2)	0.50	7.7	29.1	24.7	17585	343	24.4	16.9	72.0
Extraíble	0.09	0.32	0.05	2.91	19.8	17.4	0.67	3.86	3.62

Fotografía



MUESTRA: MPA-44		FECHA: 30/10/01	
UTMx: 686015	UTMy: 4217549	ALTITUD (m): 38	HOJA N°: 913

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: La Campaneta			
MUNICIPIO: Orihuela		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Brócoli		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Propietarios presentes plantando los cultivos.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.1	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 0.8	CEes (dS/m): 3.3
MO (%): 2.7	CaCO₃ (%): 41.0		CIC (cmol₍₊₎/kg): 18.6
Arena (%): 15	Limo (%): 46	Arcilla (%): 39	Textura: Franco-arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.74	6.4	26.8	22.5	14304	284	20.6	21.1	54.6
Total (M2)	0.48	6.7	27.2	21.7	15365	318	22.0	17.0	59.0
Extraíble	0.11	0.33	0.06	2.51	20.9	20.4	0.57	4.19	4.42

Fotografía



MUESTRA: MPA-45		FECHA: 30/10/01	
UTMx: 686679	UTMy: 4223360	ALTITUD (m): 28	HOJA N°: 913

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: La Huerta III			
MUNICIPIO: Callosa de Segura		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-20	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Multicultivo		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Autovía y depuradora	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Parcela multicultivo para autoconsumo. Propietario presente. En las proximidades existe una estación depuradora de aguas residuales.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.3	pH (KCl): 8.1	CEea (dS/m): 1.4	CEes (dS/m): 6.4
MO (%): 1.7	CaCO₃ (%): 44.1		CIC (cmol₊/kg): 15.5
Arena (%): 17	Limo (%): 53	Arcilla (%): 30	Textura: Franco-arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.42	5.9	24.2	17.6	13178	247	18.2	27.0	42.5
Total (M2)	0.55	6.8	24.8	20.5	14305	285	20.0	26.4	48.1
Extraíble	0.11	0.19	0.04	2.21	17.8	14.3	0.50	5.75	1.73

Fotografía



MUESTRA: MPA-46		FECHA: 31/10/01	
UTMx: 693897	UTMy: 4224989	ALTITUD (m): 23	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Palomar			
MUNICIPIO: Catral		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera y fabricas	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si		TIPO INDUSTRIA: Producción de terrazos	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 8.1	CEea (dS/m): 2.4	CEes (dS/m): 10.0
MO (%): 2.1	CaCO₃ (%): 43.2		CIC (cmol₍₊₎/kg): 15.2
Arena (%): 9	Limo (%): 46	Arcilla (%): 45	Textura: Arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.40	6.7	29.4	18.0	15874	254	21.9	15.7	46.8
Total (M2)	0.47	7.2	29.8	20.6	16620	298	24.1	15.4	52.3
Extraíble	0.12	0.20	0.05	1.97	17.6	14.2	0.54	3.54	1.20

Fotografía



MUESTRA: MPA-47		FECHA: 31/10/01	
UTMx: 695804	UTMy: 4222236	ALTITUD (m): 31	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Casa de la Hacienda			
MUNICIPIO: Dolores		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-20	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Brócoli		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Propietarios presentes recolectando el brócoli.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 1.2	CEes (dS/m): 3.9
MO (%): 3.3		CaCO₃ (%): 41.9	CIC (cmol₍₊₎/kg): 19.2
Arena (%): 11	Limo (%): 45	Arcilla (%): 44	Textura: Arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.61	6.9	27.7	17.9	14640	271	20.8	17.7	51.7
Total (M2)	0.38	8.1	30.2	21.8	16758	334	24.6	19.3	62.7
Extraíble	0.14	0.32	0.06	2.06	20.4	18.1	0.67	4.61	2.36

Fotografía



MUESTRA: MPA-48		FECHA: 31/10/01	
UTMx: 700413	UTMy: 4220091	ALTITUD (m): 34	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: La Saavedra			
MUNICIPIO: Rojas		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Brócoli		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Casa familiares	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.1	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 1.3	CEes (dS/m): 6.1
MO (%): 2.1	CaCO₃ (%): 43.8		CIC (cmol₍₊₎/kg): 15.7
Arena (%): 17	Limo (%): 45	Arcilla (%): 38	Textura: Franco-arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.49	6.6	27.4	18.6	14081	263	21.2	32.8	52.5
Total (M2)	0.26	7.2	26.1	21.0	14286	297	23.2	33.2	55.4
Extraíble	0.09	0.28	0.05	1.87	17.1	16.5	0.50	7.60	1.84

Fotografía



MUESTRA: MPA-48B		FECHA: 16/12/03	
UTMx: 700425	UTMy: 4220078	ALTITUD (m): 31	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: La Saavedra			
MUNICIPIO: Rojasles		COMARCA: Bajo Segura	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Limos negros, rojos y cantos encostrados		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Brócoli		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: La carretera queda un poco lejos para que sea el origen del Pb. No se observa ningún foco de contaminación.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.3	pH (KCl): 7.8	CEea (dS/m): 0.4	CEes (dS/m): 2.2
MO (%): 2.6		CaCO₃ (%): 38.4	CIC (cmol₍₊₎/kg): 17.3
Arena (%): 15	Limo (%): 50	Arcilla (%): 35	Textura: Franco-arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.73	6.1	25.6	19.0	11979	265	20.6	54.2	50.7
Extraíble	0.08	0.10	0.08	1.76	13.7	10.1	0.62	7.03	1.36
Cultivos	0.77	0.89	1.24	6.23	137.85	31.89	5.14	0.45	53.82

Fotografía



MUESTRA: MPA-49		FECHA: 31/10/01	
UTMx: 702771	UTMy: 4225757	ALTITUD (m): 58	HOJA N°: 914

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: El Molar			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Aluviones		LITOLOGÍA: Cantos, gravas y limos	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta (preparando para goteo)	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: No		TIPO IMPACTO: -	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: El propietario está preparando el riego a goteo. El agua que se utiliza para el riego es agua del pozo.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 7.9	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 4.9	CEes (dS/m): 13.2
MO (%): 1.3		CaCO₃ (%): 55.3	CIC (cmol₍₊₎/kg): 8.8
Arena (%): 39	Limo (%): 45	Arcilla (%): 16	Textura: Franca

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.35	4.0	16.3	10.3	7997	120	12.1	8.8	21.1
Total (M2)	0.10	5.1	21.8	14.5	8997	151	13.5	10.5	22.8
Extraíble	0.02	0.27	0.02	0.86	6.2	7.9	0.36	2.18	0.90

Fotografía



MUESTRA: MPA-50		FECHA: 31/10/01	
UTMx: 700463	UTMy: 4228947	ALTITUD (m): 28	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Casa de Canet			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Limos y arenas	
CULTIVO: Patatas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Chalets	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.3	pH (KCl): 8.1	CEea (dS/m): 0.7	CEes (dS/m): 3.8
MO (%): 1.6		CaCO₃ (%): 50.1	CIC (cmol₍₊₎/kg): 9.8
Arena (%): 45	Limo (%): 35	Arcilla (%): 20	Textura: Franca

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.35	4.3	18.7	14.4	9978	210	15.0	15.7	34.9
Total (M2)	0.22	5.2	20.9	18.2	10986	258	16.0	17.0	39.3
Extraíble	0.08	0.20	0.07	2.00	15.7	15.3	0.65	4.62	3.47

Fotografía



MUESTRA: MPA-51		FECHA: 31/10/01	
UTMx: 701438	UTMy: 4233381	ALTITUD (m): 62	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: El Plantío			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Arenas, gravas y cantos	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si		TIPO INDUSTRIA: Cooperativa-almacén	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 8.1	CEea (dS/m): 1.8	CEes (dS/m): 8.3
MO (%): 2.1		CaCO₃ (%): 47.8	CIC (cmol₍₊₎/kg): 12.9
Arena (%): 25	Limo (%): 43	Arcilla (%): 33	Textura: Franco-arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.42	5.6	22.4	18.6	12908	258	16.2	91.6	45.1
Total (M2)	0.20	6.5	25.5	21.5	13779	310	17.8	101.3	49.8
Extraíble	0.08	0.23	0.05	1.95	11.7	16.3	0.35	29.68	3.41

Fotografía



MUESTRA: MPA-51B		FECHA: 30/05/03	
UTMx: 701445	UTMy: 4233350	ALTITUD (m): 65	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: El Plantío			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Arenas, gravas y cantos	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Carretera	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si		TIPO INDUSTRIA: Almacén de frutas y verduras	
OBSERVACIONES: El foco de contaminación podría ser la carretera próxima con abundante tráfico pesado.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.4	pH (KCl): 7.9	CEea (dS/m): 0.3	CEes (dS/m): 2.9
MO (%): 1.6		CaCO₃ (%): 47.3	CIC (cmol₍₊₎/kg): 16.4
Arena (%): 24	Limo (%): 44	Arcilla (%): 31	Textura: Franco-arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.20	7.5	23.8	25.1	11548	251	17.8	148.8	58.2
Extraíble	0.03	0.11	0.04	2.45	9.3	12.9	0.26	35.66	4.76
Cultivos	0.25	0.05	0.17	11.26	24.73	11.75	0.39	0.32	26.18

Fotografía



MUESTRA: MPA-52		FECHA: 31/10/01	
UTMx: 700777	UTMy: 4233047	ALTITUD (m): 48	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Vinalopó I			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-15	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Arena, gravas y cantos	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Existen casas a unos 100 m	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.1	pH (KCl): 8.1	CEea (dS/m): 3.0	CEes (dS/m): 11.5
MO (%): 2.0	CaCO₃ (%): 49.7		CIC (cmol₍₊₎/kg): 12.7
Arena (%): 15	Limo (%): 49	Arcilla (%): 36	Textura: Franco-arcillo-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.38	6.1	23.5	16.7	14371	276	18.1	25.9	37.3
Total (M2)	0.44	7.2	27.4	19.5	14715	324	20.0	29.2	42.5
Extraíble	0.08	0.28	0.05	1.52	15.5	17.5	0.46	7.73	1.86

Fotografía



MUESTRA: MPA-53		FECHA: 31/10/01	
UTMx: 699681	UTMy: 4234642	ALTITUD (m): 62	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Barrancón			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10		SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial	
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Arenas, gravas y cantos	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Casas próximas	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si		TIPO INDUSTRIA: Almacenes	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.1	pH (KCl): 8.1	CEea (dS/m): 2.0	CEes (dS/m): 10.2
MO (%): 2.0		CaCO₃ (%): 55.5	CIC (cmol₍₊₎/kg): 13.8
Arena (%): 24	Limo (%): 50	Arcilla (%): 26	Textura: Franco-limosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.39	4.8	20.1	15.5	10845	223	15.5	33.1	36.9
Total (M2)	0.45	5.5	24.0	18.7	11332	271	17.2	37.5	42.0
Extraíble	0.07	0.26	0.04	1.83	12.7	17.3	0.52	9.92	3.01

