

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
Departamento de Ecología



TESIS DOCTORAL

**Contaminación por metales pesados en los sedimentos del río Jarama
y su bioasimilación por Tubificidos
(Annelida: Oligochaeta, Tubificidae)**

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR

PRESENTADA POR

José Vicente Rovira Sanroque

Directora

Mercedes Hernández Asensio

Madrid, 2016

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

FACULTAD DE BIOLOGIA

DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA



* 5 3 0 9 5 7 8 2 6 7 *

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE

Memoria presentada por JOSE VICENTE ROVIRA SANROQUE
para optar al Grado de Doctor

"CONTAMINACION POR METALES PESADOS EN LOS SEDIMENTOS DEL RIO JARAMA
Y SU BIOASIMILACION POR TUBIFICIDOS
(Annelida: Oligochaeta, Tubificidae)"

Diridida por la Doctora MERCEDES HERNANDEZ ASENSIO,
Profesora Titular de Universidad
del Dpto. de Biología Animal II, U.C.M.

Fdo.: José Vicente Rovira Sanroque

Fdo.: Mercedes Hernández Asensio
VºBº de la Directora de Tesis

Madrid, 1991



ARCHIVO

A Teresa y Carolina

AGRADECIMIENTOS

Son muchas las personas que han tenido alguna relación con este trabajo durante las diferentes etapas de su realización. A todas ellas les agradezco muy sinceramente su colaboración.

Llegado el momento de redactar estos agradecimientos quiero recordar a mis padres pues sin sus desinteresados consejos nunca hubiera llegado a emprender este trabajo.

Quiero mencionar especialmente las enormes dosis de paciencia, comprensión y apoyo que he recibido de Teresa en los momentos difíciles.

Esta Memoria sería otra sin los conocimientos, experiencia científica y gran profesionalidad de su Directora. Quiero agradecerle las innumerables horas que ha empleado en su supervisión y muy especialmente el afán perfeccionista que ha logrado inculcarme.

INDICES

INDICE

INTRODUCCION	1
1 Contaminación de las aguas epicontinentales por metales pesados	2
2 Los metales pesados. Características generales	7
2.1 Toxicidad y bioasimilación de los metales pesados. Factores que las modifican	9
2.1.1 Factores abióticos	13
2.1.2 Factores bióticos	20
2.2 Vías de entrada y origen de los metales pesados en los sistemas acuáticos epicontinentales	23
2.2.1 Origen natural	24
2.2.2 Origen antropogénico	26
2.2.2.1 Origen industrial	26
2.2.2.2 Origen agrícola	29
2.2.2.3 Origen ganadero	34
2.2.2.4 Origenes doméstico y urbano	34
2.3 Compartimentación de los metales pesados en los sistemas acuáticos epicontinentales	39
3 Los metales pesados objeto de nuestro estudio. Características físico-químicas, origen en el medio ambiente, niveles en sedimentos de aguas epicontinentales y patotoxicología	46
3.1 Cobre	46
3.2 Plomo	53
3.3 Cadmio	61
3.4 Cinc	70
3.5 Cromo	79

3.6	Manganeso	88
3.7	Niquel	94
4	Tubificidos (<i>Annelida: Oligochaeta, Tubificidae</i>): características generales	102
JUSTIFICACION, OBJETIVOS E IMPORTANCIA DEL TRABAJO		107
1	Antecedentes, justificación e importancia del trabajo	108
2	Objetivos concretos	113
DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO		115
1	Características generales de la provincia de Madrid	116
2	Características del río Jarama	123
MATERIALES Y METODOS		129
1	Estaciones de muestreo: localización y descripción	131
2	Materiales	145
2.1	Sedimentos	146
2.2	Material biológico: tubificidos	147
3	Metodología	148
3.1	Recogida y transporte de las muestras	148
3.1.1	Sedimentos	149
3.1.2	Tubificidos	149
3.2	Preparación de las muestras para su digestión	150
3.2.1	Sedimentos	150
3.2.2	Tubificidos	150
3.3	Digestión de las muestras y solubilización de los metales pesados	152

3.3.1	Métodos de digestión ensayados	153
3.3.1.1	Sedimentos	153
3.3.1.2	Tubificidos	155
3.3.2	Métodos de digestión y solubilización empleados	158
3.3.2.1	Sedimentos	158
3.3.2.2	Tubificidos	159
3.4	Cuantificación de los metales pesados	160
3.5	Determinación del contenido en materia orgánica de los sedimentos (fracción $\leq 130 \mu\text{m}$)	163
3.6	Tratamiento matemático de los datos	164
3.6.1	Análisis estadístico descriptivo	164
3.6.2	Test de hipótesis de comparación de medias	164
3.6.3	Factores de concentración	165
3.6.4	Análisis de regresión	165
3.6.5	Análisis multivariante factorial	167
RESULTADOS	169
1	Porcentajes de recuperación obtenidos en los diferentes métodos de digestión ensayados	170
2	Materia orgánica y metales pesados en sedimentos	173
2.1	Materia orgánica en sedimentos	175
2.2	Cobre	178
2.3	Plomo	179
2.4	Cadmio	180
2.5	Cinc	182
2.6	Cromo	183
2.7	Manganeso	185

2.8	Níquel	186
3	Metales pesados en tubificidos	211
3.1	Cobre	213
3.2	Plomo	215
3.3	Cadmio	217
3.4	Cinc	219
3.5	Cromo	220
3.6	Manganeso	222
3.7	Níquel	224
4	Análisis de correlación	251
5	Análisis de regresión	254
6	Análisis multivariante factorial	260
	DISCUSION	275
1	Sedimentos	276
2	Tubificidos	300
	CONCLUSIONES	315
	BIBLIOGRAFIA	321

INDICE DE TABLAS

INTRODUCCION: TABLAS I a XXVI

<u>TABLA N°</u>	<u>Contenido</u>	<u>Página</u>
I	Clasificación de aceptores y dadores	8
II	Efectos de los metales pesados sobre la nutrición	12
III	Especies metálicas en sistemas acuáticos (agua) .	19
IV	Metales pesados en rocas	25
V	Origen antropogénico de metales pesados	27
VI	Metales pesados en aguas residuales industriales	28
VII	Metales pesados en pesticidas agrícolas	30
VIII	Metales pesados en fertilizantes	31
IX	Metales pesados en lodos de depuradoras de Madrid	32
X	Metales pesados en desechos animales	33
XI	Metales pesados en carbón y cenizas volantes . .	36
XII	Disposiciones de MOE Y USEPA sobre metales en lodos	45
XIII	Cobre en el medio ambiente	48
XIV	Cobre en sedimentos	51
XV	Plomo en el medio ambiente	55
XVI	Plomo en sedimentos	58
XVII	Cadmio en el medio ambiente	63

XVIII	Cadmio en sedimentos	67
XIX	Cinc en el medio ambiente	71
XX	Cinc en sedimentos	75
XXI	Cromo en el medio ambiente	80
XXII	Cromo en sedimentos	85
XXIII	Manganeso en el medio ambiente	89
XXIV	Manganeso en sedimentos	92
XXV	Níquel en el medio ambiente	97
XXVI	Níquel en sedimentos	99

RESULTADOS: TABLAS XXVII a LVII

<u>Tabla N°</u>	<u>Contenido</u>	<u>Página</u>
XXVII	% de recuperación de los metales en sedimentos .	171
XXVIII	% de recuperación de los metales en tubificidos .	171
XXIX	(SMO) materia orgánica en lodos: punto/mes . . .	176
XXX	(SCu) cobre en lodos: punto/mes	188
XXXI	(SPb) plomo en lodos: punto/mes	191
XXXII	(SCd) cadmio en lodos: punto/mes	194
XXXIII	(SZn) cinc en lodos: punto/mes	197
XXXIV	(SCr) cromo en lodos: punto/mes	200
XXXV	(SMn) manganeso en lodos: punto/mes	203
XXXVI	(SNi) níquel en lodos: punto/mes	206

XXXVII	medias por punto de las variables en SEDIMENTOS .	209
XXXVIII	(TCu) cobre en tubificidos: punto/mes	227
IXL	comparación de medias de cobre: t-test SCu vs TCu	229
XL	(TPb) plomo en tubificidos: punto/mes	230
XLI	comparación de medias de plomo: t-test SPb vs TPb	232
XLII	(TCd) cadmio en tubificidos: punto/mes	233
XLIII	comparación de medias de cadmio: t-test SCd vs TCd	235
XLIV	(TZn) cinc en tubificidos: punto/mes	236
XLV	comparación de medias de cinc: t-test SZn vs TZn	238
XLVI	(TCr) cromo en tubificidos: punto/mes	239
XLVII	comparación de medias de cromo: t-test SCr vs TCr	241
XLVIII	(TMn) manganeso en tubificidos: punto/mes	242
IL	comparación de medias de manganeso: t-test SMn vs TMn	244
L	(TNi) níquel en tubificidos: punto/mes	245
LI	comparación de medias de níquel: t-test SNi vs TNi	247
LII	medias por punto de las variables en TUBIFICIDOS	248
LIII	Factores de concentración de metales en tubificidos	249
LIV	Correlaciones	253
LV	Variables empleadas en las regresiones	255
LVI	Matriz factorial antes y después de la rotación .	266
LVII	Matriz fact. entre factores y notaciones factoriales	267
LVII	<i>Idem</i> (continuación)	268
LVII	<i>Idem</i> (continuación)	269
LVII	<i>Idem</i> (continuación)	270

INDICE DE FIGURAS

INTRODUCCION:..... FIGURAS 1 a 4

<u>Nº</u>	<u>Contenido</u>	<u>Págs</u>
1	Ciclo biogeoquímico general de metales pesados . . .	5
2	Deficiencia y exceso de elementos traza	11
3	Origenes de los metales en aguas de escorrentía urbana	38
4	Compartimentación de mets. pes. en un ecosistema acuático	40

DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO:..... FIGURAS 5 a 9

<u>Nº</u>	<u>Contenido</u>	<u>Págs</u>
5	Precipitación total en Presa del Vellón (Guadalix) .	120
6	Precipitación total y temperaturas medias en Talamanca	120
7	Precipitación total en Fuente del Saz	121
8	Precipitación total y temperaturas medias en Barajas	121
9	Precipit. total y temps. medias en S. Martín de la Vega	122

MATERIALES Y METODOS:..... FIGURAS 10 a 15

<u>Nº</u>	<u>Contenido</u>	<u>Págs</u>
10	Caudales y temperatura del agua del río Jarama en Algete	133
11	Caudales y temp. del agua del río Guadalix en Pesadilla	133
12	Caudales y temp. del agua del río Henares en Espinillos	139
13	Caudales y temp. del agua del río Jarama en Mejorada	139
14	Caudales y temp. del agua del Manzanares en Vaciamadrid	142
15	Caudales y temp. del agua del río Jarama en Pte. Largo	142

RESULTADOS:..... FIGURAS 16 a 41

<u>Nº</u>	<u>Contenido</u>	<u>Págs</u>
16	(SMO) materia orgánica en sedimentos: media anual/punto	177
17	(SCu) cobre en sedimentos: media anual/punto	189
18	Promedios mensuales de cobre en sedimentos: SCu/mes .	190
19	(SPb) plomo en sedimentos: media anual/punto	192
20	Promedios mensuales de plomo en sedimentos: SPb/mes .	193
21	(SCd) cadmio en sedimentos: media anual/punto	195
22	Promedios mensuales de cadmio en sedimentos: SCd/mes	196
23	(SZn) cinc en sedimentos: media anual/punto	198
24	Promedios mensuales de cinc en sedimentos: SZn/mes	199

25	(SCr) cromo en sedimentos: media anual/punto	201
26	Promedios mensuales de cromo en sedimentos: SCr/mes .	202
27	(SMn) manganeso en sedimentos: media anual/punto . .	204
28	Promedios mensuales de manganeso en sedimentos: SMn/mes	205
29	(SNi) níquel en sedimentos: media anual/punto	207
30	Promedios mensuales de níquel en sedimentos: SNi/mes	208
31	(TCu) cobre en tubificidos y lodos: TCu vs SCu/punto	228
32	(TPb) plomo en tubificidos y lodos: TPb vs SCu/punto	231
33	(TCd) cadmio en tubificidos y lodos: TCd vs SCd/punto	234
34	(TZn) cinc en tubificidos y lodos: TZn vs SZn/punto .	237
35	(TCr) cromo en tubificidos y lodos: TCr vs SCr/punto	240
36	(TMn) manganeso en tubificidos y lodos: TMn vs SMn/punto	243
37	(TNi) níquel en tubificidos y lodos: TNi vs SNi/punto	246
38	Casos (J-1 a J-8) frente a los Factores I y II	271
39	Casos (J-9 a J-12) frente a los Factores I y II	272
40	Casos (J-13 a J-18) frente a los Factores I y II . .	273
41	Zonas I, II y III frente a los Factores I y II	274

INDICE DE MAPAS

MATERIALES Y METODOS:

<u>Nº</u>	<u>Contenido</u>	<u>Pág</u>
Mapa 1	Cuenca del Jarama y localización de las estaciones de muestreo	130

RESULTADOS:

<u>Nº</u>	<u>Contenido</u>	<u>Pág</u>
Mapa 2	Concentraciones medias anuales, por estación de muestreo, de metales pesados en SEDIMENTOS . . .	210
Mapa 3	Concentraciones medias anuales, por estación de muestreo, de metales pesados en TUBIFICIDOS . . .	250

INTRODUCCION

INTRODUCCION

1. CONTAMINACION DE LAS AGUAS EPICONTINENTALES POR METALES PESADOS.

Los cursos de agua han sido desde tiempo inmemorial los receptores, directos o indirectos, de los desechos que el hombre ha generado debido a su propia actividad. En un principio, eran capaces de soportar las cargas contaminantes que a ellos se vertían merced a su carácter autodepurador. Posteriormente, al crearse grandes asentamientos urbanos, se incrementó notablemente la cuantía de los vertidos. Los cursos fluviales perdieron su capacidad autodepuradora y se produjeron graves alteraciones en la calidad de sus aguas, con los subsiguientes peligros para la salud de las poblaciones situadas aguas abajo. Estos riesgos se debían principalmente a que la carga orgánica transportada podía servir de vehículo para la aparición de enfermedades infecciosas y por tanto para la propagación de epidemias.

Los problemas graves de contaminación de las aguas surgieron hace aproximadamente doscientos años, junto con la Revolución Industrial y con un rápido aumento de la población mundial. La industrialización condujo a una urbanización muy localizada. El hombre abandonó el campo para trabajar en las nuevas fábricas alrededor de las cuales se crearon grandes ciudades densamente pobladas (por tanto, núcleos generadores de fuertes vertidos).

Desde entonces, los esfuerzos para lograr la eliminación de los contaminantes generados por el hombre no han sido capaces de ajustarse ni al ritmo del incremento en la cantidad de desechos industriales, ni al crecimiento demográfico. Esto ha provocado a menudo la transformación de las aguas de lagos, ríos y costas en depósitos de residuos en los que el equilibrio natural está severamente perturbado y en muchos casos totalmente roto (Förstner y Wittmann, 1981). Así ocurre en la mayor parte de los ríos de la Comunidad de Madrid y en particular en el cauce bajo del río Jarama objeto de nuestro estudio (Aguiló, 1983; Cubillo, 1986; ver revisiones: Casado y Elvira, 1984; Florín *et al*, 1987).

En la actualidad se estima en más de un millón las sustancias diferentes que son introducidas en las aguas naturales a través de los vertidos antropogénicos. Muchas de ellas no son consideradas peligrosas, si bien pueden alterar las características organolépticas del agua, perturbar severamente el ecosistema y/o ser directamente nocivas para el hombre. Sustancias tales como compuestos aromáticos, pesticidas, material radioactivo y metales pesados (traza) cumplen estas dos últimas condiciones.

Respecto de los metales pesados, su intrínseca toxicidad se ve agravada por dos hechos (Förstner y Prosi, 1979; Förstner y Wittmann, 1981):

- i) no son biodegradables, en contraste con muchos contaminantes orgánicos,
- ii) tienen tendencia a formar asociaciones con sustancias minerales (carbonatos, sulfatos, etc) y en mayor grado con sustancias orgánicas, mediante fenómenos de intercambio iónico, adsorción y

quelación, formación de combinaciones químicas, etc; por lo que se acumulan en el medio ambiente, principalmente en los sedimentos de ríos, lagos y mares.

Por otra parte, tienen capacidad de intercambio entre las fases sólida y líquida de los sistemas acuáticos, debido tanto a variaciones de los componentes bióticos como abióticos, lo que hace que los sedimentos no sean compartimentos estanco de metales. Estos elementos pueden resolubilizarse por distintos procedimientos y así (generalmente en formas químicas diferentes) son directamente incorporados por el hombre, o bien indirectamente llegan hasta él a través de la cadena trófica.

En la Figura 1 (pág. 5) hemos representado los intercambios o flujos de metales pesados que pueden darse entre los diferentes sistemas ambientales. Los cursos de agua no sólo transportan su carga contaminante hasta estuarios y océanos, sino que además existe un flujo lateral hacia los ecosistemas terrestres colindantes mediante actividades de dragado, transvase de biota, detracciones para riego, etc. Por ejemplo, en la Comunidad de Madrid las aguas contaminadas del río Jarama riegan 90.859 Ha de cultivos, lo que supone un grave riesgo de incorporación de metales pesados, entre otras sustancias peligrosas, a los cultivos. Además, en gran medida, estas aguas de riego son recogidas posteriormente por las del mismo río Jarama en su cauce bajo o por las del río Tajo (Aguiló, 1983; Cubillo, 1986).

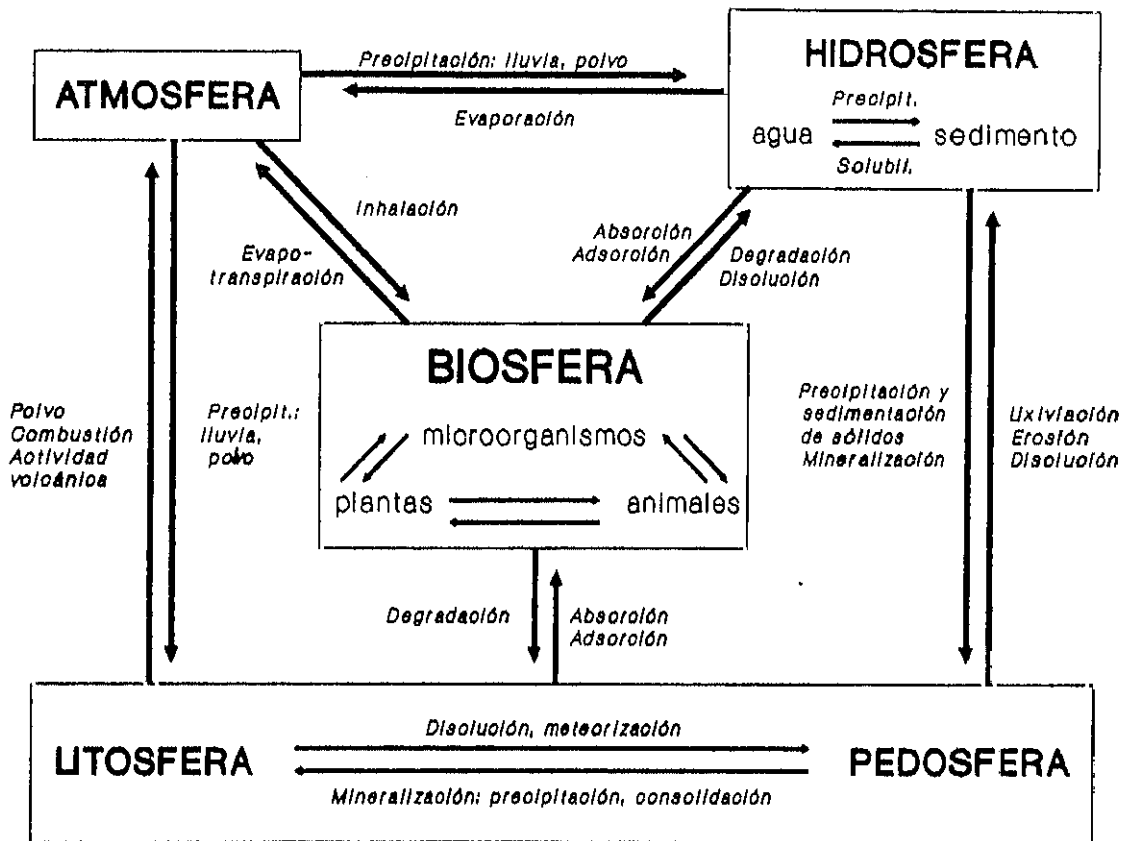


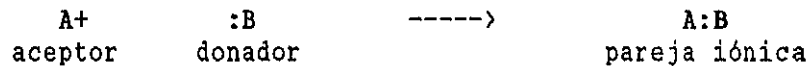
Figura 1. Ciclo biogeoquímico general de los metales pesados (Diferentes fuentes).

Unido a ello, en la Comunidad de Madrid existe el grave problema planteado por la dependencia de aguas superficiales para abastecimiento público sometidas a una demanda en continuo aumento, lo que las hace cada vez más caras. Este encarecimiento es debido, entre otras razones, a la enorme agresión que soportan dichas aguas. Esto se ve agravado por el agotamiento de las reservas subterráneas, por su contaminación, por un conocimiento insuficiente de los acuíferos y por una aplicación errónea de las tecnologías de captación y de explotación de los mismos (López Vera, 1984).

Los ríos madrileños necesitan una ayuda urgente si no queremos que desaparezcan irreversiblemente de nuestra Comunidad unos ecosistemas irremplazables. Con esa mentalidad hemos planteado el presente estudio.

2. LOS METALES PESADOS. CARACTERISTICAS GENERALES.

Con el término metal pesado se incluye habitualmente a la mayor parte de los metales de número atómico superior a veinte, excepto los metales alcalinos, alcalino-térreos, lantánidos y actínidos. Como tales metales son buenos conductores de electricidad, poseen alta conductividad térmica, alta densidad (superior a 5 g.cm^{-3}), son dúctiles y maleables. En reacciones de óxido-reducción, se comportan como aceptores de pares de electrones (ácidos de Lewis) en presencia de los donadores (bases de Lewis):



Las especies químicas resultantes se denominan: pareja iónica, complejo metálico, compuesto de coordinación o complejo dador-aceptor (clasificadas en la TABLA I, pág. 8). Las más estables serán las constituidas por un aceptor fuerte y un dador fuerte o por un aceptor débil y un dador débil. Esto explica que muchos metales de la corteza terrestre aparezcan en los minerales en forma de óxidos o carbonatos (así, ácidos fuertes como el Mg^{2+} , el Ca^{2+} y el Al^{3+} forman uniones estables con bases fuertes como el O^{2-} y el CO_3^{2-}), mientras que otros elementos metálicos lo hagan como sulfuros (ácidos débiles como el Hg_2^{2+} , el Hg^{2+} o el Pb^{2+} se asocian preferentemente con bases débiles como el S^{2-}). Por el contrario, las combinaciones ácido fuerte-base débil y ácido débil-base fuerte no forman uniones estables y sus minerales pueden ser lixiviados fácilmente por el agua (Pearson, 1968a y 1968b; Wittmann, 1981).

ACEPTOR FUERTE	A. INTERMEDIO	ACEPTOR DEBIL
H ⁺ , Na ⁺ , K ⁺ , Be ²⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , Mn ²⁺ , Al ³⁺ , Cr ³⁺ , Co ³⁺ , Fe ³⁺ , As ³⁺ .	Fe ²⁺ , Co ²⁺ , Ni ²⁺ , Cu ²⁺ , Zn ²⁺ , Pb ²⁺ .	Cu ⁺ , Ag ⁺ , Au ⁺ , Tl ⁺ , Hg ₂ ²⁺ , Pd ²⁺ , Cd ²⁺ , Pt ²⁺ , Hg ²⁺ , CH ₃ Hg ⁺ .
DADOR FUERTE	D. INTERMEDIO	DADOR DEBIL
H ₂ O, OH ⁻ , F ⁻ , Cl ⁻ , PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻ , CO ₃ ²⁻ , O ²⁻ .	Br ⁻ , NO ₂ ⁻ , SO ₃ ²⁻ .	SH ⁻ , S ²⁻ , RS ⁻ , CN ⁻ , SCN ⁻ , CO, R ₂ S, RSH.

TABLA I. Clasificación de aceptores y dadores (Pearson, R., 1968a; Wittmann, G.T.W., 1981). R= alquilo o arilo.

2.1. TOXICIDAD Y BIOASIMILACION DE LOS METALES PESADOS. FACTORES QUE LAS MODIFICAN.

Evidencias experimentales han llegado a demostrar que el grado de importancia biológica de los iones metálicos pesados con respecto a los sistemas vivos, de los que algunos son oligoelementos, sigue el mismo patrón que tiene su disponibilidad en la naturaleza (Williams, 1967; Vahrenkamp, 1973; Wood, 1974 y 1975a). Además existe una aparente correlación entre la abundancia de los elementos en la corteza terrestre y las necesidades alimenticias de las células microbianas (Wood, 1989).

Estos metales, en cantidades mínimas o traza, pueden ejercer efectos positivos o negativos sobre los seres vivos. Algunos de ellos en determinadas concentraciones, siempre menores al 0,01% de la masa total del organismo, son elementos esenciales para la vida y así el V, Cr, Mo, Mn, Fe, Co, Ni, Cu y Zn lo son para el hombre (Schroeder, 1968 y 1974; Nielsen, 1971; Buhler, 1972; Vahrenkamp, 1973; Mertz, 1974; Venugopal y Luckey, 1975; Vokal *et al.*, 1975; Overhoff y Forth, 1978; I.W.D., 1979; Wittmann, 1981; Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986; Korallus, 1986; Brown *et al.*, 1987; Anderson, 1989). No obstante, pequeñas variaciones de sus concentraciones, tanto disminuciones como incrementos, pueden producir efectos nocivos, a veces graves, crónicos e incluso letales sobre los seres vivos (Fig. 2a, pág. 11). Iguales efectos nocivos pueden ser causados por otros metales traza no esenciales (Fig. 2b, pág. 11) que de forma natural o principalmente como consecuencia de la actividad humana se encuentren, actualmente en el medio ambiente de forma accesible. En la TABLA II

(pág. 12) están esquematizados los efectos esenciales y beneficiosos y la toxicidad potencial que los metales pesados objeto de nuestro estudio tienen sobre plantas y animales (incluido el hombre).

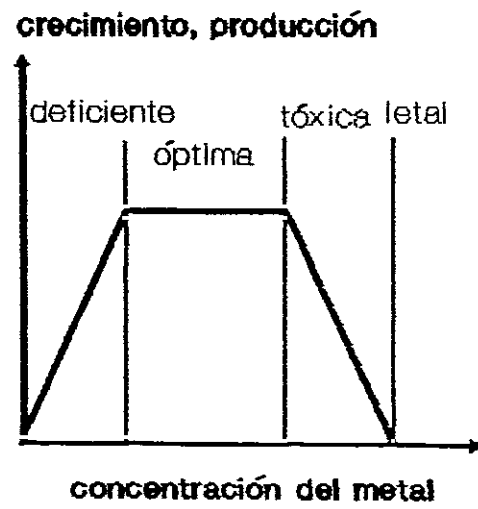
Es interesante destacar que Nielsen (1988) incluye al plomo y cadmio (hasta ahora considerados xenobióticos) en una lista de once elementos ultratraza esenciales (arsénico, boro, bromo, cadmio, flúor, plomo, litio, níquel, silicio, estaño y vanadio). Sin embargo, este último autor asimismo indica que las evidencias recientes ratifican únicamente la esencialidad de arsénico, boro, níquel y sílice.

Las manifestaciones tóxicas producidas por los metales pesados pueden ser:

- i) agudas, rápidas y claramente definidas, a veces fatales; o
- ii) crónicas cuando aparecen los síntomas tras prolongadas exposiciones a dosis bajas del tóxico, o mucho tiempo después de la interacción con él, produciendo daños graves, incluso letales. Las intoxicaciones por cadmio o plomo pueden manifestarse transcurridos más de diez años.

El grado de toxicidad potencial y la biodisponibilidad que un metal pesado presenta en un ambiente dado dependen de una serie de factores que si bien están muy interrelacionados, los hemos clasificado en dos grandes grupos: factores abióticos y factores bióticos (Introducción 2.1.1. y 2.1.2., respectivamente).

a) metales esenciales



b) metales no esenciales

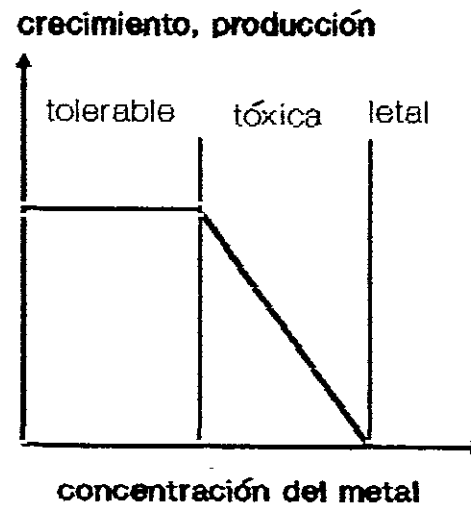


Fig. 2. Deficiencia y exceso de elementos traza: esenciales (fig. a) y no esenciales (fig. b).

Metal	Esencial o beneficioso para:		Potencialmente tóxico para:		Comentarios
	Plantas	Animales	Plantas	Animales	
Cd	NO	NO	SI	SI	Estrecho margen; enriquecimiento en la cadena trófica; cancerígeno; enfermedad Itai-Itai.
Cr	NO	SI	SI	SI	Es importante la especiación; Cr ⁶⁺ muy tóxico; por lo demás, relativamente no tóxico.
Cu	SI	SI	SI	SI	Estrecho margen para plantas; forma fácilmente complejos.
Mn	SI	SI	pH < 5	SI	Amplio margen; tóxico en medios ácidos; entre los menos tóxicos
Ni	SI	SI	SI	SI	Muy móvil en plantas; relativamente no tóxico; cancerígeno.
Pb	NO	NO	SI	SI	Dispersión atmosférica; veneno acumulativo.
Zn	SI	SI	SI	SI	Amplio margen; forma fácilmente complejos; es relativamente no tóxico.

TABLA II. Efectos de los metales pesados objeto de nuestro estudio sobre la nutrición de plantas y animales.

2.1.1. Factores abióticos.

Para clarificar la exposición vamos a dividir a su vez estos factores en dos subgrupos: i) factores inherentes al metal, entre los que se encuentran la naturaleza del metal, su abundancia y disponibilidad en el sistema, su específico estado molecular y su tiempo de permanencia en el sistema, y ii) factores físico-químicos ambientales, principalmente pH, Eh o potencial de óxido-reducción, presencia de iones inorgánicos (tanto aniones, como cationes), existencia de minerales de arcilla e hidróxidos metálicos, cantidad de materia orgánica, temperatura, contenido en oxígeno, etc. Todos los factores inherentes al metal (subgrupo a) son modificables, además de por los elementos bióticos (ver Introducción 2.1.2), por la acción de los asimismo abióticos, factores físico-químicos ambientales (subgrupo b) (Hahne y Kroontje, 1973; Bryan, 1976; Howarth y Sprague, 1978; James y Evison, 1979; Poddubnaya, 1980; Stumm y Morgan, 1981; Babich y Stotzky, 1982, 1983a, 1983b, 1983c; Chapman *et al.*, 1982a, 1982b, 1982c; Murphy Jr. y Spiegel, 1983; Winner, 1984, 1985, 1986; Winner y Gauss, 1986; Wood, 1987, 1989).

Factores inherentes al metal.

La toxicidad depende en primer lugar de la propia naturaleza del metal y de su disponibilidad en el ambiente. Atendiendo a estos dos factores Wood (1974) clasificó los metales en tres categorías:

- i) no críticos: Na, K, Mg, Ca, H, O, N, C, P, Fe, S, Cl, Br, F, Li, Rb, Sr, Al*, Si, Mn (* El aluminio es tóxico para la biota, tanto

terrestre como acuática, cuando se moviliza a un pH bajo (Förstner, 1989));

- ii) tóxicos pero muy insolubles o muy raros: Ti, Hf, Zr, W, Nb, Ta, Re, Ga, Os, Rh, Ir, Ru, Ba;
- iii) muy tóxicos y relativamente disponibles: Be, Co, Ni, Cu, Zn, Sn, Cr, As, Se, Te, Pd, Ag, Cd, Pt, Au, Hg, Tl, Pb, Sb, Bi.

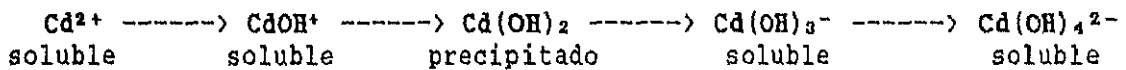
Un tercer factor a tener en cuenta es el estado molecular que presente el metal. Al estar sometidos a diferentes condiciones ambientales, los metales pesados pueden mostrar diversas configuraciones moleculares. Sus diferentes especies moleculares o especies químicas pueden suponer distintos grados de bioasimilación y toxicidad (Stumm y Bilinski, 1972; Sibley y Morgan, 1977; Freedman *et al.*, 1980; Stumm y Morgan, 1981; Babich y Stotzky, 1983b; Benès *et al.* 1985; Nelson y Donkin, 1985; Brümmer, 1986) (Tabla III, pág. 19).

También influye sobre la toxicidad del metal su tiempo de permanencia en el sistema (dato de muy difícil determinación), que puede llegar a ser hasta de muchos años si las condiciones y la estabilidad del medio así lo permiten (Wangersky, 1986).

Factores físico-químicos ambientales.

Su efecto combinado tiene gran influencia sobre el grado de toxicidad y sobre la incorporación de los metales pesados por la biota acuática (Prosi, 1981). A continuación pasamos a comentar la influencia de algunos de dichos parámetros.

El pH afecta a la especiación química y a la movilidad de muchos metales pesados (Babich y Stotzky, 1983b; Wood, 1989). Este factor asimismo juega un papel importante en las interacciones de los metales pesados con parámetros como la dureza del agua (principalmente carbonatos) y con los compuestos orgánicos (Prosi, 1981). Por ejemplo, según Hahne y Kroontje (1973), al aumentar progresivamente la concentración de iones hidroxilo, el Cd^{2+} forma secuencialmente diferentes especies hidroxiladas:



Los demás metales pesados se comportan de forma similar. Estas especies químicas del mismo metal, aparecidas bajo la influencia del pH, pueden ejercer diferente toxicidad (Babich y Stotzky, 1983b; Wood, 1989). Así, en un estudio con tubificidos (oligoquetos bentónicos objeto del presente estudio), la toxicidad del plomo fue mayor al ser suministrado a $\text{pH}=8,5$ que a $\text{pH}=6,5$ (Whitley, 1968). Este hecho lo explicó posteriormente Prosi (1981) como resultado de la incorporación oral de las partículas de Pb precipitadas. También un incremento del pH (de 5 a 9) provocó un aumento de la toxicidad del cadmio para algunas bacterias, hongos y algas (Babich y Stotzky, 1983b).

Los cambios de pH pueden influir fuertemente en la adsorción o liberación de cationes (desorción) por las sustancias orgánicas. Los aminoácidos, que aparecen en elevadas concentraciones tanto en solución como precipitados en sedimentos de aguas eutróficas o contaminadas (caso de las del río Jarama), pueden adsorber o liberar cationes, metales pesados, debido a su carácter anfótero (Prosi, 1981). Así ocurre en el caso de la glicocola y el Cu. ac^{2+}

(Tabla III, pág. 19), que pueden llegar a formar un quelato de dos anillos en una reacción de coordinación (Stumm y Morgan, 1981).

Las membranas plasmáticas de los organismos blanco también pueden verse afectadas por el pH, provocando variaciones en la bioasimilación de los diferentes metales.

-El Eh o potencial de óxido-reducción de un ambiente dado influye sobre los fenómenos de especiación metálica. La valencia de muchos metales pesados es dependiente del Eh del ambiente y como ya se ha dicho, diferentes valencias del mismo elemento pueden provocar distintas toxicidades y diferentes grados de bioasimilación (Babich y Stotzky, 1983b; Wood, 1989).

En condiciones reductoras (ecosistemas anaerobios), se produce la transformación microbiana del sulfato (SO_4^{2-}) a sulfito (S^{2-}) lo que provoca la precipitación de los metales pesados de esos ambientes (Babich y Stotzky, 1983b). En el curso bajo del río Jarama se dan las circunstancias para que ocurra dicha precipitación: existencia habitual de condiciones reductoras y abundancia de sulfatos debido a la facies del terreno (Catalán L., 1981; Catalán L. y Catalán A., 1987).

-Los iones inorgánicos presentes en las aguas, tanto aniones como cationes, tienen una gran influencia sobre la toxicidad de los metales, debido por ejemplo a la formación de carbonatos insolubles o a la adsorción sobre carbonato cálcico (Prosi, 1981). Esto sucede especialmente cuando se produce

la mezcla de aguas de diferentes orígenes, como son los vertidos residuales realizados en cursos fluviales naturales o las aguas de ríos de distintas características físico-químicas (Catalán L., 1981). Además se puede dar una competencia catiónica entre metales pesados y otros cationes por sitios activos, tanto en los tejidos vivos (por ejemplo, Cd^{2+} y Zn^{2+} , Ca^{2+} y Mg^{2+} , Cu^{2+} y Ca^{2+} , etc), como en otras superficies no biológicas (por ejemplo por los sitios de unión de los ácidos húmicos) (Zitko y Carson, 1976; Winner, 1985, 1986; Winner y Gauss, 1986).

-Los minerales de arcilla y los hidróxidos de metales existentes en los sedimentos de los cursos de agua también pueden influir sobre la toxicidad de los metales. Los silicatos aluminicos hidratados de las arcillas poseen superficies con cargas predominantemente negativas que pueden ser compensadas por cationes adsorbidos. A su vez, estos cationes pueden ser desplazados por otros existentes en el ecosistema. De esta manera los metales pesados pueden ser extraídos de la solución, aunque sea temporalmente, variando su bioasimilación y su toxicidad. Los óxidos hidratados de hierro, los dióxidos de manganeso y los óxidos de aluminio, ($Fe_2O_3 \cdot nH_2O$; $MnO_2 \cdot nH_2O$; $Al_2O_3 \cdot nH_2O$) poseen la misma capacidad de intercambio catiónico (Babich y Stotzky, 1980 y 1983b; Hongve *et al.*, 1980).

-La materia orgánica, tanto soluble como particulada, puede alterar la distribución de los metales pesados: se produce por regla general una disminución de los niveles disueltos y un aumento de la concentración de metales en forma coloidal y en suspensión, así como en los sedimentos. La posibilidad de

incorporación a la cadena trófica del sistema y la toxicidad de estos metales dependerá entonces, además de estos factores, de las costumbres alimenticias de los diferentes organismos. Los exudados orgánicos de ciertos organismos, los quelantes naturales como succinato, citrato y aspartato, los aminoácidos con grupos sulfhidrilo (-SH) presentes en el medio, los quelantes orgánicos de síntesis (EDTA, NTA) y los ácidos húmicos, fúlvicos y pirúvicos son algunas de las sustancias orgánicas capaces de retener metales pesados, aunque sea temporalmente (Sprague, 1968; Catalán L., 1981; Prosi, 1981; Stumm y Morgan, 1981; Babich y Stotzky, 1983b; Murphy Jr. y Spiegel, 1983; Winner, 1985; Broberg y Lindgren, 1987; Catalán L. y Catalán A., 1987; Broberg y McMasters, 1988; Campbell y Tessier, 1989).

-La temperatura va a influir sobre la solubilidad de los metales y al igual que el contenido en oxígeno va a afectar de forma decisiva tanto a la distribución como al estado fisiológico de la biota del ecosistema (tubificidos por ejemplo) del que va a depender la respuesta frente al tóxico. Así, en los experimentos realizados por Reynoldson (1987), el crecimiento (aumento de peso) de los tubificidos *Tubifex tubifex* y *Limnodrilus hoffmeisteri* (Annelida: Oligochaeta) (organismos objeto de estudio en esta tesis doctoral) se produjo dentro de un margen estrecho de temperatura (entre 10°C y 13°C). Según Chapman *et al.* (1982b) todos los tubificidos (*T. tubifex* y *L. hoffmeisteri*, entre otros) que utilizó en sus experimentos fueron más tolerantes al cadmio a bajas temperaturas (tolerancias a 1°C >10°C >20°C), confirmando los resultados obtenidos por otros investigadores en varios taxones diferentes.

TIPOS DE ESPECIES METALICAS	EJEMPLOS
Iones hidratados libres.	$\text{Cu}^{2+}(\text{H}_2\text{O})_n$, $\text{Fe}^{3+}(\text{H}_2\text{O})_n$, $\text{Pb}^{2+}(\text{H}_2\text{O})_n$.
Parejas de iones inorgánicos y complejos inorgánicos.	$\text{Cu}_2(\text{OH})_2^{2+}$, $\text{Pb}(\text{CO}_3)^0$, Cu CO_3 , Ag SH , Cd Cl^+ , Co OH^+ , $\text{Zn}(\text{OH})_2^+$, $\text{Ag}_2\text{S}_3\text{H}_2^{2-}$.
Complejos orgánicos y quelatos.	Me-SR, Me-OOCR.
Especies metálicas unidas a material orgánico de alto peso molecular.	Me-lípidos, polímeros de Me-ácido húmico y de Me-ácido fúlvico, y Me-polisacáridos.
Especies metálicas en forma de coloides altamente dispersos.	FeOOH , $\text{Fe}(\text{OH})_3$, óxidos de Mn(IV), $\text{Mn}_2\text{O}_3 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$, $\text{Na}_4\text{Mn}_{14}\text{O}_{37}$, Ag_2S .
Especies metálicas atrapadas en coloides.	$\text{Me}_x(\text{OH})_y$, Me CO_3 , Me S , arcillas, etc.
Precipitados, partículas orgánicas y restos de organismos vivos.	

TABLA III. Tipos de especies metálicas en los sistemas acuáticos (adaptado de Stumm, W. y J.J. Morgan, 1981).

2.1.2. Factores bióticos.

En adición a lo dicho en el apartado anterior, la expresión real del efecto deletéreo de los metales pesados en los sistemas acuáticos está condicionada máximamente a su vez por (Murphy y Spiegel, 1982 y 1983; Viarengo, 1985; Wood, 1987 y 1989): i) el grado de bioasimilación y por los mecanismos de defensa que esgriman los "organismos blanco" frente a los metales, y ii) por la acción que la propia biota pueda ejercer sobre su especiación química.

Tanto en Procariotas como en Eucariotas, la incorporación de los elementos traza esenciales está firmemente relacionada con los promedios de reciclaje de los elementos mayoritarios (C, H, N, O, P y S). Estos mecanismos bioquímicos, implicados en el transporte de todos los elementos esenciales para la vida, están fielmente regulados a nivel genético. Las células tienen que invertir energía no sólo para el mantenimiento de la homeostásis de los elementos esenciales, sino también para preservar el citoplasma celular de los tóxicos indeseables. Los mecanismos para conseguir la homeostásis y excluir dichos tóxicos incluyen: precipitación, formación de complejos con ligandos orgánicos, volatilización, alquilación, hidrólisis, oxidación, reducción y mecanismos de expulsión (transporte) dependientes de energía (canales de exclusión dependientes de ATP y exocitosis de vesículas lisosomales secundarias) (Wood, 1989). En consonancia con lo anteriormente expuesto se encuadraría la opinión de Bindra y Hall (1978) que sugirieron que los tubificidos pueden regular la concentración metálica de sus tejidos. Al exponer los oligoquetos a sedimentos contaminados con Cu, Fe, Pb y Zn observaron un máximo de concentración tras cuatro semanas,

que declinó después de seis; concluyeron que los metales en exceso fueron excretados.