Fotografía



MUESTRA: MPA-53B		FECHA: 13/11/03	
UTMx: 699681	UTMy: 4234642	ALTITUD (m): 60	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Barrancón			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Arenas, gravas y cantos	
CULTIVO: Alcachofas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Casas próximas	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: Si		TIPO INDUSTRIA: Almacenes	
OBSERVACIONES: No se observa ningún foco contaminante a simple vista.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.1	pH (KCl): 7.7	CEea (dS/m): 0.2	CEes (dS/m): 1.6
MO (%): 1.3		CaCO₃ (%): 53.0	CIC (cmol₍₊₎/kg): 13.3
Arena (%): 21	Limo (%): 50	Arcilla (%): 29	Textura: Franco-arcillosa

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.66	4.8	23.1	16.2	9418	225	15.7	29.4	40.1
Extraíble	0.03	0.08	0.05	1.67	11.2	11.2	0.61	9.21	2.95
Cultivos	0.19	0.05	0.35	13.27	43.00	16.47	2.76	0.13	55.95

Fotografía



MUESTRA: MPA-54		FECHA: 31/10/01	
UTMx: 696215	UTMy: 4232438	ALTITUD (m): 35	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Matola III			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10		SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial	
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Arenas, gravas y cantos	
CULTIVO: Patatas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Chalets	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: Ningún comentario.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.4	pH (KCl): 8.0	CEea (dS/m): 0.4	CEes (dS/m): 1.8
MO (%): 1.6		CaCO₃ (%): 59.7	CIC (cmol₍₊₎/kg): 10.9
Arena (%): 39	Limo (%): 38	Arcilla (%): 23	Textura: Franca

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M1)	0.49	3.8	27.2	26.9	8757	207	12.2	16.8	60.1
Total (M2)	0.77	4.2	28.7	31.4	8476	242	13.0	19.4	67.1
Extraíble	0.08	0.08	0.06	6.34	10.5	12.2	0.34	4.33	10.00

Fotografía



MUESTRA: MPA-54B		FECHA: 13/11/03	
UTMx: 696215	UTMy: 4232438	ALTITUD (m): 30	HOJA N°: 893

Descripción de la Parcela

NOMBRE PARCELA: Matola III			
MUNICIPIO: Elche		COMARCA: Bajo Vinalopó	
PROFUNDIDAD (cm): 0-10	SISTEMA MORFODINÁMICO: Aluvial-coluvial		
MATERIAL: Cuaternario indiferenciado		LITOLOGÍA: Arenas, gravas y cantos	
CULTIVO: Patatas		TIPO RIEGO: A manta	
EXISTENCIA DE IMPACTOS: Si		TIPO IMPACTO: Chalets	
EXISTENCIA DE INDUSTRIAS: No		TIPO INDUSTRIA: -	
OBSERVACIONES: El agricultor está recogiendo las patatas y nos comenta que suele aplicar sulfato de cobre antes del verano.			

Propiedades Edáficas

pH (agua): 8.2	pH (KCl): 7.9	CE_{ea} (dS/m): 0.3	CE_{es} (dS/m): 2.1
MO (%): 1.4	CaCO₃ (%): 55.3		CIC (cmol₍₊₎/kg): 12.6
Arena (%): 34	Limo (%): 45	Arcilla (%): 21	Textura: Franca

Metales Pesados (en mg/kg materia seca)

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Total (M2)	0.79	3.5	28.6	29.0	7606	203	10.8	18.3	54.4
Extraíble	0.07	0.04	0.06	5.73	7.0	8.8	0.23	4.08	9.09
Cultivos	0.35	0.13	0.80	9.77	26.55	7.42	4.45	0.08	20.51

Fotografía



APÉNDICE III

TABLAS DE DATOS

Tabla 2.- Contenido total de metales pesados (en mg/kg suelo seco) obtenido tras la aplicación del Método 1 (M1, bloque digestor) y el Método 2 (M2, microondas).

Muestra	Cd		Co		Cr		Cu		Fe		Mn		Ni		Pb		Zn	
	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2
MPA-01	0.41	0.41	10.9	8.0	47.1	37.0	26.7	30.6	16 569	17 041	304	368	28.3	23.9	25.6	22.6	75.0	33.3
MPA-02	0.35	0.10	4.2	4.9	18.4	16.1	18.2	21.9	9 131	10 021	192	236	11.6	12.9	8.3	11.6	30.0	26.7
MPA-03	0.56	0.51	8.2	4.0	32.1	18.2	33.1	36.4	9 102	9 122	208	233	17.1	11.4	78.9	70.7	80.4	60.4
MPA-04	0.96	0.48	9.5	6.0	26.4	21.8	15.0	18.0	11 884	13 348	242	319	22.3	18.5	29.0	20.8	53.9	46.3
MPA-05	0.82	0.88	10.2	7.3	35.3	27.1	19.1	20.8	15 033	16 046	289	356	26.5	22.3	35.7	25.1	63.2	59.4
MPA-06	0.51	0.23	9.1	8.4	31.2	25.9	20.1	22.9	15 038	13 537	287	315	27.1	23.9	27.9	19.0	57.4	50.5
MPA-07	0.41	0.27	8.2	7.5	26.9	23.6	15.5	19.5	13 329	13 503	249	318	23.7	21.0	25.4	20.7	51.9	47.0
MPA-08	0.46	0.33	10.4	9.3	38.2	27.6	24.4	25.1	17 856	16 876	346	380	32.2	26.8	24.4	19.8	74.8	71.6
MPA-09	0.61	0.30	8.8	8.4	32.9	22.6	20.5	22.1	15 867	14 092	273	331	26.0	22.4	39.2	34.5	63.5	60.4
MPA-10	0.46	0.25	9.8	9.8	37.4	26.8	21.5	23.5	17 685	16 185	294	367	29.7	26.0	25.7	19.7	63.8	61.9
MPA-11	0.46	0.22	7.8	9.1	29.9	21.1	15.0	18.7	14 082	13 455	253	315	23.3	21.8	15.6	17.4	52.4	47.2
MPA-12	0.61	0.59	8.8	7.1	35.8	38.0	17.9	20.9	16 327	15 802	260	306	30.1	25.5	18.0	13.5	62.4	60.2
MPA-13	0.72	0.17	8.0	7.2	35.9	27.2	17.9	21.1	14 490	14 309	243	287	26.7	24.7	23.8	17.5	58.8	57.6
MPA-14	0.61	0.18	8.0	7.9	40.4	26.9	14.9	18.3	13 367	13 444	225	256	26.3	25.9	18.1	14.2	51.0	55.9
MPA-15	1.03	0.25	10.2	9.2	29.5	27.8	19.0	21.6	16 399	14 289	300	325	28.9	26.3	21.2	16.9	55.8	58.2
MPA-16	0.73	0.58	10.4	8.1	31.8	34.7	18.7	21.3	17 290	17 686	300	343	32.0	26.4	23.1	15.3	64.3	65.0
MPA-17	0.78	0.61	7.8	5.8	20.4	22.8	14.7	17.4	12 397	12 677	243	270	21.9	17.4	22.8	17.9	46.9	44.5
MPA-18	0.98	0.86	7.9	6.3	40.3	28.5	16.7	20.5	13 450	13 786	254	302	22.8	20.5	27.6	22.7	58.6	59.1
MPA-19	0.68	0.61	8.6	7.7	44.9	29.1	15.9	19.1	15 016	16 042	272	327	25.0	20.9	20.5	16.0	49.9	52.5
MPA-20	0.72	0.20	9.5	9.7	47.7	28.7	19.1	21.9	17 326	16 214	303	335	28.4	26.2	27.6	16.9	66.1	65.6
MPA-21	0.88	0.25	10.4	9.8	52.5	42.5	20.2	24.6	19 497	19 700	330	378	31.6	30.4	24.3	20.4	67.1	68.8
MPA-22	0.83	0.49	11.0	9.8	56.0	32.1	28.0	30.6	20 215	17 709	350	366	32.9	29.8	24.4	19.8	80.6	80.7
MPA-23	0.78	0.34	11.6	10.1	55.2	40.6	24.2	27.3	20 089	19 807	366	406	35.3	32.0	23.9	20.0	72.4	71.2
MPA-24	0.60	0.17	7.8	8.9	43.5	25.0	17.8	21.6	15 358	13 528	292	313	26.4	25.0	22.6	20.9	63.8	66.2
MPA-25	0.64	0.17	7.7	8.4	29.0	22.9	13.8	19.0	11 961	12 590	260	309	20.4	20.9	18.2	17.6	38.4	38.0
MPA-26	0.66	0.14	6.5	6.1	25.9	19.8	18.3	22.9	10 137	10 820	231	277	17.3	15.6	32.0	39.0	47.6	40.1
MPA-27	0.58	0.54	6.0	6.0	44.9	23.7	12.0	16.3	8 980	9 290	181	216	15.4	14.6	25.0	21.8	40.5	36.6

Tabla 2 (cont.).- Contenido total de metales pesados (en mg/kg suelo seco) obtenido tras la aplicación del Método 1 (M1, bloque digestor) y el Método 2 (M2, microondas).