La especiación de un metal puede deberse a la acción ejercida por determinados organismos sobre los metales. La actividad metabólica de los microorganismos juega un papel significativo en la movilidad de los elementos tóxicos en el medio ambiente (Wood, 1974). Debido a la acción de algunas cepas bacterianas (mecanismos de detoxificación) o a la de algunos organismos bentónicos detritívoros, como los gusanos tubificidos objeto de nuestro estudio, pueden aparecer en el medio especies metálicas más o menos móviles, tóxicas y bioasimilables para la biota de niveles tróficos superiores que las pre-existentes (Aston, 1973; Wood, 1973 y 1974; Higgins y Burns, 1975; Jernelöv *et al.*, 1975; Wong *et al.*, 1975; Wood, 1975b; Boddington *et al.*, 1979; Catalán L., 1981; Stumm y Morgan, 1981; Matisoff *et al.*, 1985; Catalán L. y Catalán A., 1987).

La BIOTURBACION de los sedimentos, producida por los organismos bentónicos (tubificidos entre otros) puede jugar un papel importante en la toxicidad y la biodisponibilidad de los metales y puede dar lugar a (Petr, 1977; Fukuhara y Sakamoto, 1987):

- i) bombeo hacia el exterior del sedimento de agua intersticial enriquecida por ejemplo, en fósforo, nitrógeno o metales pesados,
- ii) introducción en el sedimento de agua generalmente rica o al menos con mayor contenido en oxígeno,

- iii) transporte activo de material particulado (sedimentos, partículas del sustrato, restos vegetales, etc) tanto hacia la superficie, como hacia los horizontes profundos, y
- iv) defecación en superficie.

Se piensa que acelera procesos tales como la liberación de los metales pesados desde el sedimento y posiblemente su especiación. Se sabe que la actividad excavadora de los tubificidos provoca la liberación desde los sedimentos del metil-mercurio formado por la actividad bacteriana (Jernelöv, 1970). Este hecho provoca a menudo la aparición en la columna de agua, de especies metálicas de fácil bioasimilación (Wood, 1989).

Además, la actividad excavadora y la técnica alimenticia de los organismos bentónicos tienen como consecuencia la mezcla de las partículas del sustrato (Fukuhara, 1987; Reynoldson, 1987a). En el Lago Hurón (U.S.A.) un grupo de investigadores ha estado trabajando sobre la mezcla uniforme de los horizontes superiores de sus sedimentos, en particular la debida a las actividades bentónicas de los tubificidos (Robbins y Edgington, 1975 ; Robbins *et al.* 1977). Estos oligoquetos debido a su comportamiento alimenticio actúan como cintas transportadoras de partículas. Al tomar como promedio una acumulación de 0,2 centímetros de sedimento por año, Robbins (1982) calculó que en la zona de mezcla (la afectada por la bioturbación) coexistían los sedimentos más recientes con otros de una antigüedad de quince a treinta años. Esto implica que un contaminante no biodegradable pueda mantenerse en contacto con el agua durante un periodo de tiempo considerable, aunque ya no sea introducido en el sistema

(Reynoldson, 1987a) y de este modo se ve potenciado el riesgo de su acción tóxica.

2.2. VIAS DE ENTRADA Y ORIGEN DE LOS METALES PESADOS EN LOS SISTEMAS ACUATICOS EPICONTINENTALES.

Dependiendo de su origen, los metales pesados tendrán tres vías de entrada en el medio acuático (Figura 1, pág. 5):

- i) la vía atmosférica, debida a la precipitación de partículas originadas en procesos naturales, en la combustión de carburantes, en los procesos de fundición de metales, etc;
- ii) la vía terrestre, producto de filtraciones de vertidos, de la escorrentía superficial de terrenos contaminados (minas, utilización de lodos como abono, lixiviación de basuras, precipitación atmosférica, etc) y de otras causas naturales; y
- iii) principalmente la vía directa, por el vertido directo de desechos a los cauces fluviales.

En los sistemas acuáticos epicontinentales (ríos, lagos, embalses, etc) los metales pesados son introducidos como resultado de la acción de procesos naturales y antropogénicos. Por ello vamos a distinguir entre un origen natural de metales pesados y otro antropogénico; si bien en la práctica la distinción entre una contaminación de origen industrial, doméstico o natural, y la producida por actividades mineras no siempre es posible (Förstner, 1981a).

2.2.1. Origen natural.

El contenido en elementos metálicos de un suelo libre de interferencias humanas, depende en primer grado de la composición de la roca madre originaria y de los procesos erosivos (meteorización) sufridos por los materiales formadores del suelo (Adriano, 1986). La acción de los factores medioambientales sobre las rocas y los suelos derivados de ellas son los determinantes de las diferentes concentraciones basales de metales pesados en los sistemas fluviales (aguas, sedimentos y biota). En la Tabla IV (pág. 25) se muestran las concentraciones de los metales pesados objeto de este trabajo en rocas graníticas, sedimentos arcillosos, calizas y areniscas (la ordenación de los metales en la tabla se corresponde con su contenido en esquistos). Como se comentará más adelante en el apartado "DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO", entre los materiales que aparecen en la tabla, el río Jarama únicamente no contacta con las rocas graníticas, aunque sí lo hace con sus materiales de degradación.

Sería de mucho interés el establecimiento de la concentración basal, natural o previa a la civilización, de los metales pesados existentes en los diferentes compartimentos de un ecosistema fluvial, para conocer así el enriquecimiento total debido a las influencias antropogénicas. Este es un problema de difícil solución (Förstner, 1981a), sobre todo cuando no existe un catálogo que recoja las concentraciones metálicas en distintos sistemas ambientales, como ocurre en nuestro caso.

ELEMENTO	ROCAS GRANITICAS	ESQUISTOS	ARCILLAS	ARENISCAS	CARBONATOS
Mn	540	850	6700	390*	1100
Zn	60	95	165	16	20
Cr	22	90	90	35	11
Ni	15	68	225	2	20
Cu	30	45	250	15*	4
Pb	15	20	80	7	9
Cd	0,13	0,3	0,43	0,02*	0,035

* Horn, M.K. y J.A.S. Adams (1966).

TABLA IV . Concentraciones ($\mu\text{g/g}$) de los metales pesados objeto de nuestro estudio en varias rocas formadoras de suelos (según Turekian, K.K. y K.H. Wedepohl, 1961; Förstner, U., 1981a).

2.2.2. Origen antropogénico.

Cuando el hombre ha intervenido en algún punto del ciclo biogeoquímico de los metales pesados, hablamos de un origen antropogénico de los mismos. El uso de los metales pesados ha ido aumentando paralelamente al desarrollo industrial y tecnológico. Actualmente es difícil encontrar una industria o un producto manufacturado en los que no intervenga algún metal pesado (Tabla V, pág. 27). Si bien, la tendencia aunque lenta, es sustituir progresivamente en la industria, algunos metales pesados potencialmente tóxicos por otros materiales más inocuos (Förstner y Wittmann, 1981). En la zona de estudio -la cuenca del río Jarama en la Comunidad de Madrid- los principales orígenes antropogénicos de metales pesados pueden ser agrupados en: i) industriales, ii) agrícolas, iii) ganaderos y iv) domésticos y urbanos.

2.2.2.1. Origen industrial.

Las principales fuentes de metales pesados en los sistemas acuáticos son las aguas residuales de las industrias que utilizan los cauces fluviales como vertederos. A menudo dichos vertidos no han sido sometidos a procesos de depuración o su tratamiento es inadecuado o insuficiente, como suele ocurrir en la zona de nuestro estudio. En las Tablas V y VI (págs. 27 y 28) están recogidos algunos de los procesos industriales por los que se introducen metales pesados en el medio ambiente y que pueden afectar al río Jarama. En la Tabla VI se muestran las concentraciones de estos metales en las aguas residuales de algunas industrias "no metálicas".

ORIGEN	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Mn	Ni
Minería.	*	*	*	*	*	*	*
Fundiciones.	*	*	*	*	*		*
Chapados metálicos.		*					
Motores de vehículos, chapados de aviones, acabados.	*	*	*				
Galvanizados, electrochapados.	*	*	*	*	*	*	*
Pigmentos, tintes, tintas, pinturas.	*	*	*	*	*	*	*
Químicas, petroquímica.	*	*	*	*	*		*
Farmacéuticas.		*	*		*		
Vitrocerámica.	*			*		*	*
Textiles.		*	*		*		
Curtido de pieles.		*	*				
Fotografía.	*	*	*	*			
Muníciones y explosivos.		*	*	*			
Plásticos.		*			*		
Papeleras y similares.		*	*	*	*		*
Cementos y amiantos.		*					
Baterías eléctricas.	*		*	*		*	*
Eléctrica y electrónica.	*	*	*	*	*	*	*
Fertilizantes.	*	*	*	*	*	*	*
Pesticidas.			*	*	*		

TABLA V . Principales orígenes antropogénicos de los metales pesados objeto de nuestro estudio. Recopilado de Dean, J.G. et al., 1972; O'Connor, J.T., 1974; Wittmann, G.T.W., 1981; MOPU, 1982.

INDUSTRIAS	CONCENTRACIONES PROMEDIO EN $\mu\text{g/l}$				
	Cu	Cr	Ni	Zn	Cd
Procesado de carnes	150	150	70	460	11
Licuación de grasas	220	210	280	3890	6
Procesado de pescados	240	230	140	1590	14
Tahonas	150	330	430	280	2
Alimentos diversos	350	150	110	1100	6
Cerveceras	410	60	40	470	5
Bebidas no alcohólicas y condimentos (sabores)	2040	180	220	2990	3
Helados	2700	50	110	780	81
Tintes textiles	37	820	250	500	30
Ropas y tinción de pieles	7040	20140	740	1730	115
Substancias químicas diversas	160	280	100	800	27
Lavanderías	1700	1220	100	1750	134
Limpieza de automóviles	180	140	190	920	18

TABLA VI. Concentraciones de algunos metales pesados en las aguas residuales de varias industrias no metálicas (Klein, L.A. et al., 1974).

2.2.2.2. Origen agrícola.

Los orígenes agrícolas de metales pesados en las aguas epicontinentales son los causados por la lixiviación de los terrenos de cultivo en los que se ha producido una acumulación previa de dichas sustancias debido al uso o abuso de pesticidas (Tablas V y VII, págs. 27 y 30), fertilizantes (Tablas V y VIII, págs. 27 y 31) y desechos orgánicos susceptibles de ser utilizados como abono (Tabla X, pág. 33). Los metales presentes en estos terrenos alcanzan los cursos de agua no sólo directamente al ser lixiviados por la escorrentía superficial (aguas de riego y de tormentas), sino también indirectamente al infiltrarse desde acuíferos previamente contaminados (I.W.D., 1979; Förstner y Wittmann, 1981; M.O.P.U., 1982; Adriano, 1986).

La aplicación en terrenos de cultivo de lodos provenientes de depuradoras y el riego de los mismos con aguas residuales son también una fuente de contaminación metálica para los cultivos (Adriano, 1986). En la Tabla IX (pág. 32) aparecen representadas las concentraciones de metales pesados en los lodos de algunas depuradoras urbanas de Madrid.

Otros posibles orígenes de estos elementos son los tratamientos fitosanitarios de las zonas boscosas (fumigaciones para el control de plagas). Probablemente en nuestro área de estudio sólo tendrían importancia para el problema que nos ocupa los realizados en la cabecera de los ríos.

SUSTANCIA	COMPOSICION METALICA
INSECTICIDAS:	
Aceto-arsenito de cobre	2,3% As; 39% Cu
Arsenato de plomo	4,2-9,1% As; 11-26% Pb
Sulfato de cinc	20-30% Zn
FUNGICIDAS:	
Sulfato de cobre-sales de calcio	4-6% Cu
Sales de cobre	2-56% Cu
Maneb	1-17% Mn
Mancozeb	16% Mn; 2% Zn
Zineb y Ziram	1-18% Zn

TABLA VII. Proporciones de metales pesados en algunos pesticidas recomendados en agricultura (Adriano, D.C., 1986).

FERTILIZANTE	Zn	Cu	Mn	Cr	Ni	Pb	Cd
Diamonio fosfato (a):							
-grado reactivo.	1,0	1,6	0,6	0,2	1,1	0,5	0,9
-fosfatos de Idaho (USA).	715	2,7	195	485	64	4,4	50
-fosfatos de Carolina del Norte (USA).	285	1,0	93	195	38	4,7	30
Fosfatos (b).	187	32	975	184	-	962	-
Superfosfato simple (b).	165	15	890	87	-	488	-
Superfosfato triple (b).	418	49	75	392	-	238	-
Diamonio fosfato (b).	112	7,2	307	80	-	195	-
Fosfatos (c):							
-Kola (URSS).	24	40	266	2	2	2,4	1,0
-Marruecos.	222	39	10	306	69	3,2	11
Superfosfato (d).	363	16	225	119	34	0,7	4,9
Polifosfato (d).	11	2	10	5	18	0,2	0,47
Mezcla N-P-K (e).	88	18	132	116	-	444	-

31

Referencias: (a) Mortvedt, J.J. y P.M. Giordano (1977); (b) Arora, C.L. et al. (1975); (c) Langmayr, F.J. et al. (1977); (d) Förstner, U. (1981b); (e) Ermolenko, N.F. (1972).

TABLA VIII. Concentraciones ($\mu\text{g/g}$) de los metales pesados objeto de nuestro estudio en fertilizantes.

DEPURADORA	Cu	Cr	Ni	Zn	Pb	Cd	Mn
VIVEROS	503	381	59	1558	647	49	186
VALDEBEBAS	331	146	35,4	1550	634	3,5	400
SUR	886	429	50	1734	764	42	167
SUR ORIENTAL	334	47	23	6435	455	4,1	160
REJAS	1545	251	77	1557	718	11,2	159
BUTARQUE	761	1739	90	3821	844	15,5	412
CHINA	401	160	42	1353	818	9,4	166

TABLA IX . Concentraciones medias (mg/Kg de materia seca) de metales pesados en lodos de distintas depuradoras de Madrid (Manrique, A. et al., 1986).

ORIGEN DE LOS DESECHOS	Cd	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn
Vacuno	0,24-0,28	20-30	21-24	117-161	2,1-3,3	86-115
Aves de corral	0,42-0,58	5-10	4,4-31	166-242	2,1-90	36-158
Porcino	-	14	13	168	168	198

TABLA X . Concentraciones ($\mu\text{g/g}$) de metales pesados en desechos animales (Adriano, D.C., 1986).

2.2.2.3. Origen ganadero.

Consideramos como origen ganadero el debido a los desechos de los animales y a las aguas de lavado de establos y granjas. La concentración de estos elementos en dichos materiales es variable y depende del tipo de ganado del que se trate, de la edad del animal, tipo de dieta, tipo de establo, e incluso del manejo de los desechos (Adriano, 1986).

Dadas las altas dosis de microelementos, Cu y Zn principalmente, añadidas a determinadas dietas de porcino y aves de corral, el estiércol de estos animales puede contener de diez a cuarenta veces más Cu y de cuatro a diez veces más Zn que el de un estiércol normal (Adriano, 1986). En la Tabla X (pág. 33) se muestra la composición típica de metales pesados en los desechos de ganado vacuno, porcino y aves de corral.

2.2.2.4. Origenes doméstico y urbano.

Las aguas residuales de las ciudades son las portadoras de los metales de origen doméstico y urbano. Los vertidos domésticos transportan una amplia gama de metales contenidos en las excreciones humanas, en los restos de los alimentos, en las aguas de lavado, etc (I.W.D., 1979; Förstner y Wittmann, 1981; Adriano, 1986).

Los combustibles fósiles se utilizan en dos procesos que constituyen fuentes importantes de metales pesados al medio ambiente, como son: i) las calefacciones y ii) los automóviles.

Las calefacciones de las ciudades, son una causa importante de emisión de metales pesados, aunque su impacto es muy variable dependiendo del tipo y origen del combustible utilizado (Tabla XI, pág. 36), de las condiciones de combustión, de la eficacia de las medidas de control de emisión, así como del clima (I.W.D., 1979; Adriano, 1986). Particularmente importantes son las cantidades emitidas de As, Cd, Mo, Se y Zn si las comparamos con sus flujos elementales debidos a procesos naturales (Adriano, 1986). Parte de estas emanaciones pasarán en última instancia, como veremos, a formar parte de los vertidos líquidos urbanos.

Las emanaciones gaseosas de los automóviles, no sólo afectan a las ciudades, sino que también lo hacen a las zonas limítrofes de autopistas y carreteras de gran tráfico (Lagerwerff y Spech, 1970; Motto *et al.*, 1970; Adriano, 1986). Los metales así originados incluyen al Pb, Zn, Cd, Cu y Ni, siendo el Pb el más abundante proveniente de la combustión de las gasolinas (el plomo tetraetilo aún se utiliza como antidetonante) y el Zn debido al desgaste de los neumáticos (Adriano, 1986). En la zona de estudio pensamos *a priori* que estarían especialmente afectados por este origen los puntos de muestreo situados bajo los puentes de carreteras de intenso tráfico; en nuestro caso el punto J-9 (San Fernando de Henares) bajo la Carretera Nacional II y el punto J-18 bajo la Carretera Nacional IV (Puente Largo cercano a Aranjuez).

Elemento	Carbón	Cenizas volantes		
		Bituminosas	Sub-bituminosas	Lignito
Cd	1,3	0,3	0,3	1,3
Cr	15	172	50	43
Cu	19	132	45	75
Mn	100	145	309	543
Ni	15	11	1,8	13
Pb	16	15	3,1	12
Zn	39	20	15	14

TABLA XI .Concentraciones promedio ($\mu\text{g/g}$) de los metales pesados objeto de nuestro estudio en carbón y en cenizas volantes (Adriano, D.C., 1986).

Estos metales contenidos en las partículas de los humos de combustión (calefacciones, emanaciones gaseosas de automóviles, etc) y las originadas por el desgaste de neumáticos y otros materiales metálicos, pueden llegar a alcanzar los sistemas acuáticos: i) directamente (precipitación de partículas, lluvia) y ii) indirectamente por la lixiviación de los terrenos (calles, carreteras y zonas adyacentes donde previamente se produjo la precipitación) debido a la escorrentía superficial de las aguas de tormenta y de los riegos de las ciudades (Figura 3, pág. 38). El problema se ve agravado a menudo, pues frecuentemente estas aguas de escorrentía urbana no son depuradas (o no sufren un tratamiento adecuado) y alcanzan rápidamente los cursos fluviales, incluso antes de que se produzca la crecida del río que podría dar lugar a la dilución de los contaminantes.

Otras fuentes de metales pesados que normalmente van asociadas a ciudades son los basureros a cielo abierto (lixiviación y combustión de basuras) y la corrosión de materiales metálicos (tuberías, "cementerios" de automóviles, etc) así como el desgaste de los pavimentos de asfalto (Förstner y Wittmann, 1981; Adriano, 1986).

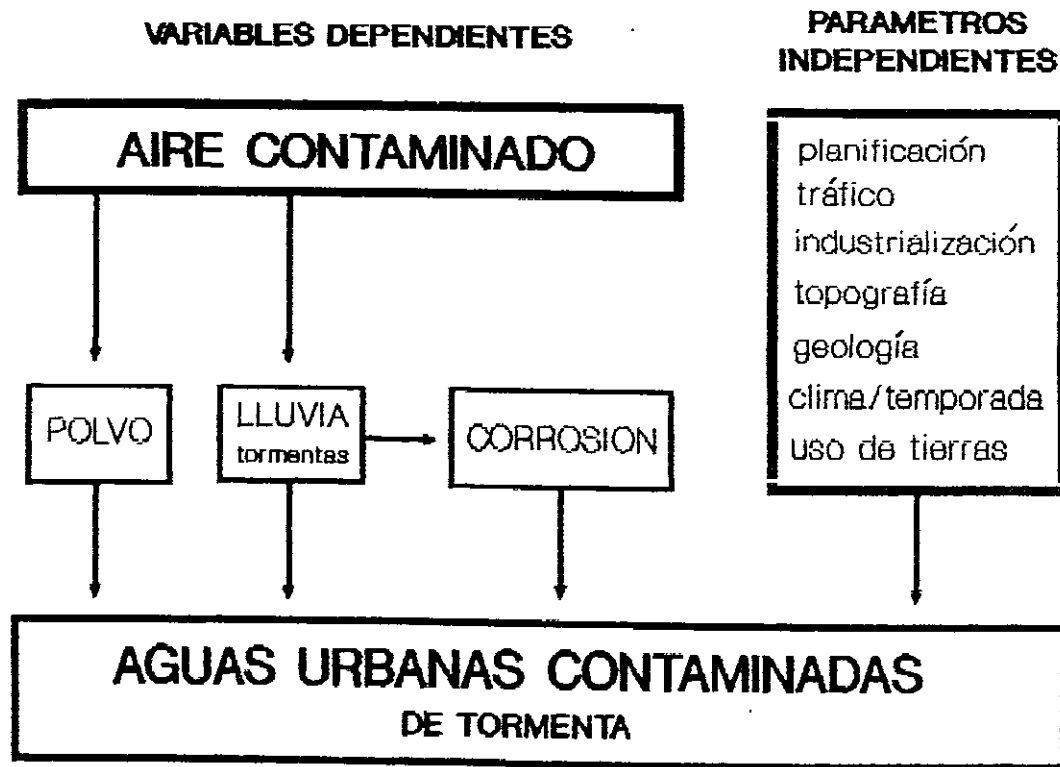


Fig. 3. Orígenes de los metales pesados en las aguas urbanas de escorrentía superficial resultado de tormentas (Malmquist, 1975).

2.3. COMPARTIMENTACION DE LOS METALES EN LOS SISTEMAS ACUATICOS EPICONTINENTALES.

Según Tessier y Campbell (1987) cuando un metal pesado se introduce en un sistema acuático se distribuye, en primera instancia, en dos compartimentos, aunque parte quedará como ion libre (Figura 4 y TABLA III, págs. 40 y 19):

- i) una porción se asociará con ligandos disueltos de carácter tanto orgánico como inorgánico,
- ii) mientras que otra fracción llegará a asociarse con la materia particulada por adsorción, precipitación, coprecipitación o asimilación por la biota.

Los sedimentos acuáticos epicontinentales actúan como una importante reserva de metales antropogénicos. El flujo de los metales hacia los sedimentos puede ser gravitatorio (sedimentación del material particulado junto con los metales asociados) o por difusión (cuando los metales disueltos en la columna de agua están en mayor concentración que los del agua intersticial del sedimento, especialmente en lagos de carácter ácido). En ambos casos el resultado final es un claro incremento de los niveles de metales en las capas superiores de los sedimentos (Campbell y Tessier, 1989).

Como resultado de procesos físicos, químicos y biológicos, la mayor parte de los metales traza introducidos llegará a estar asociada eventualmente con los sedimentos (hecho expuesto con anterioridad). La compartimentación de los metales pesados en los sedimentos dependerá de muchas variables como la

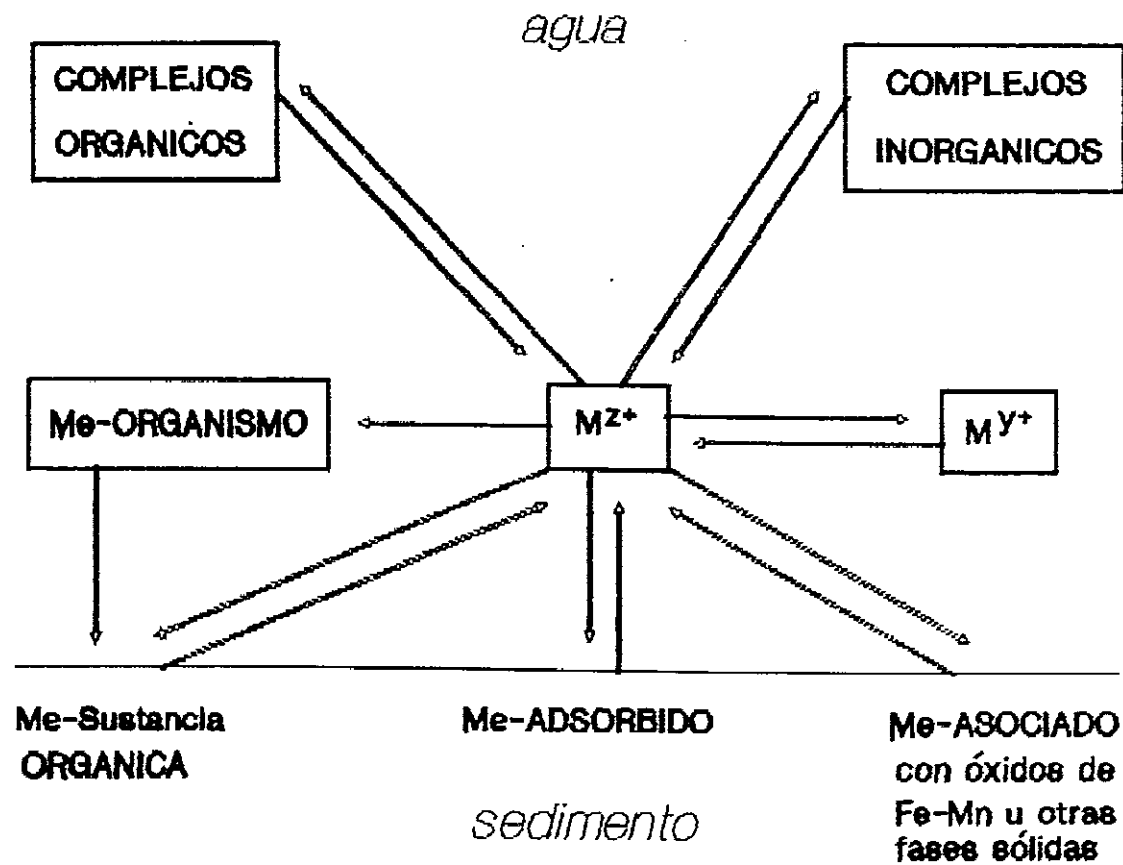


Fig. 4. Representación esquemática de la compartimentación de un metal pesado en un ecosistema acuático (Tessier y Campbell, 1987).

naturaleza y concentración de ligandos en el agua, naturaleza y composición de los sustratos sólidos, potencial de óxido-reducción, pH, etc (Catalán L., 1981; Stumm y Morgan, 1981; Catalán L. y Catalán A., 1987; Tessier y Campbell, 1987; Salomons *et al.*, 1987). Todo lo comentado hasta ahora en esta Introducción, especialmente en las secciones 2.1.1. y 2.1.2., al respecto de la movilidad y distribución de los metales pesados en los sistemas acuáticos epicontinentales es válido para el estudio de su compartimentación en dichos ambientes.

Pero los sedimentos no constituyen compartimentos estanco de metales pesados, sino que también influyen la composición de las aguas superficiales ya que estos cationes pueden resolubilizarse al variar alguna condición del sistema. Variaciones en los parámetros ambientales (dragado de sedimentos anóxicos, acidificación de la columna de agua en la interfase sedimento-agua, existencia de agentes quelantes en el agua, etc) pueden variar la compartimentación de los metales y producir su liberación desde los sedimentos (Förstner y Wittmann, 1981; Tessier y Campbell, 1987; Salomons *et al.*, 1987).

Según Salomons *et al.* (1987) el sedimento se puede dividir en dos secciones: un horizonte superficial óxico y un sedimento profundo anóxico. Existen muy pocos datos que nos permitan conocer el comportamiento de los metales pesados en los sistemas acuáticos epicontinentales, tanto en lo que respecta a la interfase oxi-anóxica del sedimento, como a la interfase sedimento-agua (especialmente escasos son los datos referentes a ríos). Sin embargo, se sabe que tanto en los ecosistemas marinos, como en los de aguas epicontinen-

tales, es la interfase oxi-anóxica la que regula el flujo de elementos traza hacia el agua superficial (Salomons *et al.*, 1987).

Parece estar claro que dichos metales participan en los ciclos de los elementos mayoritarios. Sin embargo, la información existente acerca de las interacciones que pueden producirse entre los ciclos de los elementos mayoritarios y los de los minoritarios es insuficiente (Salomons *et al.*, 1987).

Los metales pesados se pueden asociar a diferentes fases de los sedimentos, que según Tessier y Campbell (1987) son las siguientes:

- i) adsorbidos sobre la superficie de partículas: arcillas, ácidos húmicos, óxidos hidratados de metales, etc,
- ii) unidos a los carbonatos: coprecipitación de carbonatos de elementos minoritarios (metales pesados) junto con fases de carbonatos mayoritarios,
- iii) ocluídos en óxidos hidratados de Fe y/o Mn: cementados entre las partículas o recubriéndolas,
- iv) unidos a materiales orgánicos tanto vivos como detríticos,
- v) unidos a sulfuros: tanto a los sulfuros amorfos formados *in situ* como a sus formas cristalinas,
- vi) unidos a la matriz del sedimento: al enrejado de los alúmino-silicatos y en forma de óxidos resistentes o sulfuros.

También se pueden encontrar en forma disuelta o coloidal en el agua intersticial del sedimento. Los tipos de asociaciones que pueden presentar los metales

pesados en la columna de agua ya fueron descritos previamente en la TABLA III (pág.19).

Entre todas estas fases, los metales más reactivos y probablemente más biodisponibles son los presentes en el agua intersticial del sedimento y en las formas secundarias: i) adsorbidos sobre la superficie de partículas, ii) presentes en posiciones cristalinas en minerales secundarios u ocluidos en óxidos amorfos de Fe/Mn, y iii) asociados con la materia orgánica (Campbell y Tessier, 1989).

Por otra parte, la determinación del significado biológico de la contaminación de un metal pesado en forma particulada en un ambiente acuático es un problema complicado, pues muchos organismos están en contacto simultáneamente tanto con metales pesados particulados, como con los disueltos (Tessier y Campbell, 1987). En principio estos organismos pueden acumular dichos elementos directamente del agua o desde las fases sólidas, como es el caso de los tubificidos, anélidos dulce-acuícolas utilizados en el presente estudio.

La acumulación de los metales de origen antropogénico en los sedimentos superficiales tiene una gran importancia ecotoxicológica, pues la interfase sedimento-agua sirve de hábitat para una muy abundante y diversa comunidad que puede incluir microalgas, plantas acuáticas enraizadas, bacterias, detritívoros, invertebrados filtradores y depredadores, peces dependientes del bentos, etc.

La tendencia que poseen estos elementos a acumularse en los sedimentos y su relativa facilidad de intercambio entre las fases sólida y líquida, unido a la toxicidad intrínseca de algunos de ellos, convierte a los sedimentos en un compartimento metálico de alta peligrosidad potencial. Por tanto, puede resultar decisiva la determinación del contenido en metales pesados de los sedimentos para poder detectar fuentes de contaminación en los sistemas acuáticos, tales como descargas ilegales por parte de algunas industrias, ya que se producirían fuertes acumulaciones cercanas a los focos de emisión (Förstner y Wittmann, 1981). También sería útil para poder explicar y prever incrementos en el contenido de dichos elementos en el agua, debido por ejemplo, a simples vertidos puntuales ácidos provenientes de lavados industriales, etc.

A falta de una reglamentación específica en nuestro país sobre los niveles permitidos de metales pesados en sedimentos acuáticos epicontinentales, pensamos al igual que opinan otros investigadores, que se pueden utilizar a título orientativo, las disposiciones del M.O.E. (Ontario, Canadá) y E.P.A. (U.S.A.) elaboradas a ese respecto (TABLA XII, pág. 45).

Elemento	M.O.E. (mg/kg) *	U.S.E.P.A. (mg/kg) **		
		no contaminado	moderadamente contaminado	fuertemente contaminado
CADMIO	1	-	-	> 6
CROMO	25	< 25	25-75	> 75
COBRE	25	< 25	25-50	> 50
PLOMO	50	< 40	40-60	> 60
NIQUEL	25	< 20	20-50	> 50
CINC	100	< 90	90-200	>200
MANGANESO ***	-	<300	300-500	>500

* Tomado de Persaud, D. y W.D. Wilkins (1976).

** U.S.E.P.A. guidelines from I.J.C. (1982). Rangos usados para clasificar los sedimentos de las bahías de los Grandes Lagos de EEUU.

*** Según Thomas, R.L. (1987).

TABLA XII. Reglamentación del Ministerio del Medio Ambiente de Ontario (M.O.E.) y de la Agencia de Protección Ambiental de EEUU (U.S.E.P.A.) sobre la utilización de los lodos producto de dragados (Hamdy, Y. y L. Post, 1985).

3. LOS METALES PESADOS OBJETO DE NUESTRO ESTUDIO. CARACTERISTICAS FISICO-
-QUIMICAS, ORIGEN EN EL MEDIO AMBIENTE, NIVELES EN SEDIMENTOS DE AGUAS
EPICONTINENTALES Y PATOTOXICOLOGIA.

En el presente estudio se han determinado siete metales pesados: ~~cobre,~~
~~plomo, cadmio, cinc, cromo, manganeso y níquel.~~ De entre ellos, el cobre, plomo,
cinc, cromo y níquel están incluidos en la lista gris de la CEE (Lista II del
Anexo de Directiva 76/464/CEE) y en la Relación segunda de sustancias
contaminantes de la Ley de Aguas (Anexo al Título III del Reglamento de la Ley).
El cadmio está incluido en la lista negra (Lista I de la CEE) y es protagonista
de la Directiva 83/513/CEE relativa a los valores límite y a los objetivos de
calidad para los vertidos de cadmio; asimismo se encuentra en la Relación
primera de sustancias contaminantes de la Ley de Aguas (Anexo al Título III del
Reglamento de la Ley).

3.1. COBRE.

-Símbolo	Cu
-Número atómico	29
-Peso atómico	63,546
-Punto de fusión	1083 °C
-Punto de ebullición	2595 °C
-Densidad	8,96 g·cm ⁻³

Es uno de los metales más útiles para el hombre. Se conoce su empleo desde la Edad de Bronce y fue el primer metal utilizado industrialmente. Su color es pardo-rojizo con brillo metálico, es maleable, dúctil y un excelente conductor del calor y la electricidad. Se encuentra situado en el lugar vigésimoquinto por orden de abundancia de los elementos presentes en la corteza terrestre (rocas ígneas) (Taylor, 1964). En la naturaleza se encuentra como Cu(O)-metal, Cu(I) y Cu(II). También se conoce el Cu(III) (Massey, 1973). Las concentraciones de cobre en distintos materiales del medio ambiente se muestran en la TABLA XIII (pág. 48).

Es un elemento esencial que forma parte de muchas enzimas: tirosinasa, citocromo-oxidasa, amino-oxidasas, catalasa y peroxidasa. Es imprescindible para la incorporación del Fe a la hemoglobina; su deficiencia causa una anemia producto de una defectuosa síntesis de esta proteína (Quer-Brossa, 1983; Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986; Prasad, 1988).

Bertine y Goldberg (1971) calcularon que el cómputo global de cobre liberado a la ecosfera, tanto por causas naturales como antropogénicas, se sitúa entre las 200.000 y las 373.000 toneladas anuales:

- i) entre 80.000 y 250.000 toneladas anuales como resultado de la movilización del metal como consecuencia de la erosión,
- ii) aproximadamente 123.000 toneladas anuales de origen antropogénico (aguas residuales, 34%; procesamiento del mineral, 30%; desgaste de materiales debido al uso, 25%; industrias del hierro y del acero, 8%; combustión de carbón, 1,6%).

Material	Promedio	Rango
Rocas igneas (1)	-	10-100 (a)
	-	23,6-47 (b)
Calizas y dolomitas (1,b)	6	0,6-13
Areniscas (1,b)	30	6-46
Esquistos y arcillas (1,b)	35	23-67
Petróleo (c)	1,3	-
Carbón (2,b)	17	1-49
Lodos de depuradoras (3,d)	690	100-1000
Suelos (c)	30	2-250
Agua dulce (4,c)	3	0,2-30
Agua marina (4,c)	0,25	0,05-12

(1) Consultar la Tabla IV.

(2) " " " XI.

(3) " " " IX.

(4) µg/litro (ppb).

Referencias:

(a) Krauskopf, K.B. (1972).

(b) Cox, D.P. (1979).

(c) Bowen, H.J.M. (1979).

(d) Page, A.L. (1974).

TABLA XIII. Concentraciones de cobre (µg/g) en varios materiales presentes en el medio ambiente.

Nriagu (1979) estimó que las emisiones mundiales de cobre a la atmósfera eran: 18.500 toneladas anuales de origen natural (polvos transportados por el viento, partículas de origen volcánico, exudados de la vegetación, etc) y 56.300 toneladas anuales por causas antropogénicas (metalurgia, combustión de maderas y combustibles fósiles e incineración de basuras, principalmente). Desde el aire el cobre puede alcanzar los ambientes acuáticos tanto por precipitación húmeda (lluvia), como seca (polvo). El 83% de las emisiones de este metal a la atmósfera se depositan posteriormente en las zonas continentales y el resto en los océanos.

Tiene tendencia a concentrarse en los óxidos de manganeso sedimentarios y en fracciones de minerales de arcilla, especialmente en aquellas ricas en carbono orgánico. Se puede encontrar en estado puro, si bien no es lo habitual. Existen dos tipos principales de minerales de cobre, siendo los sulfuros comercialmente más importantes que los óxidos. También aparece formando sulfatos, carbonatos y otros compuestos y a menudo está asociado con hierro, níquel, cinc, arsénico, antimonio, bismuto, molibdeno, plata, oro y platino. Han sido descritos más de cientos sesenta minerales con cobre; entre otros está la calcopirita (Cu.Fe.S₂) que representa el 50% de los depósitos mundiales de Cu. España es un país productor: el metal es extraído de los criaderos milenarios de Río Tinto, Huelva (Massey, 1973; Demayo y Taylor, 1979; Quer-Brossa, 1983).

Algunos de los usos industriales que posee el cobre son los siguientes (Quer-Brossa, 1983): fabricación de cables, hilos conductores, bobinado de motores, interruptores, calderas, alambiques, serpentines, baterías de cocina,

soldadores, fabricación de tejados, canalones, planchas para cúpulas de edificios, para colorear el vidrio (el óxido cuproso da color rojo y el cúprico verde) y la lana (el sulfato), como electrolito en los recubrimientos galvanostáticos de metales, en la metalización por proyección (cobre metálico), y otros. También se utiliza en agricultura (Haguencer y Furon, 1981) como: insecticida, anticriptogámico, alguicida, antibacteriano (sulfato cúprico, acetato, arsenito y aceto-arsenito), conservante de granos, para reverdecer verduras en conserva, suplemento alimenticio para las aves de corral. Además es empleado como catalizador en varios procesos industriales, como reactivo de laboratorio y tiene usos en medicina y veterinaria. Actualmente se aprovecha principalmente como conductor de electricidad y en la manufactura de diferentes aleaciones (bronce y latón) (Demayo y Taylor, 1979; Adriano, 1986).

En los ecosistemas acuáticos, el cobre puede aparecer asociado a diferentes fracciones (Demayo y Taylor, 1979):

- i) en solución, como ion cúprico o acompañado (carbonatos, cianuros, aminoácidos, polipéptidos, sustancias húmicas),
- ii) en sedimentos suspendidos, en forma de precipitados (hidróxidos complejos, fosfatos, sulfuros), o sorbido sobre otras partículas,
- iii) en sedimentos profundos, precipitado o sorbido sobre otros materiales.

En la TABLA XIV (pág. 51) hemos recopilado los niveles de cobre existentes en los sedimentos de varios sistemas acuáticos epicontinentales.

Lugar	Media	Rango	Observaciones	Referencias
Grandes Lagos (Canadá)	-	0,5-277,5	actividad indust. y urbana	Hutchinson, T.C. y J. Fitchko (1974).
Río Ottawa (Canadá)	22,5	N.D.-179	extracción ácida	Oliver, B.G. y H. Agejian (1974).
Río Rideau (Canadá)	14	N.D.-121	extracción ácida	"
Río Detroit (Canadá)	51,5	3,5-380	vertidos indust. (químicas) y urbanos	Hardy, Y. y L. Post (1985).
Lago Torch (Michigan, USA)	-	1310-3860	más de 100 años de actividad minera	López, J.M. y G.F. Lee (1977).
Ríos de USA	17	-	Fracción < 500 μm	Nanninga, R. y J. Wilha (1977).
Río Mapocho (Santiago, Chile)	-	211-489	vertidos urbanos sin depurar	Garlaschi, G. et al. (1985)
Desembocadura de ríos japoneses	28	-	fracción < 500 μm	Shibahara, M. et al. (1975)
Río Toyohira (Japón)	22	-	vertidos indust., urbanos y mineros; fracción < 1680 μm	Sakai, H. et al. (1986).
Estuario de Solway (G.B.)	-	1,9-16,8	sin contaminación	Taylor, D. (1976).
Sistema del Rhin:				
-estuario (Holanda)	470	-	contam. indust. y urbana	De Groot, A.J. et al (1971)
-estaciones 9-19 (RFA)	286	-	"	Banat, K. et al. (1972).
-estaciones 1-8 (RFA)	86	-	"	"
-lago Constanza (RFA)	30	-	valores basales	Förstner, U. et al. (1974).
-sedimentos fósiles (RFA)	51	-	media de cuatro valores	Förstner, U. (1981a).
Río Glinde (RFA)	21483	-	antigua mina de cobre; fracción 2-6 μm	Schneider, W. (1976).
Ría de Huelva (España)	-	14-3870	minería, indust. química y vertidos urbanos	Tomás, X. et al. (1983).
Ríos Agrío y Guadimar (Andalucía, España)	-	10-6200	minería y núcleos urbanos dispersos	Cabrera, F. et al. (1987).
Río Teneo (Cataluña, España)	-	38-1713	contaminación urbana e indust.	Rauret, G. (1988).

N.D. = no detectado.

TABLA XIV. Concentraciones ($\mu\text{g/g}$) de cobre en los sedimentos de varios sistemas acuáticos epicontinentales.

En humanos tanto la inhalación como la absorción a través de la piel intacta son despreciables frente a su absorción oral. Aproximadamente la mitad de la dosis del Cu administrado oralmente puede ser absorbida (absorción activa en estómago y duodeno). Se puede producir una disminución de esta incorporación por competencia con Zn y por asociación al ácido ascórbico y a otros compuestos. El Cu absorbido en su mayor parte se combina con la seroalbúmina y con la ceruloplasmina (α -globulina de origen hepático) que es responsable de su transporte y regulación corporal (Carson *et al.*, 1986). Principalmente se almacena en hígado, cerebro y músculos (Carson *et al.*, 1986) y según Goyer (1986) en hígado y médula ósea, donde se asocia con la metalotioneína.

La principal ruta de excreción es a través de la bilis, que juega un papel primario en la homeostásis del Cu, y en menor cuantía a través del sudor, la orina y la saliva (Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986).

Los efectos agudos de la sobredosis por ingestión son graves desarreglos gastrointestinales que pueden provocar la muerte (Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986). La exposición crónica a humos y polvos de Cu metálico puede producir la llamada fiebre de los metales (síndrome semejante a la influenza) (Carson *et al.*, 1986; Quer-Brossa, 1983). Los casos de toxicidad crónica son escasos, salvo en pacientes con desarreglos metabólicos innatos.

Existen dos enfermedades hereditarias implicadas en los trastornos de su metabolismo: la enfermedad de Menkes (incapacidad de absorber Cu) y la de Wilson (acumulación de Cu) (Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986).

Este catión interactúa con numerosos metales. Por ejemplo, un exceso de Mo causa una carencia de Cu. No existen evidencias de que sea teratógeno, mutagénico o cancerígeno. Sin embargo, es altamente letal para microorganismos y se usa como tal (Goyer, 1986).

3.2. PLOMO

-Símbolo	Pb
-Número atómico	82
-Peso atómico	207,19
-Punto de fusión	327,5 °C
-Punto de ebullición	1744 °C
-Densidad	11,35 g·cm ⁻³

El plomo metálico es de color blanco azulado, tiene brillo metálico, es muy blando, maleable, dúctil y mal conductor de la electricidad. Posee una gran resistencia a la corrosión por aire puro y seco, pero no así por el húmedo (óxido de plomo). Se encuentra situado en el lugar trigésimo sexto por orden de abundancia de los elementos de la corteza terrestre (rocas ígneas) (Taylor, 1964).

Es un metal vital para cualquier economía industrial; los únicos metales no-ferrosos más utilizados que él son Al, Cu y Zn (Robinson, 1978). El hombre lo utiliza, de una manera u otra, al menos desde hace 5000 años (Settle y

Patterson, 1980). Originalmente era explotado para extraer la plata asociada a la galena (PbS) (Waldron, 1980; Settle y Patterson, 1980). La civilización Romana fue la primera en usar masivamente el plomo propiamente dicho. Según Waldron (1980), citando a Plinio, las principales fuentes de plomo del Imperio Romano fueron España e Inglaterra.

Puede presentarse bajo diferentes formas químicas (Demayo et al., 1979): Pb(0) metal, Pb(I), Pb(II) y Pb(IV); todas ellas, con la probable excepción del Pb(I), tienen importancia en el medio ambiente. En la TABLA XV (pág. 55) se muestran las concentraciones de plomo en algunos materiales presentes en el medio ambiente.

Es el más ubicuo de los metales tóxicos, y no es considerado esencial para el hombre ni para la mayoría de los organismos. Es un inhibidor de muchas enzimas, lo que constituye la base de la mayoría de las manifestaciones tóxicas que produce.

Las emisiones globales de plomo de origen industrial han sido establecidas en $2 \cdot 10^6 \text{Kg} \cdot \text{año}^{-1}$ y en $400 \cdot 10^6 \text{kg} \cdot \text{año}^{-1}$ las antropogénicas, de las cuales $280 \cdot 10^6 \text{kg} \cdot \text{año}^{-1}$ corresponden a emisiones de alqueros de plomo (gasolinas) (Settle y Patterson, 1980).

Existen más de doscientos minerales de plomo; entre otros se encuentra la galena (PbS), con un 87% de Pb y concentraciones variables de Ag (Abel, 1973; Demayo et al., 1979; Adriano, 1986).

Material	Promedio	Rango
Rocas igneas (1,a)	15	2-30
Calizas (1,a)	9	-
Areniscas (1,a)	7	< 1-31
Esquistos (1,a)	20	16-50
Carbón (2,b,e)	16	> 60
Lodos de depuradoras (3)	1832 (USA) (c) 281 (Suecia) (d)	136-7627 52-2914
Suelos (e)	20	2-200
Agua dulce (4,f)	3	0,06-120
Agua marina (4,f)	0,03	0,03-13

(1) Consultar la Tabla IV.

(2) " " " XI.

(3) " " " IX.

(4) µg/litro (ppb).

Referencias:

(a) Cannon, H.L. (1974).

(b) Adriano, D.C. et al (1980).

(c) Furr, K.A. et al (1976).

(d) Page, A.L. (1974).

(e) Swaine, D.J. (1978).

(f) Bowen, H.J.M. (1979).

TABLA XV. Concentraciones de plomo (µg/g) en varios materiales presentes en el medio ambiente.

Los aditivos para la gasolina, principalmente el plomo tetraetilo que representa una muy importante fuente antropogénica de plomo, penetran en la atmósfera en forma de vapores de alquilos de plomo y como haluros de plomo. Las reacciones químicas que se producen en la atmósfera transforman las emisiones primarias de plomo en una gran variedad de especies químicas: $PbCO_3$, PbO_x , PbO_2 , $PbCO_3$, $PbSO_4$ y $2PbBrCl \cdot NH_4Cl$, etc (Demayo *et al.*, 1979).

Los principales usos industriales del plomo son (Demayo *et al.*, 1979): acumuladores (35%), plomo tetraetilo (10%), recubrimientos de cables (10%), soldadura (10%), plomo rojo o minio y litargirio (5%), plomo para construcción (5%) y calafateado (5%). También se emplea en municiones, en recipientes para líquidos corrosivos, en pinturas, en cristalería, en escudos protectores contra radiaciones y en contenedores para el transporte de materiales radiactivos (Demayo *et al.*, 1979).

En los sistemas acuáticos tiende a formar complejos con ligandos orgánicos de tipo soluble, coloidal o particulado. Se sabe que es atrapado por los ácidos húmicos. Cuando no se acompleja, algunas de las principales especies en solución son probablemente Pb^{2+} y $PbCl^+$. En presencia de aniones (como ocurre en la zona de nuestro estudio) se pueden formar sales de baja solubilidad, como sulfatos y fosfatos, reduciéndose la concentración de iones metálicos en agua al formarse precipitados. Los haluros, en cambio, son bastante solubles en agua ($6-10 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ a 20°C) (Demayo *et al.*, 1979). Cuando en el medio existen suspensiones de arcilla (kaolinita, illita, montmorillonita) y un rango de pH de 5 a 7, como puede ocurrir en los sistemas de aguas turbulentas de los ríos, muchos de los

iones metálicos (Cu, Pb, Cd, Zn) precipitan y son adsorbidos probablemente en forma de iones $M_x(OH)_x^{x+}$ escasamente solubles ($PbOH^+$ y $Pb_4(OH)_4^{4+}$, etc) (I.W.D., 1979). Ramamoorthy y Kushner (1975) demostraron que los metales de la forma M^{2+} (Pb^{2+} , Cu^{2+} , Cd^{2+}) a concentraciones iguales o menores a 1 mg.l^{-1} se encuentran asociados a compuestos con pesos moleculares inferiores a 1400 d. A mayores concentraciones la mayoría de los metales puede ser detectada en forma de iones libres (disueltos). Hutchinson y Fichko (1974) indican que el Pb de los sedimentos (Grandes Lagos) está correlacionado con el porcentaje de arcillas y con el contenido orgánico de dichos lodos. Los niveles de Pb en sedimentos de varios sistemas acuáticos epicontinentales están reflejados en la TABLA XVI (pág. 58).

Interactúa con las proteínas uniéndose a los grupos carboxilo o sulfhidrilo. En general se une más fuertemente a los ligandos con azufre y a los grupos fosforilo, pero también forma puentes de coordinación con otros compuestos como oxígeno y ligandos con nitrógeno (I.W.D., 1979).

Su asociación con el agua es mínima como ya hemos comentado debido a la formación de sales insolubles, esencialmente sulfatos y carbonatos. Por esta razón, la principal fuente oral para humanos no proviene del agua sino de los alimentos; aunque Carson *et al.* (1986) opinan que en algunos casos tiene importancia la ingestión de polvos; según el I.W.D. (1979) también cigarrillos y pinturas domésticas deben tenerse en cuenta. A causa del uso de tuberías de plomo en los sistemas de abastecimiento de agua, puede verse incrementada su concentración hasta niveles tóxicos, especialmente en aguas ácidas blandas.

Lugar	Media	Rango	Observaciones	Referencias
Grandes Lagos (Canadá)	-	> 274	actividad indust. y urbana	Hutchinson, T.C. y J. Fitchko (1974).
Saline Branch (Canadá)	-	2330-6300	áreas urbanas	Getz, L.L. et al. (1977).
	-	133-342	áreas rurales	
Río Detroit (Canadá)	86,1	3-760	vertidos indust. (químicas) y urbanos	Handy, Y. y L. Post (1985).
Lago Wapato (Washington, USA)	-	> 3200	escorrentía urbana sin tratar	Wisseman, R.W. y S.F. Cook (1977).
Ríos de USA	23	-	fracción < 500 μ m	Nanninga, H. y J. Wilha (1977).
Río Mapocho (Santiago, Chile)	-	233-492	vertidos urbanos sin depurar	Garlaschi, G. et al. (1985).
Desembocadura de ríos japoneses	17	-	fracción < 500 μ m	Shibahara, M. et al. (1975).
Río Uda (Japón)	20	-	fracción < 1680 μ m	Mizobuchi, M. et al. (1975).
Río Toyohira (Japón)	24	-	vertidos indust., urbanos y mineros; fracción < 1680 μ m	Sakai, H. et al. (1986).
Sistema del Rin:				
-estuario (Holanda)	850	-	contam. indust. y urbana	De Groot, A.J. et al. (1971)
-estaciones 9-19 (RFA)	369	-	"	Banat, K. et al. (1972).
-estaciones 1-8 (RFA)	155	-	"	"
-lago Constanza (RFA)	19	-	valores basales	Förstner, U. et al. (1974).
-sedimentos fósiles (RFA)	30	-	media de cuatro valores	Förstner, U. (1981a).
Río Glinde (RFA)	1340	-	antigua mina de cobre; fracción 2-6 μ m	Schneider, W. (1976).
Ría de Huelva (España)	-	17,1-3550	minería, indust. química y vertidos urbanos	Tomás, X. et al. (1983).
Ríos Agrío y Guadiamar (Andalucía, España)	-	28-1966	minería y núcleos urbanos dispersos	Cabrera, F. et al. (1987).
Río Teneo (Cataluña, España)	-	83-1878	contaminación urbana e indust.	Rauret, G. et al. (1988).

TABLA XVI. Concentraciones (μ g/g) de plomo en sedimentos de varios sistemas acuáticos epicontinentales.

El aire es la tercera fuente de exposición para la población general: para un urbanita contemporáneo, la magnitud respirada de Pb es alrededor de la mitad del ingerido en la dieta (Goyer, 1986). Esta fuente se convierte en la principal para la población expuesta a humos, vapores y nieblas con Pb.

El naftenato y las sales de plomo y el plomo tetraetilo pueden ser absorbidos a través de la piel. La absorción gastrointestinal depende de gran número de factores, entre ellos tienen particular importancia la edad y el tipo de dieta. Un adulto humano absorbe entre un 5 y 15% del Pb ingerido, siendo normalmente retenido menos del 5% del que absorbió. La absorción oral es más eficaz en los niños que en los adultos, hasta en más de un 50% en algunos casos. Es difícil generalizar acerca de la absorción del Pb inhalado; las partículas pueden depositarse en los alveolos y desde ahí desprenderse lentamente. La incorporación no sólo depende de la concentración del metal sino también del volumen de aire respirado por día, del estado particulado o gaseoso del catión, así como de la distribución por tamaños de las partículas. La absorción a través de los alveolos del Pb retenido es relativamente eficaz y completa (Quer-Brossa, 1983; Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986).

En la matriz mineral del esqueleto se deposita entre el 90 y el 95% del Pb corporal, donde tiene una vida media de 20 años. El resto se distribuye por todo el cuerpo. Más del 90% del Pb en sangre se encuentra en los glóbulos rojos. Parece ser que existen al menos dos compartimentos mayoritarios para el Pb en los eritrocitos, uno asociado a la membrana y otro a la hemoglobina. Los ligandos del plasma no están bien definidos, pero se ha sugerido que plasma y

suero pueden contener fracciones circulantes de Pb en equilibrio con tejidos blandos o con lugares de unión en órganos diana para el plomo (Carson et al., 1986; Goyer, 1986).

Su principal forma de excreción es a través de la orina, aunque también por las secreciones gastrointestinales, pelo, sudor, etc (Carson et al., 1986).

Existen muchas evidencias que muestran que es un veneno metabólico acumulativo que afecta a los sistemas hematopoyético, cardiovascular, nervioso, renal y reproductor de los humanos (Demayo et al., 1979; Carson et al., 1986; Goyer, 1986). El mayor riesgo es el debido a su toxicidad para el sistema nervioso central (SNC). Las manifestaciones tóxicas de los efectos del plomo sobre el SNC son una encefalopatía y/o una neuropatía periférica. Esta neuropatía afecta a los nervios motores produciéndose una disminución en la velocidad de transmisión del impulso nervioso (Carson et al., 1986; Goyer, 1986). Los eritrocitos son los primeros en ser afectados a dosis bajas, provocando una anemia inducida por plomo. Las manifestaciones tóxicas relacionadas con la síntesis del grupo hemo incluyen: inhibición de la ferroquelatasa (hemosintetasa), de la eritrocito 5'-nucleotidasa, de la ácido δ -aminolevulínico deshidratasa (ALA-D) y de otras enzimas, incluso de varias relacionadas con el transporte del hierro (Carson et al., 1986).

Los efectos del plomo sobre el sistema gastrointestinal provocan el cólico de plomo, ya bien descrito por Hipócrates. Induce disfunciones de carácter reumatológico (gota saturnina). Asimismo, el riñón puede verse afectado por una

nefrotoxicidad. Existen datos sobre disminución de muchas funciones endocrinas, en particular las tiroideas y las adrenales, pero los detalles no son claros (Goyer, 1986). Según este último autor, se sabe hace ya tiempo que una fuerte toxicidad por Pb causa esterilidad, abortos espontáneos, mortalidad y morbilidad neonatal. También es gametotóxico para animales tanto machos como hembras (Carson *et al.*, 1986).

A pesar de su fetotoxicidad, no existen evidencias de teratogenicidad. Entre los efectos del Pb también se incluyen aberraciones cromosómicas. No está claro que sea cancerígeno para el hombre, aunque a altas dosis sí lo es para animales (roedores), siendo el riñón el órgano más afectado (Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986).

El Pb interactúa con otros minerales: las dietas deficientes en Ca, Fe y posiblemente Zn aumentan su toxicidad.

3.3. CADMIO.

-Símbolo	Cd
-Número atómico	48
-Peso atómico	112,40
-Punto de fusión	320,9 °C
-Punto de ebullición	767 ± 2 °C
-Densidad	8,642 g·cm ⁻³

Es de color blanco azulado o plateado, relativamente blando, dúctil y maleable. En el medio ambiente no aparece en su forma pura. Es miembro del grupo IIB de la tabla periódica al igual que el Zn y el Hg. Sin embargo Cd y Zn difieren del Hg en que éste último forma uniones Hg-C particularmente fuertes (Adriano, 1986). Fue descubierto en 1817 por F. Stromeyer (químico alemán) como un constituyente del mineral de cinc smithsonita, $ZnCO_3$. En la lista por orden de abundancia de los elementos de la corteza terrestre, el cadmio se encuentra situado en el lugar 64 con una concentración promedio de $0,2 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ (Taylor, 1964). En la TABLA XVII (pág. 63) hemos representado las concentraciones de Cd en algunos materiales presentes en el medio ambiente. Su principal forma química es Cd(II), que se encuentra en series de compuestos inorgánicos (haluros, óxidos, sulfuros, etc) y orgánicos (dialquilos y difenilos). Varios compuestos Cd(I) también han sido descritos. Forma complejos de cuatro y seis enlaces de coordinación (Aylett, 1973).

Es un metal tóxico "moderno". Hasta hace cincuenta años su utilización era escasa, pero actualmente se le considera importante y con múltiples aplicaciones (Goyer, 1986). Tiene afinidad por los grupos carboxilo y sulfhidrilo y se ha demostrado que inhibe muchos sistemas enzimáticos (gluconeogénesis por ejemplo), que altera la fosforilación oxidativa y que puede afectar a los mecanismos de detoxificación del hígado en mamíferos. Su interacción con las proteínas puede provocar cambios morfológicos en diferentes estructuras subcelulares (Reeder *et al.*, 1979; Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986).

Material	Promedio	Rango
Rocas igneas (1,a)	0,15	< 0,001-1,6
Calizas (1,a)	0,10	-
Areniscas (1,a)	< 0,03	-
Esquistos (1,a)	1,40	< 0,3-11
Carbón (2,b)	0,10	0,07-0,18
Rocas fosfatadas (3,b)	-	5-110
Superfosfatos (3,b)	-	5-170
Fertilizantes fosfatados (3,c)	4,30	1,5-9,7
Lodos de depuradoras (4,d) (Michigan, USA)	74,00	2-1100
Suelos (e)	0,35	0,01-2
Agua dulce (5,e)	0,10	0,01-3
Agua marina (5,e)	0,11	< 0,01-9,4

- (1) Consultar la Tabla IV.
 (2) " " " XI.
 (3) " " " VIII.
 (4) " " " IX.
 (5) µg/litro (ppb).

Referencias:

- (a) Fleischer, M. et al. (1974).
 (b) Godbeer, W.C. y D.J. Swaine (1979).
 (c) Lee, K.W. y D.R. Keeney (1975).
 (d) Page, A.L. (1974).
 (e) Bowen, H.J.M. (1979).

Tabla XVII. Concentraciones de cadmio (µg/g) en varios materiales presentes en el medio ambiente.

Se ha calculado que aproximadamente $0,5 \cdot 10^6$ Kg anuales alcanzan el medio ambiente por fenómenos naturales de lavado y erosión (Bertine y Goldberg, 1971). Varma y Katz (1978) estimaron, *a priori* para 1980, en aproximadamente $2,1 \cdot 10^6$ Kg al año las emisiones mundiales de cadmio. Las principales fuentes antropogénicas son por orden decreciente (Friberg *et al.*, 1974; Reeder *et al.*, 1979):

- i) las emisiones al aire y agua de las minas, fundiciones metálicas (Zn, Pb, Cu) y de las industrias relacionadas con la manufactura de aleaciones, pinturas, baterías y plásticos,
- ii) la utilización en agricultura de lodos, fertilizantes y pesticidas que contengan cadmio,
- iii) y la combustión de carburantes fósiles.

Como parte del Programa en Japón "El hombre y la Biosfera (UNESCO)", Chino y Mori (1982) determinaron las concentraciones de Cd en aguas residuales domésticas de varias familias típicas japonesas. Encontraron unas concentraciones en las aguas de desecho de inodoro, cocina, colada y baño de 38; 0,4; 0,6 y $0,5 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ de Cd respectivamente. La cantidad total diaria descargada fue calculada en 128 μg por persona: 18 μg provenientes de las aguas de la cocina, 42 μg de las de la colada, 18 μg de las aguas de baño, 46 μg del inodoro y 4 μg provenientes de otras fuentes.

Su forma más común es el sulfuro (CdS). Durante la erosión penetra en el medio ambiente sobre todo en forma soluble, Cd^{2+} . El pH y el Eh son los principales factores que controlan su movilidad. También forma hidróxidos (CdOH^+ ; $\text{Cd}(\text{OH})_3^-$ y $\text{Cd}(\text{OH})_4^{2+}$), cloruros (CdCl^+ ; CdCl_2^- ; CdCl_4^{2-}) e iones com-

plejos con grupos amonio y cianuro ($\text{Cd}(\text{NH}_3)_6^{4+}$ y $\text{Cd}(\text{CN})_4^{2-}$) y variedad de complejos orgánicos aminados, organo-metálicos, azufrados y quelatos. Sus iones forman compuestos insolubles de color blanco, normalmente hidratados, con carbonatos, arseniatos, fosfatos, oxalatos y ferrocianuros (Adriano, 1986; Thornton, 1986). Está asociado principalmente con minerales de Zn, Pb-Zn y Pb-Cu-Zn; su concentración depende normalmente del contenido en Zn (Thornton, 1986). Se conocen dos especies mineralógicas de cadmio (Quer-Brossa, 1983): la greenockita (CdS) y la otavita (CdCO_3). Normalmente aparece como greenockita asociada al mineral sulfuro de cinc, en particular con la esfarelita (Zn,Fe)S (Reeder et al., 1979). Debido a todas estas características la producción no depende de su demanda, sino de la producción de Zn, pues se obtiene como un subproducto del refinado de éste último (Reeder et al., 1979).

En la industria se utiliza principalmente (Reeder et al., 1979; Quer-Brossa, 1983): galvanizado con otros metales o aleaciones, como protector contra la corrosión (cojinetes de motores), en la manufactura de pigmentos de las series de amarillo a naranja (sulfuros de cadmio) y, de rosa a rojo y marrón (sulfoseleniuros de cadmio), en la fabricación de pinturas y colorantes para el caucho, plásticos, tintes de imprenta, cuero, vidrio, esmaltes vitrificables, papeles pintados, en la producción de P.V.C. (estearato y laureato de cadmio), en tubos de aparatos de televisión, como cadmio metálico para soldadores cadmio-plata y manganeso-cadmio, en cables de teléfono y troles (1% Cd y resto Cu) y en láminas o chapas para aletas de radiadores de automóviles, en baterías de níquel-cadmio, en válvulas de seguridad para contenedores de gases a alta presión, en fusibles de seguridad eléctricos, en aleaciones de bajo punto de

fusión para detectores térmicos, en células fotoeléctricas. También se emplean el metal, el nitrato y el fluoruro para diferentes funciones en los reactores nucleares (captadores de neutrones, moderadores de la velocidad de fisión). Se aprovecha además en fotografía y litografía, como catalizador en química orgánica, en laboratorio de análisis químico, etc (Haguenoer y Furon, 1981). Interviene en la fabricación del plomo tetraetilo (Quer-Brossa, 1983).

Sus carbonatos, sulfuros e hidróxidos tienen solubilidades muy bajas y es probablemente por ello que la mayoría del cadmio de los ambientes acuáticos aparece en los lodos (Reeder *et al.*, 1979). Los niveles de Cd en sedimentos de diferentes sistemas acuáticos epicontinentales están representados en la TABLA XVIII (pág. 67).

Huckabee y Blaylock (1974) llevaron a cabo un experimento para estudiar el transporte del Cd desde el ecosistema terrestre al acuático y mostraron que un elevado porcentaje (94%-96%) permanecía en el suelo. El que llegó hasta el agua se acumuló más rápidamente en los sedimentos que en la biota. El 20% del presente en el agua fue encontrado en las partículas en suspensión (Reeder *et al.*, 1979).

Un estudio para conocer el destino del Cd que penetraba en un estanque desde un afluente con dos gramos de Cd diarios indicó que la mayor proporción del metal se hallaba en los sedimentos y una muy pequeña era tomada por los organismos acuáticos (Lisiecki y McNabb, 1975).

Lugar	Media	Rango	Observaciones	Referencias
Río Detroit (Canadá)	1,86	N.D.-17	vertidos indust. (químicas) y urbanos	Hardy, Y. y L. Post (1985).
Río Grand (USA)	3,50	-	vertidos domésticos	Fitchko, J. y T.C. Hutchinson (1975).
Río Milwaukee (USA)	16,60	máx. 149	vertidos industriales	*
Río Tennessee (USA)	-	máx. 227	efluente minero	Perhac, R.M. (1972).
Faundry Cove, NY (USA)	-	máx. 50000	factoría	Kneip, T.J. et al. (1974).
Desembocadura de ríos japoneses	0,51	-	fracción < 500 μ m	Shibahara, M. et al. (1975).
Río Uda (Japón)	0,18	-	fracción < 1680 μ m	Mizobuchi, N. et al. (1975).
Río Toyohira (Japón)	0,20	-	vertidos indust., urbanos y mineros; fracción < 1680 μ m	Sakai, H. et al. (1986).
Río Conway (E.B.)	-	3-95	efluente minero	Thornton, I. et al. (1975).
Sistema del Rhin:				
-estaciones 9-19 (RFA)	13,00	-	contam. indust. y urbana	Banat, K. et al. (1972).
-estaciones 1-8 (RFA)	4,00	-		*
-lago Constanza (RFA)	0,20	-	valores basales	Förstner, U. et al. (1974).
-sedimentos fósiles (RFA)	0,30	-	media de cuatro valores	Förstner, U. (1981a).
Río Neckar (RFA)	-	máx. 230	factoría de pigmentos	Förstner, U. y G. Müller (1973).
Río Sajó (Hungría)	-	máx. 20	-	Literáthy, P. y F. László (1977).
Ría de Huelva (España)	-	0,03-14,40	minería, indust. química y vertidos urbanos	Jomás, X. et al. (1983).

N.D. = no detectado.

TABLA XVIII. Concentraciones (μ g/g) de cadmio en los sedimentos de varios sistemas acuáticos epicontinentales.

Penetra en el cuerpo humano a través de la inhalación y de la absorción de los alimentos; no existe evidencia de absorción dérmica. El humo del tabaco contiene una cantidad considerable de este metal: el contenido corporal para un fumador es aproximadamente el doble del de un individuo que no lo sea. Su absorción gastrointestinal es pobre (entre un 5% y un 8% según autores) y menor que la absorción del Cd respirado (más de un 50% según Carson *et al.* (1986) y según Goyer (1986) entre un 18% y un 30%). Esta absorción gastrointestinal se ve aumentada por dietas deficientes en Ca, Fe y proteínas (Reeder *et al.*, 1979; Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986).

Es transportado en sangre unido a los glóbulos rojos (70%) y a proteínas plasmáticas de elevado peso molecular (particularmente albúmina). Pequeñas fracciones de este catión en sangre pueden ser también transportadas por metalotioneína. El hígado y los riñones lo concentran, aparentemente también en asociación con la misma proteína. Su vida media biológica ha sido estimada entre diez y treinta años (Reeder *et al.*, 1979; Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986).

La excreción se realiza a través de la orina y de las heces vía bilis, aunque también pequeñas cantidades son expulsadas por el pelo (Goyer, 1986).

La toxicidad aguda puede aparecer tras la ingestión de cantidades relativamente elevadas, tanto en bebidas, como en alimentos contaminados. También la inhalación de altas dosis conduciría a una respuesta tóxica aguda que podría provocar un edema pulmonar y una bronconeumonía o neumonía química aguda. La

exposición crónica causa una gran variedad de efectos en los que se ven implicados riñones, pulmones, corazón, huesos y gónadas. Las funciones de reabsorción de los túbulos proximales del riñón se ven afectadas cuando la concentración de Cd en la corteza renal supera los $200 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco. Este hecho se pone de manifiesto por los siguientes síntomas: aumento de Cd en orina, proteinuria, aminoaciduria, glucosuria, disminución de la capacidad de concentración de la orina y anomalías en el ciclo del ácido úrico, calcio y fósforo. Los problemas mineralógicos pueden conducir a la formación de piedras en el riñón y a una osteomalacia. Los daños en el sistema respiratorio degeneran en un enfisema pulmonar (reducción de la actividad de una antielastasa). Tras largo tiempo de exposición se manifiesta una anemia aparentemente debida a una defectuosa absorción del Fe de la dieta y a una posterior toxicidad en la médula ósea. El esqueleto se ve afectado por numerosos efectos probablemente relacionados con la grave nefropatía producida por el Cd, con los desarreglos en el metabolismo de los minerales y en particular con la pérdida de Ca a través de la orina. Estos efectos incluyen: dolor en las extremidades, dificultad al caminar, osteoporosis y/o osteomalacia. Las carencias nutricionales aumentan la gravedad de todos estos síntomas. Esto queda patente en la enfermedad "Itai-Itai" o "ouch-ouch" (Japón, década de los cuarenta) inducida por el Cd ambiental, principalmente en mujeres posmenopáusicas con dietas deficientes (carencia de Ca, malnutrición). Si bien aún no está claro el mecanismo de acción de esta enfermedad, se sabe que también tienen importancia otros factores, además de los ya mencionados, como son la edad y la gestación (Como revisiones ver: Reeder *et al.*, 1979; Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986; Fergusson, 1990).

El Zn es su principal antagonista; además Ca, Cu, Fe y Se, interactúan con él. Desplaza al Zn de numerosas enzimas, alterando su estereoestructura, si bien el proceso inverso no es posible debido a la fuerza de la unión Cd-proteína (Reeder *et al.*, 1979; Carson *et al.*, 1986).

Es teratógeno y cancerígeno (cáncer de próstata en hombres), pero los datos no son concluyentes (Goyer, 1986).

3.4. CINC.

-Símbolo	Zn
-Número atómico	30
-Peso atómico	65,37
-Punto de fusión	419,5 °C
-Punto de ebullición	907 °C
-Densidad	7,133 g·cm ⁻³

Es de color blanco azulado, poco dúctil y débilmente maleable a temperatura ambiente. Tras el hierro, aluminio y cobre, es el cuarto metal más consumido en el mundo (Adriano, 1986). Está situado en la posición vigésimocuarta en la lista por orden de abundancia de los elementos de la corteza terrestre, con una concentración promedio de 70 mg·Kg⁻¹ (Taylor, 1964). Los niveles de cinc en diversos materiales presentes en el medio ambiente están representados en la TABLA XIX (pág. 71).

Material	Promedio	Rango
Rocas igneas (1,a)	65	5-1070
Calizas (1,b)	20	< 1-180
Areniscas (1,b)	30	5-170
Esquistos (1,b)	97	15-1500
Petróleo (c)	30	-
Fertilizantes fosfato (2,d)	305	40-600
Desechos orgánicos (d)	390	8-1600
Lodos de depuradora (3,e)	2250	1000-10000
Suelos (c)	90	1-900
Agua dulce (4,c)	15	< 1-100
Agua marina (4,c)	5	1-48

- (1) Consultar la Tabla IV.
 (2) " " " VIII.
 (3) " " " IX.
 (4) $\mu\text{g/litro}$ (ppb).

Referencias:

- (a) Natl. Res. Council (1979).
 (b) Wedepohl, K.H. (1978).
 (c) Bowen, H.J.M. (1979).
 (d) Whitton, J.S. y N. Wells (1974).
 (e) Page, A.L. (1974).

TABLA XIX. Concentraciones de cinc ($\mu\text{g/g}$) en varios materiales presentes en el medio ambiente.

La forma química bajo la que aparece en el medio ambiente es Zn(II) (Adriano, 1986). También puede darse el Zn(0); el Zn(I) no ocurre en condiciones normales (Taylor y Demayo, 1979).

Es uno de los micronutrientes más importantes para la salud humana, si bien su papel exacto en el organismo aún no está bien definido. Es un elemento esencial para animales y plantas (ubicuo en los tejidos de mamíferos). Es un metal estructural en muchas enzimas y esencial para la actividad de las siguientes: alcohol deshidrogenasa, carboxipeptidasa, aminopeptidasa de leucina, fosfatasa alcalina, anhidrasa carbónica, RNA y DNA-polimerasas, timidínquinasa. Por ello, está implicado en muchos procesos metabólicos; aparentemente interfiere con los de Cu y Fe. La metalotioneína juega un papel muy importante en la regulación del metabolismo del Zn en mamíferos. El Zn es necesario para la síntesis de DNA, RNA y proteínas, para el metabolismo de carbohidratos, para la utilización del nitrógeno y azufre y para el crecimiento y la división celulares; es esencial en la espermatogénesis, ovogénesis y en la nutrición fetal y está implicado en el metabolismo de la hipófisis y la glándula adrenal. Su deficiencia además de alterar los metabolismos de DNA, RNA y proteínas, modifica el balance celular de otros elementos como Mg, Mn y Fe (Taylor y Demayo, 1979; Carson et al., 1986).

Las emisiones de cinc de origen natural han sido estimadas en $768 \cdot 10^6$ Kg anuales, de las cuales $725 \cdot 10^6$ Kg anuales se deben a la meteorización, mientras que las de origen antropogénico lo han sido en $414 \cdot 10^6$ Kg anuales. Se calculó que 370 toneladas al año alcanzaban los mares a través de los ríos; el 70% de

las cuales se depositaba en los sedimentos. Es conveniente tener en cuenta el agua proveniente de la escorrentía superficial de las ciudades (sobre todo en el caso de tormentas), pues representa una fuente importante de contaminación por cinc (Taylor y Demayo, 1979).

La mayoría del metal extraído proviene de minerales con sulfuros de cinc. Aunque se conocen más de ochenta minerales con cinc, sólo unos pocos tienen importancia comercial. La esfarelita o blenda de cinc (ZnS , 67% de Zn) es el principal mineral desde un punto de vista económico (Taylor y Demayo, 1979; Haguenoer y Furon, 1981; Quer-Brossa, 1983; Adriano, 1986).

El cinc metálico y/o sus sales son principalmente utilizados en los siguientes procesos industriales (Taylor y Demayo, 1979; Haguenoer y Furon, 1981; Quer-Brossa, 1983; Adriano, 1986): recubrimientos protectores de numerosos metales contra la corrosión y en galvanización (por ejemplo en tuberías usadas comunmente en sistemas de abastecimiento de agua, cuya corrosión contribuye debido a la solubilización del Zn, a las concentraciones de este metal encontradas en aguas residuales y potables); aleaciones como el latón y el bronce; fabricación de planchas para los tejados, contra goteras y en la construcción en general; fabricación de utensilios de cocina, pilas secas, papel, cristales, porcelanas, cerámica y esmaltes; fabricación y vulcanización del caucho; industria textil (seda artificial, tintes, mordientes, impermeabilizantes); pinturas, tintes, tintas, barnices y aceites utilizados en diversas industrias (cuero, textil, cerámica, linóleos, etc); fotografía; cosmética; laboratorios químicos y farmacéuticos (fabricación de insulinas al Zn); insecticidas,

conservantes de la madera, y otros. También tiene aplicaciones en agricultura como antifúngico (tiocarbamatos, Zineb, Ziram), como insecticida (ferrosulfonato de Zn), como componente de los superfosfatos y como raticida (Zn_3P_2). En medicina y veterinaria se utiliza como antiespasmódico y antiséptico; en dermatología tiene uso tópico.

En aguas naturales puede presentarse en diferentes formas que probablemente son las siguientes (Taylor y Demayo, 1979):

- i) ion simple hidratado,
- ii) formando compuestos inorgánicos (por ejemplo, $ZnCO_3$),
- iii) en complejos orgánicos estables (por ejemplo, Zn-cisteinato), y
- iv) adsorbido u ocluido en coloides inorgánicos (Zn^{2+} -arcilla) u orgánicos (Zn^{2+} -ácidos húmicos).

Su distribución en cada una de esas fracciones dependerá principalmente de factores como el pH, presencia de otros iones metálicos, existencia y concentración de compuestos orgánicos e inorgánicos, concentración de Zn en el agua, etc. En la TABLA XX (pág. 75) se han recopilado los niveles de Zn existentes en los sedimentos de algunos sistemas acuáticos epicontinentales. Sus complejos con los ácidos húmicos son menos estables que los del plomo, cobre y cadmio (Guy y Chakrabarti, 1976). Debido a sus características físico-químicas, es uno de los elementos más fácilmente movilizables por la meteorización. A causa principalmente de este rasgo, es uno de los metales más críticos (de mayor riesgo) para el medio ambiente. El peligro que presenta es incluso superior al otros metales tóxicos bien conocidos, como son el plomo, el arsénico y el cadmio (Taylor y Demayo, 1979).

Lugar	Media	Rango	Observaciones	Referencias
Tributarios de los Grandes Lagos (Canadá)	-	2,5-393,5	actividad indust. y urbana	Hutchinson, T.C. y J. Fitchko (1974).
Lago Michigan (Canadá)	-	2,5-865	-	"
Río Rideau (Ontario, Canadá)	118	16-670	extracción ácida	Oliver, B.G. y H. Agemian (1974).
Río Ottawa (Canadá)	138	19-485	extracción ácida	"
Río Detroit (Canadá)	229,9	20-2400	vertidos indust. (químicas) y urbanos	Handy, Y. y L. Post (1985).
Ríos de USA	68	-	fracción < 500 μ m	Naaminga, H. y J. Wilhm (1977).
Río Mapocho (Santiago, Chile)	-	151-323	vertidos urbanos sin depurar	Garlaschi, G et al. (1985).
Río Uda (Japón)	107	-	fracción < 1680 μ m	Mizobuchi, M. et al. (1975).
Desembocadura de ríos japoneses	122	-	fracción < 500 μ m	Shibahara, M. et al. (1975).
Río Toyohira (Japón)	152	-	vertidos indust., urbanos y mineros; fracción < 1680 μ m	Sakai, N. et al. (1986).
Ríos ingleses:				
-control	-	31-370	-	Thornton, I. y J.S. Webb (1975).
-zona mineralizada	-	69-7000	-	
Dio Glinde (RFA)	17017	-	antigua mina de cobre; fracción 2-6 μ m	Schneider, W. (1976).
Sistema del Rin:				
-estuario (Holanda)	3900	-	contam. indust. y urbana	De Groot, A.J. et al. (1971)
-estaciones 9-19 (RFA)	1240	-	"	Banat, K. et al. (1972).
-estaciones 1-8 (RFA)	520	-	"	"
-lago Constanza (RFA)	124	-	valores basales	Förstner, U. et al. (1974).
-sedimentos fósiles (RFA)	115	-	media de cuatro valores	Förstner, U. (1981a).
Ríos Agrio y Guadiamar (Andalucía, España)	-	50-4500	minería y núcleos urbanos dispersos	Cabrera, F. et al. (1987).
Ría de Huelva (España)	-	53,3-5580	minería, indust. química y vertidos urbanos	Tomás, X. et al. (1983).

TABLA XX. Concentraciones de cinc (μ g/g) en los sedimentos de varios sistemas acuáticos epicontinentales.

Se incorpora principalmente a través del agua y de los alimentos. Según Carson *et al.* (1986) se encuentra presente en las aguas potables, siendo mucho mayor su concentración en las aguas ácidas y blandas, debido a un enriquecimiento desde los sistemas de distribución y desde las cañerías domésticas. Los mismos autores aportan datos recogidos de diferentes fuentes que indican un promedio de ingestión para la población adulta de Estados Unidos de 10 a 20 mg de Zn diarios a través de los alimentos y de 0,5 a 1 mg a través del agua potable. Otras fuentes de exposición para la población humana son las preparaciones de uso tópico que contienen óxido de cinc (Haguenoer y Furon, 1981).

Parece ser que es fácil la absorción pulmonar del Zn inhalado por trabajadores expuestos a humos y aerosoles de óxido o cloruro de cinc, así como de cinc metálico (Haguenoer y Furon, 1981). Su absorción gastrointestinal se produce sobre todo en el intestino delgado, principalmente en el duodeno. La biodisponibilidad del metal presente en los alimentos es para humanos de un 10% a un 40% y dependiente de la edad y del contenido en cinc, proteínas, calcio y ácido fítico de la dieta. Una proteína de bajo peso molecular, la ZBL (zinc-binding ligand), presente en leches de ciertos animales (humanos y ratas entre otros) y en intestino, ha sido propuesta por Taylor y Demayo (1979) como un factor importante en la absorción del Zn. La biodisponibilidad para humanos del metal de origen vegetal es menor que la del de origen animal; esto es aparentemente debido a su acomplejamiento (del Zn vegetal) con el fitato o inositol hexafosfato y con otros constituyentes vegetales (Taylor y Demayo, 1979; Carson *et al.*, 1986).

En los siguientes compartimentos corporales existen elevadas concentraciones de este metal (Carson *et al.*, 1986): sistema reproductor masculino (especialmente en próstata, hasta con $850 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ peso húmedo), músculo, hígado y riñón con aproximadamente $55 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, hueso, páncreas, tiroides y otras muchas glándulas endocrinas. En semen y esperma se alcanzan valores de 2000 y 3000 $\text{mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$ peso húmedo (Taylor y Demayo, 1979; Carson *et al.*, 1986).

Parece ser que el Zn almacenado en hígado y riñón es dependiente de las concentraciones de Cd. Se almacena en la metalotioneína y también como un componente esencial de varias enzimas (alcohol deshidrogenasa, anhidrasa carbónica, fosfatasa alcalina) y acompañado con sustancias orgánicas no enzimáticas (aminoácidos). En los eritrocitos (75-80% del Zn sanguíneo) se encuentra asociado a una metaloenzima, la anhidrasa carbónica; en los leucocitos (3% del Zn sanguíneo) a varias metaloenzimas; en el plasma (12-22% del Zn sanguíneo) unido principalmente a la albúmina y en el suero a una α -macroglobulina y a los aminoácidos (Taylor y Demayo, 1979; Carson *et al.*, 1986).

La excreción se realiza a través de las heces (vía bilis y jugo pancreático); otras rutas de menor importancia son sudor, pelo, leche, descamaciones de la piel y sangre menstrual (Taylor y Demayo, 1979; Carson *et al.*, 1986).

Se han producido envenenamientos masivos causados por bebidas de carácter ácido contaminadas por el Zn proveniente del galvanizado de los contenedores. La ingestión de dos o más gramos produce una respuesta tóxica aguda en humanos: fiebre, náuseas, vómitos, calambres y diarrea. En trabajadores expuestos a la

inhalación se puede producir la fiebre de los humos de cinc, junto con otros síndromes laborales. Un exceso crónico en humanos puede inhibir la absorción del Cu, provocando una anemia por carencia de este último. En animales de laboratorio se mencionan toxicidades orales bajas (Carson *et al.*, 1986).

Presenta los siguientes sinergismos y antagonismos con otros metales, (Taylor y Demayo, 1979; Carson *et al.*, 1986):

- i) tanto la incorporación como la liberación del Zn por el hueso están acompañadas por similares procesos con respecto al calcio; además las dietas altas en Zn y deficientes en Ca causan una fuerte disminución del crecimiento en ratas,
- ii) las dietas altas en cinc y plomo provocan una anemia severa, acompañada por la reducción o bloqueo de la excreción por la orina del ALA (el Pb suprime la actividad de la ALA-D, pero el Zn contrarresta tal efecto) y por una acentuada reducción del Pb en sangre, hígado, riñón y hueso,
- iii) la administración simultánea de cinc y cadmio a hámsteres gestantes previene las malformaciones que causaría la dosis de Cd únicamente (parece que el Zn disminuye los efectos tóxicos del Cd y también la acción teratógena del mercurio, al inducir la producción de metalotioneína),
- iv) existe un antagonismo mutuo entre cinc y cobre en los procesos de absorción en el epitelio intestinal.

No se tiene información acerca de teratogenicidad por exceso de cinc (su defecto sí puede causarla), en cambio existen al respecto bastante resultados negativos. Los datos existentes indican la posibilidad de que no sea un agente mutagénico. Su papel como agente cancerígeno no está claro, pues algunos de sus compuestos son cancerígenos mientras que otros no lo son (Taylor y Demayo, 1986; Carson *et al.*, 1986).

3.5. CROMO.

-Símbolo	Cr
-Número atómico	24
-Peso atómico	51,996
-Punto de fusión	1903 °C
-Punto de ebullición	2665 °C
-Densidad	7,18 g·cm ⁻³

Es de color blanco grisáceo, lustroso, duro, brillante y capaz de aceptar una alta pulimentación. A temperatura ambiente es inoxidable, incluso con aire húmedo. En la corteza terrestre es bastante abundante, se encuentra situado en el lugar vigésimoprimerero en la lista por orden de abundancia de todos los elementos (Taylor, 1964; Adriano, 1986). Sus concentraciones en diversos materiales presentes en el medio ambiente están resumidas en la TABLA XXI (pág. 80).

Material	Promedio	Rango
Corteza continental (1,a)	125	80-200
Calizas (1,b)	10	< 1-120
Areniscas (1,c)	35	-
Esquistos (1,b)	120	30-590
Petróleo (d)	0,3	-
Carbón (2,d)	20	10-1000
Fertilizantes fosfatados (3,b)	-	30-3000
Suelos (d)	40	10-150
Agua dulce (4,e)	1	0,1-6
Agua marina (4,e)	0,3	0,2-50

- (1) Consultar la Tabla IV.
 (2) " " " XI.
 (3) " " " VIII.
 (4) µg/litro (ppb).

Referencias:

- (a) Adriano, D.C. (1986).
 (b) NRCC (1976).
 (c) Cannon, H.L. (1978).
 (d) NAS (1974).
 (e) Bowen, H.J.M. (1979).

TABLA XXI. Concentraciones de cromo (µg/g) en varios materiales presentes en el medio ambiente.