Muestra	Cd		Co		Cr		Cu		Fe		Mn		Ni		Pb		Zn	
	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2	M1	M2
MPA-28	0.53	0.10	3.0	4.4	15.0	14.8	9.1	13.8	5 351	6 717	116	140	11.2	11.7	3.8	6.8	25.2	20.3
MPA-29	0.61	0.39	4.9	5.4	19.2	19.5	8.4	12.6	8 046	8 524	107	133	11.0	12.8	8.2	10.8	29.0	23.9
MPA-30	0.77	0.20	5.5	6.3	33.8	30.1	24.2	28.6	12 911	12 249	261	295	16.7	17.2	29.4	29.0	82.6	88.8
MPA-31	0.57	0.17	3.5	2.9	15.2	15.7	9.2	13.4	5 816	6 588	162	182	11.5	12.9	10.4	11.5	35.6	33.5
MPA-32	0.67	0.17	5.8	6.9	25.3	23.9	15.2	20.4	10 877	11 124	234	280	20.2	21.0	19.5	20.7	52.6	49.0
MPA-33	0.64	0.22	7.3	7.2	27.8	31.3	17.5	22.3	12 517	13 906	271	336	21.3	22.1	20.3	17.9	51.1	54.1
MPA-34	0.58	0.15	5.7	5.7	21.4	22.1	12.9	16.4	9 115	10 592	203	254	13.1	14.9	12.1	14.9	30.8	31.5
MPA-35	0.73	0.19	6.0	4.6	25.2	23.2	17.1	20.0	11 220	12 330	241	268	20.3	17.3	76.1	70.7	61.1	55.6
MPA-36	0.62	0.35	6.3	7.2	27.2	31.3	30.5	34.1	12 478	13 134	310	370	22.8	25.4	31.3	27.1	48.8	58.0
MPA-37	0.47	0.10	5.7	7.0	19.3	21.1	15.6	17.8	11 773	12 035	178	205	14.8	15.5	8.2	7.0	27.4	30.6
MPA-38	0.40	0.10	7.5	8.9	28.6	29.4	72.5	76.8	15 611	15 535	284	333	19.5	21.3	16.4	17.5	47.6	55.2
MPA-39	0.44	0.15	5.2	6.6	20.1	23.3	14.7	17.5	10279	10 979	184	213	14.9	16.4	7.9	8.9	29.9	33.4
MPA-40	0.53	0.25	5.1	7.2	19.0	23.8	12.5	16.1	10 722	12 048	216	268	15.1	18.6	14.5	15.9	34.1	40.7
MPA-41	0.54	0.24	6.7	9.1	29.4	36.6	19.8	22.5	16 114	16 837	284	326	22.7	26.3	19.0	20.6	44.1	61.0
MPA-42	0.57	0.42	7.1	7.6	29.2	32.2	22.4	25.0	16 879	18 091	301	342	23.7	25.5	20.2	17.9	57.9	65.8
MPA-43	0.66	0.50	7.2	7.7	28.8	29.1	22.0	24.7	15 989	17 585	310	343	22.4	24.4	18.1	16.9	64.6	72.0
MPA-44	0.74	0.48	6.4	6.7	26.8	27.2	22.5	21.7	14 304	15 365	284	318	20.6	22.0	21.1	17.0	54.6	59.0
MPA-45	0.42	0.55	5.9	6.8	24.2	24.8	17.6	20.5	13 178	14 305	247	285	18.2	20.0	27.0	26.4	42.5	48.1
MPA-46	0.40	0.47	6.7	7.2	29.4	29.8	18.0	20.6	15 874	16 620	254	298	21.9	24.1	15.7	15.4	46.8	52.3
MPA-47	0.61	0.38	6.9	8.1	27.7	30.2	17.9	21.8	14 640	16 758	271	334	20.8	24.6	17.7	19.3	51.7	62.7
MPA-48	0.49	0.26	6.6	7.2	27.4	26.1	18.6	21.0	14 081	14 286	263	297	21.2	23.2	32.8	33.2	52.5	55.4
MPA-49	0.35	0.10	4.0	5.1	16.3	21.8	10.3	14.5	7 997	8 997	120	151	12.1	13.5	8.8	10.5	21.1	22.8
MPA-50	0.35	0.22	4.3	5.2	18.7	20.9	14.4	18.2	9 978	10 986	210	258	15.0	16.0	15.7	17.0	34.9	39.3
MPA-51	0.42	0.20	5.6	6.5	22.4	25.5	18.6	21.5	12 908	13 779	258	310	16.2	17.8	91.6	101.3	45.1	49.8
MPA-52	0.38	0.44	6.1	7.2	23.5	27.4	16.7	19.5	14 371	14 715	276	324	18.1	20.0	25.9	29.2	37.3	42.5
MPA-53	0.39	0.45	4.8	5.5	20.1	24.0	15.5	18.7	10 845	11 332	223	271	15.5	17.2	33.1	37.5	36.9	42.0
MPA-54	0.49	0.77	3.8	4.2	27.2	28.7	26.9	31.4	8 757	8 476	207	242	12.2	13.0	16.8	19.4	60.1	67.1

Tabla 3.- Contenido extraíble con EDTA 0.05M a pH 7.0 de metales pesados (en mg/kg suelo seco) y % del contenido extraíble respecto al contenido total.

Muestra	Contenido Extraíble									Metal Extraíble / Metal Total * 100								
	Cd-E	Co-E	Cr-E	Cu-E	Fe-E	Mn-E	Ni-E	Pb-E	Zn-E	% Cd	% Co	% Cr	% Cu	% Fe	% Mn	% Ni	% Pb	% Zn
MPA-01	0.05	0.23	0.08	3.36	16.7	19.2	0.34	3.98	3.74	12.3	2.9	0.22	11.0	0.10	5.2	1.4	17.6	4.8
MPA-02	0.01	0.07	0.03	2.53	6.3	10.1	0.20	2.85	0.47	12.2	1.5	0.19	11.6	0.06	4.3	1.5	24.6	1.4
MPA-03	0.08	0.18	0.06	4.70	5.8	19.6	0.35	14.58	3.34	16.5	4.4	0.32	12.9	0.06	8.4	3.1	20.6	5.5
MPA-04	0.12	0.25	0.06	1.88	15.8	16.6	0.60	5.31	1.98	24.9	4.2	0.26	10.4	0.12	5.2	3.3	25.5	4.3
MPA-05	0.13	0.23	0.06	2.10	15.8	16.5	0.65	6.42	1.89	14.7	3.2	0.20	10.1	0.10	4.6	2.9	25.6	3.2
MPA-06	0.11	0.17	0.06	2.62	16.7	17.0	0.71	4.12	1.86	49.0	2.0	0.25	11.4	0.12	5.4	3.0	21.7	3.7
MPA-07	0.09	0.18	0.07	1.49	14.2	13.3	0.59	3.96	1.23	34.1	2.4	0.29	7.7	0.11	4.2	2.8	19.1	2.6
MPA-08	0.10	0.22	0.07	3.01	15.9	16.0	0.68	3.14	2.90	29.3	2.4	0.25	12.0	0.09	4.2	2.5	15.9	4.1
MPA-09	0.11	0.31	0.07	2.21	16.1	22.6	0.67	7.93	2.77	36.7	3.7	0.29	10.0	0.11	6.8	3.0	23.0	4.6
MPA-10	0.09	0.40	0.06	2.52	14.7	23.5	0.60	3.22	2.62	34.1	4.1	0.24	10.7	0.09	6.4	2.3	16.4	4.2
MPA-11	0.08	0.23	0.06	1.63	16.8	16.7	0.52	3.02	1.72	37.0	2.5	0.30	8.7	0.12	5.3	2.4	17.3	3.7
MPA-12	0.06	0.12	0.06	1.67	14.9	11.6	0.69	3.24	1.79	10.4	1.6	0.15	8.0	0.09	3.8	2.7	24.0	3.0
MPA-13	0.04	0.21	0.05	2.27	15.6	14.5	0.60	3.60	1.56	23.9	2.9	0.20	10.8	0.11	5.0	2.4	20.6	2.7
MPA-14	0.03	0.27	0.05	1.39	13.7	12.1	0.50	2.00	0.88	14.4	3.4	0.18	7.6	0.10	4.7	1.9	14.1	1.6
MPA-15	0.12	0.29	0.04	1.38	10.6	23.0	0.43	2.86	2.10	46.7	3.1	0.16	6.4	0.07	7.1	1.6	16.9	3.6
MPA-16	0.05	0.23	0.04	1.55	12.7	17.3	0.48	3.10	0.89	9.0	2.8	0.13	7.3	0.07	5.0	1.8	20.2	1.4
MPA-17	0.09	0.22	0.07	1.50	16.4	15.3	0.57	3.63	1.36	14.8	3.7	0.33	8.6	0.13	5.7	3.3	20.3	3.0
MPA-18	0.14	0.19	0.07	1.69	14.4	14.3	0.44	4.69	1.52	16.6	2.9	0.24	8.2	0.10	4.7	2.1	20.7	2.6
MPA-19	0.09	0.24	0.09	1.89	19.3	18.4	0.56	3.64	1.42	14.2	3.1	0.29	9.9	0.12	5.6	2.7	22.8	2.7
MPA-20	0.09	0.30	0.07	2.33	18.5	25.5	0.53	4.68	1.80	47.3	3.1	0.24	10.6	0.11	7.6	2.0	27.7	2.7
MPA-21	0.08	0.25	0.07	2.04	17.0	21.4	0.70	3.69	1.36	30.4	2.6	0.15	8.3	0.09	5.7	2.3	18.1	2.0
MPA-22	0.09	0.38	0.07	3.91	15.4	28.8	0.74	4.14	4.09	19.1	3.9	0.21	12.8	0.09	7.9	2.5	20.9	5.1
MPA-23	0.12	0.34	0.09	3.05	26.5	28.5	1.03	3.56	1.88	35.5	3.4	0.23	11.2	0.13	7.0	3.2	17.8	2.6
MPA-24	0.11	0.27	0.08	2.08	20.3	22.5	0.78	4.98	2.29	62.5	3.0	0.32	9.6	0.15	7.2	3.1	23.8	3.5
MPA-25	0.08	0.26	0.05	1.46	10.7	20.0	0.54	3.37	1.36	46.0	3.1	0.22	7.7	0.08	6.5	2.6	19.2	3.6
MPA-26	0.04	0.22	0.05	3.06	9.3	17.7	0.20	9.36	2.40	29.4	3.6	0.27	13.4	0.09	6.4	1.3	24.0	6.0
MPA-27	0.13	0.22	0.04	1.56	7.2	15.5	0.39	4.79	3.77	24.9	3.6	0.19	9.5	0.08	7.2	2.7	22.0	10.3
MPA-28	0.01	0.12	0.05	1.08	6.6	6.6	0.28	1.10	0.71	12.5	2.8	0.31	7.8	0.10	4.7	2.4	16.2	3.5

Tabla 3 (cont.).- Contenido extraíble con EDTA 0.05M a pH 7.0 de metales pesados (en mg/kg suelo seco) y % del contenido extraíble respecto al contenido total.

Muestra	Contenido Extraíble										Metal Extraíble / Metal Total * 100							
	Cd-E	Co-E	Cr-E	Cu-E	Fe-E	Mn-E	Ni-E	Pb-E	Zn-E	% Cd	% Co	% Cr	% Cu	% Fe	% Mn	% Ni	% Pb	% Zn
MPA-29	0.04	0.14	0.04	0.99	4.9	7.2	0.21	1.99	1.87	11.3	2.5	0.19	7.8	0.06	5.4	1.6	18.4	7.8
MPA-30	0.11	0.12	0.04	3.98	6.5	15.1	0.31	6.65	11.88	56.8	2.0	0.12	13.9	0.05	5.1	1.8	22.9	13.4
MPA-31	0.03	0.09	0.06	1.41	11.4	12.3	0.70	2.34	4.44	16.1	3.0	0.35	10.5	0.17	6.7	5.4	20.4	13.2
MPA-32	0.08	0.21	0.04	2.03	11.7	15.4	0.85	4.34	4.49	47.2	3.1	0.18	9.9	0.11	5.5	4.1	21.0	9.2
MPA-33	0.05	0.26	0.07	1.80	11.6	17.0	0.68	4.05	3.16	21.2	3.6	0.23	8.1	0.08	5.1	3.1	22.6	5.8
MPA-34	0.03	0.17	0.05	1.31	11.0	13.7	0.38	3.43	1.16	21.2	3.0	0.24	8.0	0.10	5.4	2.6	23.0	3.7
MPA-35	0.05	0.15	0.04	2.17	11.0	12.2	0.89	20.72	5.08	25.7	3.3	0.19	10.8	0.09	4.5	5.1	29.3	9.1
MPA-36	0.12	0.13	0.05	5.59	14.8	17.2	0.65	6.37	2.37	33.2	1.9	0.16	16.4	0.11	4.6	2.5	23.5	4.1
MPA-37	0.02	0.14	0.02	2.32	6.3	10.1	0.20	1.20	0.78	15.4	2.0	0.12	13.1	0.05	4.9	1.3	17.2	2.5
MPA-38	0.02	0.24	0.04	33.06	20.1	16.2	0.19	3.42	2.55	24.6	2.7	0.15	43.1	0.13	4.9	0.9	19.5	4.6
MPA-39	0.04	0.27	0.02	2.73	5.5	16.7	0.37	1.25	2.36	25.7	4.1	0.08	15.6	0.05	7.8	2.2	14.0	7.1
MPA-40	0.13	0.21	0.04	1.68	17.1	16.1	0.44	4.26	1.38	53.7	2.9	0.16	10.5	0.14	6.0	2.4	26.8	3.4
MPA-41	0.09	0.23	0.04	2.59	18.9	17.6	0.61	4.44	2.99	39.1	2.5	0.11	11.5	0.11	5.4	2.3	21.6	4.9
MPA-42	0.11	0.23	0.05	3.46	22.1	18.4	0.74	4.16	3.00	26.5	3.1	0.15	13.8	0.12	5.4	2.9	23.2	4.6
MPA-43	0.09	0.32	0.05	2.91	19.8	17.4	0.67	3.86	3.62	19.0	4.2	0.16	11.8	0.11	5.1	2.8	22.9	5.0
MPA-44	0.11	0.33	0.06	2.51	20.9	20.4	0.57	4.19	4.42	24.0	4.9	0.21	11.6	0.14	6.4	2.6	24.7	7.5
MPA-45	0.11	0.19	0.04	2.21	17.8	14.3	0.50	5.75	1.73	19.8	2.8	0.18	10.8	0.12	5.0	2.5	21.8	3.6
MPA-46	0.12	0.20	0.05	1.97	17.6	14.2	0.54	3.54	1.20	24.6	2.7	0.17	9.6	0.11	4.8	2.2	23.0	2.3
MPA-47	0.14	0.32	0.06	2.06	20.4	18.1	0.67	4.61	2.36	38.0	4.0	0.19	9.4	0.12	5.4	2.7	23.9	3.8
MPA-48	0.09	0.28	0.05	1.87	17.1	16.5	0.50	7.60	1.84	35.9	3.8	0.20	8.9	0.12	5.6	2.1	22.9	3.3
MPA-49	0.02	0.27	0.02	0.86	6.2	7.9	0.36	2.18	0.90	16.0	5.3	0.10	6.0	0.07	5.2	2.6	20.8	3.9
MPA-50	0.08	0.20	0.07	2.00	15.7	15.3	0.65	4.62	3.47	35.0	3.9	0.31	11.0	0.14	5.9	4.1	27.2	8.8
MPA-51	0.08	0.23	0.05	1.95	11.7	16.3	0.35	29.68	3.41	40.8	3.6	0.18	9.1	0.08	5.3	2.0	29.3	6.9
MPA-52	0.08	0.28	0.05	1.52	15.5	17.5	0.46	7.73	1.86	18.9	3.9	0.19	7.8	0.11	5.4	2.3	26.5	4.4
MPA-53	0.07	0.26	0.04	1.83	12.7	17.3	0.52	9.92	3.01	16.5	4.7	0.17	9.8	0.11	6.4	3.0	26.4	7.2
MPA-54	0.08	0.08	0.06	6.34	10.5	12.2	0.34	4.33	10.00	9.8	2.0	0.21	20.2	0.12	5.1	2.6	22.3	14.9

Tabla 8.- Contenido total y extraíble de metales pesados (en mg/kg suelo seco) en texturas medias (Grupo 2).

Muestra	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Cd-E	Co-E	Cr-E	Cu-E	Fe-E	Mn-E	Ni-E	Pb-E	Zn-E
MPA-02	0.10	4.9	16.1	21.9	10 021	236	12.9	11.6	33.3	0.01	0.07	0.03	2.53	6.3	10.1	0.20	2.85	0.47
MPA-09	0.30	8.4	22.6	22.1	14 092	331	22.4	34.5	60.4	0.11	0.31	0.07	2.21	16.1	22.6	0.67	7.93	2.77
MPA-17	0.61	5.8	22.8	17.4	12 677	270	17.4	17.9	44.5	0.09	0.22	0.07	1.50	16.4	15.3	0.57	3.63	1.36
MPA-18	0.86	6.3	28.5	20.5	13 786	302	20.5	22.7	59.1	0.14	0.19	0.07	1.69	14.4	14.3	0.44	4.69	1.52
MPA-26	0.14	6.1	19.8	22.9	10 820	277	15.6	39.0	40.1	0.04	0.22	0.05	3.06	9.3	17.7	0.20	9.36	2.40
MPA-27	0.54	6.0	23.7	16.3	9 290	216	14.6	21.8	36.6	0.13	0.22	0.04	1.56	7.2	15.5	0.39	4.79	3.77
MPA-29	0.39	5.4	19.5	12.6	8 524	133	12.8	10.8	23.9	0.04	0.14	0.04	0.99	4.9	7.2	0.21	1.99	1.87
MPA-30	0.20	6.3	30.1	28.6	12 249	295	17.2	29.0	88.8	0.11	0.12	0.04	3.98	6.5	15.1	0.31	6.65	11.88
MPA-34	0.15	5.7	22.1	16.4	10 592	254	14.9	14.9	31.5	0.03	0.17	0.05	1.31	11.0	13.7	0.38	3.43	1.16
MPA-39	0.15	6.6	23.3	17.5	10 979	213	16.4	8.9	33.4	0.04	0.27	0.02	2.73	5.5	16.7	0.37	1.25	2.36
MPA-40	0.25	7.2	23.8	16.1	12 048	268	18.6	15.9	40.7	0.13	0.21	0.04	1.68	17.1	16.1	0.44	4.26	1.38
MPA-49	0.10	5.1	21.8	14.5	8 997	151	13.5	10.5	22.8	0.02	0.27	0.02	0.86	6.2	7.9	0.36	2.18	0.90
MPA-50	0.22	5.2	20.9	18.2	10 986	258	16.0	17.0	39.3	0.08	0.20	0.07	2.00	15.7	15.3	0.65	4.62	3.47
MPA-53	0.45	5.5	24.0	18.7	11 332	271	17.2	37.5	42.0	0.07	0.26	0.04	1.83	12.7	17.3	0.52	9.92	3.01
MPA-54	0.77	4.2	28.7	31.4	8 476	242	13.0	19.4	67.1	0.08	0.08	0.06	6.34	10.5	12.2	0.34	4.33	10.00

Tabla 9.- Contenido total y extraíble de metales pesados (en mg/kg suelo seco) en texturas gruesas (Grupo 3).

Muestra	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Cd-E	Co-E	Cr-E	Cu-E	Fe-E	Mn-E	Ni-E	Pb-E	Zn-E
MPA-03	0.51	4.0	18.2	36.4	9 122	233	11.4	70.7	60.4	0.08	0.18	0.06	4.70	5.8	19.6	0.35	14.58	3.34
MPA-31	0.17	2.9	15.7	13.4	6 588	182	12.9	11.5	33.5	0.03	0.09	0.06	1.41	11.4	12.3	0.70	2.34	4.44
MPA-37	0.10	7.0	21.1	17.8	12 035	205	15.5	7.0	30.6	0.02	0.14	0.02	2.32	6.3	10.1	0.20	1.20	0.78

Tabla 10.- Propiedades y características edáficas de las 16 parcelas de cultivos (MPA-XB).

Muestra	pH1	pH2	CE _{ea}	CE _{es}	MO	CaCO ₃	CIC	Ar	L	A	Clase
	-	-	(dS/m)	(dS/m)	(%)	(%)	(cmol ₍₊₎ /kg)	(%)	(%)	(%)	Textural
MPA-01B	8.5	7.8	0.3	4.5	2.4	46.5	23.1	6	35	59	A
MPA-03B	8.3	7.9	0.2	1.7	2.4	45.2	18.7	37	32	31	F-A
MPA-12B	8.2	7.8	0.9	5.6	1.8	44.9	20.3	1	45	54	A-L
MPA-21B	8.2	7.8	1.0	5.6	2.2	39.5	17.4	3	39	58	A
MPA-22B	8.3	7.7	0.6	3.6	2.4	40.9	21.0	2	45	53	A-L
MPA-23B	7.9	7.5	0.8	5.1	2.4	41.5	24.1	2	38	60	A
MPA-26B	8.5	8.0	0.5	1.4	1.5	45.2	15.1	27	44	29	F-A
MPA-30B	8.1	7.8	0.3	2.2	2.1	43.2	22.0	34	35	31	F-A
MPA-35B	8.2	7.8	0.4	3.2	1.7	38.3	16.0	29	37	33	F-A
MPA-36B	8.3	7.4	0.1	0.4	1.5	50.3	18.4	42	31	26	F
MPA-38B	8.2	7.8	0.5	3.1	1.5	45.4	17.8	17	37	46	A
MPA-41B	8.3	7.7	0.3	2.9	2.1	39.3	18.7	5	56	39	F-A-L
MPA-48B	8.3	7.8	0.4	2.2	2.6	38.4	17.3	15	50	35	F-A-L
MPA-51B	8.4	7.9	0.3	2.9	1.6	47.3	16.4	24	44	31	F-A
MPA-53B	8.1	7.7	0.2	1.6	1.3	53.0	13.3	21	50	29	F-A
MPA-54B	8.2	7.9	0.3	2.1	1.4	55.3	12.6	34	45	21	F

Tabla 11.- Contenidos totales de metales pesados en suelo en las 16 parcelas de cultivos (en mg/kg suelo seco).