Puede presentar estados de oxidación desde II a VI. Desde un punto de vista industrial y ambiental, sólo tienen importancia el Cr(0)-metal, el Cr(III)-crómico y el Cr(VI)-cromato y dicromato, siendo el Cr(III) el más estable (Taylor *et al.*, 1979a; Adriano, 1986). La forma trivalente tiene una gran tendencia para la coordinación con ligandos que contengan oxígeno y nitrógeno. Los compuestos con estados de oxidación inferiores a III son reductores, aquellos superiores a III son oxidantes (Adriano, 1986).

La forma trivalente es esencial en cantidades traza (1 µg diario en forma asimilable) para el metabolismo de los hidratos de carbono en mamíferos. Actúa como cofactor en la acción de la insulina. Tiene una función en las actividades periféricas de esta hormona al constituir un complejo ternario con los receptores de la insulina, facilitando la unión de la hormona a dichos lugares. Varios sistemas enzimáticos requieren cromo (por ejemplo la fosfoglucomutasa) y dependiendo de su concentración puede tanto inhibirlos como activarlos. El ARN contiene normalmente altas concentraciones del metal, pero su función es desconocida (Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986).

Bertine y Goldberg (1971) estimaron que los fenómenos erosivos naturales provocan la incorporación al medio ambiente de $200 \cdot 10^6$ Kg de Cr al año y Taylor *et al.* (1979a) calcularon en $77,7 \cdot 10^6$ Kg anuales los origenes antropogénicos.

La cromita ($(Fe,Mg)O$; $(Cr,Al,Fe)_2O_3$) es el mineral de Cr más importante (Taylor *et al.*, 1979a; Quer-Brossa, 1983).

El cromo de origen antrópico puede provenir principalmente de los siguientes procesos industriales (N.R.C.C., 1976; Adriano, 1986): papel (pulpa, cartón, etc), química orgánica e inorgánica, petroquímica, fertilizantes, fundiciones de metales, motores de vehículos, chapados de aviones, acabados metálicos, vidrios, cementos, productos de amianto y textiles, curtido y acabado de pieles y cueros y centrales generadoras de energía.

Los principales usos del Cr se dan en la industria metalúrgica en la producción de aceros inoxidables y otras aleaciones, en la fabricación de materiales refractarios y en la industria química (fungicidas, pigmentos, oxidantes y catalizadores) (Taylor *et al.*, 1979a; Adriano, 1986). Se utiliza para producir ferro-cromo y cromo metálico que usualmente son aleados con Fe, Ni o Co. Más del 60% del Cr utilizado por la industria metalúrgica lo es para la fabricación de acero inoxidable (Cr, Fe y Ni). En la industria química se preparan (a partir de mineral, con aproximadamente 45% de óxido de cromo) cromatos y dicromatos sódicos a partir de los cuales se producen otros derivados. También interviene en el acabado y curtido de pieles y cueros, en la tinción de fibras textiles, en litografía y como recubrimiento protector de utensilios sometidos a intenso desgaste, etc (Quer-Brossa, 1983; Adriano, 1986).

La química del Cr con importancia para la biología, la ecología y la salud es la del Cr(III) y Cr(VI). De las dos formas que se encuentran en la naturaleza, la trivalente es relativamente benigna, mientras que la hexavalente es relativamente tóxica (Adriano, 1986); si bien hoy en día se está cuestionando

dicho supuesto y el impacto ambiental de la acumulación del Cr(III) está siendo reconsiderado (Bianchi y Levis, 1988).

El Cr(VI) es de naturaleza aniónica y no es fuertemente adsorbido por el suelo o la materia particulada, por ello es más móvil que el Cr(III) y no es propenso a sedimentar. Tiene tendencia a reaccionar fuertemente con sustancias oxidables, moléculas orgánicas normalmente, y formar Cr(III). Si el agua contiene muy poco material orgánico, el Cr(VI) puede permanecer disuelto en ella durante largos periodos de tiempo. En aguas aeróbicas el Cr(VI) es estable, pero en condiciones anaeróbicas se reduce a Cr(III), que a pH neutro o suavemente alcalino se deposita en forma de óxido (Taylor *et al.*, 1979a).

El Cr(III) es un ion con carga positiva, con una fuerte tendencia a formar complejos estables con especies orgánicas o inorgánicas cargadas negativamente. Si en el medio no existen especies aniónicas puede, en soluciones neutras, reaccionar y formar hidróxidos coloidales, por ello es poco probable que exista mucho Cr disuelto en una solución acuosa. Es poco soluble en el rango de pH cubierto por las aguas naturales (N.R.C.C., 1976; Taylor *et al.*, 1979a).

La distribución de numerosos elementos traza en la columna de agua de un lago (Lago Williams, Washington) muestra que las mayores concentraciones de Cr y de la mayoría de los otros microelementos se da en el hipolimnion: i) 2,43 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ en el agua superficial, ii) 2,25 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ a un metro de profundidad y iii) 5,46 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ en el hipolimnion. Se pensó que esto era debido a las interacciones existentes entre hipolimnion y sedimento (Funk *et al.*, 1969; Taylor *et al.*,

1979a). En la TABLA XXII (pág. 85) se han recopilado los niveles de Cr existentes en los sedimentos de algunos sistemas acuáticos epicontinentales.

El consumo humano diario es inferior a 100 µg y principalmente proviene de los alimentos, aunque cantidades triviales proceden del agua potable y del aire ambiental (Goyer, 1986).

Su concentración en tejidos disminuye generalmente desde el nacimiento, sin embargo en los pulmones se produce un incremento a partir de los diez años de vida. El Cr inhalado puede ser incorporado, pero al menos una pequeña porción se deposita en forma insoluble en los pulmones. La absorción oral del Cr(III) es inferior al 1% y alrededor del 2% la del Cr(VI). Desde los alimentos es absorbido posiblemente en como factor de tolerancia a la glucosa o factor antidiabético, que es la forma del metal biológicamente más viable. Este factor ha sido parcialmente purificado en levaduras y parece ser un complejo de Cr(III) con glicina, cisteína y los ácidos nicotínico y glutámico (Carson et al., 1986; Beyersmann y Köster, 1987).

Experimentos realizados con mamíferos indican que tras largas dosis se produce una acumulación del catión en forma inorgánica en el sistema reticulo-endotelial, en hígado y en las médulas espinal y ósea. Las mayores concentraciones de Cr(III) y del factor de tolerancia a la glucosa se dan en hígado, riñón, útero y hueso (Carson et al., 1986).

Lugar	Media	Rango	Observaciones	Referencias
Río Detroit (Canadá)	43,9	4-330	vertidos indust. (químicas) y urbanos	Hardy, Y. y L. Post (1985).
Ríos de USA	15	-	fracción < 500 μ m	Manninga, H. y J. Wilhm (1977)
Río Mapocho (Santiago, Chile)	-	17-124	vertidos urbanos sin depurar	Garlaschi, G. et al. (1985).
Río Uda (Japón)	30	-	fracción < 1680 μ m	Mizobuchi, M. et al. (1975).
Desembocadura de ríos japoneses	30	-	fracción < 500 μ m	Shibahara, M. et al. (1975).
Río Toyohira (Japón)	32	-	vertidos indust., urbanos y mineros; fracción < 1680 μ m	Sakai, H. et al. (1986).
Sistema del Rin:				
-estuario (Holanda)	760	-	contam. indust. y urbana	De Groot, A.J. et al. (1971)
-estaciones 9-19 (RFA)	286	-	"	Banat, K. et al. (1972).
-estaciones 1-8 (RFA)	121	-	"	"
-lago Constanza (RFA)	50	-	valores basales	Förstner, U. et al. (1974).
-sedimentos fósiles (RFA)	47	-	media de cuatro valores	Förstner, U. (1981a).

TABLA XXII. Concentraciones de cromo (μ g/g) en los sedimentos de varios sistemas acuáticos epicontinentales.

Parece ser que la especie química que se encuentra en los tejidos biológicos es la trivalente. No existen evidencias que indiquen una transformación biológica del Cr(III) a Cr(VI), sin embargo los cromatos atraviesan eficazmente las membranas celulares y son reducidos intracelularmente a compuestos de Cr(III). Este último puede concentrarse dentro de la célula varios cientos de veces debido a su baja permeabilidad de membrana. Los agentes reductores parecen ser grupos tiol como el glutatión o la cisteína, azúcares reductores como el ácido ascórbico o enzimas reductoras con sus coenzimas respectivos como la citocromo-P450-reductasa. Durante el proceso de reducción se forman, además de Cr(III), otros metabolitos del metal como son el Cr(V) y el Cr(IV). También aparecen compuestos reactivos del tipo de peróxidos y radicales libres como consecuencia de las tres transferencias electrónicas ocurridas desde Cr(VI) a Cr(III) (Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986; Beyersmann y Köster, 1987; Bianchi y Levis, 1988).

Sus conocidos efectos dañinos en humanos han sido atribuidos a la forma hexavalente, aunque se especula acerca de que sus efectos biológicos estén relacionados con su reducción a Cr(III) y con la formación de los complejos intracelulares. El Cr(III) es muy probablemente la forma genotóxica final, sin descartar los daños al ADN producidos por Cr(V) y Cr(IV) y por los metabolitos reactivos oxidados. El Cr(III) que consigue atravesar la membrana plasmática produce mutaciones en bacterias, levaduras y células de mamíferos. En los núcleos de estas últimas provoca lazos cruzados (crosslinks) ADN-proteína y roturas de la hebra de ADN (Goyer, 1986; Beyersmann y Köster, 1987).

La orina es la principal ruta excretora; aproximadamente el 60% de la cantidad filtrada por los riñones es recuperada por los túbulos (Carson *et al.*, 1986).

La ingestión aguda tiene como principal efecto la necrosis de los túbulos renales. La exposición al cromo, especialmente en los procesos de producción del metal y de sus pigmentos, está asociada al riesgo de padecer cáncer en el tracto respiratorio.

Tradicionalmente se ha considerado el Cr(VI) mucho más tóxico que el Cr(III), pues es corrosivo y produce úlceras en el tabique nasal y en otras superficies corporales. Sin embargo hay que considerar a éste último como un agente cancerígeno igual de potente que el Cr(VI) debido a la imposibilidad de discernir entre los efectos causados por ambas formas químicas, que además van habitualmente juntas en las exposiciones (Goyer, 1986).

Acompleja y precipita las proteínas, lo que probablemente explique sus acciones tóxicas en las dermatitis, en la sensibilización, en su inducción al cáncer al combinarse con ADN y ARN, y en la formación de las úlceras crónicas y perforaciones del tabique nasal (Carson *et al.*, 1986).

3.6. MANGANESO.

-Símbolo	Mn
-Número atómico	25
-Peso atómico	54,938
-Punto de fusión	1244 ± 3 °C
-Punto de ebullición	2150 °C
-Densidad	7,2 g·cm ⁻³

Es de color blanco grisáceo, algunas veces rojizo; parecido al hierro pero más duro y frágil. Se encuentran a menudo fuertemente asociados en el medio ambiente, pues ambos tienen un comportamiento químico similar (Adriano, 1986). Es un metal ubicuo en la corteza terrestre y está ampliamente distribuido entre las rocas metamórficas, sedimentarias e ígneas; es el decimosegundo elemento más abundante. Su contenido promedio en la litosfera es de 1000 mg·Kg⁻¹. Es el principal componente de los nódulos depositados en el fondo de los océanos (Adriano, 1986). Las concentraciones de Mn en algunos materiales presentes en el medio ambiente se muestran en la TABLA XXIII (pág. 89).

Los estados de oxidación que puede presentar el metal son I, II, III, IV, VI y VII. Sus sales más estables son aquellas con los estados de oxidación II, IV, VI y VII. En las rocas ígneas se encuentra normalmente presente entre los silicatos como Mn(II).

Material	Promedio	Rango
Rocas Igneas (1,a)	-	390-1620
Calizas (1,b)	620	-
Areniscas (1,c)	460	-
Esquistos (1,b)	850	-
Nódulos oceánicos de manganeso (c)	160000	-
Carbón (2,d)	100	-
Lodos de depuradora (3,e)	-	60-3900
Suelos:	850 (e) 1000 (c)	100-4000 20-10000
Agua dulce (4,c)	8	0,02-130
Agua marina (4,c)	0,2	0,03-21

- (1) Consultar la Tabla IV.
 (2) " " " XI.
 (3) " " " IX.
 (4) µg/litro (ppb).

Referencias:

- (a) NAS (1973).
 (b) Adriano, D.C. (1986).
 (c) Bowen, H.J.M. (1979).
 (d) Adriano, D.C. et al. (1980).
 (e) Freedman, B. y T.C. Hutchinson (1981).

TABLA XXIII. Concentraciones de manganeso (µg/g) en varios materiales presentes en el medio ambiente.

Es un elemento esencial para animales y son necesarios 2,5-5 mg Mn diarios para humanos. Es cofactor de numerosas reacciones enzimáticas, especialmente de las relacionadas con la fosforilación, el colesterol y la síntesis de ácidos grasos. Está presente en todos los organismos vivos. El manganeso, primariamente en forma divalente se distribuye ampliamente por el cuerpo. Forma parte de numerosas enzimas (como la piruvato carboxilasa) y puede sustituir al magnesio en muchas de ellas. Los sistemas enzimáticos dependientes de Mn están relacionados con los metabolismos de proteínas y de la energía y con la formación de mucopolisacáridos (Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986).

Durante la meteorización es oxidado y depositado en el suelo en forma de óxidos. Sus minerales están ampliamente distribuidos; los más comunes son los óxidos, carbonatos y silicatos, aunque también existe como sulfuros, fosfatos, arseniatos, tungstatos y boratos (Adriano, 1986). Según Quer-Brossa (1983) España figura entre los principales países productores de manganeso.

Sus orígenes antropogénicos están asociados a algunas actividades industriales como son el refinado y la fundición de metales. Otras fuentes son resultado de aportaciones atmosféricas (precipitación de polvo y lluvia contaminados a causa de la combustión de carburantes fósiles y la incineración de desechos municipales) y de la agricultura (uso de fertilizantes, aplicación de lodos de depuradoras y desechos animales). El fertilizante de Mn más usado es $MnSO_4 \cdot 4H_2O$ (24% de Mn), el cual tiene una alta solubilidad en aguas tanto ácidas como alcalinas. El óxido de manganeso (MnO , 78% de Mn) también es ampliamente utilizado (Adriano, 1986).

El Mn metálico casi nunca se emplea como tal, son por tanto sus aleaciones las que tienen importancia industrial. Se utiliza en la siderometalurgia, en la obtención de aceros especiales, como desoxidante y desulfurante y para comunicar al acero una gran resistencia al choque (carriles de trenes y tranvías). Forma parte de la composición de los electrodos para soldadura con arco eléctrico. La pirolusita (compuesto manganoso) se emplea en los siguientes procesos: limpieza y coloración del vidrio (tono rojo de Burdeos), despolarizante de las pilas secas eléctricas, colorante de porcelanas, secante en la fabricación de pinturas, en la obtención de permanganato potásico, fabricación de fertilizantes, como tónico y antianémico (en terapéutica). También es usado en pirotecnia (color rojo de los fuegos artificiales), como desinfectante, aditivo en alimentos para animales y como antidetonante (Quer-Brossa, 1983; Adriano, 1986).

El similar tamaño iónico de Mn, Mg y Ca es una de las razones que explican la amplia distribución del Mn, pues esto le capacita para sustituir a Mg y Ca en la estructura de los silicatos (también reemplaza al hierro ferroso en la magnetita). En los compuestos naturales muestra tres estados de oxidación (II, III y IV), en contraste con el Fe que sólo presenta dos. La oxidación de las formas Mn(II) requiere mayores potenciales redox que los necesarios para la oxidación de los compuestos de Fe(II); MnS es más soluble que FeS, y MnS₂ es mucho menos estable que FeS₂ (pirita). En ambientes reductores las especies Mn(II) son las más estables, mientras que en los ambientes oxidantes lo es el dióxido, MnO₂ (la forma tetravalente) (Adriano, 1986). Los niveles de manganeso en sedimentos de algunos sistemas acuáticos epicontinentales se muestran en la TABLA XXIV (pág. 92).

Lugar	Media	Rango	Observaciones	Referencias
Río Uda (Japón)	591	-	fracción < 1680 µm	Mizobuchi, M. et al. (1975).
Río Toyohira (Japón)	680	-	vertidos indust., urbanos y mineros; fracción < 1690 µm	Sakai, H. et al. (1986).
Río Mapocho (Santiago, Chile)	-	455-640	vertidos urbanos sin depurar	Garlaschi, G. et al. (1985).
Sedimentos fósiles (Rhin, RFA)	960	-	media de cuatro valores	Förstner, U. (1981a).
Ría de Huelva (España)	-	24,9-308	minería, indust. química y vertidos urbanos	Tomás, X. et al. (1983).
Ríos Agrío y Guadiamar (Andalucía, España)	-	283-1744	minería y núcleos urbanos dispersos	Cabrera, F. et al. (1987).

TABLA XXIV. Concentraciones de manganeso (µg/g) en los sedimentos de varios sistemas acuáticos epicontinentales.

Aunque abunda en el aire de las ciudades y en muchas aguas de abastecimiento público, la principal proporción del manganeso consumido proviene de los alimentos (Goyer, 1986). La absorción oral del Mn consumido en la dieta es sin embargo pobre e incompleta (entre el 1% y el 5%). En cambio, el Mn inhalado es rápidamente tóxico, lo que indica una rápida absorción desde los pulmones (Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986). Está ampliamente distribuido en todos los órganos. En el citoplasma se concentra en las mitocondrias (Quer-Brossa, 1983; Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986). Es transportado en el plasma sanguíneo por una β_1 -globulina (Goyer, 1986). Según Carson *et al.* (1986) algunos investigadores opinan que esta proteína es específica para Mn y la denominan transmanganina, otros mencionan la existencia de una asociación con la transferrina.

El manganeso es eliminado por la bilis y reabsorbido en el intestino, aún así la principal ruta de excreción es a través de las heces. También puede ser eliminado de forma accesoria por el sudor (Quer-Brossa, 1983; Goyer, 1986).

La acción tóxica se ejerce sobre el epitelio pulmonar, corteza cerebral y núcleos grises subcorticales, especialmente sobre las grandes neuronas del *globus pallidus*. Las lesiones producidas son de tipo degenerativo. El mecanismo de acción es múltiple. Se produce una degeneración neuronal directa y una acción metabólica tóxica hepática, en la que los metabolitos resultantes de la sobrecarga de Mn, al igual que ocurre en la enfermedad de Wilson (ver Introducción 3.1) podrían provocar consecuencias parecidas a las del cobre (Quer-Brossa, 1983). La toxicidad aguda en humanos sólo aparece tras exposiciones a altos niveles en aire; la inhalación de fuertes dosis, especialmente de algunos

óxidos, puede ser letal. Esta exposición aguda tiene como resultado una neumonía mangánica y es la responsable del 33% de la totalidad de fallecimientos en las minas de Huelva. La ingestión aguda produce una baja toxicidad en animales (Quer-Brossa, 1983; Carson *et al.*, 1986). Los efectos crónicos son bien conocidos en humanos expuestos a polvos y humos de manganeso (mineros, trabajadores de acerías, etc) y también a aguas de pozos o manantiales con exceso del metal (a menudo en pueblos mineros). Los síntomas usuales atañen al sistema nervioso (Carson *et al.*, 1986).

El Maneb (etilén-bis-ditiocarbamato) es fuertemente teratógeno para ratas. No existen datos que nos permitan saber si el manganeso es o no mutagénico o cancerígeno (Carson *et al.*, 1986).

3.7. NIQUEL.

-Símbolo	Ni
-Número atómico	28
-Peso atómico	58,71
-Punto de fusión	1455 °C
-Punto de ebullición	2900 °C
-Densidad	8,902 g·cm ⁻³

Es de color blanco plateado, duro, dúctil y muy tenaz. Es resistente a la oxidación y a la corrosión. Posee importantes propiedades magnéticas. Es un

buen conductor del calor y de la electricidad. Su coeficiente de dilatación es bajo. Fue aislado por primera vez en forma impura por Cronstedt en 1751 a partir de un mineral que contenía nicolita (NiAs). La forma pura fue preparada en 1804 por Richter (Mastromatteo, 1986).

La concentración de níquel en la corteza terrestre es aproximadamente de $80 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$. Es el vigésimotercer elemento más abundante, más que Cu, Sn y Pb (Taylor, 1964; N.A.S., 1975). Su contenido en diferentes tipos de rocas es muy variable. Es un constituyente de los nódulos de los fondos oceánicos (1,5% Ni). Las concentraciones de Ni en algunos materiales presentes en el medio ambiente se muestran en la TABLA XXV (pág. 97).

Normalmente sus formas químicas más frecuentes son Ni(O) y Ni(II), aunque los estados de oxidación I, III y IV existen bajo ciertas condiciones. Estos últimos iones no son estables en soluciones acuosas, en las que predomina el Ni(II) (Taylor et al., 1979b; Adriano, 1986).

Actualmente el níquel es considerado como un elemento esencial (Taylor et al., 1979b; Goyer, 1986). Ha sido identificado como componente de metaloenzimas vegetales (ureasa) y es necesario para el metabolismo de la urea en cultivos celulares de soja. Aunque se conoce algo sobre su papel fisiológico, el mecanismo exacto de la acción del Ni aún no está claro. Se encuentra presente en el ARN y asociado a diferentes sustancias biológicas como los aminoácidos, proteínas (queratina, insulina, seroalbúminas) y activa diversos sistemas enzimáticos (arginasa, carboxilasa, tripsina, acetyl coenzima A sintetasa)

(Taylor et al., 1979b). Aparentemente el níquel produce diferentes efectos sobre las enzimas debido a su capacidad para substituir, más o menos hábilmente, a otros iones metálicos divalentes, especialmente al cinc. Dependiendo de su concentración es capaz tanto de activar como de inhibir la misma enzima (Carson et al., 1986).

El níquel que alcanza el medio ambiente lo hace siguiendo principalmente dos caminos: meteorización de minerales y rocas y como resultado de las actividades antropogénicas.

Los minerales de níquel son óxidos (lateritas), sulfuros y arseniuros. Los sulfuros son los más importantes industrialmente. Sin embargo son los óxidos los que contienen la mayor proporción del contenido mundial de Ni al estar ampliamente distribuidos, aunque sólo representen un tercio de la producción (Taylor et al., 1979b; Adriano, 1986; Mastromatteo, 1986).

Las actividades antrópicas que más contribuyen a su incorporación al medio ambiente son la minería y los depósitos de sus minerales, la fundición y refinado de los concentrados, la fabricación de las aleaciones y la industria del chapado. Además de la combustión de carbones y aceites, a sus orígenes antropogénicos ya mencionados, hay que añadir otros resultado de variadas actividades. Aparece por ejemplo en aguas residuales de industrias relacionadas con peleterías, tintes, tahonas, bebidas no alcohólicas, siropes de sabores y helados. También contiene Ni la escorrentía superficial de aguas urbanas y las aguas residuales domésticas (Taylor et al., 1979b).

Material	Promedio	Rango
Rocas igneas (1,a)	75	2-3600
Calizas (1,a)	20	-
Areniscas (1,a)	2	-
Esquistos (1,a)	68	20-250
Rocas sedimentarias (b)	20	-
Carbón (2,c,d)	15	3-50
Petróleo (e)	10	-
Suelos (global)	40 (f)	5-500 (c)
Agua dulce (3,e)	0,5	0,02-27
Agua marina (3,e)	0,56	0,13-43

(1) Consultar la Tabla IV.

(2) " " " " XI.

(3) $\mu\text{g/litro}$ (ppb).

Referencias:

- (a) Cannon, H.L. (1978).
 (b) Polemio, M. et al. (1982).
 (c) Trudinger, P.A. et al. (1979).
 (d) Adriano, D.C. et al. (1980).
 (e) Bowen, H.J.M. (1979).
 (f) Vinogradov, A.P. (1959).

TABLA XXV. Concentraciones de níquel ($\mu\text{g/g}$) en varios materiales presentes en el medio ambiente.

Sus principales usos industriales se dan en la producción de: aceros inoxidables, aleaciones (más de 2000 aleaciones), electrochapados (níquelados) de aparatos electrónicos y recubrimientos de piezas metálicas (automóviles, utensilios de cocina, etc), baterías alcalinas (Ni-Cd), monedas, pigmentos inorgánicos (esmaltes cerámicos, por ejemplo el $(\text{Ti}, \text{Ni}, \text{Sb})\text{O}_2$), material electrónico, y otros. Es catalizador en numerosos procesos químicos (hidrogenación de grasas y aceites, intermediario en la síntesis de ésteres acrílicos en la fabricación de plásticos, desulfuración de aceites, producción de amoníaco, etc), De todos los compuestos de níquel utilizados en la industria el más tóxico es el níquel carbonilo (líquido incoloro que a 60°C se descompone en CO y Ni finamente dividido) que se produce en el transcurso del procedimiento Mond para la obtención del níquel puro (Quer-Brossa, 1983).

Puede formar complejos estables con muchos ligandos orgánicos; sin embargo los que forma con ligandos inorgánicos naturales no son tan frecuentes, el orden de afinidad que presentan es $\text{OH}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NH}_3$ (Adriano, 1986). En ambientes anaerobios, como ocurre en sedimentos profundos, el ion sulfuro puede controlar la solubilidad del Ni (Richter y Theis, 1980). En un estudio realizado en los ríos Yukón y Amazonas sólo entre un 2,2% y un 2,7% del Ni total se encontró en solución como: i) ion libre, ii) en complejos inorgánicos y iv) orgánicos. El resto apareció: i) adsorbido sobre materiales en suspensión, ii) en revestimientos metálicos, iii) incorporado a materia biológica sólida o iv) en estructuras cristalinas (Gibbs, 1973). Los niveles de Ni presentes en sedimentos de varios sistemas acuáticos epicontinentales están representados en la TABLA XXVI (pág. 99).

Lugar	Media	Rango	Observaciones	Referencias
Río Ottawa (Canadá)	26	1-85	extracción ácida	Oliver, B.B. y H. Agemian (1974).
Río Rideau (Ontario, Canadá)	22	N.D.-135	"	"
Río Detroit (Canadá)	28,2	5-150	vertidos indust. (químicas) y urbanos	Hardy, Y. y L. Post (1985).
Lago Great Bear (Canadá)	-	190-1050	actividades mineras (Cu y Ag)	Falk, M.R. et al. (1973).
Lago Ho-Hum (Canadá)	930	-	"	"
Río Mapocho (Santiago, Chile)	-	24-40	vertidos urbanos sin depurar	Garlaschi, G. et al. (1985).
Sistema del Rin:				
-estaciones 9-19 (RFA)	175	-	contam. industrial y urbana	Banat, K. et al. (1972).
-estaciones 1-8 (RFA)	152	-	"	"
-lago Constanza (RFA)	55	-	valores basales	Förstner, U. et al. (1974).
-sedimentos fósiles (RFA)	46	-	media de cuatro valores	Förstner, U. (1981a).

N.D. = no detectado.

TABLA XXVI. Concentraciones de níquel ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos de varios sistemas acuáticos epicontinentales.

Los alimentos constituyen la principal fuente de incorporación de Ni para un individuo humano referencia, si bien también es importante el proveniente del agua potable. En el medio industrial, la absorción del Ni y sus compuestos se realiza principalmente por vía respiratoria. La absorción dérmica es posible: el níquel carbonilo es capaz de atravesar la piel intacta. Es débilmente absorbido desde el tracto gastrointestinal (entre el 1% y el 10% de la dosis y según la solubilidad del compuesto ingerido) (Taylor *et al.*, 1979b; Quer-Brossa, 1983; Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986). Es transportado en plasma unido a la seroalbúmina y a diferentes pequeños ligandos orgánicos, aminoácidos o polipéptidos (Goyer, 1986). Según Carson *et al.* (1986) es transportado por una proteína plasmática llamada níqueloplasmina y según Goyer (1986) ha sido identificada en plasma una metaloproteína que une Ni con propiedades que sugieren que sea una α -1-glicoproteína con un complejo sérico de α -1-macroglobulina. Ni su distribución intracelular, ni sus ligandos son bien conocidos. Parece ser que los ligandos ultrafiltrables son de gran importancia tanto en el transporte del Ni en suero y bilis como en su excreción urinaria y también en su asociación intracelular (Goyer, 1986). Este mismo autor comenta que esos ligandos no están bien caracterizados, pero se sugiere que histidina, cisteína y ácido aspártico forman complejos con níquel. La unión *in vivo* de este metal con la metalotioneína ha sido demostrada, si bien el níquel sólo induce débilmente la síntesis de esta proteína en hígado y riñón (Goyer, 1986).

Las mayores concentraciones del metal se dan en riñón, hígado y cerebro; los tejidos humanos contienen entre 0,02 y 1,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de Ni (Carson *et al.*,

1986). La principal ruta de excreción es la orina; también aparece el metal en pelo y sudor (Carson *et al.*, 1986).

Los resultados de la acción tóxica aguda del níquel y sus compuestos son las dermatosis y la sensibilización alérgica. Exceptuando la inhalación del níquel carbonilo (altamente irritante para el tejido respiratorio) que puede provocar la muerte por edema pulmonar, el metal y sus compuestos tienen una baja toxicidad aguda (Carson *et al.*, 1986). Posee una evidente y bien estudiada acción cancerígena. Los estudios epidemiológicos realizados en diferentes países en trabajadores relacionados con la manipulación del Ni demuestran su efecto cancerígeno sobre todo el aparato respiratorio (Quer-Brossa, 1983; Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986). Este último autor también menciona referencias a carcinomas gástricos, sarcomas en tejidos blandos y casos de cáncer renal.

Su deficiencia en ratas está asociada a retraso en el crecimiento y a anemia, probablemente a causa del desacoplamiento en la absorción de hierro desde el tracto gastrointestinal. Además se produce una disminución significativa de la glucosa sérica. También se sospecha la existencia de una interacción del níquel con el cobre y el cinc (Goyer, 1986).

No existen evidencias sólidas acerca de que sea teratógeno, aunque es capaz de atravesar la barrera placentaria; el níquel carbonilo lo es para ratas y el dicloruro para ratones. No hay datos acerca de mutagenicidad (Carson *et al.*, 1986).

4. TUBIFICIDOS (*Annelida:Oligochaeta,Tubificidae*): CARACTERISTICAS GENERALES.

Pertenecen al filo *Annelida*, clase *Oligochaeta*, al igual que las lombrices de tierra. Los tubificidos (familia *Tubificidae*) son pequeñas lombrices anilladas, metamerizadas y con un cuerpo que puede llegar a ser extremadamente alargado (hasta 18 centímetros de longitud, frente a unos pocos milímetros de anchura), alcanzando treinta y cuarenta veces su diámetro. Tienen simetría bilateral, un celoma muy desarrollado y poseen en cada metámero una porción del sistema nervioso, de aparato digestivo, circulatorio y excretor y cuatro penachos de sedas o quetas (dos latero-dorsales y dos latero-ventrales). No poseen ojos y son hermafroditas. Han sido exhaustiva y perfectamente estudiados por diferentes autores y existe una extensa bibliografía sobre ellos (Brinkhurst y Jamieson, 1971; Pennak, 1970; Brinkhurst y Cook, 1974; Lafont, 1983; Smith, 1985; Brinkhurst y Diaz, 1987).

Debido a su tolerancia a la contaminación orgánica se les conoce por "gusanos del lodo". Son organismos bentónicos que colonizan ambientes marinos, dulce-acuícolas y también estuarios. Estos oligoquetos aparecen distribuidos por toda la biosfera, siendo muchos de sus géneros cosmopolitas (Brinkhurst y Jamieson, 1971).

Habitan en el fondo de los sistemas acuáticos lodosos y/o arenosos de cualquier condición trófica. Presentan una gran variedad intra-específica, tanto morfológica como fisiológica y pueden diferenciarse dos formas ecológicas pues muchos de ellos son tanto reofílicos como limnofílicos (Poddubnaya, 1980). Son

sésiles y mantienen su porción oral (prostomio) enterrada en los sedimentos. Baten su extremo anal (pigídio) expuesto varios milímetros en la columna de agua, lo que facilita el intercambio de oxígeno entre agua y superficie corporal. También respiran bombeando agua a través de su tubo digestivo, desde el ano y mediante movimientos antiperistálticos.

Se les considera organismos eurioxibióticos. Resisten bajas concentraciones de oxígeno, incluso la anoxia durante ciertos periodos de tiempo, comportándose entonces como anaerobios facultativos (Hoffmann *et al*, 1986 y 1987). Poseen una hemoglobina de alta afinidad por el oxígeno que es capaz de captarlo a concentraciones y pH muy bajos cuando el contenido en CO₂ de las aguas es alto, circunstancia corriente en aguas con alta contaminación orgánica (Dausend, 1931; Aston, 1966; Palmer y Chapman, 1970; Poddubnaya, 1980). En experimentos llevados a cabo por Reynoldson (1987b) con dos especies, *Tubifex* y *Limnodrilus hoffmeisteri* (*Oligochaeta*, *Tubificidae*), ambas especies mostraron una tolerancia considerable a largos periodos de anoxia (de 16 semanas y 10 semanas, respectivamente). Esta resistencia a la carencia de oxígeno que presentan los tubificidos fue una de las características por la cual fueron seleccionados para nuestro estudio, pues tal como indica la literatura y nosotros pudimos constatar (ver: "Introducción.1" y "Descripción del Area de Estudio") esperábamos encontrarnos con aguas anóxicas en el río Jarama en muchas ocasiones.

Generalmente estos oligoquetos se establecen en los 5 centímetros superiores de los sedimentos, aunque algunas especies pueden encontrarse hasta

a 20 centímetros de profundidad, si bien es muy raro hallarlos por debajo de los 10 centímetros (Brinkhurst y Kennedy, 1965; Milbrink, 1973a). Por tanto, la zona de máxima ingestión de sedimentos por los tubificidos se encuentra entre los 3 y los 6 centímetros (McCall y Fisher, 1980; Fukuhara, 1987). Son organismos detritívoros descomponedores y obtienen su alimento de la microflora (principalmente bacterias) y de la materia orgánica asociadas al sedimento (Patrick y Loutit, 1976 y 1978). Los restos de los lodos digeridos son depositados sobre la superficie del sustrato, lo que origina el reciclado constante de esa capa de sedimentos (Davis, 1974; McCall y Fisher, 1980; Fisher et al., 1980; Smith, 1985; Fukuhara, 1987) (Ver INTRODUCCION 2.1.2. -Bioturbación).

Tienen un ciclo biológico largo; algunas especies han llegado a vivir, en acuarios, hasta 15 años (Timm, 1982). Según Poddubnaya (1980) la longevidad mínima de *T. tubifex* y de *L. hoffmeisteri* es de 12 a 13 meses, si bien lo más común es que superen los ciclos bianuales. Esto permite llevar a cabo estudios de contaminación por largos periodos de tiempo.

Son de un gran interés limnológico debido a varias razones (como revisión ver: Smith, 1985):

- i) a menudo están presentes en densidades extremadamente elevadas,
- ii) pueden utilizarse como bioindicadores de contaminación orgánica,
- iii) son alimento para peces, aves acuáticas y para diversos invertebrados, y
- iv) donde aparecen tienen mucha importancia en la mezcla vertical de los sedimentos, bioturbación.

Bajo condiciones de contaminación orgánica aguda (normalmente con bajo contenido en O₂) son los invertebrados dominantes. En estas situaciones los tubificidos y en particular las especies *T. tubifex* y *L. hoffmeisteri* llegan a constituir poblaciones de densidades extremadamente elevadas, pudiendo exceder el millón de individuos por metro cuadrado (Brinkhurst, 1970 y 1974; Pennak, 1970; Aston, 1971 y 1973; Howmiller y Beeton, 1971; Milbrink, 1973b; Caspers, 1980; Poddubnaya, 1980). El éxito de estos anélidos en dichos ambientes se atribuye a su habilidad, ya comentada, para sobrevivir en aguas con muy bajo o inexistente contenido en oxígeno.

Resisten concentraciones de fósforo superiores a los 40 µg·ml⁻¹ (Milbrink, 1973b; Brinkhurst, 1974) y son bastante tolerantes a insecticidas, herbicidas y fungicidas (pesticidas en general) (Whitten, 1966; Aston, 1973; Brinkhurst y Cook, 1974) y según Chapman *et al.* (1979 y 1980) a la contaminación metálica, lo que ha sido constatado por nosotros y diversos investigadores: Say y Giani (1981), Broberg y McMasters (1988), etc.

La incorporación de sustancias tóxicas (metales pesados entre otras) por estas lombrices puede ser cuantiosa. Al ser alimento de diversos organismos pueden servir como transferentes tróficos e incluso posibles vehículos para acumulaciones en niveles superiores de la cadena alimenticia: en peces, aves acuáticas y finalmente en el hombre. En este sentido se pueden citar los trabajos de Rofritz (1977) quien observó que durante el periodo invernal el contenido intestinal de un tipo de pato estaba enteramente formado por tubificidos. Son la principal fuente de alimento para algunos peces: Yaroshenko *et*

aL. (1980) han constatado que las carpas y bremas los ingieren en grandes cantidades. Numerosos invertebrados se nutren de ellos, por ejemplo sanguijuelas (Cross, 1976), larvas de dípteros (Loden, 1974), ninfas de libélulas, platelmintos y ácaros de agua (Smith, 1985).

Por lo tanto, estos organismos se pueden considerar *a priori* un material biológico adecuado para llevar a cabo un estudio de bioasimilación de metales pesados en un sistema acuático epicontinental, debido a las siguientes características:

- i) su carácter cosmopolita,
- ii) su gran resistencia a bajas concentraciones de O₂ y a elevados niveles de diversos contaminantes,
- iii) su longevidad,
- iv) su gran densidad de población y pequeño peso, lo que facilita la obtención de muchos individuos por unidad de peso-muestra,
- v) sus hábitos alimentarios y respiratorios que les pueden permitir asimilar metales pesados, tanto desde los sedimentos como desde el agua y la biota (bacterias),
- vi) su situación en la cadena trófica,
- vii) y su bien documentada biología y ecología.

JUSTIFICACION, OBJETIVOS
E IMPORTANCIA DEL TRABAJO

JUSTIFICACION, OBJETIVOS E IMPORTANCIA DEL TRABAJO

1. ANTECEDENTES, JUSTIFICACION E IMPORTANCIA DEL TRABAJO.

Foros internacionales como la Asamblea General de las Naciones Unidas (Resoluciones 42/187 y 42/186), la Asamblea Mundial de la Salud (Resolución WHA42.26) y las Comunidades Europeas (4º Programa de Acción para el Medio Ambiente) están siguiendo una estrategia encaminada a conseguir un futuro con un medio ambiente más limpio y saludable que el ahora existente en Europa. En la actualidad, entre los distintos compuestos contaminantes, el incremento del contenido de metales pesados en los cursos de agua supone una de las grandes preocupaciones mundiales dentro de la problemática de la Sanidad Pública y de la recuperación de las aguas.

Las Directivas Comunitarias sobre la protección de la calidad de las aguas han sido de aplicación inmediata en España desde el momento de su adhesión a la CEE, fecha en la que entró en vigor la nueva Ley de Aguas (Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas; BOE, 1986) cuyo Título V versa sobre la protección del dominio público hidráulico y sobre la calidad de las aguas continentales (una información agrupada y a la vez comentada sobre dichas Directivas se puede conseguir con la revisión de los Seminarios "Medio Ambiente y Comunidad

Económica Europea: calidad de las aguas" (MOPU y FUNDACION MAPFRE, 1989)). La Ley de Aguas española paralelamente ha establecido dos Relaciones de sustancias: Anexo al Título III del Reglamento que desarrolla los Títulos de la Ley de Aguas.

El río Jarama es el eje central al que desembocan la mayor parte de los ríos de la Comunidad Autónoma de Madrid (CAM) y recoge gran cantidad de vertidos contaminantes, tanto de forma directa, como indirectamente a través de sus afluentes (principalmente Manzanares y Henares). Estos vertidos son residuos urbanos, agrícolas, ganaderos y los procedentes de las industrias de todo tipo que en gran número están instaladas en su cuenca. Algunas de ellas (aeropuerto, metalúrgicas en sentido amplio, fábricas de cemento, químicas, farmacéuticas, etc) arrojan efluentes que, *a priori*, se espera contengan elevadas concentraciones de metales pesados, como ya ha sido explicado anteriormente (Ver Introducción 2.2, pág. 23). Por tanto, este río es un excelente indicador de la degradación antropogénica producida en la Comunidad de Madrid y especialmente en su zona central. La contaminación potencial total (urbana, industrial y ganadera) del río Jarama al desembocar en el río Tajo es, según Cubillo (1986), la equivalente a 7.695.893 habitantes, lo que supone casi el 79% de la contaminación total de los ríos madrileños. En su tramo final el río Jarama ha perdido su capacidad autodepuradora y es una cloaca a cielo abierto. Sus aguas tremendamente degradadas, especialmente después de atravesar la zona de influencia metropolitana, podrían ser responsables de la contaminación de los cultivos regados con ellas a través de la Real Acequia del Jarama (Vega de

Madrid y parte de la de Aranjuez) y, en gran parte, de la degradación del río Tajo.

De forma general esta problemática con múltiples aspectos aparece reflejada en los "Análisis de calidad de aguas" del MOPU (1973-1982, 1986 y 1987) y en unos trabajos de recopilación tales como: Aguiló (1983), Casado y Elvira (1984), Cubillo (1986), López Vera (1984), Florín *et al.* (1987). Sin embargo su estudio pone de manifiesto la insuficiencia de los seguimientos de contaminación de los ríos de nuestra Comunidad realizados hasta el momento, que además, en su mayoría, están basados tan sólo en el análisis de los parámetros físico-químicos de las aguas. Los datos relativos a métodos biológicos son muy escasos y frecuentemente de limitada validez. Las campañas de vigilancia de contaminación por metales pesados son alarmantemente escasas y esporádicas (en espacio y tiempo), y normalmente sólo hacen referencia a sus concentraciones en aguas (Aguilar y Merino, 1983; MOPU).

En la actualidad se considera a los lodos como uno de los compartimentos que mayor información aporta acerca de la contaminación por metales pesados en los sistemas acuáticos epicontinentales, además de ser un reservorio metálico potencialmente peligroso (Ver Introducción 2.3, pág. 39).

Por todo ello, era necesario un estudio sistemático, científico y completo del contenido de metales pesados en los sedimentos del río Jarama que, unido a los datos referentes a aguas, pudiera permitir la elaboración de informes fehacientes y con visión de futuro sobre el estado del río y por ende, sobre

la calidad y localización de los vertidos en distintos tramos. Con ello se facilitó una mejor identificación y control de dichas afluencias para que los organismos pertinentes pudieran tomar medidas terapéuticas y preventivas.

Por otra parte, para prever los efectos ecológicos de la contaminación de los ríos por metales pesados y dada la gran influencia que los parámetros medioambientales tienen sobre la fisiología de los organismos y por tanto sobre la bioasimilación de dichos elementos (Ver Introducción 2.1, pág. 9), no basta con conocer los contenidos de metales en aguas y sedimentos. Se ha de contar con un sistema biológico integrador de todos estos factores que refleje, de forma real, el impacto que estos agentes tóxicos puedan generar en la biota. Basándonos en lo explicado en "Introducción 4" (pág. 102), escogimos los anélidos tubificidos como los organismos adecuados para realizar dicha investigación *in situ* sobre la bioasimilación de los metales pesados.

El hecho de que este trabajo de investigación propuesto como Tesis Doctoral ha significado un aporte útil e importante en la parcela de conocimiento que trata, se constata por dos aspectos:

- i) Por un lado el interés por él y la satisfacción con los resultados entregados, manifestados por el Dpto. de Recursos Hidráulicos de la Comunidad Autónoma de Madrid, actual Agencia de Medio Ambiente, que financió un proyecto interfacultativo de mayor envergadura del que esta Tesis Doctoral forma parte: "CONTAMINACION POR METALES PESADOS DE LOS RIOS JARAMA Y TAJO A SU PASO POR LA PROVINCIA DE MADRID. BIOASIMILABILIDAD DE

LOS MISMOS POR TUBIFICIDOS (*Annelida: Oligochaeta, Tubificidae*)". En él se analizaron los parámetros físico-químicos y de contaminación orgánica de las aguas, los niveles de metales pesados en aguas, sedimentos y los bioasimilados por los tubificidos moradores en los sedimentos. La responsable y directora de este proyecto ha sido la Dra. D^a Mercedes Hernández Asensio.

ii) Por otra parte, sus planteamientos se han visto recientemente refrendados por varias decisiones políticas adoptadas una vez comenzado el estudio, por ejemplo:

- Uno de los seis dominios clave de actuación, definidos por los Ministros comunitarios de Medio Ambiente (Seminario Informal de Frankfurt, Junio 1988) para la acción futura de la Comunidad en materia de protección del agua es: "la calidad ecológica de las aguas superficiales". Sus elementos principales son el mantenimiento de la capacidad autodepuradora, la salvaguarda de la diversidad de las especies naturales y la protección de la calidad de los sedimentos (PIAUAUX, 1989).
- El peligro potencial que representan los sedimentos para muchas formas de vida como almacenadores de numerosas sustancias peligrosas vertidas a ríos y mares es reconocido ya a nivel de organismos oficiales como el Parlamento Europeo en Estrasburgo: "Informe Maij-Weggen sobre la lucha contra la contaminación del Rín", aprobado durante el periodo parcial de sesiones de Junio de 1988, y "Programa

para reducir la contaminación de los ríos y mares europeos" (MAIJ-
WEGGEN, 1988).

- la calidad de la aguas (superficiales, subterráneas, costeras y recreativas) es una de las prioridades establecidas en la Carta Europea sobre Medio Ambiente y Salud durante la Conferencia Europea sobre el Medio Ambiente y Salud, celebrada en Frankfurt en Diciembre de 1989 (MOPU, 1990).

2. OBJETIVOS CONCRETOS.

Con la realización del presente trabajo nos hemos propuesto los siguientes objetivos:

- 1ª) Determinar la contaminación por cobre, plomo, cadmio, cinc, cromo, manganeso y níquel de los sedimentos del río Jarama (cuantificación de dichos metales en sedimentos);
- 2ª) Analizar el impacto de los ríos Guadalix, Henares y Manzanares sobre la contaminación por dichos metales del río Jarama (determinación de los contenidos metálicos de los sedimentos tanto de las desembocaduras de los afluentes, como de los puntos del Jarama situados inmediatamente antes y después de dichas afluencias);

- 3º) Estudiar la bioasimilación de los metales pesados por tubificidos (*Annelida: Oligochaeta, Tubificidae*) moradores de los sedimentos del río (cuantificación de los niveles metálicos en tejidos);
- 4º) Realizar una ordenación de la cuenca del río Jarama en diferentes zonas, atendiendo a su contaminación por dichos metales pesados;
- 5º) A partir de nuestros datos y con los existentes en la literatura* respecto de la calidad del agua del río, tratar de dilucidar el grado de incidencia que tienen diferentes variables medioambientales sobre la bioasimilación de dichos metales pesados por los tubificidos del bentos.

* NOTA: Como consecuencia del Proyecto global de Investigación dentro del cual está englobado el presente trabajo, disponemos de datos recopilados de la bibliografía sobre concentración de dichos metales pesados en aguas, además de parámetros físico-químicos y de contaminación orgánica de las aguas de los ríos Jarama, Guadalix, Henares, Manzanares y Tajo (HERNANDEZ *et al.*, 1987c, 1987d, 1987e y 1987f; PLAZA *et al.*, 1987; TENORIO, 1987; TENORIO *et al.*, 1988, 1989a y 1989b; TORIJA *et al.*, 1988).

DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO

DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO

1. CARACTERISTICAS GENERALES DE LA PROVINCIA DE MADRID.

La Provincia de Madrid (Mapa 1: ver "Materiales y Métodos", pág. 130) se encuentra localizada en la Meseta Central española, al sur de la Sierra de Guadarrama del Sistema Central y en la cuenca hidrográfica del Tajo. Tiene forma triangular, casi equilátera, con la base prácticamente horizontal y una superficie total de 7.762 Km². Su vértice superior, cercano al Puerto de Somosierra, está orientado al Norte (41° 10' de latitud norte), y su punto más meridional se sitúa 140 kilómetros más al Sur (39° 53' de latitud norte). El lado noroeste está surcado por la Cordillera Central, mientras que el flanco noreste no tiene ningún límite físico tan claro y la frontera provincial va cortando sucesivamente las cuencas de los ríos Jarama, Henares, Tajuña hasta contactar finalmente con el Tajo, que desde su entrada en la provincia y hasta su salida serpentea alrededor de la linde meridional o coincide con ella. Los extremos laterales de la provincia se sitúan en la base del triángulo: hacia Levante, cerca de Fuentidueña del Tajo (3° 3' de longitud oeste) y a 125 kilómetros hacia Poniente, en Cenicientos (4° 34' 40'' de longitud oeste) (Izco, 1984).

Tajo y Cordillera son además de límites naturales de la provincia, elementos determinantes de la distribución en franjas paralelas de los factores

geomorfológicos, climáticos y de la vegetación, así como de la ubicación de las poblaciones humanas y centros industriales. La franja correspondiente a la sierra, el zócalo antiguo, es de estructura rígida y naturaleza silícea cristalina. Está compuesta de granitos y materiales metamórficos (neises, pizarras, esquistos, etc), todos ellos elementos de escasa solubilidad. Tiene una gran altitud media (máxima en Peñalara con 2.430 m) y bordes escarpados. El clima es frío y húmedo, con una pluviosidad, en parte en forma de nieve, superior a la media nacional y con los núcleos de población permanente pequeños y aislados. La transición hacia la depresión se realiza a través de la rampa o pedimento, formada por amplias superficies rocosas y sedimentos continentales con escasa pendiente (entre 1000 y 800 m). Es una vieja superficie de erosión cubierta en parte por rañas y sedimentos de la Facies Madrid. En la rampa se insertan depósitos calizos marinos de origen secundario, pero sin sobrepasar la mitad oriental; forman parte de la alineación Sistema Ibérico, Cogolludo, Torrelaguna y Soto del Real; un pequeño resto aflora cerca de Valdemorillo. También aparecen margas yesíferas. La fosa o depresión del Tajo, que desciende en la provincia de Madrid hasta los 480 metros sobre el nivel del mar (en la salida provincial del Tajo), está constituida por sedimentos del Terciario de muy diverso carácter, excavados por la erosión fluvial reciente del río Tajo y sus afluentes. En ella podemos distinguir básicamente dos tipos de unidades sedimentarias: una de origen detrítico (arenas y arcosas) más cercana a la sierra, y otra evaporítica, de origen lacustre (yesos, arcillas y margas yesíferas) que forma parte del mismo proceso que originó La Mancha. Son materiales que alcanzan un espesor de varios centenares de metros y que por su solubilidad y composición confieren un alto contenido en sales a las aguas que

discurren entre ellos. La franja inferior de la depresión corresponde a la zona de sedimentos fluviales cuaternarios, esencialmente gravas y arenas, que forman un sistema de terrazas a distintas alturas (10, 30 y 50 m) sobre el cauce de los ríos y aluviales.

Las menas metálicas de las rocas plutónicas y filonianas son muy escasas, difíciles de localizar y con bajas concentraciones. Han existido pequeñas explotaciones de cobre, estaño, fluorita, wolframio, barinita y yacimientos o indicios de plomo-cinc. Entre las rocas sedimentarias, existe un yacimiento de manganeso en El Molar (que afecta a la cuenca del río Guadalix) asociado a los materiales calcáreos del Cretácico y que por su baja concentración no está explotado (Comunidad de Madrid, 1986; Aparicio y García, 1987).

Según la naturaleza de la roca madre, en Madrid se aprecian dos series evolutivas de suelos: suelos silíceos (sobre roca silícea, pH ácido y relativamente pobres en nutrientes) y suelos calizos (sobre rocas ricas en caliza o yesos, pH básico y abundantes nutrientes minerales).

El clima que puede considerarse como de tipo mediterráneo contrastado, mantiene sin embargo cierta diversidad dentro de las franjas provinciales definidas anteriormente. Las temperaturas medias anuales de la provincia de Madrid varían entre los 16°C que se alcanzan en Ciempozuelos (505 m) y los 4°C a 6°C de Peñalara y sus alrededores (>2.000 m). La inmensa mayoría de la provincia tiene temperaturas medias anuales superiores a los 12°C. La temperatura media en Enero oscila alrededor de 5°C, siendo en Julio superior a los 24°C. La

pluviosidad se caracteriza por un periodo seco estival, una escasa precipitación invernal y dos estaciones lluviosas: primavera y otoño. Este parámetro también disminuye siguiendo el vector altitudinal sierra-fosa del Tajo: en las zonas serranas se recogen más de 1500 litros anuales de agua, en los dos tercios centrales de la provincia la precipitación asciende al menos hasta los 600 litros anuales, y ésta es inferior a los 400 litros anuales en dos zonas diferentes: vega baja del Tajo y en un óvalo imaginario que comprende a San Martín de la Vega y Arganda. Hay que destacar que, de un año a otro, existen diferencias hasta del 40% en algunas precipitaciones: parece ser que las tormentas juegan un papel importante en dichas irregularidades.

En las Figuras 5 a 9 (págs. 120 a 122) hemos representado los valores medios mensuales de precipitación total y temperatura de cinco observatorios situados en la subcuenca del río Jarama (Guadalix, Talamanca, Fuente del Saz, Barajas y San Martín de la Vega) que por su localización son los que más pueden informar acerca de nuestra zona de estudio. Dichas observaciones pertenecen al Instituto Nacional de Meteorología (al que agradecemos su colaboración) e incluyen el periodo de tiempo en que realizamos los muestreos del presente trabajo. De un rápido análisis de esas figuras se aprecia que existieron tres máximos de precipitación en dichos observatorios: Noviembre-Diciembre de 1985 y Febrero y Abril de 1986. Los mínimos se dieron en los veranos de 1985 y de 1986. Durante este lapso de tiempo se cumplió la norma (Figuras 6, 8 y 9, págs. 120 a 122) de un verano seco y cálido, pero no así la de escasez de lluvia en invierno.

PRESA DEL VELLON. GUADALIX

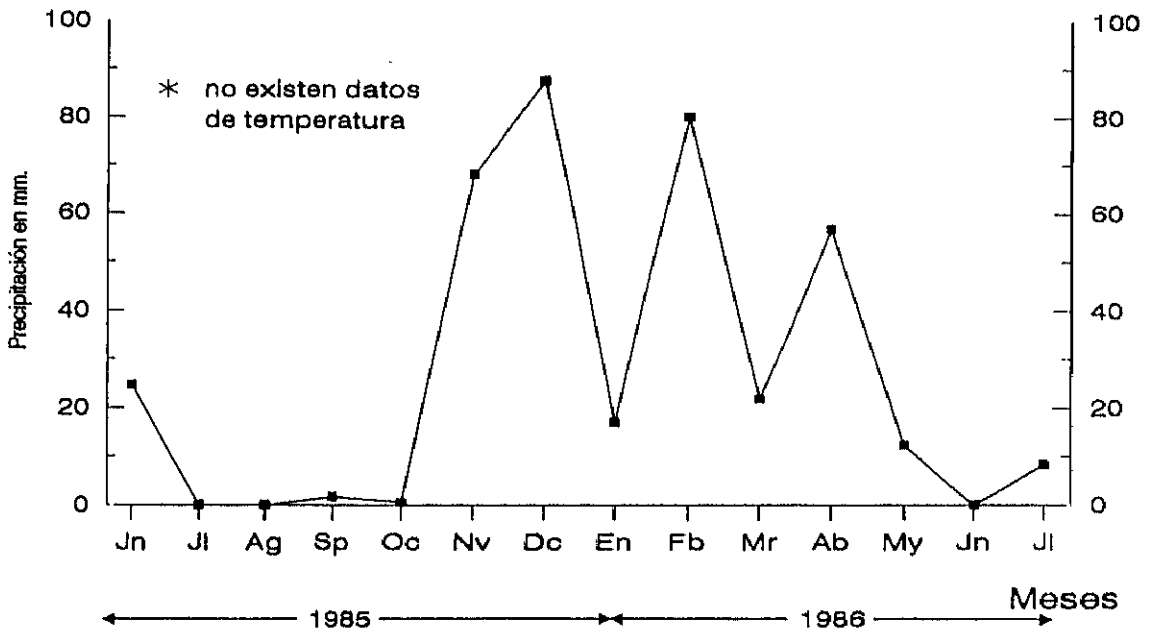


Fig. 5. Datos mensuales de precipitación total.

TALAMANCA

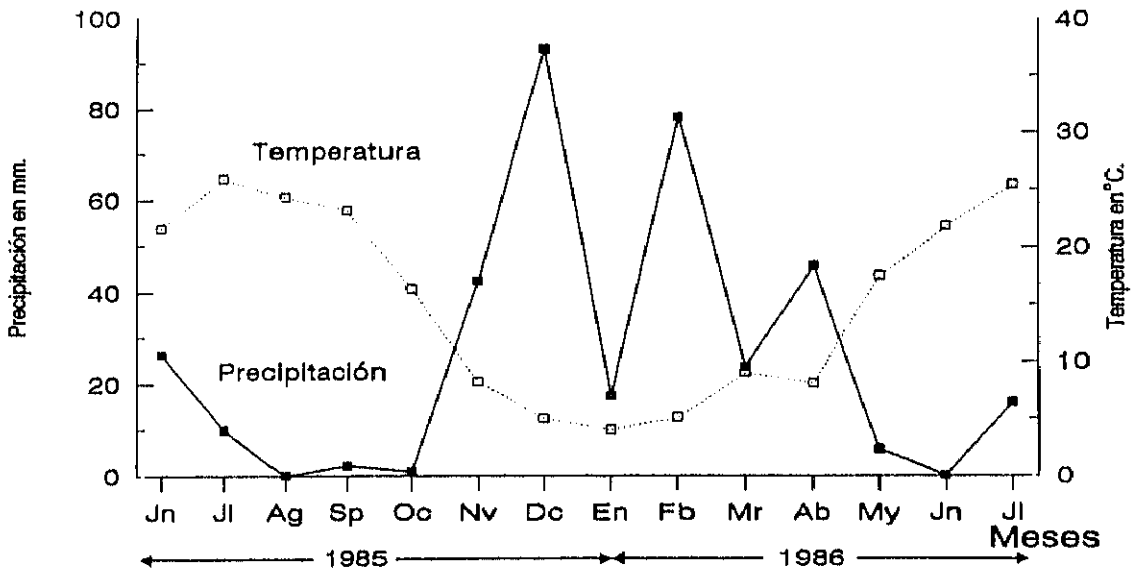


Fig. 6. Datos mensuales de precipitación total y medias mensuales de temperatura.

FUENTE DEL SAZ

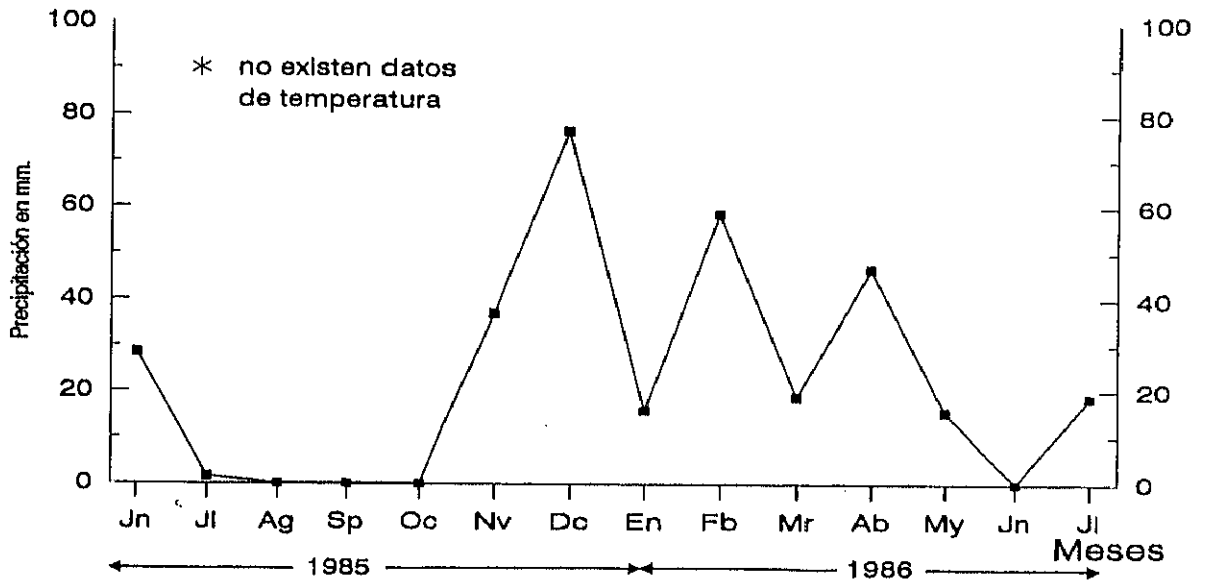


Fig. 7. Datos mensuales de precipitación total.

BARAJAS

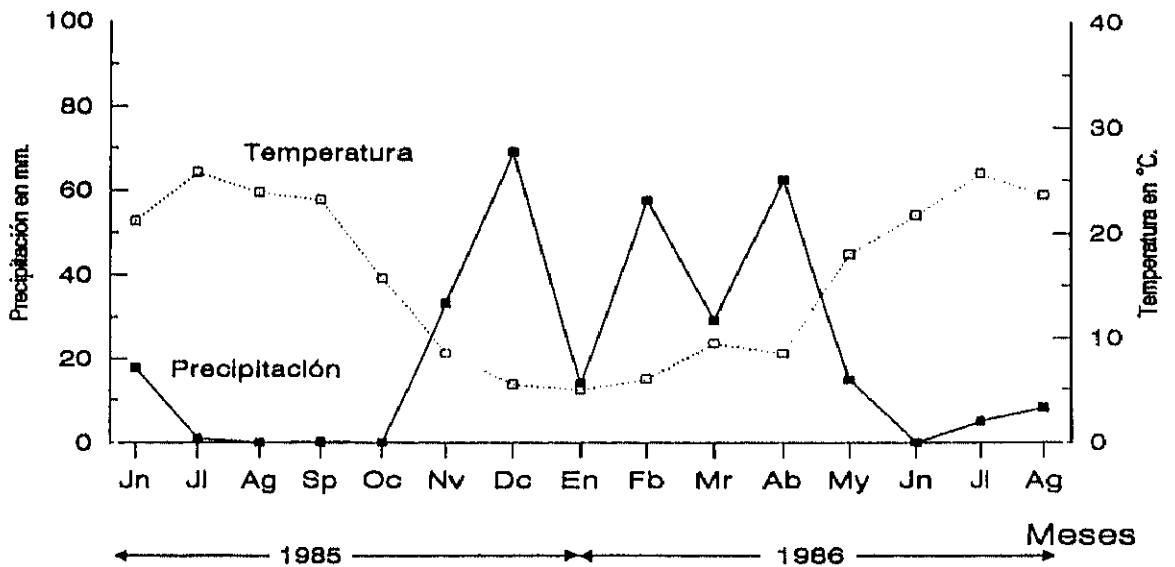


Fig. 8. Datos mensuales de precipitación total y medias mensuales de temperatura.

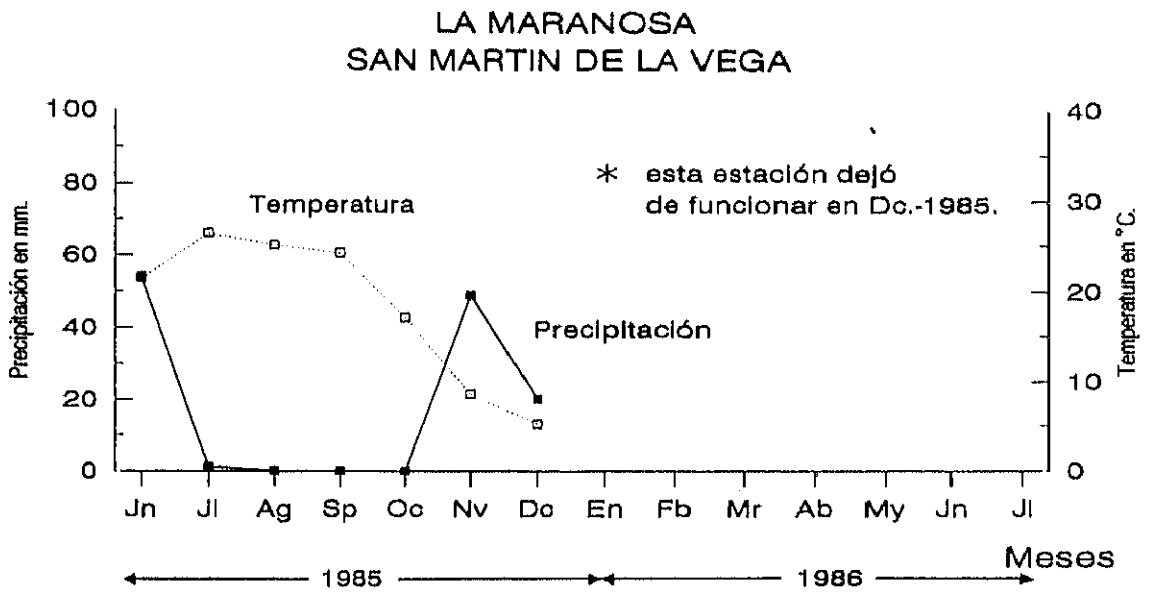


Fig. 9. Datos mensuales de precipitación total y medias mensuales de temperatura.

La población y la industria de la Comunidad se asientan en su mayoría en la depresión del Tajo, en núcleos de gran densidad ubicados en el llamado corredor Madrid-Guadalajara, sito en la zona central de la fosa tagana. De los 4,7 millones de habitantes de derecho que tiene la Comunidad de Madrid, 4.444.826 están asentados en la cuenca hidrográfica del río Jarama, lo que representa una densidad de población de 880,6 habitantes por kilómetro cuadrado. La subcuenca más poblada es la del río Manzanares con 3.251.175 habitantes y una densidad de 2.578,3 habitantes por kilómetro cuadrado. Los vertidos industriales representan en el total de la provincia el equivalente a una población adicional de 3,7 millones de habitantes, de los cuales el equivalente a 2.426.190 corresponden a la cuenca del Jarama. La actividad ganadera de dicha cuenca produce una contaminación potencial equivalente a 824.877 habitantes adicionales. En resumen, la suma total de las actividades antropogénicas realizadas en la cuenca hidrográfica del Jarama en territorio de la Comunidad Autónoma de Madrid equivale a la contaminación potencial de 7.695.893 habitantes (Cubillo, 1986).

2. CARACTERÍSTICAS DEL RIO JARAMA.

El Jarama es el más largo (194 km) y caudaloso ($54 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de promedio, en desembocadura) de los afluentes del Tajo por su margen derecha. La superficie total de su cuenca hidrográfica de 11.597 km^2 se extiende por las provincias de Madrid y Guadalajara. Nace en el Coto de Montejo (1840 m), entre Somosierra y el vértice de la Cebollera (Pico de las Tres Provincias), confluencia entre

Segovia, Guadalajara y Madrid. Su valle alto sirve casi de linde natural entre las dos últimas provincias hasta La Hiruela, donde el río se adentra unos kilómetros en Guadalajara. Fluye en dirección Sureste hasta el Embalse de El Vado, donde cambia hacia el Sur y luego al Suroeste hasta reencontrar Madrid en la confluencia con el río Lozoya. Este es su último contacto con la Sierra de Guadarrama, pues a partir de aquí se interna en la fosa tagana, en dirección Sur, en busca del Tajo. Sus principales tributarios por la margen derecha son, de Norte a Sur, Lozoya, Guadalix y Manzanares, y por su izquierda los ríos Henares y Tajuña. La pendiente desde su nacimiento (cercano a la estación de muestreo J-1) hasta el Embalse de El Vado es del 34%; después ésta disminuye bruscamente hasta aproximadamente un 7% a la altura del puente de Uceda y hasta un 3% en Valdetorres del Jarama; desde aquí hasta el final el río no supera el 1,5% (estaciones J-2 a J-18). La pendiente media del cauce completo es del 7% (Casaso y Elvira, 1984; Izco, 1984; Comunidad de Madrid, 1986).

En cuanto a la litología, en los primeros kilómetros (punto J-1) y hasta su salida del Embalse de El Vado, el río discurre entre los materiales metamórficos poco solubles del Sistema Central: afloramiento silúrico-ordovícico de neises, esquistos, cuarcitas, pizarras, etc. Después y a la altura de Valdesotos (Guadalajara) atraviesa una franja de materiales detríticos procedentes de la degradación de elementos de la unidad anterior: arenas, conglomerados, areniscas y arcillas rojas. Aún en Guadalajara cruza a través de una banda de calizas muy solubles del cretácico y hasta las tierras madrileñas corre por un amplio valle de terrazas formado por sus propios materiales cuaternarios. En la confluencia con el Lozoya contacta de nuevo, por su derecha, con una franja

estrecha de calizas cretácicas. Cerca de Torremocha y por su izquierda, circula entre los materiales miocénicos detríticos de la Facies Guadalajara; unos kilómetros más adelante, por su derecha, roza una zona de yesos y arcillas paleógenas antes de topar con las arenas también miocénicas de la Facies Madrid. Desde aquí y hasta el cruce con la carretera Nacional-II (puntos J-2 a J-9), el río forma un valle asimétrico entre los detritos miocénicos, cuyo talud de la margen izquierda aporta al agua gran cantidad de materiales. El paso a la Facies evaporítica miocénica (yesos, margas y arcillas) se produce cerca de San Fernando de Henares (punto J-9) y se mantiene hasta la desembocadura en el Tajo (después del punto J-18). Las aguas de los ríos que discurren por estas tierras se ven fuertemente alteradas en sus características físico-químicas debido a la alta solubilidad de estos terrenos calizos y yesosos: se producen incrementos en la dureza, conductividad, residuo seco, en la concentración de aniones como sulfatos y carbonatos y en la de cationes como calcio y magnesio (Catalán Lafuente, 1981; Casado y Elvira, 1984; Comunidad de Madrid, 1986; Aparicio y García, 1987; Catalán Lafuente y Catalán Alonso, 1987).

Con respecto a la vegetación, la cuenca del Jarama atraviesa dos zonas diferentes desde un punto de vista corológico (Izco, 1984):

- i) al Norte y hasta la confluencia con el río Lozoya se extiende la provincia carpetano-ibérico-leonesa,
- ii) al Sur encontramos la provincia castellano-maestrazgo-manchega que se interna en la depresión del Tajo.

En las zonas más altas hay bosques de encinas y enebros, pastizales y cultivos de cereales. Hacia el centro de la depresión tagana se extienden los cultivos de cereal, viñas y olivares, y los matorrales asociados a monte alto (tomillares, espartizales). Con frecuencia encontramos bosque de galería (chopos, sauces, álamos, etc) en las zonas ribereñas de ríos, embalses y lagunas. La zona Sur de la Fosa se dedica preferentemente a cultivos de regadío, abastecidos entre otras por la Real Acequia del Jarama que parte de la Presa del Rey (tras la afluencia del Manzanares, punto J-15) y que constituye un conocido problema sanitario de transmisión de parásitos, infecciones, así como de posible asimilación de metales pesados por los cultivos, etc.

Atendiendo a los estudios realizados (Catalán Lafuente, 1965 y 1980; Catalán Lafuente *et al.*, 1974; MOPU, 1973-1982; González del Tanago y García de Jalón, 1981 y 1982) y a las revisiones bibliográficas consultadas (Aguiló, 1983; Casado y Elvira, 1984; Cubillo, 1986) acerca de la calidad de sus aguas (no de los sedimentos), el río Jarama se puede dividir en tres zonas:

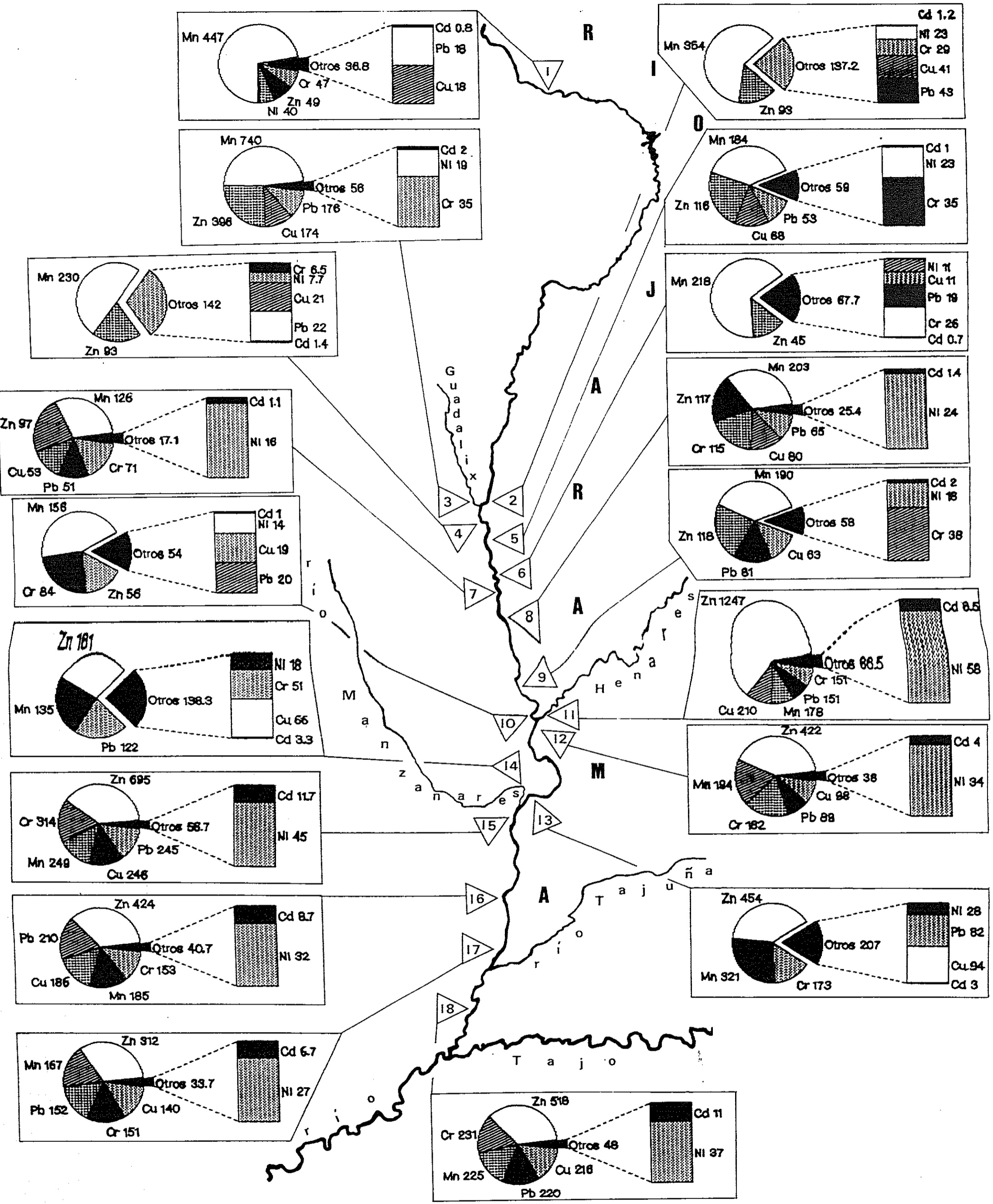
ZONA 1. Comprende desde el nacimiento del río (próximo al punto J-1) hasta su confluencia con el Guadalix (punto J-3). El agua es descrita, en general, como de buena calidad y con una buena oxigenación. Los valores de pH reseñados son ácidos (alrededor de 5,5) en los tramos iniciales, hasta llegar a valores de 7,7 al discurrir por las áreas calizas. La contaminación orgánica, que no sobrepasaba la capacidad autodepuradora del río antes del Embalse de El Vado, es incipiente a partir de él. Los valores de los índices bióticos son elevados, como corresponde a aguas de buena calidad y se pueden considerar excelentes en

el tramo anterior al pantano de El Vado. Con respecto a nuestro estudio, únicamente hemos localizado dos estaciones de muestreo en esta zona (J-1 y J-2), pues este tramo es supuestamente y de acuerdo con la bibliografía consultada, el menos afectado por la contaminación por metales pesados de origen antropogénico.

ZONA 2. Comprende desde la desembocadura del Guadalix (punto J-3) hasta la del Manzanares (punto J-14). Se aprecia una contaminación progresiva a lo largo de la zona, que se agudiza en verano. Tras la recepción de las aguas del Guadalix se produce un aumento progresivo en los parámetros de contaminación. El oxígeno disminuye y la capacidad autodepuradora del río fluctúa en su límite, empeorando la situación después de recoger los vertidos de una cervecera (justo antes de J-5) y posteriormente a través del Arroyo de la Vega (entre J-6 y J-7), los del área urbano-industrial de Alcobendas y San Sebastián de los Reyes. Finalmente el río pierde su capacidad autodepuradora de forma irreversible en el tramo comprendido entre la afluencia del arroyo de Rejas (después de J-8) y la Presa de San Fernando (punto J-9). En esta zona el Jarama recoge principalmente los vertidos del área industrial de Barajas y del enorme centro urbano-industrial de Coslada, además de efluentes de toda índole originados en las restantes poblaciones e industrias de su cuenca (generalmente con sistemas de depuración inexistentes o insuficientes). Se observa una alarmante reducción de la diversidad de macroinvertebrados, cuyas poblaciones prácticamente desaparecen durante el verano. Tras la confluencia con las aguas del río Henares (J-11), este nivel de contaminación orgánica se mantiene e incluso potencia. En esta zona hemos localizado las estaciones J-4 a J-13.

ZONA 3. Comprende desde la afluencia del río Manzanares (punto J-14) hasta la desembocadura en el Tajo (después de J-18). El caudal del río, aumentado por las aguas del Manzanares, se puede considerar enteramente constituido por aguas residuales. Su aspecto y olor nauseabundos ponen de manifiesto su tremenda contaminación y el nefasto influjo que los vertidos de Madrid y su área de influencia ejercen, no sólo sobre el río Manzanares, sino también sobre el Jarama y después sobre el Tajo. Se alcanzan valores de anoxia durante todo el año y los parámetros de contaminación son extraordinariamente altos. Desaparecen las comunidades de macroinvertebrados y son las bacterias, los virus y los hongos casi los únicos pobladores de la zona. Esto último coincide plenamente con nuestras observaciones, pues como comentaremos en siguientes apartados ("Materiales y Métodos" y "Resultados"), a lo largo de esta zona únicamente conseguimos muestra de tubificidos en una ocasión (J-16 en Abril). En este tramo hemos localizado las estaciones J-15 a J-18.

MATERIALES Y METODOS



10 Km

MAPA 2. Concentraciones medias anuales (expresadas como $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) de los metales pesados analizados en los **SEDIMENTOS** de las estaciones de muestreo indicadas.

MATERIALES Y METODOS

1. ESTACIONES DE MUESTREO: LOCALIZACION Y DESCRIPCION.

La elección *a priori* de las estaciones de muestreo más adecuadas para conseguir los objetivos de este trabajo, se realizó atendiendo a los datos ya existentes sobre contaminación y vertidos del río Jarama, recopilados en la bibliografía reseñada en los capítulos titulados "Justificación, Objetivos e Importancia del Trabajo" y "Descripción del Area de Estudio" (págs. 108 y 116). Para la ubicación final de las mismas, tuvimos que rastrear las zonas elegidas buscando los lugares donde aparecieran tubificidos y que fueran de fácil acceso. A continuación indicamos la localización definitiva de las estaciones de muestreo y una breve descripción de cada una de ellas (Mapa 1, pág. 130).

Estación J-1.

Situación: Río Jarama cerca de su nacimiento; en el Hayedo de Montejo de la Sierra.

Coordenadas UTM: 30T-VL 590-506.

Descripción: El río es aún un arroyo de montaña que discurre entre un bosque de frondosas cuyo suelo es una tierra parda centroeuropea, con abundantes restos vegetales y con un potente horizonte B rico en sesquióxidos. El lecho del río es muy pedregoso.

Motivo de elección: Su situación próxima al nacimiento del río y la ausencia de contaminación urbana e industrial, nos llevaron a seleccionarlo como punto de referencia o control. No se localizaron puntos de muestreo anteriores a éste debido a la dificultad de acceso que presentan.

Estación J-2.

Situación: Río Jarama en Algete, unos metros antes de la afluencia del río Guadalix.

Coordenadas UTM: 30T-VK 518-969.

Descripción: Abundantes cantos rodados y piedras de mayor tamaño. El escaso sedimento se encuentra formando una fina capa recubriendo las piedras. Los vertidos son moderados, de carácter agrícola y urbano. Durante el periodo de estudio los caudales fueron generalmente inferiores a $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (M.O.P.U., 1986 y 1987), (Figura 10, pág. 133).

Motivo de la elección: Para comprobar la incidencia del río Guadalix en las aguas del Jarama se hace necesaria la elección de un punto de muestreo inmediatamente antes de la confluencia de ambos cursos de agua. No situamos más estaciones entre este punto y J-1 por ser un tramo del río con un riesgo mucho menor de sufrir una contaminación por metales pesados que el resto del cauce, aspecto ya comentado en el apartado "Características del río Jarama" (Ver pág. 127).

RIO JARAMA EN ALGETE

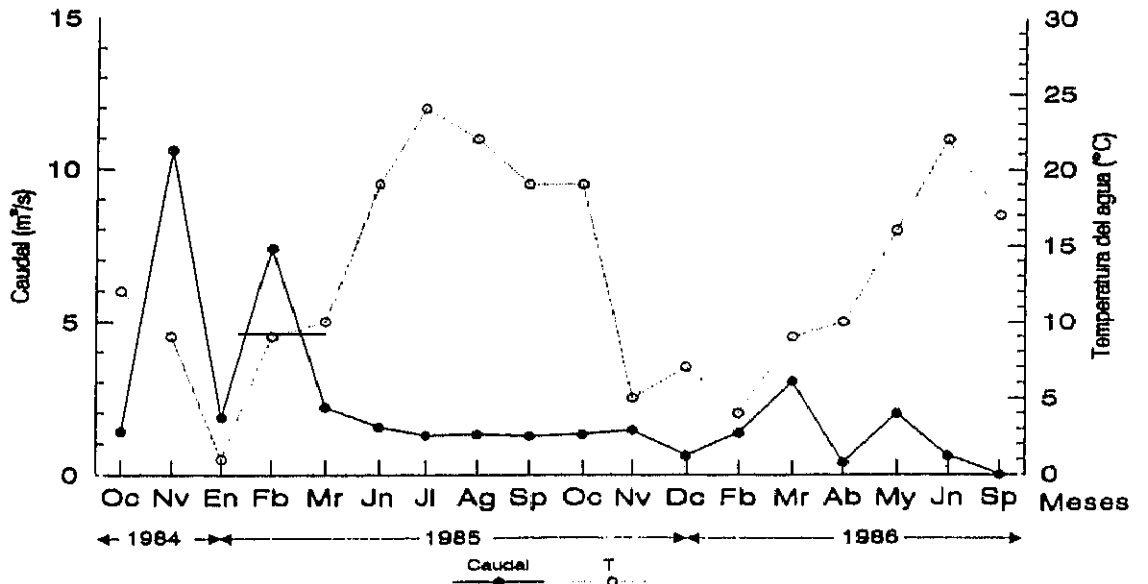


Fig.10. Caudales y temperatura del agua en la estación de aforo indicada (Fuente DGOH, MOPU).

RIO GUADALIX EN PESADILLA

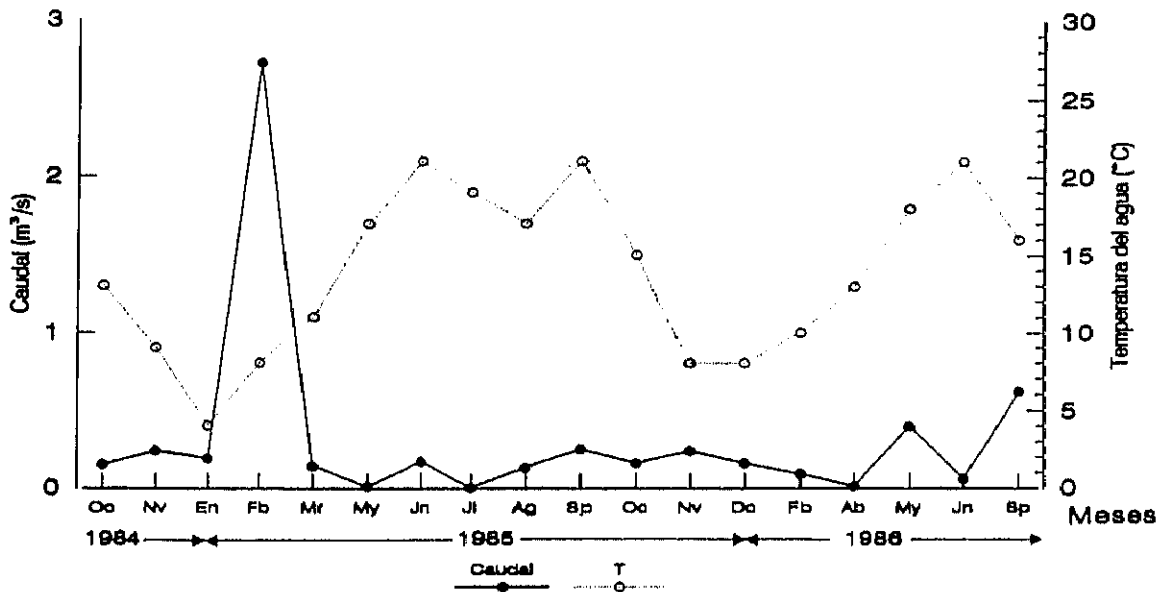


Fig.11. Caudal y temperatura del agua en la estación de aforo indicada (Fuente DGOH, MOPU).

Estación J-3.

Situación: Río Guadalix entre San Sebastián de los Reyes y Algete, antes de su desembocadura; después de la urbanización Colonia Santo Domingo.

Coordenadas UTM: 30T-VK 513-970.

Descripción: El lecho está constituido por arenas gruesas y lodos. Existe una gran contaminación, fundamentalmente de origen ganadero, pero también urbana e industrial. En general los caudales fueron escasos (M.O.P.U., 1986 y 1987), (Figura 11, pág. 133).

Motivo de la elección: Para interpretar la incidencia de las aguas del río Guadalix sobre las del Jarama es necesario conocer el estado de las primeras.

Estación J-4.

Situación: Río Jarama en el término de San Sebastián de los Reyes, aguas abajo de la desembocadura del Guadalix; en la margen derecha.

Coordenadas UTM: 30T-VK 515-962.

Descripción: Lecho de gravas, arenas y lodos. Vertidos procedentes del río Guadalix y de la industria química y farmacéutica.

Motivo de la elección: En este punto de muestreo ya se ha producido la mezcla homogénea de las aguas confluentes del Guadalix con las del Jarama, por lo que es un lugar adecuado para comprobar el impacto del afluente sobre el río principal. Además existe un foco de vertidos (industria farmacéutica).