Muestra	Cd-T	Co-T	Cr-T	Cu-T	Fe-T	Mn-T	Ni-T	Pb-T	Zn-T
MPA-01B	0.22	9.2	37.9	29.7	15786	341	25.5	22.5	77.0
MPA-03B	0.20	5.3	21.3	37.3	8736	189	13.5	55.3	66.5
MPA-12B	0.20	8.7	33.8	21.1	14279	264	27.1	16.4	52.2
MPA-21B	0.25	9.8	35.9	24.4	17496	325	28.6	20.1	62.4
MPA-22B	0.40	8.2	38.2	23.4	16618	332	27.8	16.2	63.5
MPA-23B	0.31	10.8	37.7	27.3	18563	362	33.0	18.8	64.5
MPA-26B	0.17	4.8	21.9	15.9	9986	250	14.5	17.6	34.1
MPA-30B	0.19	4.6	32.3	24.7	11182	264	14.8	23.3	65.5
MPA-35B	0.36	9.3	32.5	26.8	14978	307	26.3	20.0	67.4
MPA-36B	0.44	4.9	28.3	22.9	9790	268	20.0	22.4	46.7
MPA-38B	0.10	8.7	26.5	32.2	13785	300	21.4	20.2	44.2
MPA-41B	0.19	7.1	35.6	20.9	14351	300	24.4	15.4	57.6
MPA-48B	0.73	6.1	25.6	19.0	11979	265	20.6	54.2	50.7
MPA-51B	0.20	7.5	23.8	25.1	11548	251	17.8	148.8	58.2
MPA-53B	0.66	4.8	23.1	16.2	9418	225	15.7	29.4	40.1
MPA-54B	0.79	3.5	28.6	29.0	7606	203	10.8	18.3	54.4

Tabla 12.- Contenidos extraíbles de metales pesados en suelo en las 16 parcelas de cultivos (en mg/kg suelo seco).

Muestra	Cd-E	Co-E	Cr-E	Cu-E	Fe-E	Mn-E	Ni-E	Pb-E	Zn-E
MPA-01B	0.04	0.22	0.07	2.65	10	14	0.26	2.77	3.31
MPA-03B	0.04	0.12	0.09	5.88	8	13	0.22	12.28	4.37
MPA-12B	0.04	0.07	0.05	1.82	14	9	0.62	3.07	1.31
MPA-21B	0.09	0.25	0.05	2.12	18	21	0.66	4.06	1.74
MPA-22B	0.12	0.10	0.04	2.19	17	12	0.62	4.16	2.85
MPA-23B	0.13	0.23	0.04	2.85	23	26	0.91	3.58	1.96
MPA-26B	0.04	0.07	0.05	1.62	8	10	0.32	5.49	1.18
MPA-30B	0.08	0.07	0.03	3.34	4	12	0.23	6.16	8.06
MPA-35B	0.10	0.18	0.05	2.99	16	19	0.68	3.83	4.05
MPA-36B	0.11	0.05	0.06	3.27	9	11	0.51	7.83	1.73
MPA-38B	0.01	0.15	0.04	5.34	13	18	0.14	3.76	0.98
MPA-41B	0.07	0.08	0.05	2.36	17	11	0.68	4.30	3.63
MPA-48B	0.08	0.10	0.08	1.76	14	10	0.62	7.03	1.36
MPA-51B	0.03	0.11	0.04	2.45	9	13	0.26	35.66	4.76
MPA-53B	0.03	0.08	0.05	1.67	11	11	0.61	9.21	2.95
MPA-54B	0.07	0.04	0.06	5.73	7	9	0.23	4.08	9.09

Tabla 13.- Contenidos de metales pesados en cultivos hortícolas en las 16 parcelas de cultivos (en mg/kg materia seca, ms y en mg/kg materia fresca, mf).

Muestra		Cd-C	Co-C	Cr-C	Cu-C	Fe-C	Mn-C	Ni-C	Pb-C	Zn-C
MPA-01B	ms	0.19	nd	0.51	6.63	41.37	12.63	0.35	0.32	29.69
	mf	0.03	nd	0.07	0.97	6.08	1.86	0.05	0.05	4.36
MPA-03B	ms	0.22	0.11	0.48	13.15	47.27	20.14	1.37	0.20	58.18
	mf	0.04	0.02	0.10	2.64	9.50	4.05	0.28	0.04	11.70
MPA-12B	ms	0.49	0.16	0.38	20.53	89.78	38.32	2.05	0.44	49.81
	mf	0.05	0.02	0.04	1.89	8.26	3.53	0.19	0.04	4.58
MPA-21B	ms	0.22	0.11	1.31	15.91	55.81	18.42	2.46	0.17	52.48
	mf	0.06	0.03	0.35	4.18	14.68	4.84	0.65	0.04	13.80
MPA-22B	ms	0.26	0.08	0.41	13.63	43.99	17.75	2.75	0.13	53.00
	mf	0.03	0.01	0.06	1.85	5.98	2.41	0.37	0.02	7.21
MPA-23B	ms	0.39	0.25	0.39	6.46	91.94	60.17	1.18	0.34	35.16
	mf	0.10	0.07	0.10	1.66	23.63	15.46	0.30	0.09	9.04
MPA-26B	ms	0.25	0.14	0.42	17.30	60.22	26.79	2.45	0.16	43.15
	mf	0.03	0.02	0.05	2.04	7.11	3.16	0.29	0.02	5.09
MPA-30B	ms	0.12	0.12	0.63	12.37	33.07	8.05	1.01	0.14	23.30
	mf	0.01	0.01	0.06	1.10	2.94	0.72	0.09	0.01	2.07
MPA-35B	ms	0.56	0.53	2.34	14.00	61.56	18.74	7.01	0.59	28.27
	mf	0.05	0.04	0.20	1.18	5.17	1.57	0.59	0.05	2.37
MPA-36B	ms	1.05	0.67	3.07	10.69	403.06	90.33	4.67	2.10	36.02
	mf	0.08	0.05	0.25	0.86	32.24	7.23	0.37	0.17	2.88
MPA-38B	ms	0.18	0.06	0.38	15.96	37.87	12.12	0.47	0.24	21.00
	mf	0.01	0.00	0.03	1.34	3.18	1.02	0.04	0.02	1.76
MPA-41B	ms	0.55	0.86	0.97	7.53	120.09	34.84	6.40	0.39	75.05
	mf	0.06	0.09	0.10	0.79	12.61	3.66	0.67	0.04	7.88
MPA-48B	ms	0.77	0.89	1.24	6.23	137.85	31.89	5.14	0.45	53.82
	mf	0.07	0.09	0.12	0.60	13.37	3.09	0.50	0.04	5.22
MPA-51B	ms	0.25	0.05	0.17	11.26	24.73	11.75	0.39	0.32	26.18
	mf	0.07	0.01	0.05	2.95	6.48	3.08	0.10	0.08	6.86
MPA-53B	ms	0.19	0.05	0.35	13.27	43.00	16.47	2.76	0.13	55.95
	mf	0.02	0.01	0.04	1.51	4.90	1.88	0.31	0.02	6.38
MPA-54B	ms	0.35	0.13	0.80	9.77	26.55	7.42	4.45	0.08	20.51
	mf	0.05	0.02	0.12	1.51	4.12	1.15	0.69	0.01	3.18

nd, no detectado

APÉNDICE IV

CARTOGRAFÍA

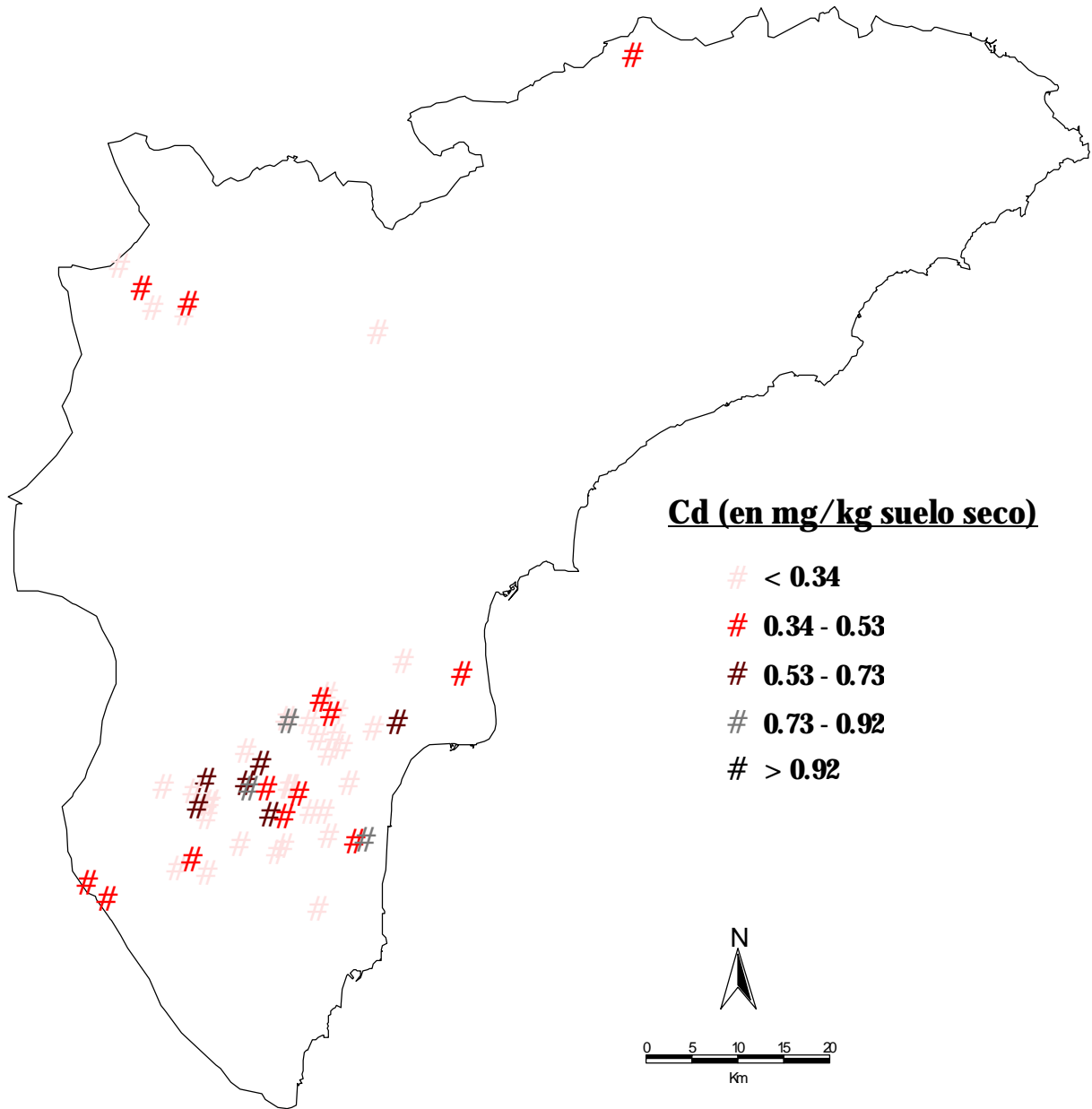


Figura A1.- Contenido total de Cd (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas de suelos agrícolas con cultivos hortícolas.