Estación J-5.

Situación: Río Jarama en el término de San Sebastián de los Reyes, bajo el puente de la Carretera MP-1312 sobre el río.

Coordenadas UTM: 30T-VK 519-928.

Descripción: Lecho con cantos rodados, recubiertos por una capa fibrosa blanquecina (restos de vertidos). Vertidos urbanos (Ayuntamiento de Algete y de urbanización Fuente del Fresno) e industriales (cervezas "El Aguila").

Motivo de la elección: Por recibir vertidos de origen industrial, principalmente el de una cervecería, hemos considerado de interés comprobar el impacto que ésta produce sobre el río.

Estación J-6.

Situación: Río Jarama en el término de San Sebastián de los Reyes, aguas abajo de la afluencia de los arroyos Viñuelas y Quiñones; en la margen derecha.

Coordenadas UTM: 30T-VK 524-892.

Descripción: Arenas y limos abundantes. El terreno se encuentra muy removido debido a la existencia aguas arriba de una industria de extracción de grava y arena. Vertidos químico-farmacéuticos y urbanos (urbanizaciones Fuente del Fresno y Club Puente Cultural) aportados por los arroyos antes mencionados, aunque también directamente al río (industria químico-farmacéutica).

Motivo de la elección: Conocer la influencia de los vertidos aportados por estos arroyos al río Jarama.

Estación J-7.

Situación: Río Jarama en Paracuellos del Jarama, después de la afluencia del Arroyo de la Vega; margen izquierda, junto a industria alimenticia.

Coordenadas: 30T-VK 534-849.

Descripción: Cantos rodados y arenas con muy escaso sedimento. Afluencia de una ingente contaminación urbano-industrial mayoritariamente aportada a través del arroyo de la Vega con los vertidos de los términos de Alcobendas y San Sebastián de los Reyes. El caudal de este arroyo osciló, durante el periodo de muestreo del presente estudio, alrededor de $0,01 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (M.O.P.U., 1986 y 1987). También existe un probable impacto agrícola debido a una zona de vega cercana.

Motivo de la elección: Evaluar el impacto del arroyo de la Vega sobre el río.

Estación J-8.

Situación: Río Jarama en Paracuellos del Jarama, bajo el puente de la Carretera MP-1310 sobre el río.

Coordenadas UTM: 30T-VK 536-833.

Descripción: Cantos rodados y arenas, muy poco sedimento. El río ya ha recogido, a través del arroyo de Valdebebas, parte de los vertidos urbanos e industriales de la zona noreste de la ciudad de Madrid. Dicho arroyo ha presentado durante el periodo de estudio un caudal entre $0,01$ y $0,02 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (M.O.P.U., 1986 y 1987). En las proximidades se encuentra situado el Aeropuerto de Barajas, que puede ser una fuente potencialmente importante de metales a través, entre otras rutas, de las precipitaciones atmosféricas y de las escorrentías superficiales contaminadas.

Motivo de la elección: Principalmente para conocer el impacto de los vertidos de la zona noreste de Madrid (ciudad y cinturón industrial).

Estación J-9.

Situación: Río Jarama en San Fernando de Henares, bajo el puente de la Carretera Nacional N-II sobre el río; en la margen izquierda.

Coordenadas UTM: 30T-VK 551-776.

Descripción: Lodos abundantes, también arenas y cantos rodados. Vertidos provenientes del Aeropuerto, de la zona noreste de la ciudad de Madrid a través de la depuradora de Valdebebas y de la zona oriental de Madrid a través del arroyo de Rejas y de la depuradora del mismo nombre. En las proximidades de esta estación de muestreo, el río entra en contacto con la facies evaporítica que ya no abandonará. Como consecuencia de ello se verá incrementada la mineralización de sus aguas a partir de aquí, si bien en este punto aún no se han visto afectadas claramente.

Motivo de la elección: Principalmente para conocer el impacto de los vertidos de las zonas noreste y oriental de Madrid (ciudad y cinturón industrial).

Estación J-10.

Situación: Río Jarama en San Fernando de Henares, antes de la desembocadura del río Henares.

Coordenadas UTM: 30T-VK 567-739.

Descripción: Cantos rodados y arenas abundantes, poco lodo; terreno muy removido debido a la existencia de una explotación de grava y arena. Zona principalmente agrícola, si bien existe una industria química muy cercana.

El río ya ha recibido todos los vertidos de la zona urbano-industrial de San Fernando de Henares y Coslada.

Motivo de la elección: Conocer el impacto de los vertidos de la zona San Fernando de Henares-Coslada. Por otra parte su estado servirá de base para evaluar la repercusión de la muy próxima afluencia del río Henares sobre el Jarama.

Estación J-11.

Situación: Río Henares en San Fernando de Henares, antes de su confluencia con el Jarama.

Coordenadas UTM: 30T-VK 579-731.

Descripción: Piedras y arenas, poco sedimento. Este río transporta todos los vertidos urbanos y principalmente los de las industrias altamente contaminantes (abundantes químicas, farmacéuticas, cosméticas, cerámicas, etc) del corredor Guadalajara-Alcalá de Henares-Torrejón de Ardoz. Los caudales que son muy variables, como se puede apreciar en la Figura 12 (pág. 139), han variado durante el periodo de estudio (Agosto 1985 y Julio 1986), entre 0,01 y 11,5 m³·s⁻¹ (M.O.P.U., 1986 y 1987). Las aguas de este río están más mineralizadas que las del Jarama.

Motivo de la elección: Conocer el estado de este río para poder evaluar el impacto que sus aguas tienen sobre las del Jarama.

RIO HENARES EN ESPINILLOS

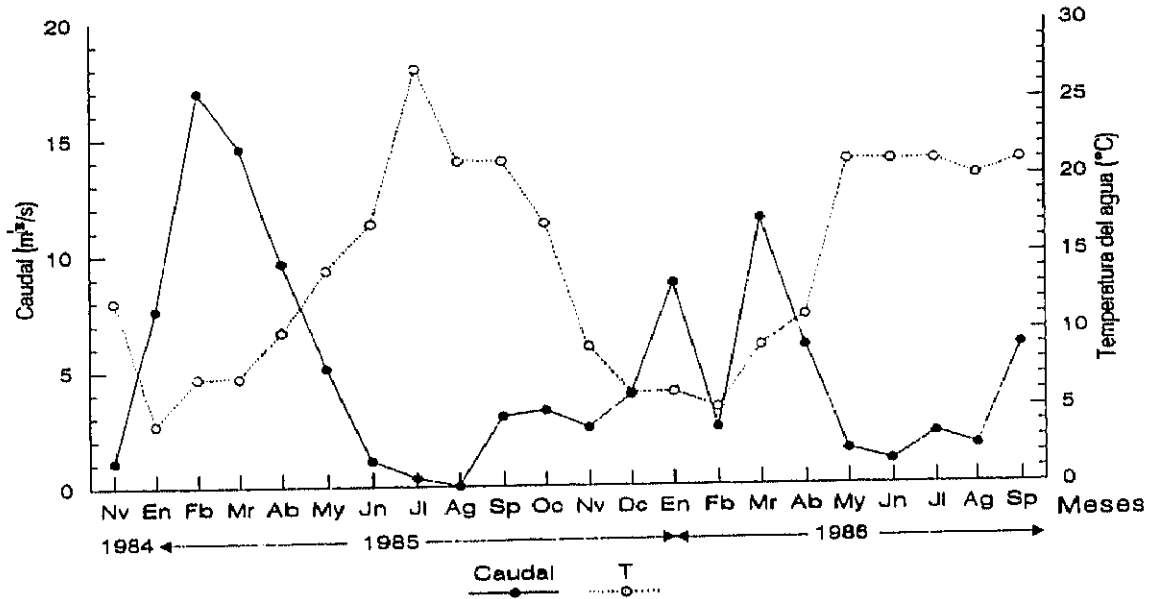


Fig.12. Caudal y temperatura del agua en la estación de aforo indicada (Fuente DGOH, MOPU).

RIO JARAMA EN MEJORADA

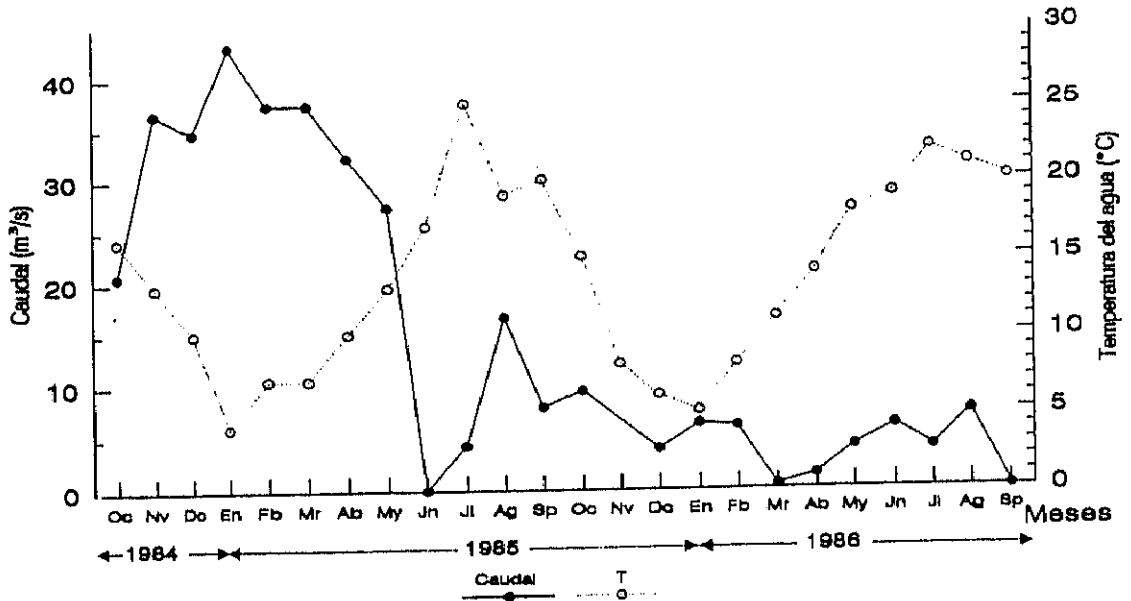


Fig.13. Caudal y temperatura del agua en la estación de aforo indicada (Fuente DGOH, MOPU).

Estación J-12.

Situación: Río Jarama junto a Mejorada del Campo, después de la afluencia del río Henares y bajo el puente de la Carretera M-2020 sobre el río; margen izquierda.

Coordenadas UTM: 30T-VK 569-723.

Descripción: Arenas, limos y lodos muy abundantes. Zona agrícola que además recibe vertidos procedentes del río Henares y de varias industrias cercanas (cerámicas y ladrillos, cartones, etc). Su caudal es extremadamente variable (M.O.P.U., 1986 y 1987), como se puede apreciar en la Figura 13 (pág. 139). En este punto se denota ya un incremento en la mineralización de las aguas del Jarama debido al efecto combinado del terreno (facies evaporítica desde el punto J-9) y de las aguas del Henares. La mezcla de estas aguas de diferentes características físico-químicas podría dar a la precipitación de metales pesados (Ver Introducción 2.1.1).

Motivo de la elección: Ya se han mezclado de forma homogénea las aguas del Henares con las del Jarama, por lo que es el lugar idóneo para valorar el impacto del afluente sobre el río principal.

Estación J-13.

Situación: Río Jarama, antes de la afluencia del río Manzanares y bajo el Puente Viejo de ferrocarril de Arganda, próximo a la Carretera Nacional N-III; en la margen izquierda.

Coordenadas UTM: 30T-VK 568-635.

Descripción: Arenas, limos y especialmente lodos. Abundantes vertidos industriales de muy distinta naturaleza (procesamiento de carnes y una papelera, entre otros), y también urbanos (Mejorada, Los Olivos, Velilla de San Antonio y parte de los del ayuntamiento de Arganda).

Motivo de la elección: Principalmente como una referencia para poder valorar la situación, contrastándola con la que se obtendrá tras la cercana afluencia del río Manzanares.

Estación J-14.

Situación: Río Manzanares en Rivas-Vaciamadrid, antes de su desembocadura; margen izquierda.

Coordenadas UTM: 30T-VK 555-640.

Descripción: Arenas, limos y escasos lodos, también cantos rodados. Este río ha recibido ya todos los vertidos urbano-industriales procedentes del área metropolitana, así como gran parte de los de su cinturón industrial a través del Arroyo Culebro (vertidos de Getafe, Fuenlabrada, Pinto y Humanes). El caudal en este punto sufre fuertes y bruscas variaciones (Figura 14, pág. 142), incluso diarias como hemos podido apreciar *in situ* (M.O.P.U., 1986 y 1987).

Motivo de la elección: Conocer el estado de este río para poder evaluar el impacto que sus aguas tienen sobre el Jarama.

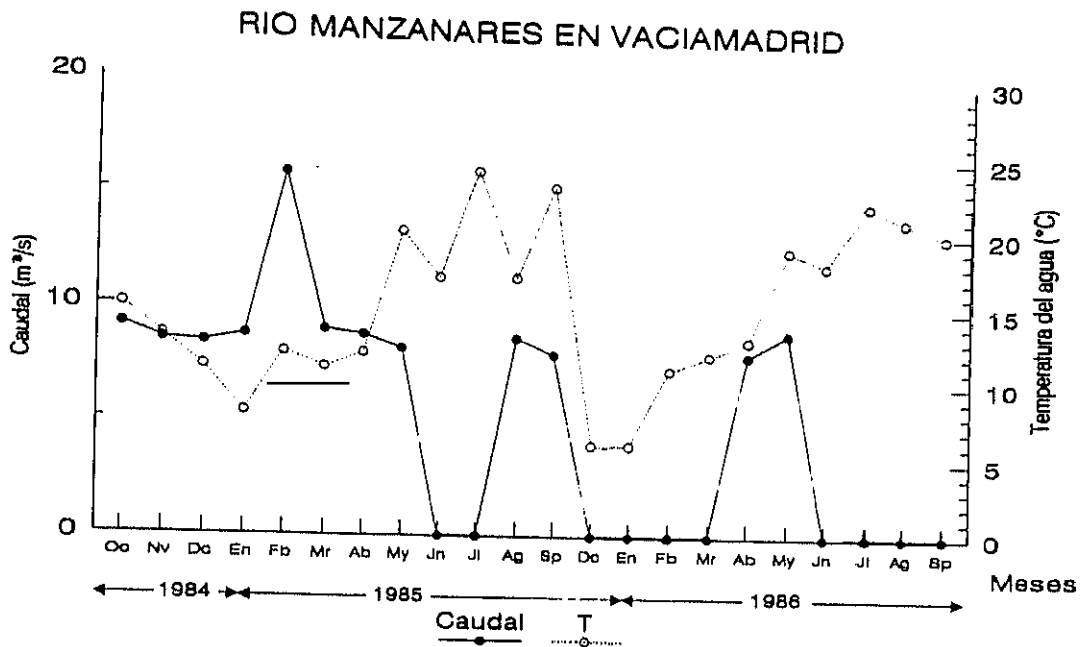


Fig. 14. Caudal y temperatura del agua en la estación de aforo indicada (Fuente DGOH, MOPU).

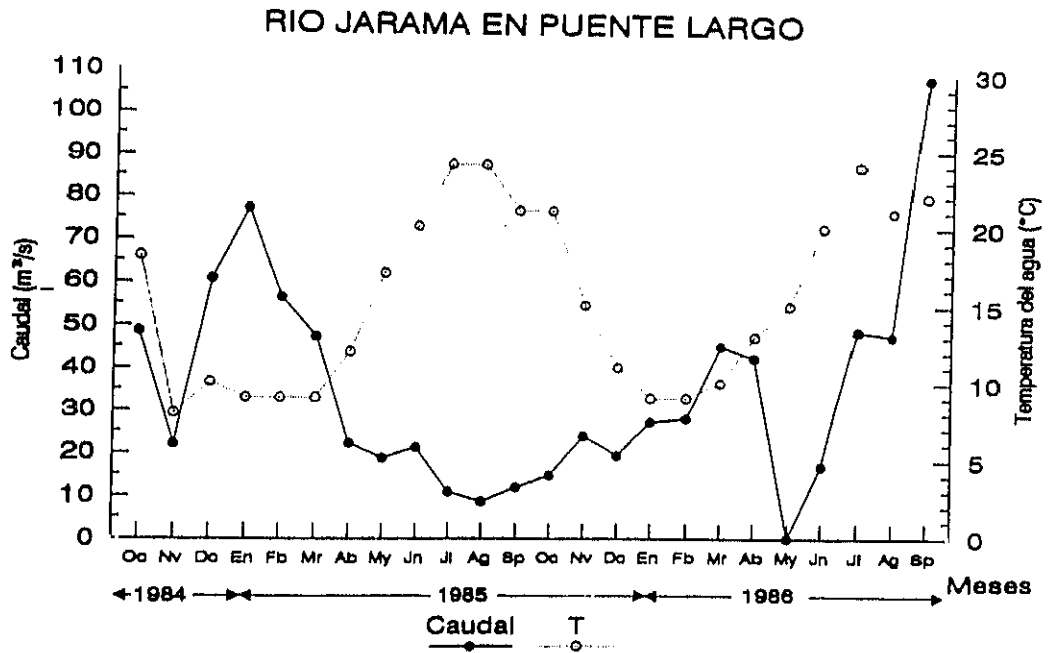


Fig. 15. Caudal y temperatura del agua en la estación de aforo indicada (Fuente DGOH, MOPU).

Estación J-15.

Situación: Río Jarama en Rivas-Vaciamadrid, aguas abajo de la desembocadura del Manzanares, en la margen izquierda de la cabecera de la Presa del Rey.

Coordenadas UTM: 30T-VK 540-613.

Descripción: Arenas y abundantes lodos muy finos. Ya se ha producido la mezcla de las aguas de los ríos Jarama y Manzanares, por lo que existe riesgo de precipitaciones debido a la mezcla de aguas de distintas características físico-químicas (Ver "Introducción 2.1.1"). Gran sedimentación debido a la disminución de la velocidad del agua provocada por la presa. Nivel de las aguas muy variable por regularse mediante la presa y detraerse agua para la Real Acequia del Jarama, que posteriormente será utilizada para el riego de la mayoría de la vega agrícola del Sur de la provincia de Madrid.

Motivo de la elección: Para poder conocer la influencia de las aguas del río Manzanares sobre el estado del Jarama.

Estación J-16.

Situación: Río Jarama, a la altura de San Martín de la Vega; margen derecha.

Coordenadas UTM: 30T-VK 521-510.

Descripción: Arenas, limos, arcillas y abundantes lodos. En este lugar el río transporta ya todos los vertidos generados por la gran ciudad y su cinturón de influencia. Enclavado en zona agrícola de regadío (vega baja del Jarama).

Motivo de la elección: Posibilidad de contaminación agrícola.

Estación J-17.

Situación: Río Jarama, junto a Titulcia, bajo el puente de la carretera de Ciempozuelos a Titulcia; en su margen izquierda.

Coordenadas UTM: 30T-VK 509-435.

Descripción: Arenas, limos, arcillas y abundantes lodos. Enclavado en zona agrícola de regadío (vega baja del Jarama).

Motivo de la elección: Posibilidad de contaminación agrícola. Además, este punto antecede a la desembocadura del río Tajuña y al arroyo de La Cañada. El río Tajuña posee una calidad aceptable al no estar condicionado por vertidos importantes, pero presenta una fuerte concentración salina. El arroyo de la Cañada es portador de gran cantidad de vertidos industriales procedentes de los polígonos de Valdemoro y Ciempozuelos. Por tanto, este punto servirá de orientación para valorar el contraste existente desde aquí hasta la última estación.

Estación J-18.

Situación: Río Jarama en Aranjuez, bajo el Puente Largo (Carretera Nacional N-IV) a 5 Km de Aranjuez; margen izquierda.

Coordenadas UTM: 30T-VK 484-377.

Descripción: Muy poca arena, lodos muy oscuros, finos y profundos. Enclavado en zona agrícola de regadío (vega baja del Jarama). Vertidos urbanos y principalmente industriales procedentes de Ciempozuelos y Valdemoro. El río Jarama recibe el 79% de toda la contaminación generada por la Comunidad de Madrid (Cubillo, 1986) y en este punto el río es un claro exponente de su calidad de "cloaca a cielo abierto". El caudal es

importante, si bien es también muy variable como ocurre a todo lo largo del río (Figura 15, pág. 142) (M.O.P.U., 1986 y 1987). En este punto se produce un incremento en la mineralización de las aguas debido al aporte de las del Tajuña con un mayor contenido salino.

Motivo de la elección: Su estado puede ser un reflejo del impacto contaminante de la Comunidad de Madrid sobre la cuenca fluvial del Jarama y por otro lado nos puede informar acerca del peligro que su afluencia supone para las aguas relativamente "sanas" del río Tajo.

2. MATERIALES.

El presente estudio se ha centrado en el análisis del contenido metálico de dos tipos de muestras: sedimentos y tubificidos (macroinvertebrados bentónicos ya descritos; ver "Introducción 4", pág. 102). A lo largo del proceso de su manipulación, hemos guardado un especial cuidado en la elección de todo el material que debía estar en contacto con las muestras para evitar en lo posible su contaminación por metales pesados. Por ello siempre se han utilizado materiales de vidrio, plástico o acero inoxidable de la máxima calidad, tratados con ácido nítrico al 5% tras su lavado, para eliminar posibles trazas metálicas y comprobando que no desprendían cantidades apreciables de metales en los procesos de extracción de los mismos. Los reactivos fueron siempre de la máxima pureza; utilizamos los de grado analítico de la casa MERCK; el agua fue bidestilada y desionizada (Milli Q, Millipore).

2.1. SEDIMENTOS.

Hemos procesado un total de 201 muestras de lodos. Fueron recogidas del horizonte superficial de los sedimentos (5-6 cm superiores) debido a dos razones:

- i) es la zona de sedimentación más reciente, por lo tanto podrá informarnos acerca de las variaciones en la acumulación metálica,
- ii) es la zona donde mayoritariamente habitan y se alimentan los tubificidos (Introducción 4, pág. 102), lo que nos interesa para el estudio de la bioasimilación.

En algún caso, por ser el lecho del río totalmente pedregoso (puntos J-2, J-8 y J-11), para conseguir la muestra se tomó con cuidado la fina capa de lodos que recubría las piedras.

Las determinaciones del contenido en metales pesados de los lodos no se realizaron en los sedimentos totales, sino en su fracción inferior a 130 μm , que incluye arcillas ($<2 \mu\text{m}$), limos (2-63 μm) y una porción de arenas ($>63 \mu\text{m}$). Esta fracción es la que contiene la práctica totalidad de la materia orgánica y de los metales pesados (Förstner y Wittmann, 1981; Sakai *et al.*, 1986) y se corresponde con el tamaño de las partículas seleccionadas por los tubificidos para su alimentación (Brinkhurst y Jamieson, 1971; McCall y Fisher, 1980; Fukuhara, 1987). Al analizar esta fracción se podrán establecer comparaciones más reales entre los contenidos de los micro-elementos en sedimentos y en

tubificidos. Al mismo tiempo, con este procedimiento conseguimos la homogeneización del material a estudiar.

2.2. MATERIAL BIOLÓGICO: TUBIFICIDOS.

Las muestras de tubificidos (oligoquetos bentónicos dulceacuícolas; ver "Introducción 4", pág. 102) fueron recogidas en la misma zona que los sedimentos, puesto que pretendemos conocer la relación entre la concentración metálica en las lombrices y la existente en los sedimentos en las que estas habitan.

En numerosas ocasiones encontramos una población insuficiente de individuos para constituir una muestra representativa y en otros muchos casos no hallamos ningún individuo (estaciones J-8, J-15, J-17 y J-18). En total pudimos analizar 59 muestras útiles de tubificidos, es decir, con suficiente masa para realizar los análisis al menos por duplicado (aproximadamente 0,1 g de peso seco por muestra). En los distintos muestreos realizados, estos oligoquetos aparecieron de forma reiterada en un total de siete puntos (J-3, J-6, J-7, J-9, J-10, J-12, J-13) y esporádicamente en cinco (J-4, J-5, J-11, J-14 y J-16).

3. METODOLOGIA.

Dada la ubicuidad de los metales pesados en el medio ambiente y para evitar contaminaciones accidentales, todo el material en contacto con las muestras en cualquier fase de su manipulación, fue lavado dos veces con ácido nítrico al 5% y posteriormente con agua bidestilada y desionizada tras sus limpiezas habituales con detergente y agua. En los siguientes apartados explicamos todas las etapas realizadas, desde el muestreo hasta el tratamiento matemático de los datos obtenidos.

3.1. RECOGIDA Y TRANSPORTE DE LAS MUESTRAS.

Recogimos los dos tipos de muestra (tubificidos cuando fue posible) con una frecuencia mensual, durante un año desde Agosto de 1985 a Julio de 1986, en cada una de las 17 estaciones de muestreo regular (J-2 a J-18) y en el mismo día. Además realizamos dos muestreos en el punto control (J-1), en Junio y en Noviembre de 1986. La toma de muestras se realizó manualmente con la ayuda de paletas de plástico o de acero inoxidable en zonas no estancadas. El traslado al laboratorio del material se efectuó en frío (en neveras portátiles), lo más rápidamente posible para proceder de inmediato a su elaboración.

3.1.1. Sedimentos.

Los sedimentos fueron recogidos con las paletas de acero en zonas del río con suficiente corriente (en su zona central cuando la profundidad del agua lo permitió) y como ya se ha indicado, de los 5-6 centímetros superiores. Una vez conseguidas las muestras se eliminó el agua sobrante y se guardaron, en bolsas de plástico herméticamente cerradas, dentro de las neveras portátiles para proceder a su transporte hasta el laboratorio.

3.1.2. Tubificidos.

Para la recolección del material biológico, se extrajeron muestras de sedimentos en los que estaban asentados tubificidos. Para concentrar las muestras se tamizaron en la corriente del río con cedazos de acero inoxidable provistos de una malla de 0,5 milímetros de luz. Esta operación se repitió tantas veces como fue necesario a fin de obtener una buena cantidad de material biológico, lo que no siempre fue posible y la muestra hubo de ser rechazada. Las muestras con lodos enriquecidos en tubificidos se transportaron hasta el laboratorio en frascos de polietileno tapados herméticamente y guardados en las neveras.

3.2. PREPARACION DE LAS MUESTRAS PARA SU DIGESTION.

La digestión de las muestras requiere una preparación diferente según se trate de sedimentos (deseccación, homogeneización, fraccionamiento) o de tubificidos (selección, limpieza, congelación). A continuación describimos estos procesos para cada tipo de muestra.

3.2.1. Sedimentos.

Ya en el laboratorio, se pusieron los lodos en cápsulas de porcelana y se introdujeron en una estufa estabilizada a 60°C, hasta conseguir su desecación de una forma homogénea (48-72 horas). Una vez secos se disgregaron en un mortero de porcelana y se tamizaron en un tamiz de metacrilato de metilo, a través de una malla de nailon de 130 µm de luz. La fracción así obtenida se almacenó a temperatura ambiente, en bolsas de plástico con cierre hermético, hasta que se procedió a su digestión.

3.2.2. Tubificidos.

Con el fin de determinar con rigor el contenido en metales pesados de los tubificidos es necesario conseguir muestras limpias, sin restos ni externos (secreciones con partículas adheridas) ni internos (contenido gastrointestinal).

Para ello hay que eliminar todos los residuos de lodo y demás partículas que recubran la superficie del cuerpo, además de vaciar su contenido intestinal.

De vuelta al laboratorio, las muestras se extendieron en bandejas de plástico, dejándolas durante toda la noche. Esto permite la formación de agrupaciones de individuos densas en la base, lo que facilita el tedioso proceso de su selección y limpieza. A la mañana siguiente se limpiaron externamente, uno a uno, todos los ejemplares, con pinzas de acero inoxidable, hasta concentrarlos en ovillos, que en pequeñas fracciones se colocaron en vasos de precipitado con abundante agua destilada-desionizada, a 10°C y en la oscuridad (Hernández y Egea, 1987b; Hernández *et al.*, 1988). De esa forma se consigue el vaciado de sus tubos digestivos (Say y Gianí, 1981): se mantienen en ayuno durante 48-72 horas, cambiando el agua a menudo (al menos tres veces) y siempre que estuviera sucia, para evitar la coprofagia (Chapman, 1985).

Una vez limpias, las muestras fueron distribuidas en fracciones de aproximadamente 0,7 gramos de peso húmedo, en cajitas pesa-substancias de plástico y se mantuvieron congeladas a -30°C, hasta que se procedió a su digestión.

3.3. DIGESTION DE LAS MUESTRAS Y SOLUBILIZACION DE LOS METALES PESADOS.

El análisis del contenido de metales pesados de las muestras se llevó a cabo por espectrometría de absorción atómica (EAA, método descrito posteriormente), para lo cual fue necesaria la extracción y solubilización de dichos metales. Ensayamos diferentes tipos de pretratamiento y digestión que describimos someramente en los apartados de este capítulo: 3.3.1.1. (sedimentos) y 3.3.1.2. (tubificidos). En ellos se reseñan también los porcentajes de recuperación para cada caso.

En todos los análisis realizados (tanto en los chequeos metodológicos, como en los procedimientos definitivos) se mantuvieron unos criterios de trabajo que comentamos seguidamente:

- 1º) Todos los ensayos se hicieron por triplicado;
- 2º) Siempre se llevaron controles negativos, para poder detectar los posibles niveles de metales pesados de origen inespecífico; y
- 3º) controles positivos de metales pesados, a fin de conocer los porcentajes de recuperación de los mismos. Para ello se prepararon soluciones diluidas con mezcla de patrones, con la finalidad de conseguir concentraciones de los elementos en el rango de las detectables en los problemas (del orden de $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$);
- 4º) En cada experimento se procesaron paralelamente:
 - i) 3 recipientes sin muestra alguna, controles negativos,
 - ii) 3 recipientes con muestra (lodo o tubificidos), más 2 μg de los respectivos metales, controles positivos con muestra,

- iii) 3 recipientes sin muestra y con 2 µg de los respectivos metales, controles positivos sin muestra,
- iv) 3 recipientes con muestra (lodo o tubificidos) únicamente, problemas.

3.3.1. Métodos de digestión ensayados.

Tanto los métodos de digestión (extracción) y recogida (solubilización) chequeados, inspirados en la metodología aparecida al respecto en la literatura (Förstner y Müller, 1973; Chapman *et al.*, 1979 y 1980; I.W.D., 1981; Say y Giani, 1981; Talbot y Chegwidde, 1983; Chang *et al.*, 1984; Martin y Hartman, 1984), como los métodos adoptados en la realización del trabajo se describen en los siguientes apartados.

3.3.1.1. Sedimentos.

Con el fin de elegir el método de extracción y solubilización de metales que diera los mejores rendimientos para su cuantificación por espectrofotometría de absorción atómica (EAA), se probaron cuatro diferentes, englobados en dos vías de digestión: digestión seca de lodos (LoS) y digestión húmeda de lodos (LoH).

Previamente a la digestión se determinó siempre el peso seco constante de las muestras, desecando aproximadamente 250 mg de peso húmedo de sedimentos (fracción $\leq 130 \mu\text{m}$) en estufa a 100°C .

i) Vía seca:

LoS. Se realizó una digestión seca de la materia orgánica de las muestras en crisoles de porcelana, en mufla a 450°C durante 8 horas, tras las cuales se recogieron las muestras con 5 ml de mezcla nítrico:clorhídrica (32%:18% V:V), se filtraron por papel (Albet nº 240, luz de $20 \mu\text{m}$), se lavaron tres veces y los líquidos de resuspensión se aforaron a 25 ml con agua bidestilada-desionizada.

LoSp. Igual que la anterior, pero realizando una predigestión de las muestras con 0,5 ml de ácido nítrico concentrado (65%) a temperatura ambiente durante 16 horas.

ii) Vía húmeda:

LoH. Se añadieron 5 ml de ácido nítrico concentrado a muestras contenidas en tubos de ensayos reforzados. Estos se incubaron en baño de agua a 100°C durante dos horas treinta minutos, agitándolos cada quince minutos. Se centrifugaron y se recogieron los sobrenadantes, filtrándolos por papel (Albet nº 240). Después se lavaron los precipitados una vez con 2 ml de mezcla nítrico:clorhídrica (32%:18% V:V) y dos veces con agua bidestilada-desionizada, agregándose los sobrenadantes a los anteriores y se llevó el volumen final a 25 ml con agua bidestilada-desionizada.

LoHp. Igual que la anterior pero realizando una predigestión con 0,5 ml de ácido nítrico concentrado, a temperatura ambiente durante 16 horas.

Los resultados obtenidos nos hicieron desechar desde un principio la vía seca, LoS y LoSp. Estos dos procedimientos plantearon múltiples problemas a la hora de la recuperación de los metales de los controles positivos y rindieron unos porcentajes de recuperación muy inferiores a los de las vías húmedas (RESULTADOS 1: TABLA XXVII, pág. 171). Como se aprecia en dicha tabla fue el método LoHp (vía húmeda con pretratamiento) el que presentó los mejores porcentajes de recuperación. Por lo tanto éste fue el tratamiento considerado óptimo para nuestro proceso experimental. El tipo definitivo de procesamiento de las muestras de sedimentos que se detalla en el apartado 3.3.2.1. de este capítulo, ha sido el empleado sistemáticamente en los análisis realizados e incluye algunas pequeñas variaciones con respecto a LoHp con el fin de mejorar su eficacia.

3.3.1.2. Tubificidos.

Con la finalidad de escoger el mejor método de trabajo para determinar el contenido de metales pesados por EAA en los tejidos de los tubificidos, se experimentaron cinco procedimientos diferentes.

Con anterioridad a su digestión, se determinó siempre el peso seco constante de las muestras previamente descongeladas. Se obtuvo por desecación

de aproximadamente 0,7 gramos de peso húmedo en estufa a 100°C, lo que rindió alrededor de 0,1 g de peso seco. Este peso supone un promedio de 80 individuos por muestra. En estos ensayos preliminares, algunas muestras se desecaron mediante liofilización (cuando se utilizó este último procedimiento sólo se realizaron las digestiones por vía húmeda).

i) Vía seca de muestras desecadas en estufa:

TuES. La digestión seca de la materia orgánica se realizó, en crisoles de porcelana, en mufla a 450°C durante 4, 8 y 20 horas. Las muestras se recogieron con 5 ml de mezcla nítrico:clorhídrica (32%:18% V:V), se filtraron por papel (Albet nº 240), se lavaron los crisoles tres veces y se enrasaron los líquidos de resuspensión a 25 ml con agua bidestilada-desionizada.

TuESp. Igual que la anterior, pero realizando una predigestión con 0,2 ml de ácido nítrico concentrado (65%), a temperatura ambiente, durante 16 horas.

ii) Vía húmeda de muestras desecadas en estufa:

TuEH. Esta digestión consistió en tratar las muestras en Erlenmeyers con 4 ml de peróxido de hidrógeno (35%) y 1 ml de ácido nítrico concentrado, en baño de arena a 100°C hasta su digestión total, llevando las muestras a sequedad. Los metales se recuperaron con 5 ml de mezcla nítrico:clorhídrica (32%:18% V:V), se filtraron por papel (Albet nº 240) y se lavaron los Erlenmeyers tres veces con agua. Finalmente se aforaron los líquidos de resuspensión a 25 ml con agua bidestilada-desionizada.

TuEHp. Igual que la anterior, pero realizando una predigestión con 0,2 ml de ácido nítrico concentrado (65%), a temperatura ambiente, durante 16 horas.

iii) Vía húmeda de muestras liofilizadas:

TuLH. Igual que TuEH, pero partiendo de muestras liofilizadas.

El procedimiento de digestión seca de los tubificidos, tanto pretratados como no pretratados con nítrico, resultó ser totalmente improcedente. En primer lugar, había grandes problemas en la recuperación de los metales, no sólo en los controles positivos, sino también en las muestras problema a las que se añadieron las soluciones patrón. Además, no se consiguieron cenizas hasta someter las muestras a más de 16 horas de digestión. En el caso de digestión húmeda, se apreció una mejora del tratamiento cuando se liofilizaron o se pretrataron las muestras con ácido nítrico, con la consiguiente disminución del tiempo de digestión.

Los porcentajes finales de recuperación obtenidos en los tres tratamientos de tubificidos por vía húmeda ("RESULTADOS 1") se muestran en la TABLA XXVIII (pág. 171).

En consecuencia para determinar el contenido de metales pesados en tubificidos, seleccionamos el método TuEHp (digestión húmeda con pretratamiento nítrico de tubificidos desecados en estufa). El procedimiento tipo seguido en todos los análisis realizados se detalla en el apartado 3.3.2.2. (pág. 159) de

este capítulo e incluye algunas pequeñas variaciones con respecto a TuEHp con el fin de mejorar su eficacia.

3.3.2. Métodos de digestión y solubilización empleados.

La metodología definitiva de digestión y solubilización de las muestras empleada en la obtención de todos nuestros resultados experimentales (Hernández *et al.*, 1987a, 1987b, 1987f, 1988; Hernández y Egea, 1987a y 1987b; Rovira *et al.*, 1987; Rovira y Hernández, 1987), es la siguiente.

3.3.2.1. Sedimentos.

Para referir todos los análisis a peso seco, se añadieron 250 mg de peso húmedo de lodos (fracción $\leq 130 \mu\text{m}$) a tubos de ensayo reforzados pirex (previa determinación de su peso seco) y se desecaron en una estufa estabilizada a 110°C ($\pm 10^{\circ}\text{C}$) durante 5-7 horas, hasta conseguir un peso constante. Una vez calculado el peso seco de las muestras, se agregaron 5 ml de ácido nítrico concentrado (65%) y se dejaron 15 horas en pretratamiento a temperatura ambiente (estufa a 20°C). Posteriormente se introdujeron en baño de agua a 100°C durante 3 horas y 30 minutos, agitando cada 15 minutos. Los tubos con las muestras ya digeridas se centrifugaron durante 10 minutos a 3000 r.p.m., se decantó el sobrenadante en un matraz aforado de 25 ml y se filtró por papel (Albet nº 240). Con el fin de recuperar los metales que quedaran en el precipitado, se añadieron a los

tubos de digestión 2 ml de mezcla nítrico:clorhídrica (32%:18% V:V), se agitó, centrifugó, filtró y decantó el sobrenadante en el matraz que contenía la solución resultado de la digestión. A continuación se lavaron dos veces con 5 ml de agua bidestilada-desionizada, se centrifugó, filtró y decantó en el matraz. Por último, se enrasaron los matraces a 25 ml con agua bidestilada-desionizada y se transvasó la solución a frascos de polietileno.

3.3.2.2. Tubificidos.

Como en el caso de los lodos, todos los análisis se refieren a peso seco de muestra. Los tubificidos, ya divididos en fracciones de aproximadamente 0,7 gramos de peso húmedo (un promedio de 80 individuos), se descongelaron y se pusieron en Erlenmeyers previamente tarados (a peso seco), pesándolos a continuación. Posteriormente, los recipientes con las muestras se introdujeron durante 4-6 horas, en una estufa estabilizada a 110°C y se pesaron repetidas veces, a intervalos de tiempo, hasta conseguir un peso constante. Una vez calculado el peso seco de las muestras se realizó la digestión por vía húmeda y en caliente. Se añadieron a cada Erlenmeyer 4 ml de peróxido de hidrógeno (35%) y 1 ml de ácido nítrico concentrado (65%) y se dejaron las muestras durante 15 horas en pretratamiento. Pasado este tiempo, se introdujeron en baño de arena estabilizado a 100°C, hasta sequedad, lo que supuso aproximadamente 3-4 horas de digestión propiamente dicha. De esta manera se consiguió la destrucción total de la materia orgánica. Los metales se recogieron solubilizándolos, aún en caliente, con 5 ml de mezcla nítrico:clorhídrica (32%:18% V:V). La solución

se transvasó a un matraz aforado de 25 ml a través de un filtro de papel (Albet nº 240). Para recuperar los metales que quedaran en los Erlenmeyers, se lavaron éstos dos veces con 5 ml de agua bidestilada-desionizada y se decantó la solución a través del filtro en el matraz. Finalmente los matraces se enrasaron a 25 ml con agua bidestilada-desionizada y los extractos de digestión se guardaron en frascos de polietileno.

3.4. CUANTIFICACION DE LOS METALES PESADOS.

Las valoraciones de los metales en los extractos de digestión se realizaron por espectrofotometría de absorción atómica (EAA), con un aparato Perkin-Elmer modelo 2280. El método EAA permite la determinación de los elementos metálicos con una gran sensibilidad y precisión y es preferentemente el método elegido en los análisis de los metales que en cantidades traza se encuentran en el medio ambiente, como ocurre con los contaminantes objeto de nuestro estudio (Kopp, 1977; I.W.D., 1979 y 1981; Ximénez, 1980; Förstner y Wittmann, 1981). Por ello y por la disponibilidad del equipo necesario (espectrofotómetro de absorción atómica), fue el método empleado en nuestra investigación.

El listado de longitudes de onda y rendijas seleccionadas para la valoración de cada uno de los metales pesados analizados es el siguiente:

<u>Metal</u>	<u>Longitud de onda</u>	<u>Rendija</u>
Cobre	324,8 nm	0,7 mm
Plomo	217,0 nm	0,7 mm
Cadmio	228,8 nm	0,7 mm
Cinc	213,9 nm	0,7 mm
Cromo	357,9 nm	0,2 mm
Manganeso	279,5 nm	0,2 mm
Níquel	232,0 nm	0,7 mm

La llama utilizada fue por mezcla aire-acetileno, oxidante en todos los casos salvo para el cromo. Las lámparas empleadas fueron de cátodo hueco.

Una vez estabilizado el espectrofotómetro, se procedió a su calibrado para conseguir una lectura lineal. Para ello se ajustó el aparato con diluciones patrón para cada elemento correspondientes al rango de concentraciones esperadas en las muestras problema. Los tiempos de integración de lectura seleccionados fueron en algunos casos hasta de tres segundos, si bien lo habitual es que fueran de dos. En el caso de las valoraciones de Cd (sedimentos y tubificidos), Pb (tubificidos) y cuando la concentración metálica de los extractos fue baja, utilizamos el dispositivo de bola de impacto como nebulizador a fin de aumentar la sensibilidad del aparato, en lugar de la espiral de deflección de flujo de uso más frecuente. Cuando los extractos de

sedimentos poseían elevadas concentraciones de Mn, las lecturas se realizaron con llama cruzada.

La concentración del metal en la muestra se calculó como sigue:

$$M = \frac{(S-B) V}{X}$$

siendo:

M = concentración real del metal extraído en la muestra ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$);

S = concentración media (triplicados) del metal en los extractos de las muestras problema ($\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$);

B = concentración media (triplicados) del metal en los controles negativos ($\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$);

V = volumen total del extracto de resolubilización de la muestra (25 ml);

X = peso seco de la muestra (g).

3.5. DETERMINACION DEL CONTENIDO EN MATERIA ORGANICA DE LOS SEDIMENTOS (fracción $\leq 130 \mu\text{m}$).

El contenido en materia orgánica del sedimento lo determinamos por calcinación, a 600°C , de la fracción de sedimentos utilizada en todos nuestros análisis ($\leq 130 \mu\text{m}$). Aproximadamente 1 gramo de peso húmedo de cada muestra se depositó en un crisol de porcelana de peso seco conocido y se calcinó a 600°C durante 8 horas. Posteriormente se determinó el peso seco de las cenizas. Las determinaciones se hicieron por triplicado.