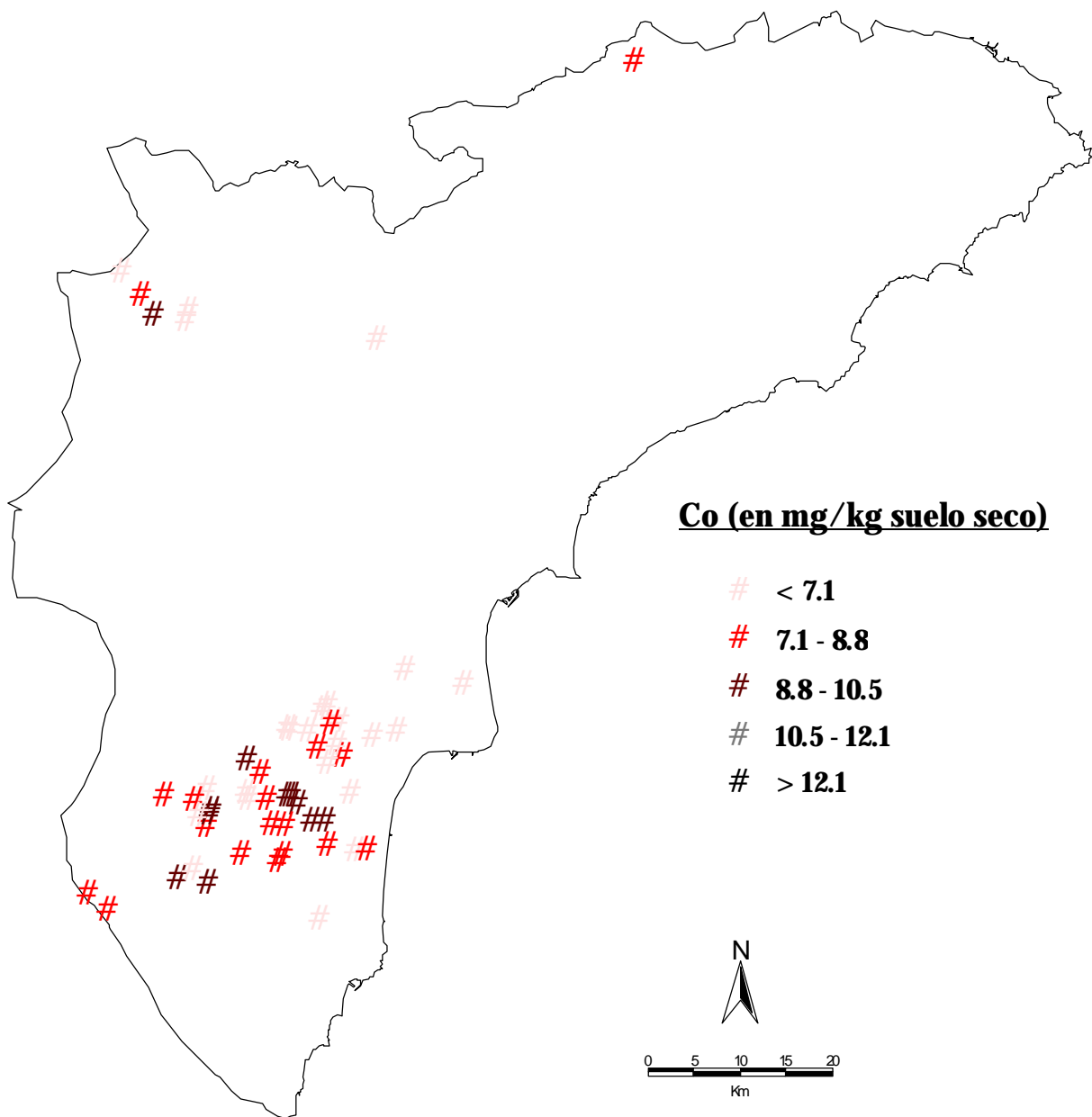


Figura A2.- Contenido total de Co (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas de suelos agrícolas con cultivos hortícolas.

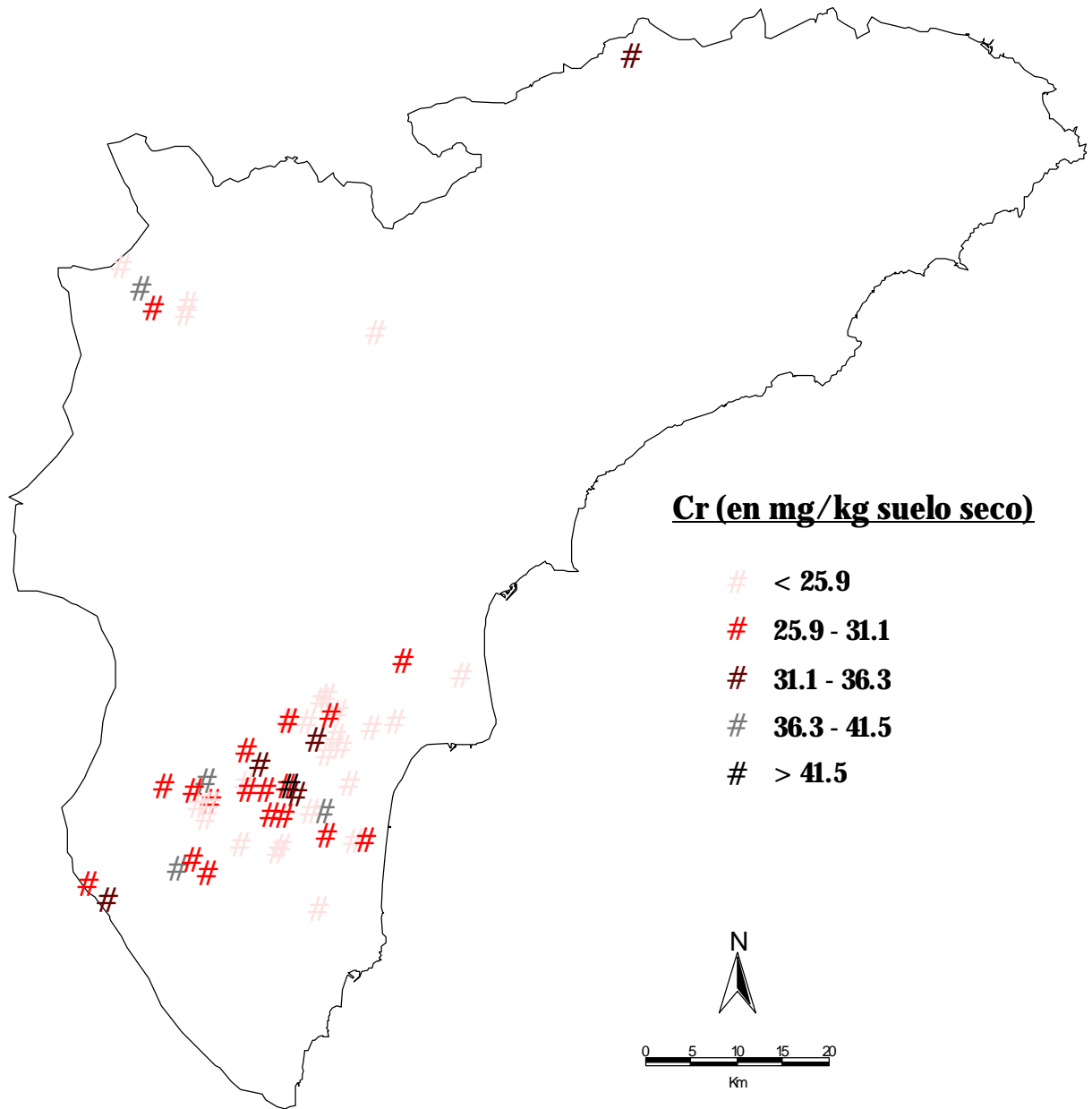


Figura A3.- Contenido total de Cr (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas de suelos agrícolas con cultivos hortícolas.