El porcentaje de materia orgánica del sedimento se calculó con arreglo a la siguiente fórmula:

$$\text{MO} = \frac{(S-X) 100}{S}$$

siendo:

MO = tanto por ciento de materia orgánica del sedimento (%);

S = peso seco del sedimento añadido (g);

X = peso seco del sedimento calcinado (g).

3.6. TRATAMIENTO MATEMATICO DE LOS DATOS.

El tratamiento matemático de los datos se llevó a cabo en el Centro de Cálculo de la Universidad Autónoma de Madrid con un ordenador V.A.X. de Digital Computer. Se empleó una matriz de datos de doble entrada (estaciones de muestreo y meses). El programa de cálculo utilizado fue el B.M.D.P. de la Universidad de California, revisado en 1981 (Regents of Univ. California, 1981), con la versión BMDP preparada para su uso en computadoras DEL VAX-11 por Management Science Associates Inc (1982).

3.6.1. Análisis estadístico descriptivo.

Se realizó un análisis estadístico descriptivo mediante el programa BMDP-8D para la determinación de medias, desviaciones típicas y correlaciones (correlación lineal de Pearson), tanto para los datos globales, como para los de cada una de las estaciones de muestreo. El error estándar de la media también se calculó con el fin de representarlo en todas las figuras que incluyeran medias.

3.6.2. Test de hipótesis de comparación de medias.

Asimismo planteamos unos test de hipótesis de comparación de medias ("t-test" de datos apareados), mediante el paquete de programas STATGRAPHICS

(Statgraphics, Statistical Graphics System, 1986), para determinar si existían diferencias significativas entre: i) las medias de cada metal en los dos tipos de muestra (sedimentos y tubificidos) y ii) las medias de cada metal en los sedimentos de los diferentes meses.

3.6.3. Factores de concentración.

A partir de las mediciones de concentración metálica en tejidos y sedimentos, se determinaron los patrones de acumulación en tubificidos calculando los factores de concentración (FC) (Chapman et al., 1980):

$$FC = \frac{\text{concentración media del metal en tubificidos}}{\text{concentración media del metal en sedimentos}}$$

3.6.4. Análisis de regresión.

Los análisis de regresión (programa BMDP-2R) (Santos y Muguruza, 1982; Dixon, 1983) fueron realizados con la finalidad de establecer una ecuación que definiera las dependencias existentes en la bioasimilación de los diferentes metales por los tubificidos. Para ello se utilizaron no sólo nuestros datos (materia orgánica en sedimentos y metales en sedimentos y tubificidos: 15

variables) sino también aquellos, coincidentes tanto espacial como temporalmente con los nuestros y disponibles en la bibliografía (metales en agua, parámetros físico-químicos y de contaminación: 25 variables. Ver "Objetivos", pág. 113). Este programa estima de forma gradual los parámetros que deben ser incorporados a una regresión lineal múltiple, introduciendo o eliminando variables (el algoritmo utilizado es "F") una a una, a partir de un listado de parámetros potenciales. Sólo se utilizan en los cálculos los casos completos. El modelo de regresión ajustado a los datos es (Dixon y Jennrich, 1983):

$$y = a + b_1 x_1 + b_2 x_2 + \dots + b_p x_p + \varepsilon$$

siendo:

y = la variable dependiente,

x_1, \dots, x_p = las variables independientes,

b_1, \dots, b_p = los coeficientes de regresión,

a = la intercepción,

p = el número de variables independientes,

ε = el error con media cero.

Se ha realizado un análisis para cada metal con la finalidad de establecer las relaciones existentes entre sus niveles en tubifidos y las otras 39 variables. El valor crítico de "F" seleccionado por el programa para introducir o eliminar variables en la regresión ha sido $F=4$.

3.6.5. Análisis multivariante factorial.

Finalmente hemos realizado, mediante el programa BMDP-4M, un análisis multivariante factorial (Santos y Muguruza, 1982; Dixon, 1983). Este tipo de análisis es un método que permite deducir una serie de factores (nuevas variables) a partir de cierto número de las variables iniciales correlacionadas entre sí. Por tanto el número de factores es menor que el de las variables iniciales, ya que se deducen a partir de ciertas de ellas, y permite explicar al tiempo una parcela de la información recogida. Estos factores se convierten ahora en las dimensiones esenciales del fenómeno a analizar. En nuestro caso, se ha realizado un análisis factorial por el método de los componentes principales, con las siguientes características: i) los factores utilizados han sido aquellos cuyo "eigenvalue" fue superior a uno, es decir solamente los capaces de explicar un porcentaje de la varianza observada suficientemente grande, ii) límite de tolerancia para la matriz de inversión= 1, iii) rotación ortogonal "Varimax" ($\gamma = 1$), iv) criterio de convergencia para la rotación= 0,00001, v) normalización de Kaiser, y vi) sólo se utilizan los casos completos. Debido a esta última condición, se han descartado del análisis factorial las variables concernientes a los tubificidos. De esta forma evitamos que quedasen eliminados de los cálculos un elevado número de datos referentes a muchas estaciones de muestreo (todas las observaciones sin muestras de oligoquetos) y conseguimos cumplir uno de los objetivos de esta tesis, que es la ordenación de la cuenca fluvial del Jarama atendiendo a su contaminación por metales pesados.

El análisis factorial se ha aplicado a un conjunto de datos relativos a:

- i) 8 variables (materia orgánica y los 7 metales pesados en sedimentos),
- ii) 18 estaciones de muestreo (15 puntos en el río Jarama, 1 en el Guadalix, 1 en el Henares y 1 en el Manzanares),
- iii) 12 meses (salvo en J-1, con sólo una muestra), y
- iv) un total de 205 casos.

RESULTADOS

RESULTADOS

Los resultados obtenidos se presentan en forma de tablas, figuras y mapas. Se han distribuido en 6 grupos de estudio: i) datos relativos a los métodos de digestión, ii) datos relativos a las variables analizadas en sedimentos, iii) datos relativos a las variables analizadas en tubificidos, iv) análisis de correlación, v) análisis de regresión y vi) análisis multivariante.

1. PORCENTAJES DE RECUPERACION OBTENIDOS EN LOS DIFERENTES METODOS DE DIGESTION ENSAYADOS.

Los resultados obtenidos para cada uno de los métodos de digestión chequeados, tanto para sedimentos como para tubificidos (ver Materiales y Métodos 3.3.1, pág. 153), se exponen a continuación en forma de porcentajes de recuperación de los diferentes metales pesados ensayados.

Los resultados de los ensayos realizados en la elección del método de extracción y solubilización de metales pesados en sedimentos (ver Materiales y Métodos 3.3.1.1, pág. 153) se presentan en la TABLA XXVII (pág. 171), mientras que los obtenidos en tubificidos (ver Materiales y Métodos 3.3.1.2, pág. 155) se exponen en la TABLA XXVIII (pág. 171).

SEDIMENTOS

	Cu	Pb	Cd	Zn	Mn
LoH	93,9	96,9	86,3	79,4	121
LoHp	96,2	105	100	94,5	103

TABLA XXVII. Porcentajes de recuperación obtenidos para los métodos de digestión de sedimentos por vía húmeda (LoH = digestión con ácido nítrico sin pretratamiento y LoHp= digestión con ácido nítrico y pretratamiento nítrico).

TUBIFICIDOS

	Cu	Pb	Cd	Zn	Mn
TuEH	107	90,0	92,8	108,8	105
TuEHp	105	108,3	94,1	109	90,8
TuLH	108	90,7	87,4	109	101,7

TABLA XXVIII. Porcentajes de recuperación obtenidos para los métodos de digestión de tubificidos por vía húmeda (TuEH = digestión peróxido de hidrógeno-nítrica sin pretratamiento de muestras desecadas en estufa; TuEHp= digestión peróxido de hidrógeno-nítrica con pretratamiento nítrico de muestras desecadas en estufa y TuLH = digestión peróxido de hidrógeno-nítrica sin pretratamiento de muestras liofilizadas).

Como ya ha sido explicado en el apartado 3.3.1 de Materiales y Métodos (pág. 153), los tratamientos de digestión de los dos tipos de muestra (sedimentos y tubificidos) basados en las vías secas (LoS, LoSp, TuES y TuESp) han planteado múltiples problemas y han sido totalmente improcedentes. Los tiempos de necesarios para conseguir la digestión de las muestras fueron considerablemente mayores que los de las vías húmedas y los porcentajes de recuperación de los metales significativamente inferiores. Por todo ello hemos creído conveniente no incluir en las tablas los resultados obtenidos en las vías secas.

Como se puede observar en la Tabla XXVII (pág. 171), la digestión de los sedimentos por vía húmeda mediante ácido nítrico (65%) ha rendido mejores porcentajes de recuperación para todos los metales cuando se ha realizado un pretratamiento previo de las muestras (método LoHp), por lo que éste ha sido el procedimiento seleccionado (Ver "Materiales y Métodos 3.3.2.1", pág. 158).

Con respecto a la digestión de las muestras de tubificidos, las tres vías húmedas ensayadas (TuEH, TuEHp y TuLH) muestran porcentajes de recuperación válidos y similares entre sí (Tabla XXVIII, pág. 171). Sin embargo el procedimiento TuEHp (digestión húmeda mediante peróxido de hidrógeno y ácido nítrico, con pretratamiento nítrico, de muestras desecadas en estufa) presenta mejores porcentajes de recuperación para cadmio y plomo, por lo que ha sido elegido como método definitivo (Ver "Materiales y Métodos 3.3.2.2", pág. 159).

valores medios anuales y el error estándar de la media correspondientes a cada estación de muestreo,

- iv) FIGURAS 18, 20, 22, 24, 26, 28 y 30, un diagrama de líneas por metal analizado con los valores medios mensuales para toda la zona de estudio y con los resultados de los test de hipótesis de igualdad de medias (t-test de datos apareados) indicando si existen diferencias significativas entre los promedios de los diferentes meses,
- v) MAPA 2, en el que se representa un diagrama de secciones por estación de muestreo con los valores medios anuales de los siete metales.

2.1. MATERIA ORGANICA EN SEDIMENTOS.

El contenido puntual en materia orgánica de los sedimentos analizados (SMO) (TABLA XXIX, pág. 176) oscila desde menos de un 2% (8 casos), hasta un 53% (J-5, en Diciembre). Además de este máximo se han presentado tres valores puntuales muy altos, superiores al 40% (J-5 y J-15 en Noviembre, y J-16 en Abril).

Los menores promedios mensuales de materia orgánica para los sedimentos de toda la zona estudiada corresponden a Agosto, Marzo y Junio (mínimo: un 9%, en Marzo), mientras que los mayores a Noviembre y Diciembre (máximo: un 18%, en Noviembre) (TABLA XXIX, pág. 176).

El punto en el que los sedimentos han presentado un mayor porcentaje medio de materia orgánica a lo largo del año (TABLAS XXIX y XXXVII, págs. 176 y 209; FIGURA 16, pág. 177) es el correspondiente al río Guadalix (J-3), con un 22%. Los promedios de los puntos J-5 (20%), J-11 (río Henares, 15%) y los de las estaciones del curso bajo del río J-15 (20%), J-16 (16%) y J-18 (17%), son los siguientes en magnitud. Las menores medias corresponden a los sedimentos de las estaciones J-6 (gravera, 4%), J-7 (5%) y J-10 (gravera, 3%).

PUNTOS	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	MED	D.T.
J-1												26.85	26.85	
J-2	8.85	9.57	13.61		12.95	9.17	19.12	12.69	11.78	7.37	6.87	12.93	11.36	3.50
J-3	8.04	30.34	32.37	26.12	8.45	37.47	33.64	23.62	21.39	4.62		11.96	25.64	11.63
J-4		9.56	3.26		11.19	1.88	26.70	11.90	16.96	18.55	6.23		11.80	7.92
J-5	7.49	29.53	5.27	46.75	52.77	22.82	10.60	25.32	15.89	7.46	9.91	8.42	19.69	15.69
J-6	2.69	6.37		6.28	7.80	2.11	1.75	3.76	3.44		4.78		4.33	2.11
J-7	5.77	4.80	5.31	7.07	11.92	1.61	1.53	2.49	3.72	3.62	7.09		4.99	3.01
J-8	5.96	4.95	5.20	4.42	30.06	4.36	15.79	4.64	14.27	1.71	3.13	6.25	8.39	8.03
J-9	10.08	6.07	13.89	9.12	4.05	1.48	3.25	3.99	3.50	28.94	4.99		8.12	7.80
J-10	3.02	3.45	5.46	3.66	4.93	2.11	1.22	2.99	1.65	2.64	2.55		3.06	1.28
J-11	11.58	10.80	13.33	12.37	10.32	33.57	18.02	11.54	10.65	13.41	11.58	19.06	14.70	6.57
J-12	6.98	12.95	10.50	15.62	16.06	15.78	12.09	3.70	6.16	8.90	10.42	6.46	10.47	4.15
J-13	10.67	8.11	9.56	7.48	6.76	16.61	13.93	4.20		9.14	5.96	13.36	9.62	3.75
J-14	7.07	9.94	2.39	6.82	7.11	6.04	9.04		6.40	8.02	6.72	9.13	7.15	2.02
J-15	23.22	9.49	13.23	40.78	20.61	20.35	15.93	6.87	18.70	30.87	28.08	9.67	19.82	9.91
J-16	11.74	8.66	10.24	32.94	21.44	7.47	7.55	5.54	48.58	10.43	24.87	8.32	16.48	13.15
J-17	6.94	12.66	5.57	22.24	14.60	8.65	9.27	6.61	15.94	22.79	6.02		11.94	6.28
J-18	15.67	14.93	18.37	30.21	15.97	12.80	20.68		11.12	11.67	11.19	20.82	16.68	5.70
MEDIA	9.11	10.95	10.47	18.13	15.12	12.02	12.95	8.66	13.13	11.88	9.40	12.77		
D.T.	5.00	6.86	7.43	14.14	11.79	11.14	9.05	7.22	11.26	8.95	7.20	6.38		

TABLA XXIX . Porcentaje de MATERIA ORGANICA en los SEDIMENTOS recogidos mensualmente durante el periodo de estudio (Agosto 1985 a Julio 1986) en las estaciones indicadas.

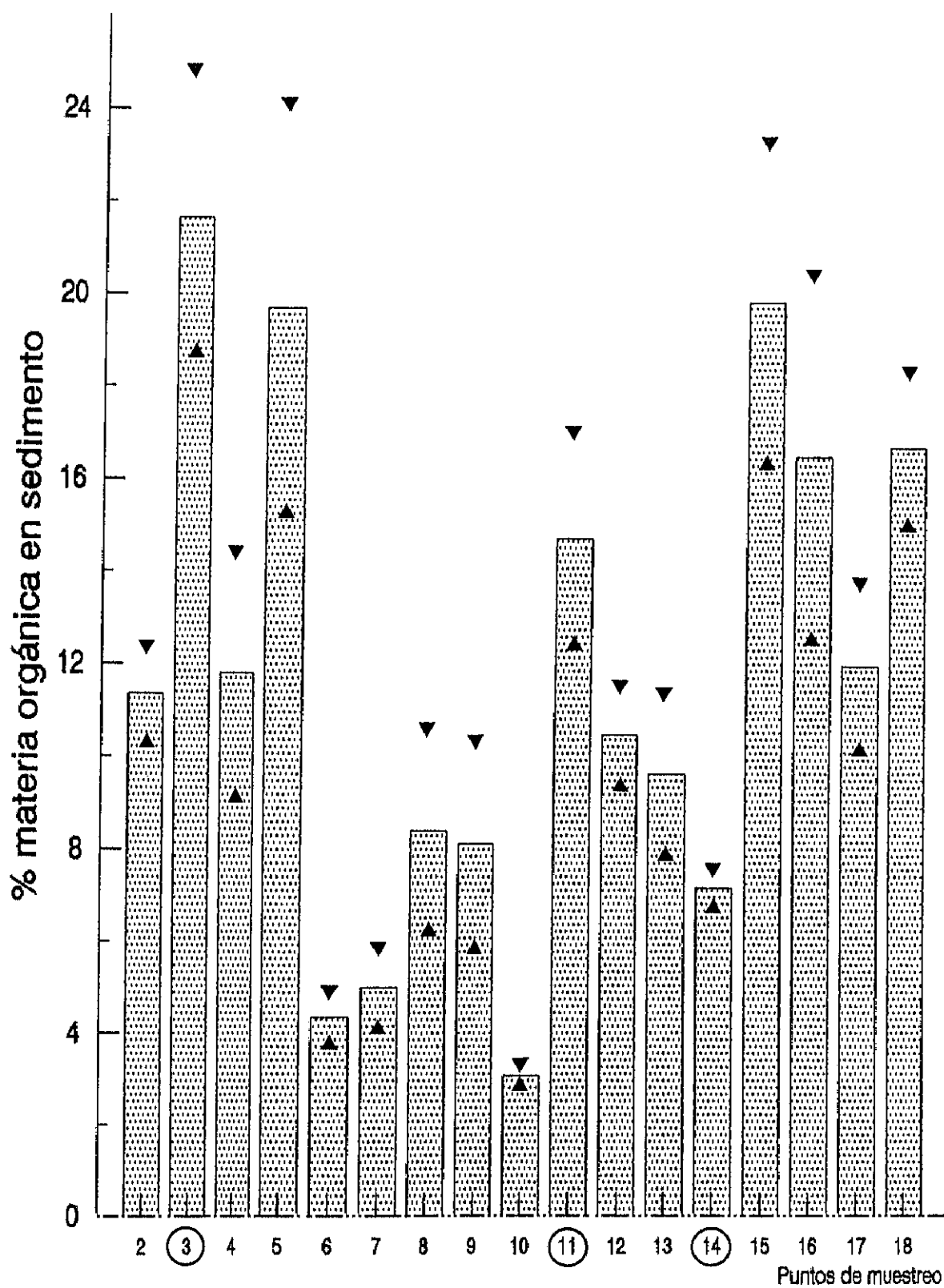


Fig.16 Porcentajes medios anuales de materia orgánica en los sedimentos de cada estación de muestreo.

2.2. COBRE.

Los niveles de cobre en sedimentos (SCu) se distribuyen en un muy amplio rango (TABLA XXX, pág. 188): desde los $2,6 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco (ps) de J-6 (Gravera de San Sebastián de los Reyes) en Abril, hasta los $721 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, de J-15 (Presa del Rey) en Noviembre. La concentración media de cobre correspondiente a los dos muestreos realizados en la estación control J-1 (Hayedo de Montejo) es $17,6 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (TABLA XXXVII, pág. 209). El valor medio de las 201 muestras analizadas es $107 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica ($118 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) superior a la media.

Los puntos más contaminados por este metal (FIGURA 17, TABLA XXXVII y MAPA 2, págs. 189, 209 y 210, respectivamente) son los situados en el curso bajo del río (J-15 a J-18), tras la afluencia del Manzanares (J-14). Las mayores concentraciones medias se dan en la Presa del Rey (J-15) y en J-18 (antes de la desembocadura en el Tajo). En toda esta zona los máximos se han presentado en el mes de Noviembre (TABLA XXX, pág. 188): $721 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, en J-18 y $610 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, en J-16; mientras que los mínimos corresponden a los meses de Febrero (J-17 con $23 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), Marzo (J-15 y J-16 con 33 y $26 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$, ps, respectivamente) y Abril (J-18 con $84 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). Los afluentes Guadalix (J-3) y Henares (J-11) poseen también concentraciones elevadas, semejantes a las anteriores (FIGURA 17 y MAPA 2, págs. 189 y 210), sin embargo sus máximos se dieron en Septiembre, Octubre y Febrero en el caso de J-3 (386 - $447 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y Enero en J-11 ($453 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) (TABLA XXX, pág. 188). Los valores mínimos de cobre de los sedimentos de estas dos estaciones son los correspon-

dientes a Mayo en J-3 y Abril en J-11: 20 y 96 $\mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, respectivamente. Las dos graveras (J-6 y J-10) tienen los sedimentos con los menores niveles de cobre: 11-20 $\mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (FIGURA 17, TABLAS XXX y XXXVII, y MAPA 2, págs. 189, 188, 209 y 210, respectivamente).

Los promedios mensuales del metal para toda la zona estudiada rondan los 100 $\mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, en la mayoría de los meses (TABLA XXX y FIGURA 18, págs. 188 y 190). Los mayores valores corresponden al otoño y el máximo a Diciembre (213 $\mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). En Marzo se dio el mínimo (41 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), concentración significativamente diferente ($p < 0,01$) a la existente en los meses del otoño.

2.3. PLOMO.

Los niveles de plomo en sedimentos (SPb) están ampliamente distribuidos (TABLA XXXI, pág. 191) y su comportamiento es muy semejante al explicado en el caso del cobre. Varían desde los 4 $\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, de J-6 (gravera de San Sebastián de los Reyes) en Febrero, hasta 511 los $\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, de J-15 en Noviembre. La concentración media del metal correspondiente a los dos muestreos realizados en la estación control J-1 es 17,7 $\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (TABLA XXXVII, pág. 209). El valor medio de las 201 muestras analizadas es 107 $\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica sólo ligeramente inferior (96 $\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$, ps).

Al igual que en el caso del cobre, los puntos del curso bajo del río (J-15 a J-18), junto con los de los ríos Guadalix (J-3) y Henares (J-11), son los que

presentan sedimentos más contaminados (FIGURA 19, TABLAS XXXI y XXXVII, y MAPA 2, págs. 192, 191, 209 y 210, respectivamente). Con respecto a la zona baja del Jarama, sus máximos se presentan en Noviembre: J-15 con 511, J-16 con 500 y J-18 con 365 $\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps; mientras que los valores mínimos están más dispersos (TABLA XXXI, pág. 191): J-15 en Julio (70 $\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y J-18 en Abril (107 $\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). Los sedimentos de los dos afluentes mencionados anteriormente, presentan las concentraciones máximas en los siguientes meses (TABLA XXXI, pág. 191): J-3 en Septiembre, Octubre y Enero (322-358 $\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y J-11 en Enero (377 $\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). Los valores mínimos de estas dos estaciones corresponden a Junio (J-3 con 48 y J-11 con 84 $\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). Son las estaciones J-6 y J-10 las que han presentado el menor contenido de plomo en los sedimentos (FIGURA 19, TABLAS XXXI y XXXVII, y MAPA 2, págs. 192, 191, 209 y 210, respectivamente): 19-20 $\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps.

Los promedios mensuales son bastante semejantes entre sí y poseen elevadas desviaciones típicas, por lo que no se aprecian diferencias significativas entre los distintos meses (TABLA XXXI y FIGURA 20, págs. 191 y 193). Sin embargo tanto el promedio máximo como el mínimo son, al igual que ocurre en el caso del cobre, el de Noviembre (174 $\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y Marzo (75 $\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), respectivamente.

2.4. CADMIO.

Los niveles de cadmio en sedimentos (SCd) comprenden desde los no detectables (16 casos), hasta los 36 $\mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ ps de J-15 (Presa del Rey) en

Noviembre (TABLA XXXII, pág. 194). La concentración media de los dos muestreos realizados en la estación control J-1 es $0,79 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (TABLA XXXVII, pág. 209). El valor medio de las 201 muestras analizadas es $4,06 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}$ ps, con una desviación típica ($5,53 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) superior a la media, lo que da idea de la gran variabilidad de los datos.

El tramo del río con los sedimentos más contaminados es el comprendido entre J-15 y J-18 (al igual que con cobre y plomo), estaciones situadas tras la desembocadura del Manzanares, y por otra parte el punto correspondiente al río Henares (J-11) (FIGURA 21, TABLAS XXXII y XXVII, y MAPA 2, págs. 195, 194, 209 Y 210, respectivamente). Dentro de la zona, son en J-15 y J-18 donde se presentan los promedios anuales más elevados. Los máximos absolutos de estos dos puntos corresponden a los muestreos de Noviembre (J-15 con 36 y J-18 con $22 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y sus mínimos a los de Marzo (J-15 con 1,7 y J-18 con $1,8 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y Julio (J-15 con $1,7 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) (TABLA XXXII, pág. 194). Con respecto a J-11, es en Julio cuando aparecieron los sedimentos con mayores niveles de cadmio: $25,1 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ ps; mientras que los menores corresponden a Octubre: $2,3 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (TABLA XXXII, pág. 194). J-6 (gravera) es el punto con las menores concentraciones del metal en sedimentos: $0,69 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, de media anual.

Los promedios mensuales para toda la zona estudiada son muy variables (TABLA XXXII y FIGURA 22, págs. 194 y 196). Los mayores valores tienen lugar al final del otoño, con máximo en Noviembre ($9,14 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). En Octubre y Marzo aparecieron los mínimos ($2,01$ y $1,79 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, respectivamente),

medias significativamente diferentes ($p < 0,01$) de las máximas de Noviembre y Diciembre.

2.5. CINC.

Los niveles de cinc (SZn) en sedimentos están distribuidos en un amplísimo rango, desde $15 \mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (J-6 en Febrero) hasta $2377 \mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (J-11, río Henares, en Enero) (TABLA XXXIII, pág. 197). La concentración media del metal en los sedimentos correspondientes a los dos muestreos realizados en la estación control J-1 es $48,5 \mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (TABLA XXXVII, pág. 209). El valor medio de las 201 muestras analizadas es $318 \mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica ($376 \mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) bastante superior a la media, indicando la existencia de una gran dispersión en los datos.

Los sedimentos más contaminados en cinc son claramente los del río Henares, los situados en el Jarama tras la afluencia del anterior (especialmente J-15 y J-18) y los del río Guadalix (FIGURA 23, TABLAS XXXIII y XXXVII, y MAPA 2, págs. 198, 197, 209 y 210, respectivamente). El Henares presenta en Enero, Febrero y Julio sedimentos con niveles del metal superiores a 2000 ($2047-2377 \mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, máximo en Enero), mientras que el mínimo corresponde a Marzo ($480 \mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). En el río Jarama (J-12, J-13, J-15 y J-16) en Octubre aparecieron concentraciones próximas a 1000 ($976-1200 \mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). Los máximos para J-15 y J-18 corresponden a los sedimentos muestreados en Abril (J-15: $1355 \mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y Febrero (J-18: $907 \mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). Con respecto a

los mínimos, las estaciones J-12, J-13, J-15 los presentan en Marzo (131, 141 y 163 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, respectivamente), como ocurre en el caso de la desembocadura del Henares (J-11). Sin embargo en J-18 aparece en mínimo en Abril (257 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). Con respecto al Guadalix (J-3), la concentración máxima corresponde a Octubre (1214 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y las mínimas a Mayo y Junio (84 y 81 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, respectivamente). Los sedimentos menos contaminados son de nuevo los de los puntos J-6 y J-10 (graveras): 45,4 y 55,7 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, respectivamente.

Los promedios mensuales para toda la zona estudiada son muy poco uniformes y además todos ellos presentan elevadas desviaciones típicas (TABLA XXXIII y FIGURA 24, págs. 197 y 199). Las mayores medias corresponden al otoño (máximo en Octubre con 519 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y al principio del invierno, mientras que las menores al final del invierno (mínimo, Marzo con 147 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), primavera y verano. El máximo de Octubre es significativamente diferente ($p < 0,01$) del mínimo de Marzo.

2.6. CROMO.

Los niveles de cromo en sedimentos (SCr) tienen un amplio margen de distribución (TABLA XXXIV, pág. 200) y oscilan entre los 11 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, de J-3 en Mayo, J-5 en Octubre y J-9 en Enero, y los 486-490 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, de J-15 en Junio y J-8 en Diciembre. En el punto control del Hayedo de Montejo (J-1) se detectaron 47 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps. El valor medio de las 201 muestras analizadas es

111 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica ligeramente superior (113 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). Los datos son muy semejantes a los de Cu y Pb.

Los puntos con las mayores concentraciones medias anuales de cromo en sedimentos (FIGURA 25, TABLAS XXXIV y XXXVII, y MAPA 2, págs. 201, 200, 209 y 210, respectivamente) son los del río Henares (J-11) y los del Jarama situados tras la afluencia del anterior (J-12 a J-18), especialmente los de J-18 y J-15, máximo exponente de contaminación por este metal. Con respecto a J-12, las concentraciones de las muestras recogidas entre Noviembre y Febrero son mucho mayores que las de los restantes meses (261-410 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). Lo mismo ocurre en los lodos de J-13 en Enero y Febrero (293 y 289 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, respectivamente). El máximo de J-15 es en Junio (486 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), aunque Agosto, Noviembre, Enero y Abril presentan concentraciones muy similares (439-468 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$, ps); el mínimo aparece en Marzo (60 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). En J-18 el máximo corresponde a los sedimentos muestreados en Febrero (396 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), si bien en los de Noviembre y Diciembre también hay niveles altos del metal (356 y 386 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, respectivamente). En este último punto el mínimo es en Abril (102 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). En los lodos de J-11 el máximo aparece en Enero (327 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y el mínimo en Abril (79 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). Con promedios intermedios de cromo se encuentran los sedimentos de J-7, J-8 y J-10. En J-8, los lodos de Diciembre (máximo valor puntual de la campaña) y Febrero tienen concentraciones claramente diferentes a las de los restantes meses (490 y 301 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, respectivamente). La estación J-6 es la que presenta los sedimentos con los menores niveles (25,7 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) (FIGURA 25, TABLAS XXXIV y XXXVII, y MAPA 2, págs. 201, 200, 209 y 210, respectivamente).

Los promedios mensuales para toda la zona estudiada son poco uniformes (TABLA XXXIV y FIGURA 26, págs. 200 y 202). Los mayores corresponden a los meses de Noviembre y Febrero; siendo el máximo de Diciembre ($174 \mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) significativamente mayor ($p < 0,01$) que el mínimo ($63 \mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), que apareció en Marzo.

2.7. MANGANESO.

Los niveles de manganeso en sedimentos (SMn) tienen un amplísimo margen de distribución (TABLA XXXV, pág. 203), al igual que ocurre en el caso del cinc. Varían desde los $67 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, de J-5 en Noviembre, hasta el máximo de $2343 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, de J-3 (río Guadalix) en Noviembre. La concentración media del metal correspondiente a los dos muestreos realizados en la estación control J-1 (Hayedo de Montejo) es $447 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (TABLA XXXVII, pág. 209). El valor medio de las 201 muestras analizadas es $242 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica ($220 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) sólo ligeramente inferior.

La distribución de los valores de cromo en los sedimentos de los ríos muestreados es diferente a la que presentan los demás metales considerados, como se puede apreciar en la Figura 27 (pág. 204), en la Tabla XXXVII (pág. 209) y en el Mapa 2 (pág. 210). La estación del río Guadalix (J-3) es con gran diferencia la de mayores niveles de manganeso en sedimentos, seguida a distancia por J-2 y J-13. Del análisis de la Tabla XXXV (pág. 203) comprobamos que el máximo en

el punto J-3 corresponde a Noviembre ($2343 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), mientras que el mínimo aparece en Mayo ($195 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). Con respecto a los sedimentos de la estación J-2, el máximo aparece en Septiembre ($1096 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y el mínimo en Agosto ($154 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). En cuanto a J-13, el máximo corresponde a Enero ($958 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y el mínimo a Marzo ($158 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). Las estaciones con los menores niveles de manganeso en lodos son J-7 ($126 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y la correspondiente al río Manzanares (J-14: $135 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) (FIGURA 27, TABLAS XXXV y XXXVII, y MAPA 2, págs. 204, 203, 209 y 210, respectivamente).

Los promedios mensuales de manganeso para toda la zona estudiada son bastante uniformes a lo largo del año y ligeramente superiores a los $200 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, si exceptuamos los máximos de Septiembre, Octubre y Noviembre, cuyas medias son superiores a $300 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps. El promedio mínimo corresponde a Junio ($181 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). En ningún caso hemos encontrado diferencias estadísticamente significativas entre ellos (TABLA XXXV y FIGURA 28, págs. 203 y 205).

2.8. NIQUEL.

Los niveles de níquel en sedimentos (SNi) (TABLA XXXVI, pág. 206) varían desde un mínimo de $3 \mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (J-7 en Septiembre), hasta $100 \mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (J-11, río Henares en Enero). La concentración del metal en los sedimentos de la estación control J-1 es $40 \mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps. El valor medio de las 201 muestras analizadas es $26,6 \mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica inferior a la media

(17,1 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) que nos indica la existencia de unos datos relativamente uniformes.

Como se puede apreciar en las representaciones gráficas (FIGURA 29, TABLAS XXXVI y XXXVII, y Mapa 2, págs. 207, 206, 209 y 210, respectivamente) son las estaciones J-11 (río Henares) y las que se encuentran tras su desembocadura (J-12 a J-18), especialmente J-15, las que tienen los sedimentos más contaminados por níquel. En el punto J-11 el máximo se presenta en Enero (100 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y los mínimos en Septiembre y Marzo (ambos con 36 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). El máximo de J-15 (84 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) corresponde a Noviembre, como ocurre con J-12 y con todos los puntos situados tras la afluencia del río Manzanares. Los mínimos para toda la zona comentada (J-11 a J-18) aparecen en Septiembre; correspondiendo las concentraciones más bajas a los sedimentos de J-6 (10,8 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y J-10 (14 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$, ps).

Los promedios mensuales son muy variables en toda la zona estudiada (TABLA XXXVI y FIGURA 30, págs. 206 y 208). Los mayores valores corresponden al otoño, con máximo en Noviembre (43 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y son significativamente diferentes ($p < 0,01$) de los mínimos de Septiembre y Marzo (19 y 15 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, respectivamente).

PUNTOS	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	MEJ	D.T.
J-1												20	20.00	
J-2	21	29	101		88	32	45	25	28	24	15	40	40.70	28.01
J-3	46	436	386	117	26	266	447	106	87	20	33	114	173.67	164.51
J-4	23	21	11		33	51	61	23	51	79	13	52	38.00	22.05
J-5	29	98	12	151	107	150	28	65	89	22	35	35	68.42	49.57
J-6	9	17		18	22	15	2.8	13	2.6	5.8	8	12	11.38	6.36
J-7	58	46	56	91	149	31	17	38	28	48	31	47	53.36	35.64
J-8	73	44	43	38	408	60	90	26	69	29	23	62	80.42	105.21
J-9	139	63	126	107	40	33	28	25	37	66	34	53	62.55	39.80
J-10	19	22	25	23	41	28	14	5.5	6.7	16	13	18	19.27	9.68
J-11	357	148	133	154	134	453	228	104	96	226	134	355	210.17	117.15
J-12	65	39	82	203	280	136	80	19	52	42	89	89	98.00	75.32
J-13	124	77	83	99	76	115	102	20	107	85	72	169	94.12	35.66
J-14	44	63	138	58	54	49	46		41	54	47	129	65.73	34.16
J-15	265	84	183	721	302	160	171	35	300	295	379	55	245.83	184.97
J-16	152	94	121	610	321	59	64	26	77	124	468	120	186.33	182.92
J-17	80	135	88	354	227	78	23	33	166	342	64	86	139.67	112.35
J-18	225	147	303	455	251	115	223	93	84	149	184	359	215.63	112.61
MEDIA	101.71	91.94	118.19	213.27	150.53	107.71	98.22	41.03	77.72	95.69	96.59	100.83		
D.T.	98.70	98.46	101.81	220.17	122.99	110.13	113.52	32.49	70.15	101.35	132.49	102.35		

TABLA XXX. Concentraciones mensuales de COBRE en SEDIMENTOS ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) recogidos durante el periodo de estudio (Agosto 1985 a Julio 1986) en las estaciones indicadas.

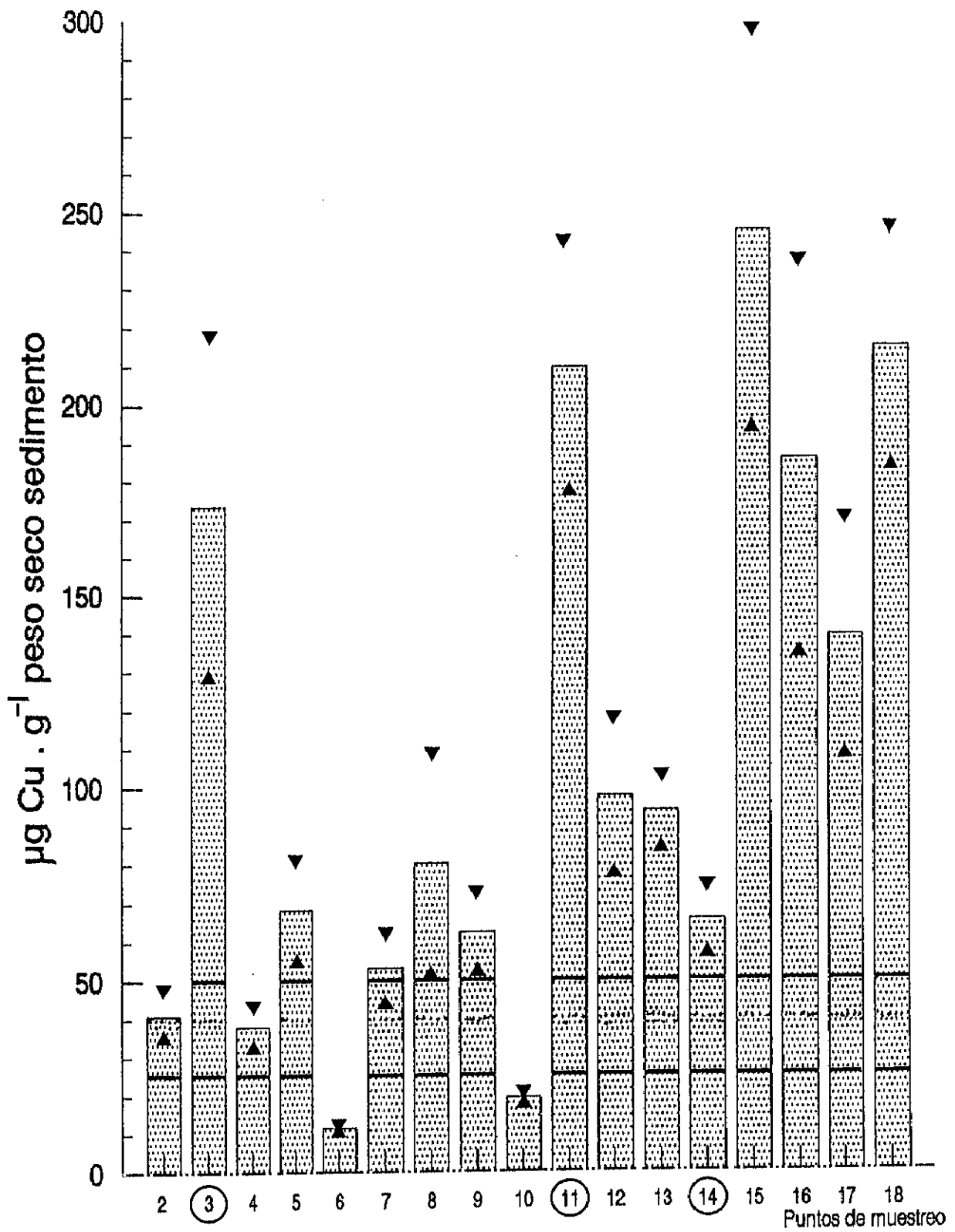


Fig.17. Concentraciones medias anuales de COBRE en los SEDIMENTOS de cada punto de muestreo.

Medias mensuales de COBRE en SEDIMENTOS.

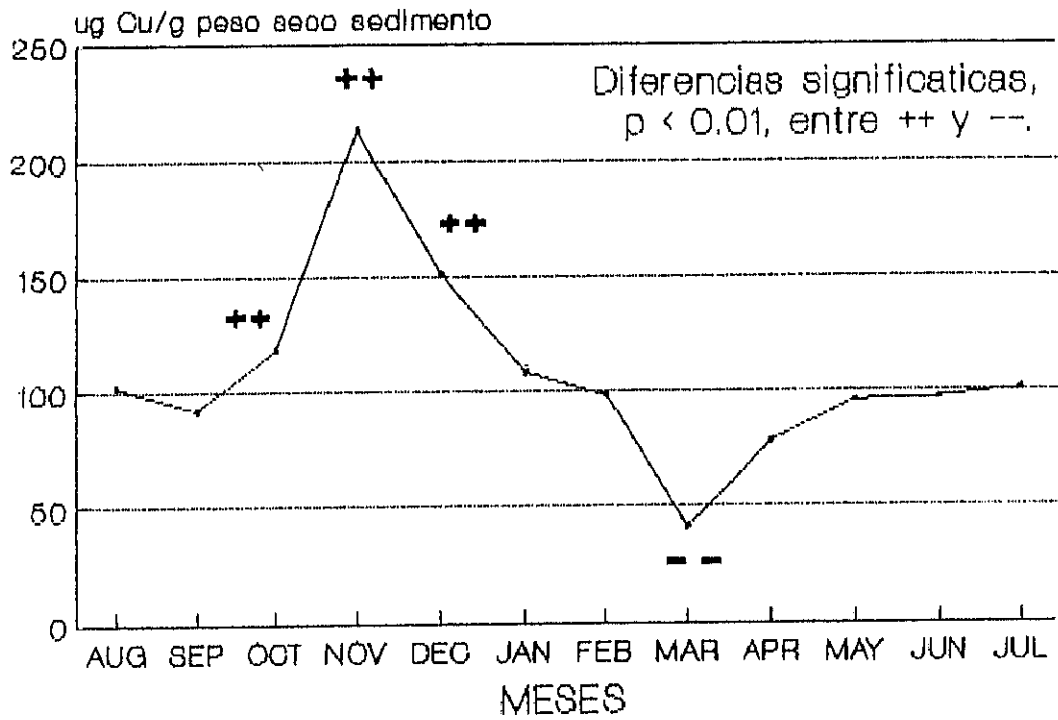


Fig. 18 , Valores medios mensuales de cobre en los sedimentos del río Jarama y sus afluentes Guadalix, Henares y Manzanares (cada valor corresponde al promedio de 17 observaciones realizadas cada mes, una por estación de muestreo).

PUNTOS	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	MEDIA	D.T.
J-1												27	27.00	
J-2	26	58	67		119	22	39	39	30	28	21	27	43.27	29.11
J-3	57	322	358	140	50	336	316	163	128	81	48	114	176.08	121.62
J-4	21	31	13		48	35	51	44	46	56	20	39	36.73	14.04
J-5	35	122	20	59	48	66	38	58	59	59	41	30	52.92	25.94
J-6	13	29		36	27	9	4	31	13	8.6	15	23	18.96	10.65
J-7	42	31	143	72	108	5	21	36	29	47	41	39	51.17	38.87
J-8	124	26	36	28	234	19	104	47	74	19	15	48	64.50	63.76
J-9	73	109	123	134	60	50	90	72	66	88	44	60	80.78	28.68
J-10	17	23	30	28	24	13	13	39	10	8	13	21	19.90	9.31
J-11	143	102	112	114	99	377	217	142	98	107	84	213	150.79	83.41
J-12	86	99	93	145	145	145	89	42	63	32	75	54	89.00	39.41
J-13	99	74	101	66	52	122	117	40	104	55	49	108	82.25	29.29
J-14	79	96	115	118	83	248	165		120	93	80	145	122.09	49.96
J-15	358	135	164	511	247	190	244	109	435	178	295	70	244.67	133.97
J-16	199	159	214	500	290	111	149	90	191	135	332	144	209.50	115.36
J-17	113	218	118	292	192	134	68	95	187	240	87	77	151.75	72.41
J-18	345	212	224	365	266	202	265	147	107	136	158	213	220.00	79.91
MEDIA	107.65	108.59	120.69	173.87	123.06	122.59	117.06	74.62	103.53	80.62	83.41	80.67		
D.T.	104.57	82.23	89.20	164.22	89.55	115.47	95.04	44.42	100.79	63.28	94.22	62.33		

TABLA XXXI . Concentraciones mensuales de PLOMO en SEDIMENTOS ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) recogidos durante el periodo de estudio (Agosto 1985 a Julio 1986) en las estaciones indicadas.