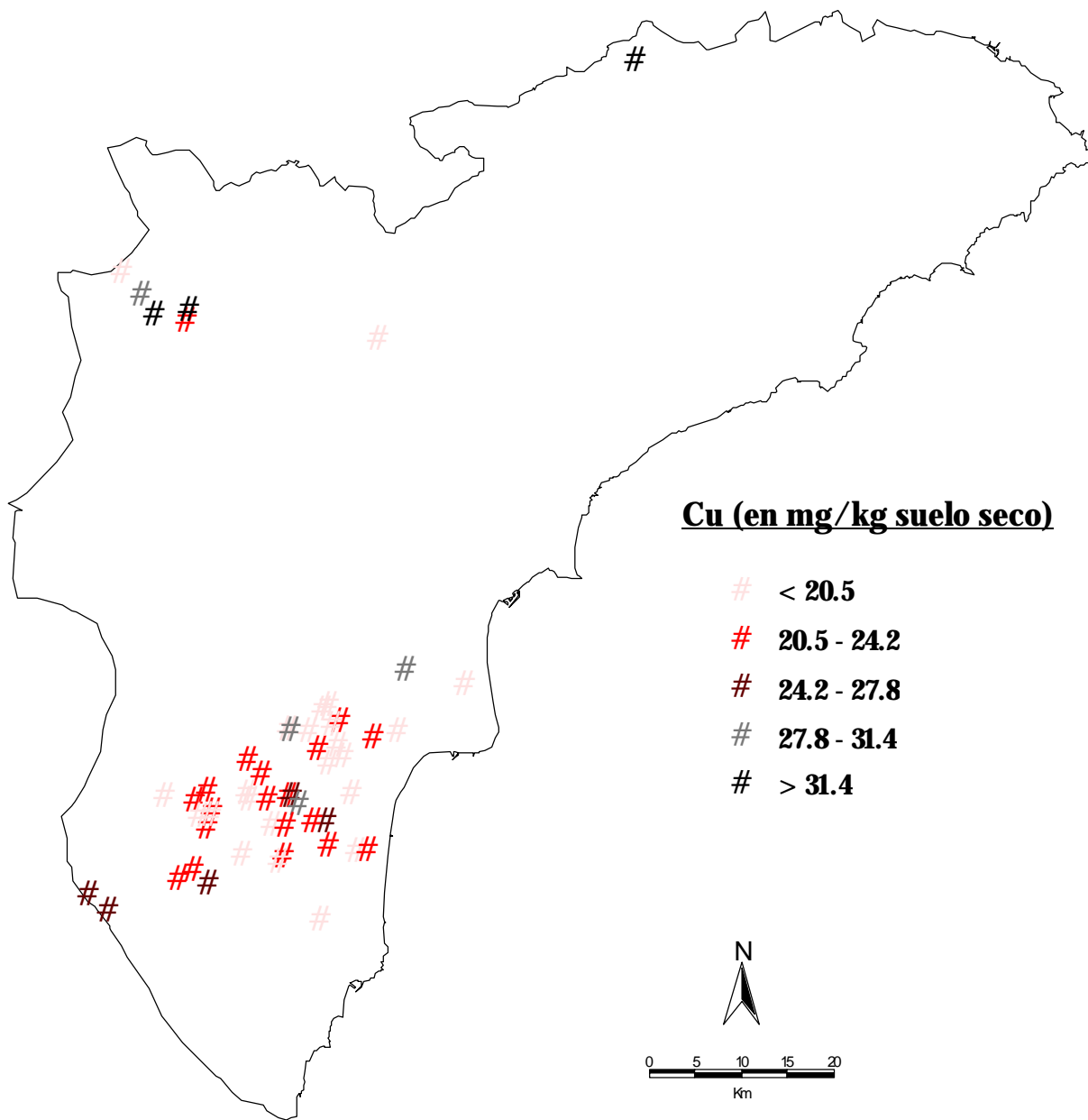


Figura A4.- Contenido total de Cu (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas de suelos agrícolas con cultivos hortícolas.

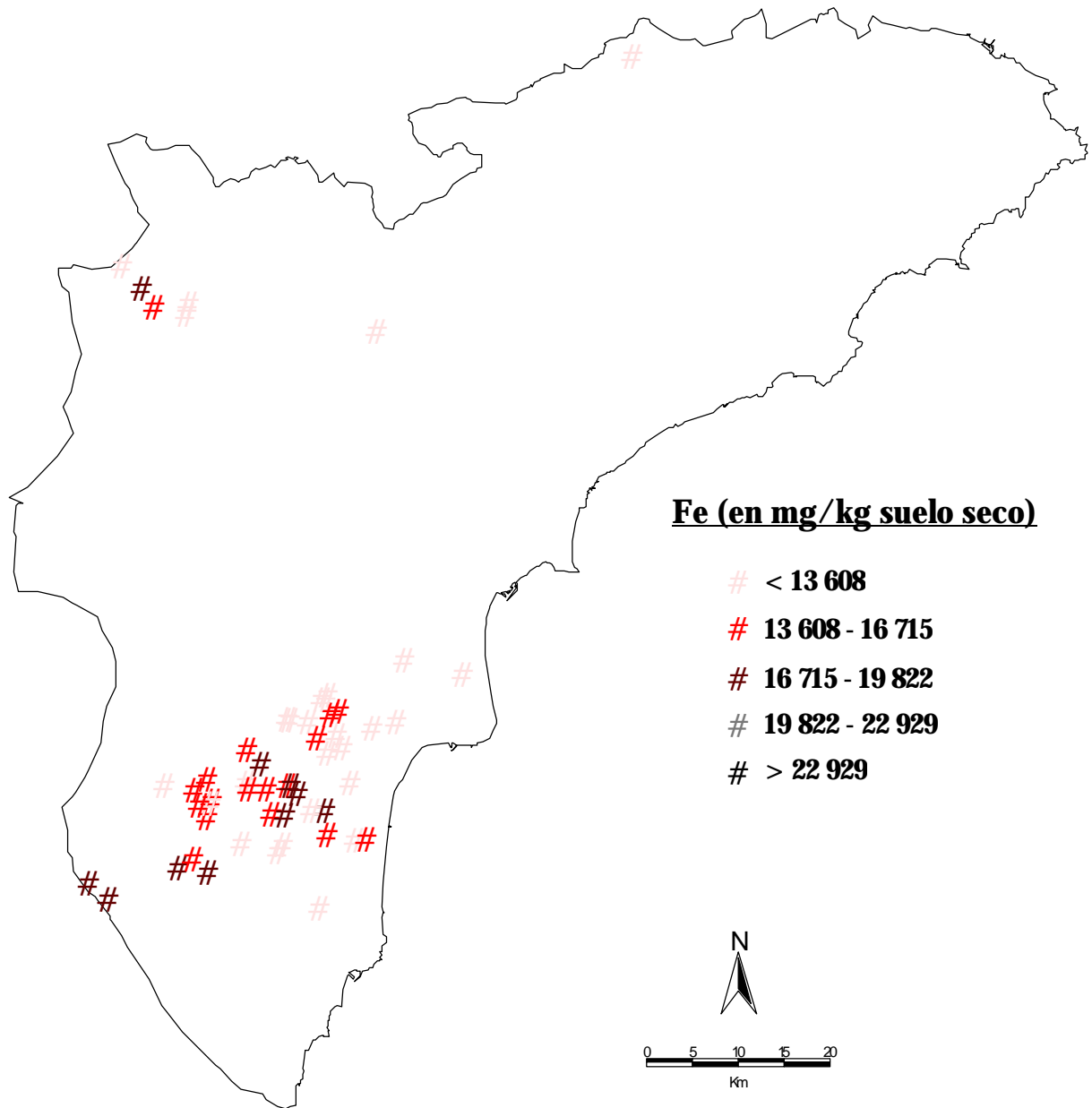


Figura A5.- Contenido total de Fe (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas de suelos agrícolas con cultivos hortícolas.

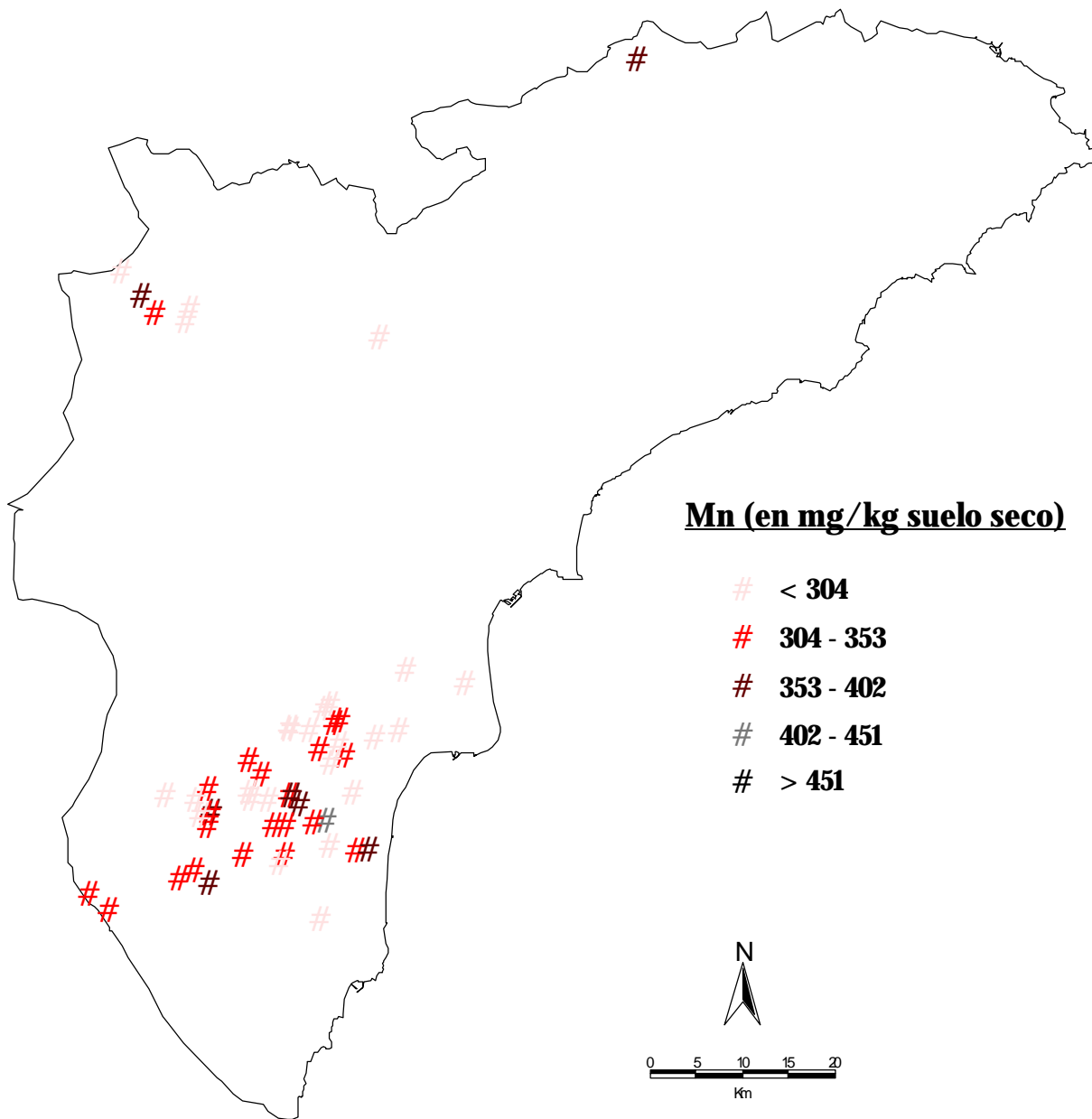


Figura A6.- Contenido total de Mn (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas de suelos agrícolas con cultivos hortícolas.

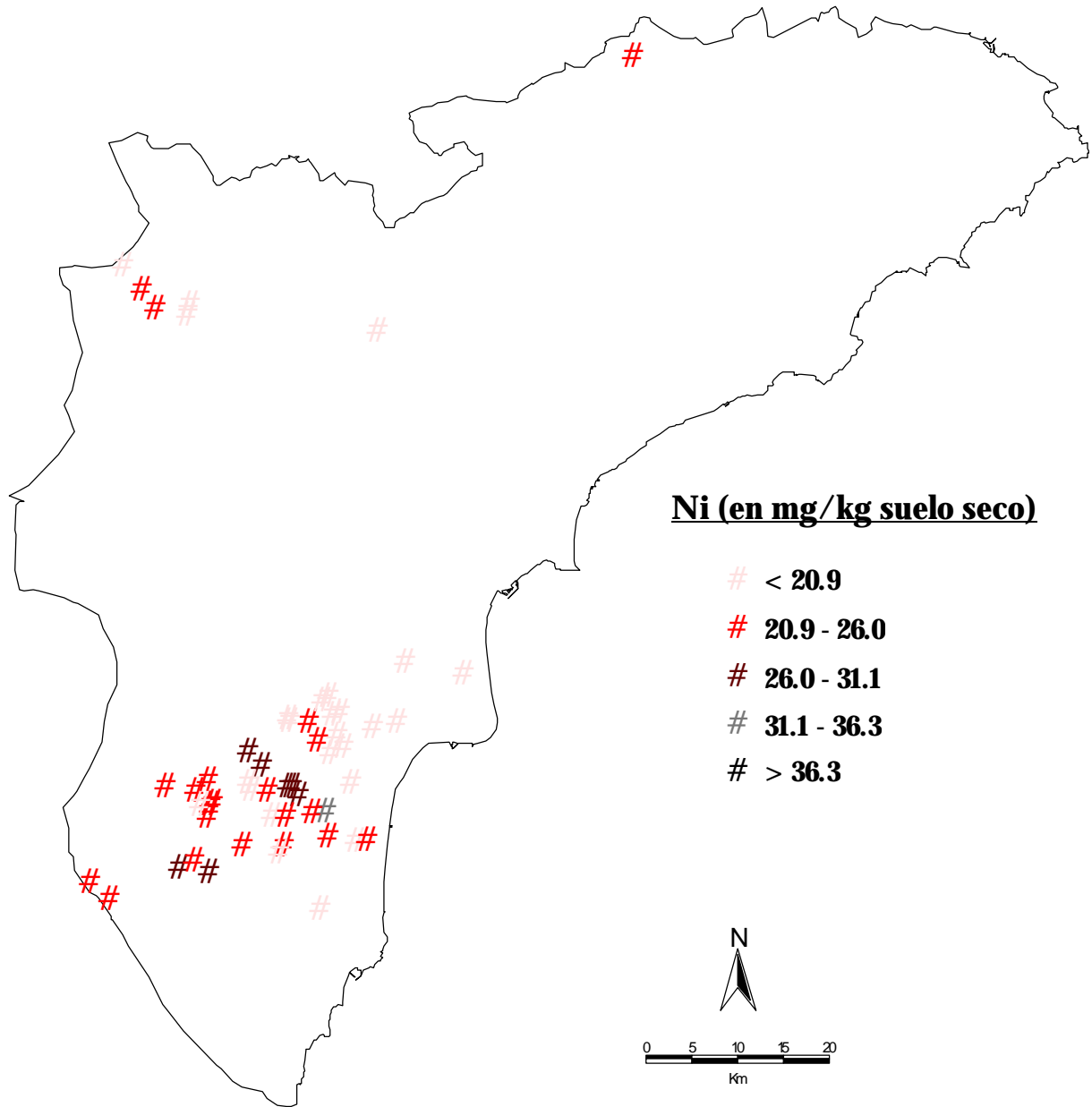


Figura A7.- Contenido total de Ni (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas de suelos agrícolas con cultivos hortícolas.

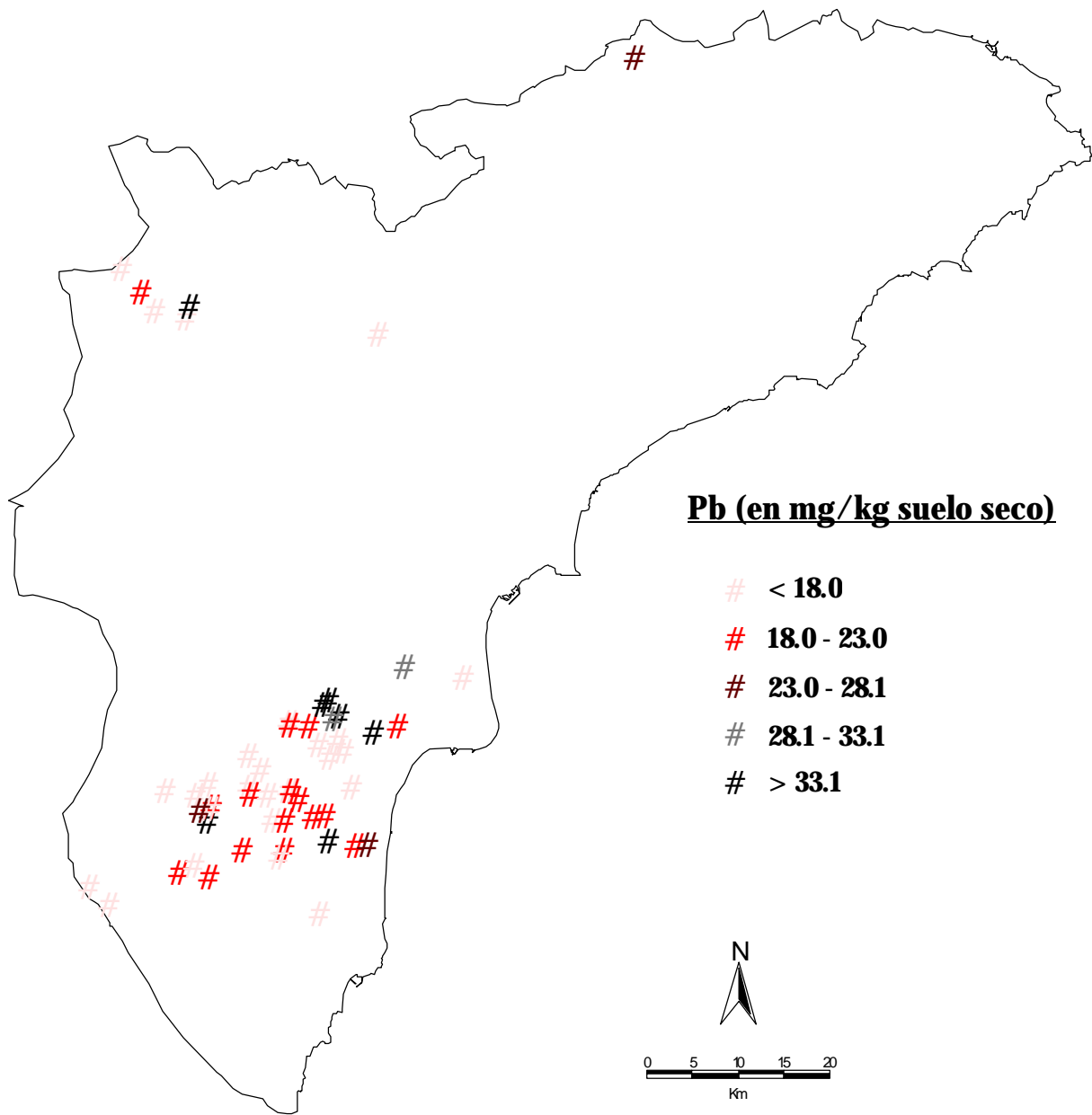


Figura A8.- Contenido total de Pb (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas de suelos agrícolas con cultivos hortícolas.

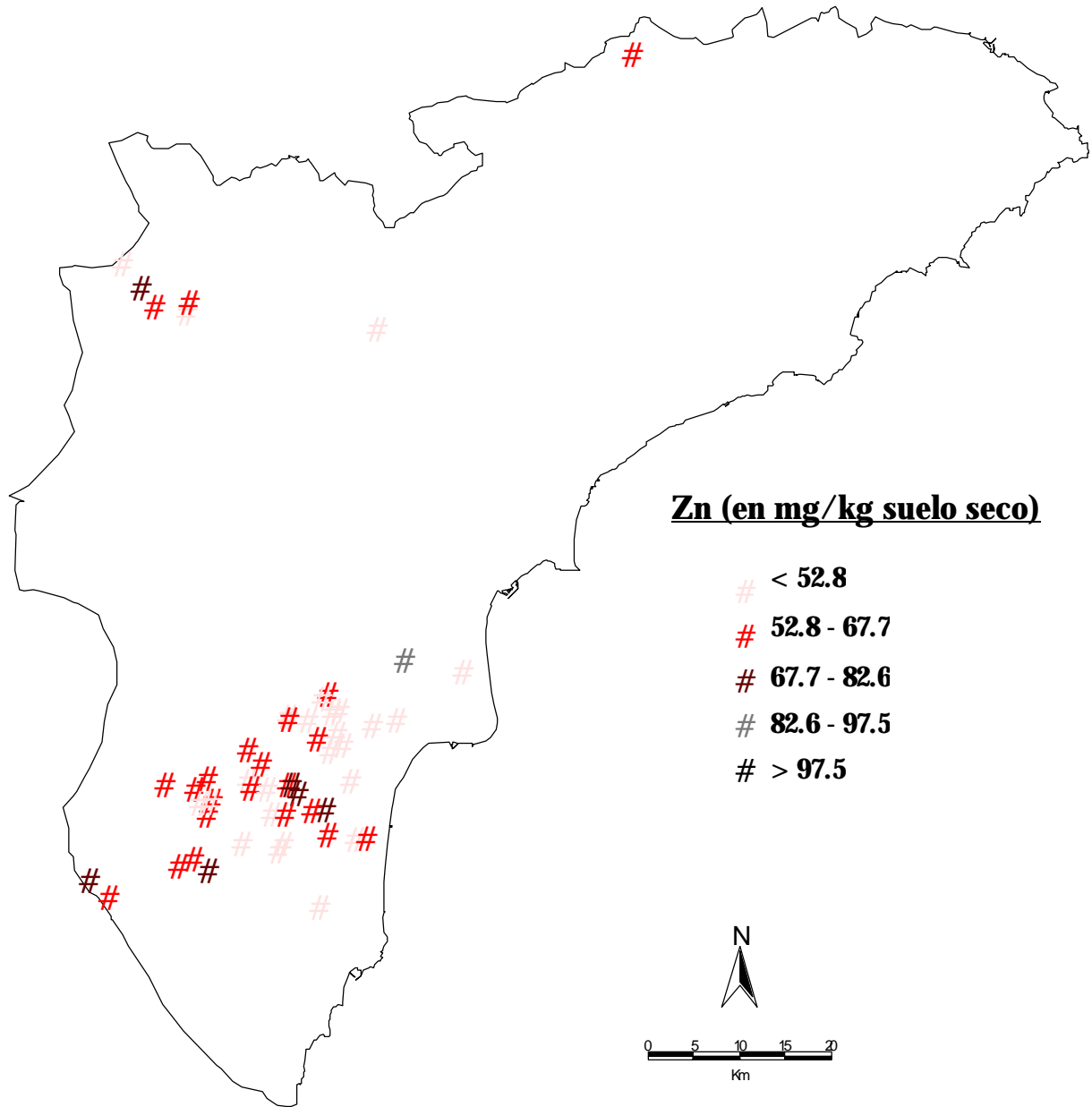


Figura A9.- Contenido total de Zn (en mg/kg suelo seco) en las 54 parcelas de suelos agrícolas con cultivos hortícolas.