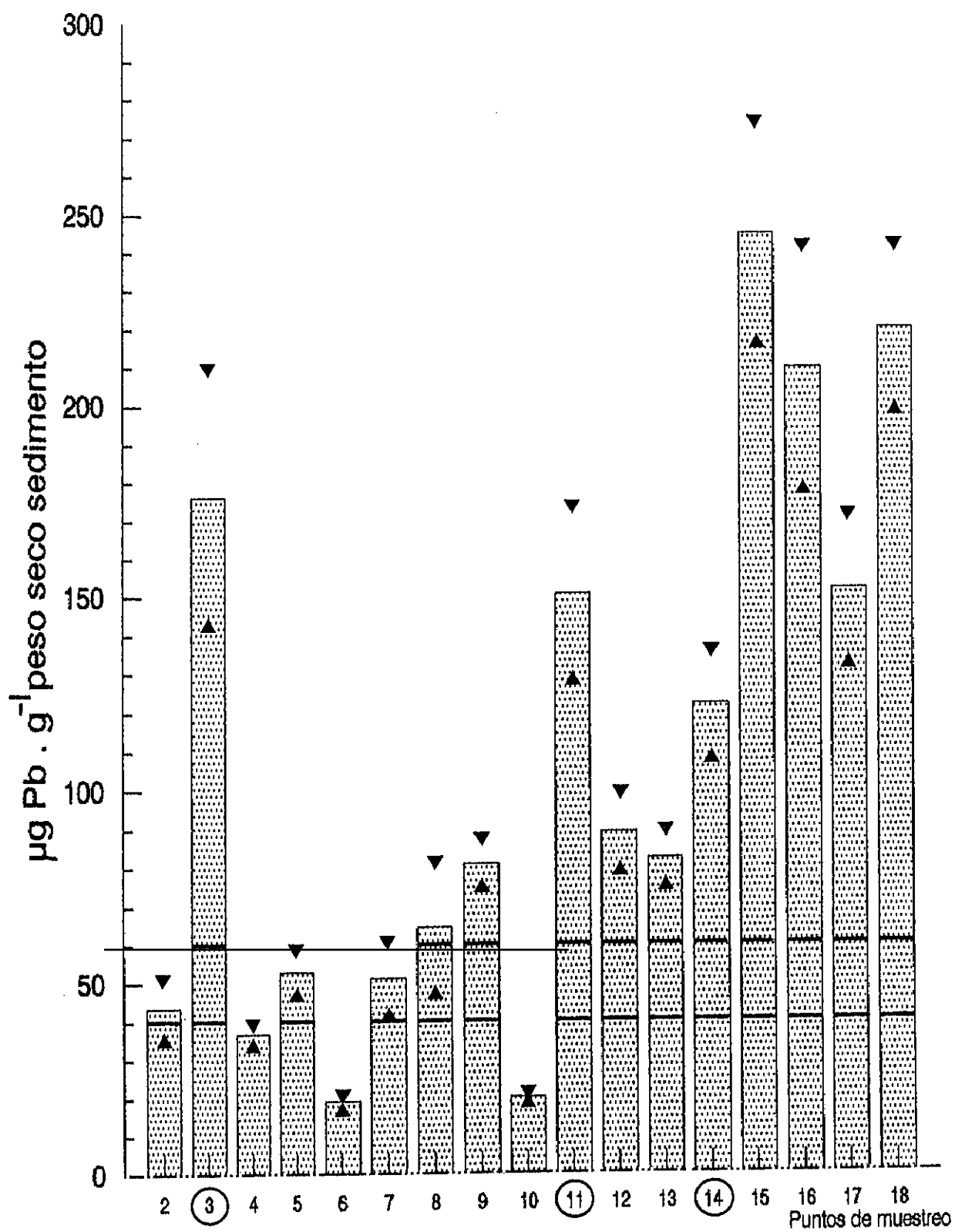


Fig.1 9 Concentraciones medias anuales de PLOMO en los SEDIMENTOS de cada punto de muestreo.

Medias mensuales de PLOMO en SEDIMENTOS.

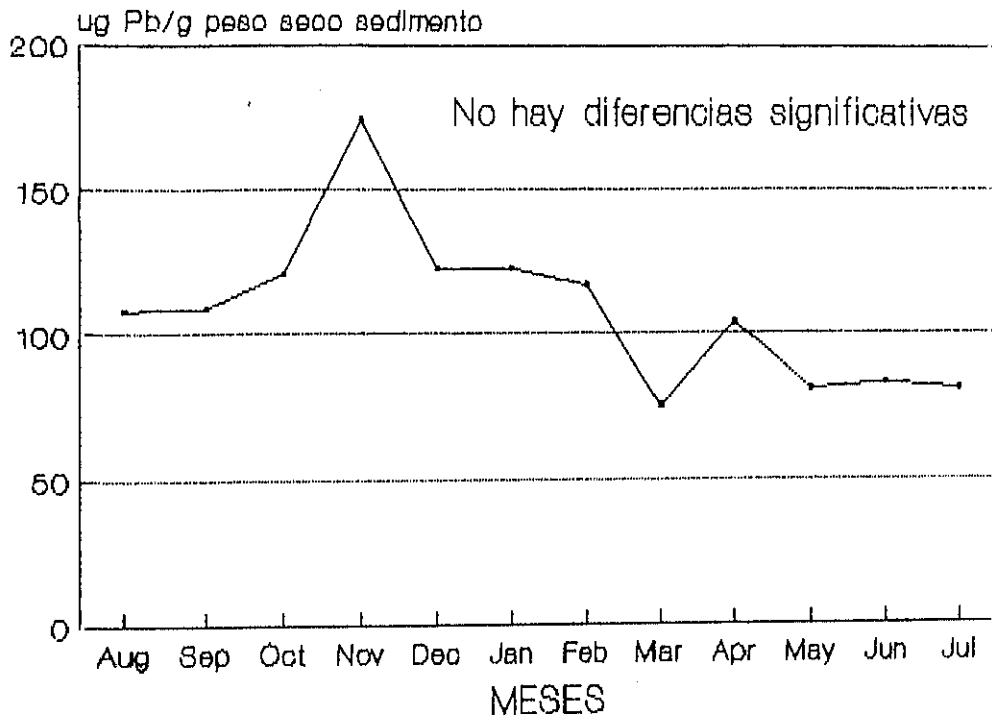


Fig. 20 . Valores medios mensuales de plomo en los sedimentos del río Jarama y sus afluentes Guadalix, Henares y Manzanares (cada valor corresponde al promedio de 17 observaciones realizadas cada mes, una por estación de muestreo).

PUNTOS	AGO	SEP	OCT	NOV	DIÇ	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	MEDIA	D.T.
J-1												1.4	1.40	
J-2	N.D.	1.3	0.1		4.3	0.3	1.7	1.7	0.7	0.7	1.3	0.7	1.18	1.20
J-3	0.3	2.8	2.0	4.5	1.0	1.4	2.1	2.7	2.7	N.D.	1.3	3.1	2.00	1.27
J-4	N.D.	1.0	1.2		1.0	0.3	1.4	1.4	1.2	0.7	1.0	1.7	1.00	0.49
J-5	N.D.	2.4	0.5	1.6	1.1	0.7	1.4	1.0	1.0	N.D.	1.4	0.4	0.95	0.69
J-6	0.3	1.3		1.8	0.1	N.D.	0.6	1.0	1.0	N.D.	1.0	0.4	0.69	0.58
J-7	N.D.	1.0	0.8	3.8	3.4	N.D.	0.3	1.0	0.7	0.7	0.7	0.4	1.06	1.23
J-8	1.4	0.5	1.4	2.2	4.5	N.D.	2.4	1.0	1.8	N.D.	1.0	0.7	1.41	1.24
J-9	0.4	2.3	4.0	5.2	1.4	N.D.	2.7	1.4	2.0	1.7	1.3	1.4	1.97	1.44
J-10	N.D.	0.5	0.6	2.6	3.4	1.6	1.3	1.4	0.7	N.D.	N.D.	N.D.	1.01	1.10
J-11	5.7	4.3	2.3	6.9	5.8	16.7	11.5	3.0	5.6	7.0	8.4	25.1	8.52	6.50
J-12	2.4	4.6	2.4	8.5	10.0	5.6	4.7	1.0	2.2	1.3	3.7	2.0	4.03	2.83
J-13	2.7	2.3	2.0	3.0	3.8	5.6	4.7	0.7	4.0	2.1	2.2	3.0	3.01	1.34
J-14	0.7	3.8	0.6	4.0	2.7	3.5	6.0		2.2	2.0	2.7	8.1	3.30	2.21
J-15	7.6	4.8	3.8	36.0	17.0	8.5	13.0	1.7	18.0	10.4	17.5	1.7	11.67	9.69
J-16	8.1	4.9	3.0	23.0	15.6	3.5	4.7	1.7	1.9	5.8	27.0	5.0	8.69	8.49
J-17	2.0	6.9	1.5	12.0	11.0	5.9	1.7	2.0	9.3	23.0	3.9	1.7	6.74	6.39
J-18	9.9	8.5	5.9	22.0	12.2	8.9	17.4	6.0	5.2	7.7	8.7	20.6	11.08	5.79
MEDIA	2.44	3.13	2.01	9.14	5.78	3.68	4.56	1.79	3.54	3.71	4.89	4.30		
D.T.	3.28	2.30	1.55	10.08	5.34	4.53	4.88	1.29	4.36	5.91	7.19	7.07		

N.D.= no detectado.

TABLA XXXII . Concentraciones mensuales de CADMIO en SEDIMENTOS ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) recogidos durante el periodo de estudio (Agosto 1985 a Julio 1986) en las estaciones indicadas.

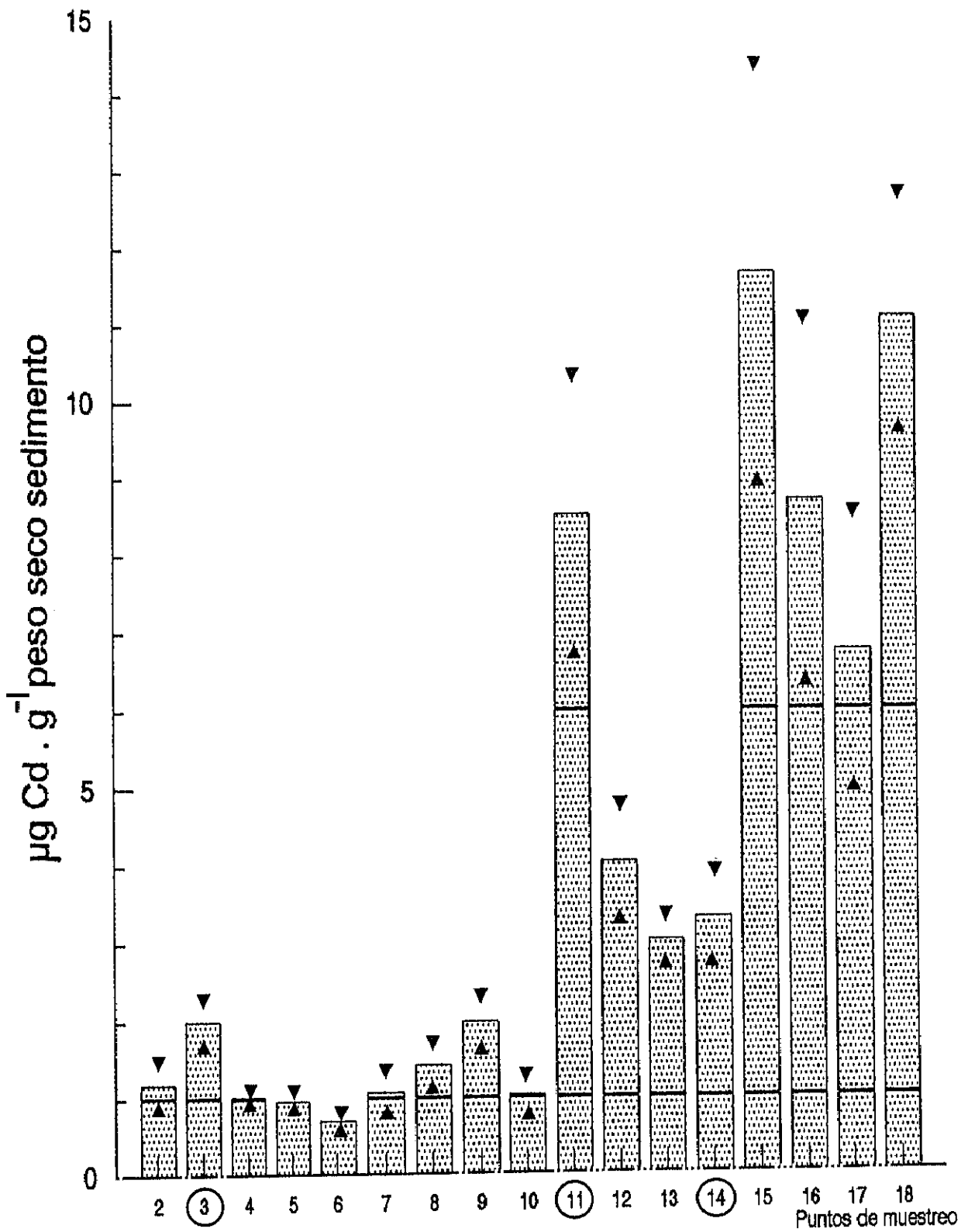


Fig.21. Concentraciones medias anuales de CADMIO en los SEDIMENTOS de cada punto de muestreo.

Medias mensuales de CADMIO en SEDIMENTOS

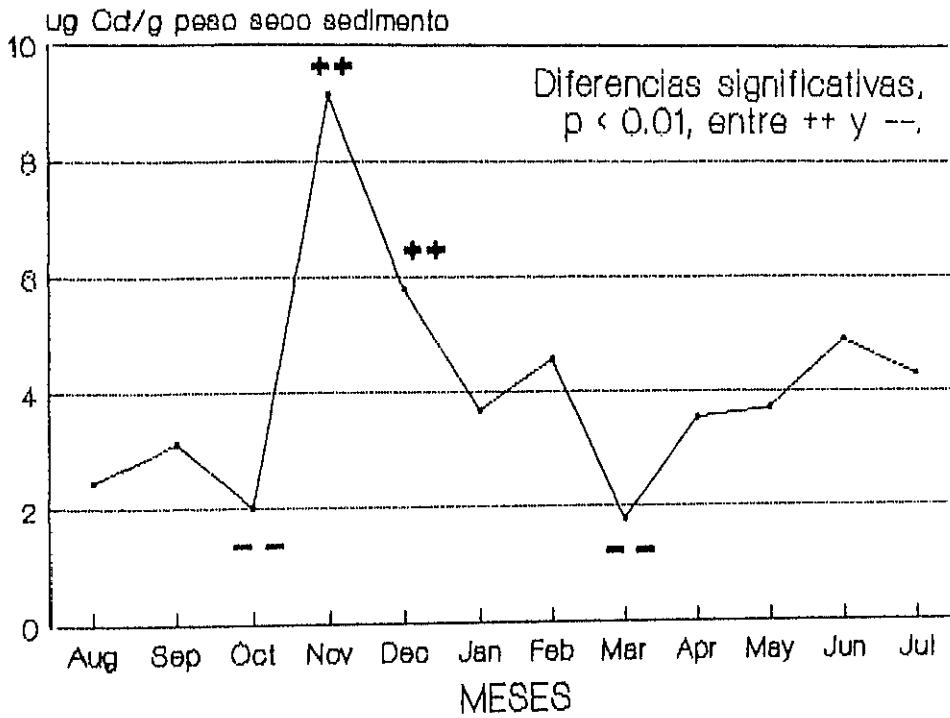


Fig. 22. Valores medios mensuales de cadmio en los sedimentos del río Jarama y sus afluentes Guadalix, Henares y Manzanares (cada valor corresponde al promedio de 17 observaciones realizadas cada mes, una por estación de muestreo).

PUNTOS	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	MED	D.T.
J-1												47	47.00	
J-2	67	110	145		107	90	141	72	80	68	36	108	93.09	32.99
J-3	109	534	1214	481	503	570	524	163	301	84	81	189	396.08	321.73
J-4	72	73	42		62	147	144	67	107	168	27	110	92.64	45.89
J-5	91	233	61	128	130	230	58	119	107	62	97	78	116.17	59.43
J-6	62	67		64	65	34	15	77	26	23	22	44	45.36	22.25
J-7	136	85	112	111	115	50	33	123	83	111	91	119	97.42	30.80
J-8	187	74	88	116	130	110	284	67	142	54	37	116	117.08	66.87
J-9	209	138	185	177	180	70	58	54	53	128	68	93	117.75	58.73
J-10	58	64	65	62	60	106	25	33	20	67	49	59	55.67	22.69
J-11	1157	772	1233	1054	1200	2377	2125	480	879	863	779	2047	1247.17	606.88
J-12	253	342	976	523	870	714	456	131	183	131	267	212	421.50	291.36
J-13	264	334	1025	541	800	628	500	141	339	256	215	402	453.75	260.50
J-14	118	171	129	139	120	253	252		118	131	114	226	161.00	55.74
J-15	695	274	1200	723	650	687	923	163	1355	535	949	181	694.58	376.59
J-16	505	328	1005	612	300	219	230	143	296	321	853	279	424.25	268.79
J-17	242	494	218	318	250	311	79	179	624	614	182	230	311.75	174.48
J-18	620	581	609	603	400	540	907	344	257	348	465	543	518.08	172.24
MEDIA	285.00	274.94	519.19	376.80	349.53	419.76	397.29	147.25	292.35	233.18	254.82	282.39		
D.T.	297.98	213.62	493.61	297.80	341.41	557.37	529.86	114.85	354.60	235.59	310.86	458.92		

TABLA XXXIII. Concentraciones mensuales de CINC en SEDIMENTOS ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) recogidos durante el periodo de estudio (Agosto 1985 a Julio 1986) en las estaciones indicadas.

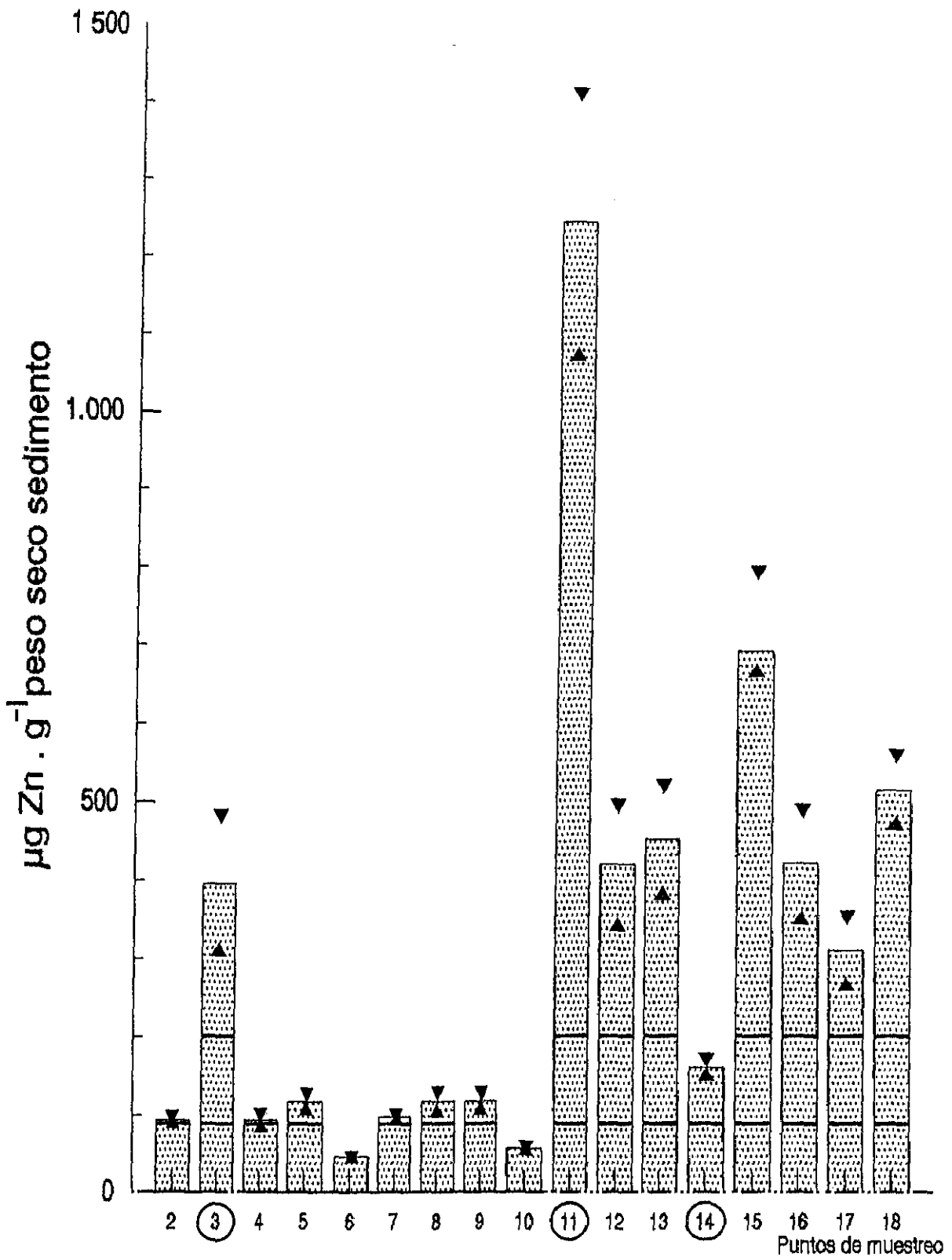


Fig. 23 Concentraciones medias anuales de CINC en los SEDIMENTOS de cada punto de muestreo.

Medias mensuales de CINC en SEDIMENTOS.

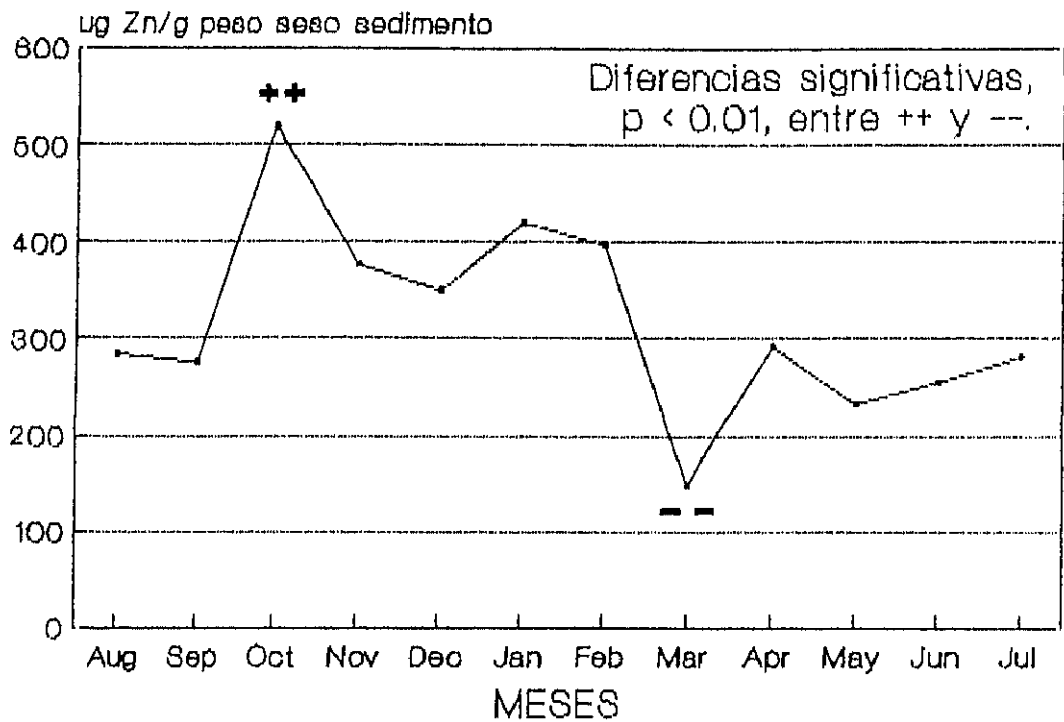


Fig. 24 . Valores medios mensuales de cinc en los sedimentos del río Jarama y sus afluentes Guadalix, Henares y Manzanares (cada valor corresponde al promedio de 17 observaciones realizadas cada mes, una por estación de muestreo).

PUNTOS	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	MED	D.T.
J-1												47	47.00	
J-2	23	25	20		23	30	47	31	31	26	23	44	29.38	8.77
J-3	23	48	39	30	36	45	57	44	40	11	22	26	35.08	13.04
J-4	21	22	14		36	39	42	35	31	37	17	42	30.55	10.23
J-5	28	51	11	41	28	48	42	40	44	20	29	36	34.83	11.88
J-6	26	22		22	33	28	34	29	22	23	20	24	25.73	4.71
J-7	52	46	70	100	182	31	37	95	35	48	68	87	70.92	42.18
J-8	34	40	41	38	490	72	301	61	119	30	32	117	114.58	140.68
J-9	117	32	57	55	30	11	25	25	16	43	18	28	38.08	28.71
J-10	109	100	88	80	140	82	65	81	47	80	72	64	83.61	24.00
J-11	145	103	88	88	99	327	191	197	79	132	121	306	151.36	83.22
J-12	134	112	77	306	410	261	299	85	95	67	150	183	181.58	111.50
J-13	193	114	110	130	128	293	289	60	201	160	129	272	173.25	76.89
J-14	49	37	26	32	57	76	77		30	43	36	96	50.86	22.93
J-15	461	71	116	445	357	468	399	60	439	350	486	111	313.58	171.10
J-16	168	96	79	388	298	52	75	45	90	100	339	104	152.92	119.49
J-17	83	157	152	255	223	97	49	61	222	357	69	82	150.58	95.84
J-18	213	203	174	356	383	191	396	123	102	133	187	306	230.58	103.30
MEDIA	110.53	75.24	72.62	157.73	173.71	126.53	142.65	63.25	96.65	97.65	106.94	109.72		
D.T.	110.76	51.63	48.27	148.89	157.32	132.91	137.03	33.22	106.68	105.90	128.75	94.47		

TABLXXXIV . Concentraciones mensuales de CROMD en SEDIMENTOS ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) recogidos durante el periodo de estudio (Agosto 1985 a Julio 1986) en las estaciones indicadas.

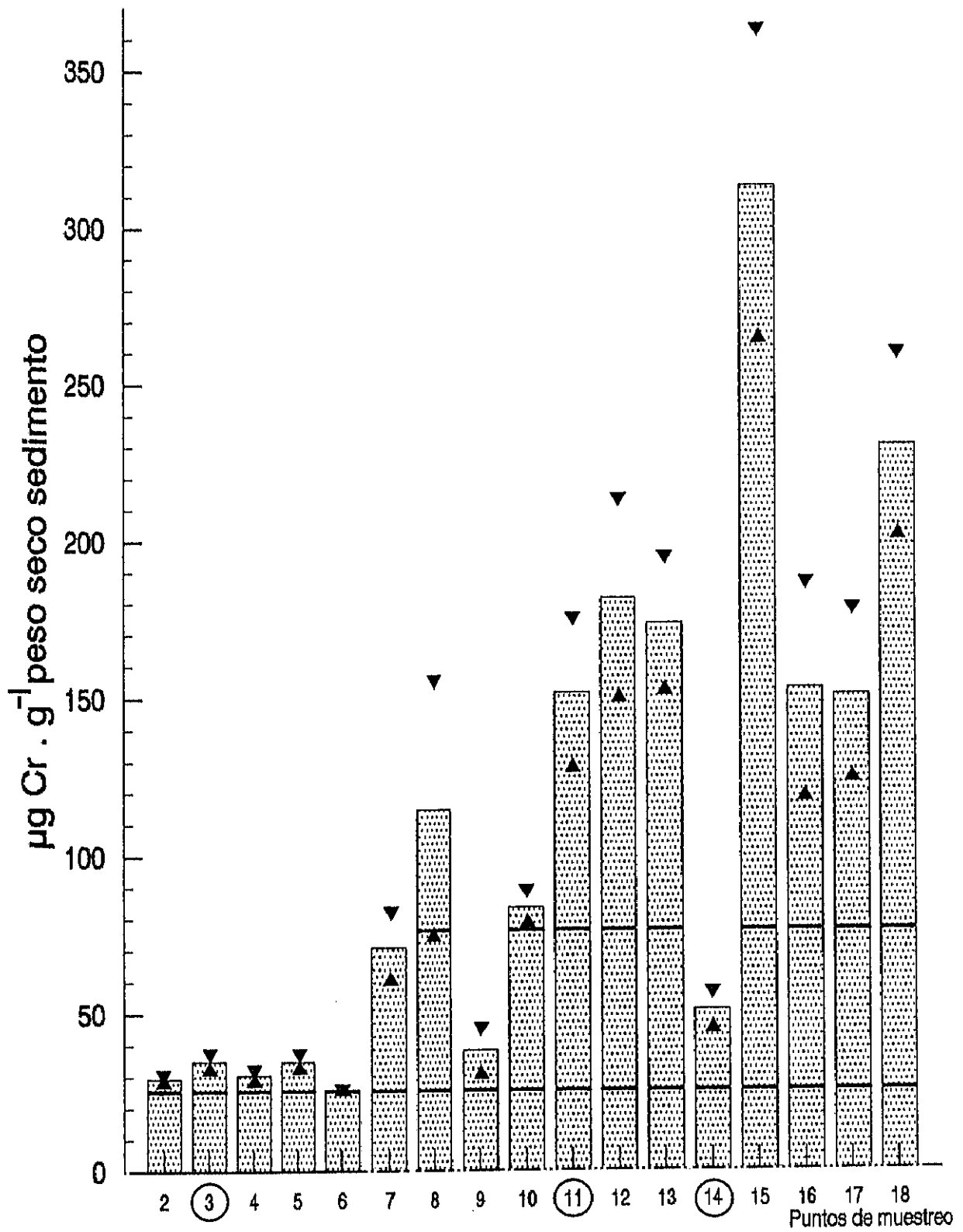


Fig.25 Concentraciones medias anuales de CROMO en los SEDIMENTOS de cada punto de muestreo.

Medias mensuales de CROMO en SEDIMENTOS.

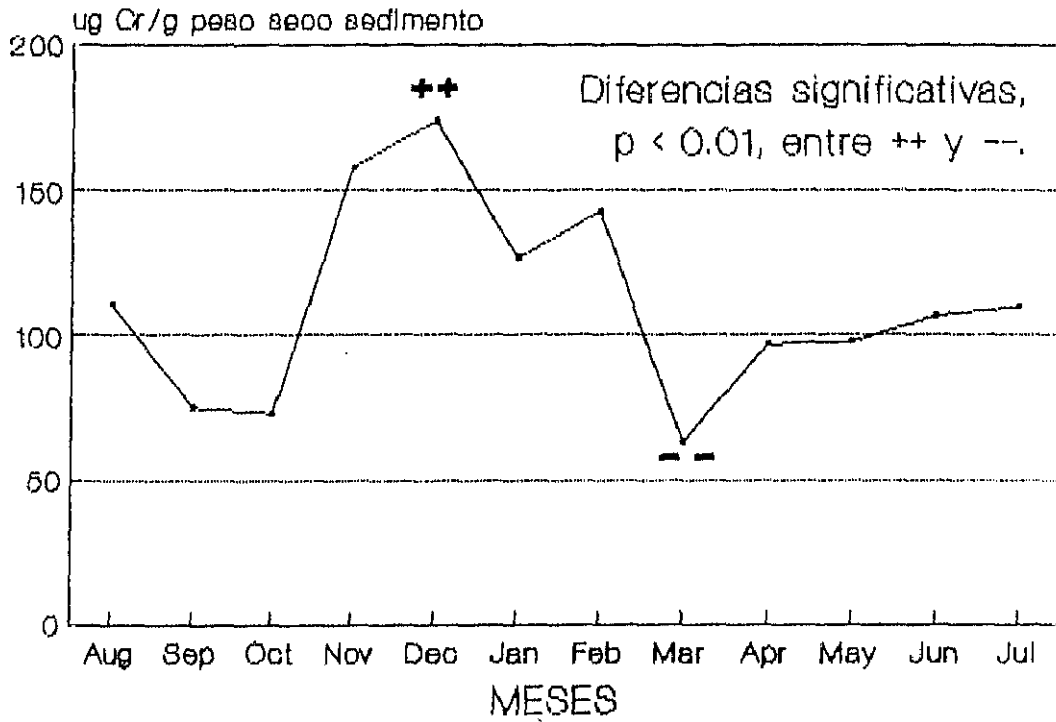


Fig. 26 . Valores medios mensuales de cromo en los sedimentos del río Jarama y sus afluentes Guadalix, Henares y Manzanares (cada valor corresponde al promedio de 17 observaciones realizadas cada mes, una por estación de muestreo).

PUNTOS	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	MED	D.T.
J-1												619	619.00	
J-2	154	1096	640		502	199	215	262	236	209	195	181	353.54	289.18
J-3	270	1159	889	2343	356	525	695	902	850	195	276	426	740.50	590.32
J-4	169	167	147		231	326	385	283	264	226	166	164	229.82	77.62
J-5	249	141	261	67	78	225	172	130	169	240	215	266	184.42	69.22
J-6	136	288		192	354	125	132	248	243	133	205	341	217.91	84.20
J-7	163	130	114	175	183	69	87	96	112	129	149	102	125.75	35.88
J-8	218	232	210	177	259	153	290	175	401	83	81	162	203.42	88.39
J-9	307	216	306	205	143	102	152	152	155	198	170	171	189.72	62.50
J-10	168	182	310	167	177	113	104	102	114	138	105	189	155.75	59.04
J-11	184	167	206	171	140	176	172	172	188	202	184	174	178.00	17.16
J-12	183	266	228	191	186	183	174	125	131	293	218	146	193.67	50.87
J-13	438	237	368	246	255	958	291	158	187	295	192	222	320.58	215.58
J-14	184	157	97	126	112	187	142		111	148	119	97	134.55	31.84
J-15	347	136	348	214	251	273	250	137	243	323	273	192	248.92	71.26
J-16	190	180	217	247	210	137	135	142	174	217	245	124	184.83	43.34
J-17	210	282	183	211	207	151	100	124	249	331	130	183	196.75	67.48
J-18	265	258	294	220	214	189	245	195	178	188	167	289	225.17	43.93
MEDIA	225.59	311.41	301.12	330.13	226.94	240.65	220.06	212.69	235.59	208.71	181.76	224.89		
D.T.	79.45	311.60	202.16	558.69	102.41	212.67	146.26	191.98	174.13	71.27	55.22	128.82		

TABLA XXXV - Concentraciones mensuales de MANGANESO en SEDIMENTOS ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco)
 Recogidos durante el periodo de estudio (Agosto 1985 a Julio 1986) en las estaciones

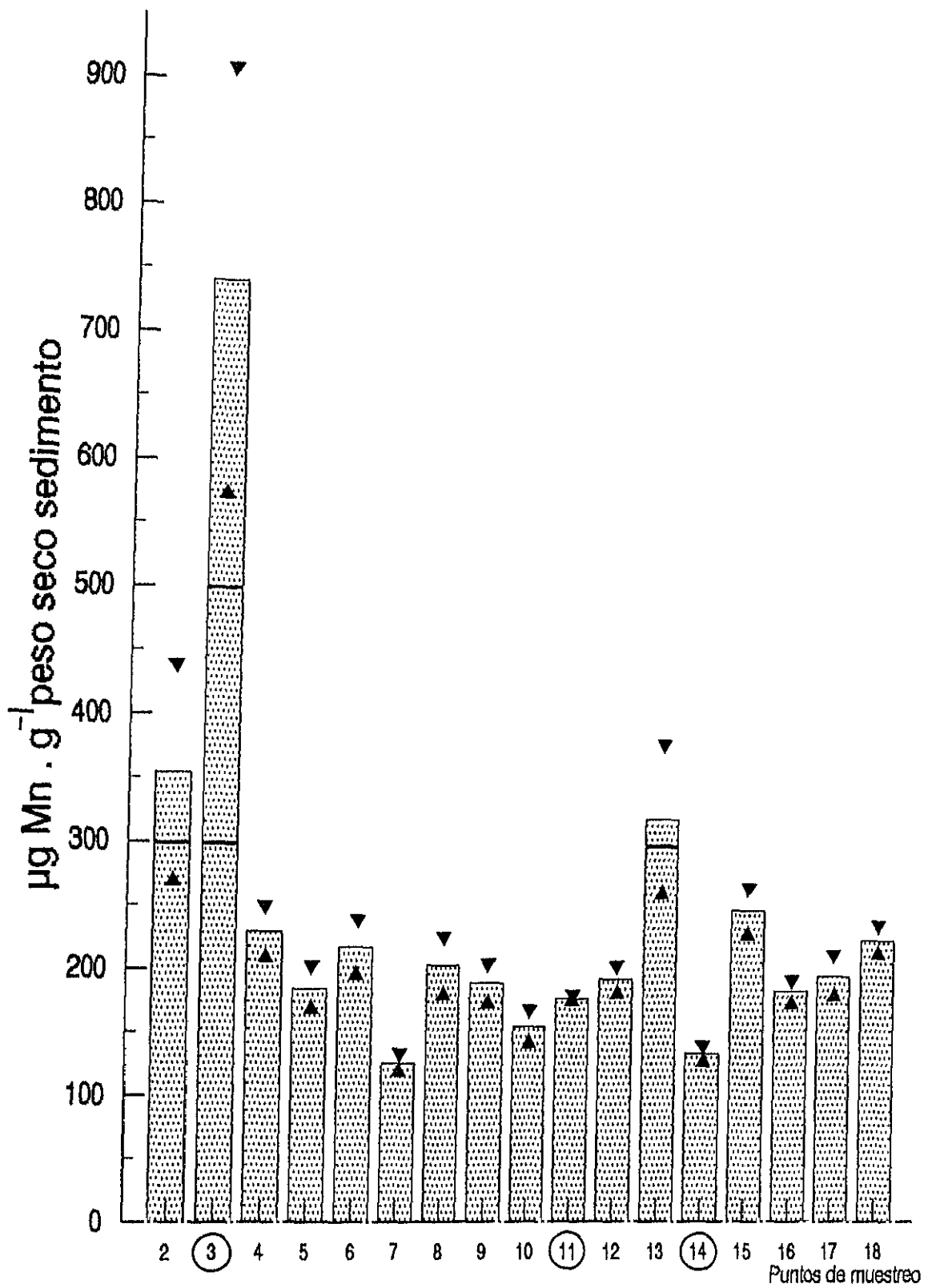


Fig.2.7 Concentraciones medias anuales de MANGANESO de los SEDIMENTOS de cada punto de muestreo.

Medias mensuales de Mn en SEDIMENTOS.

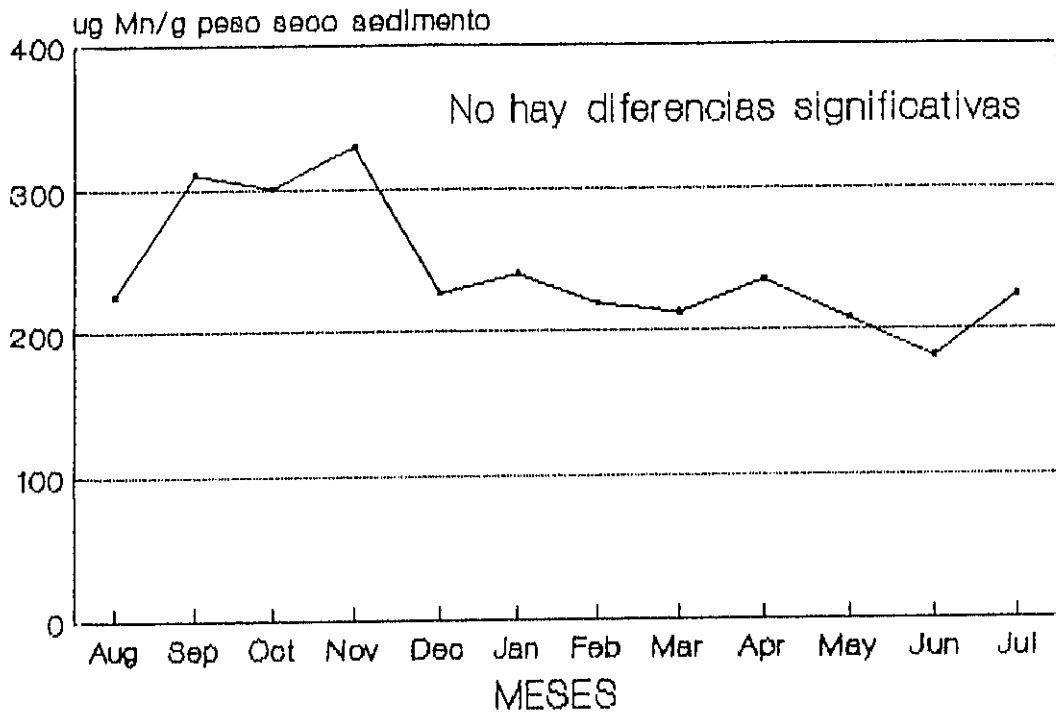


Fig. 28 . Valores medios mensuales de manganeso en los sedimentos del río Jarama y sus afluentes Guadalix, Henares y Manzanares (cada valor corresponde al promedio de 17 observaciones realizadas cada mes, una por estación de muestreo).

PUNTOS	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	MEDIA	D.T.
J-1												40	40.00	
J-2	21	12	28		4	20	32	20	26	32	22	39	23.27	9.78
J-3	11	25	37	24	22	18	23	19	18	11	10	7	18.77	8.35
J-4	19	19	23		28	27	30	20	30	29	19	30	24.91	4.91
J-5	18	28	17	25	28	25	21	18	26	24	21	19	22.50	3.99
J-6	6.6	10		18	20	6.8	7	5	11	10	12	13	10.85	4.75
J-7	16	3	25	19	30	7.4	8	4	14	19	21	20	15.53	8.47
J-8	20	11	19	19	88	15	31	11	27	13	12	25	24.25	21.11
J-9	27	15	40	32	7.7	6.7	13	17	12	18	10	20	18.20	10.15
J-10	18	11	19	26	20	6.5	8	18	9	10	8	14	13.97	6.14
J-11	56	36	56	60	47	100	71	36	42	52	45	89	57.50	20.12
J-12	27	28	33	75	59	37	30	12	20	31	29	24	33.71	17.15
J-13	31	26	31	27	32	39	37	7	23	26	20	32	27.54	8.41
J-14	25	15	14	25	13	12	20		18	13	19	22	17.85	4.74
J-15	48	15	36	84	65	49	43	13	56	44	66	25	45.33	21.14
J-16	31	16	32	76	53	19	22	9	24	22	52	22	31.50	19.29
J-17	20	26	30	56	35	20	15	8	32	38	19	23	26.87	12.57
J-18	39	30	45	74	41	30	43	21	22	22	30	43	36.67	14.70
MEDIA	25.51	19.18	30.31	42.67	34.86	25.79	26.71	14.87	24.12	24.35	24.41	28.17		
D.T.	12.69	8.93	11.09	24.88	21.98	22.75	16.19	8.02	11.71	12.23	16.00	17.88		

TABLA XXXVI. Concentraciones mensuales de NIQUEL en SEDIMENTOS ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) recogidos durante el periodo de estudio (Agosto 1985 a Julio 1986) en las estaciones indicadas.

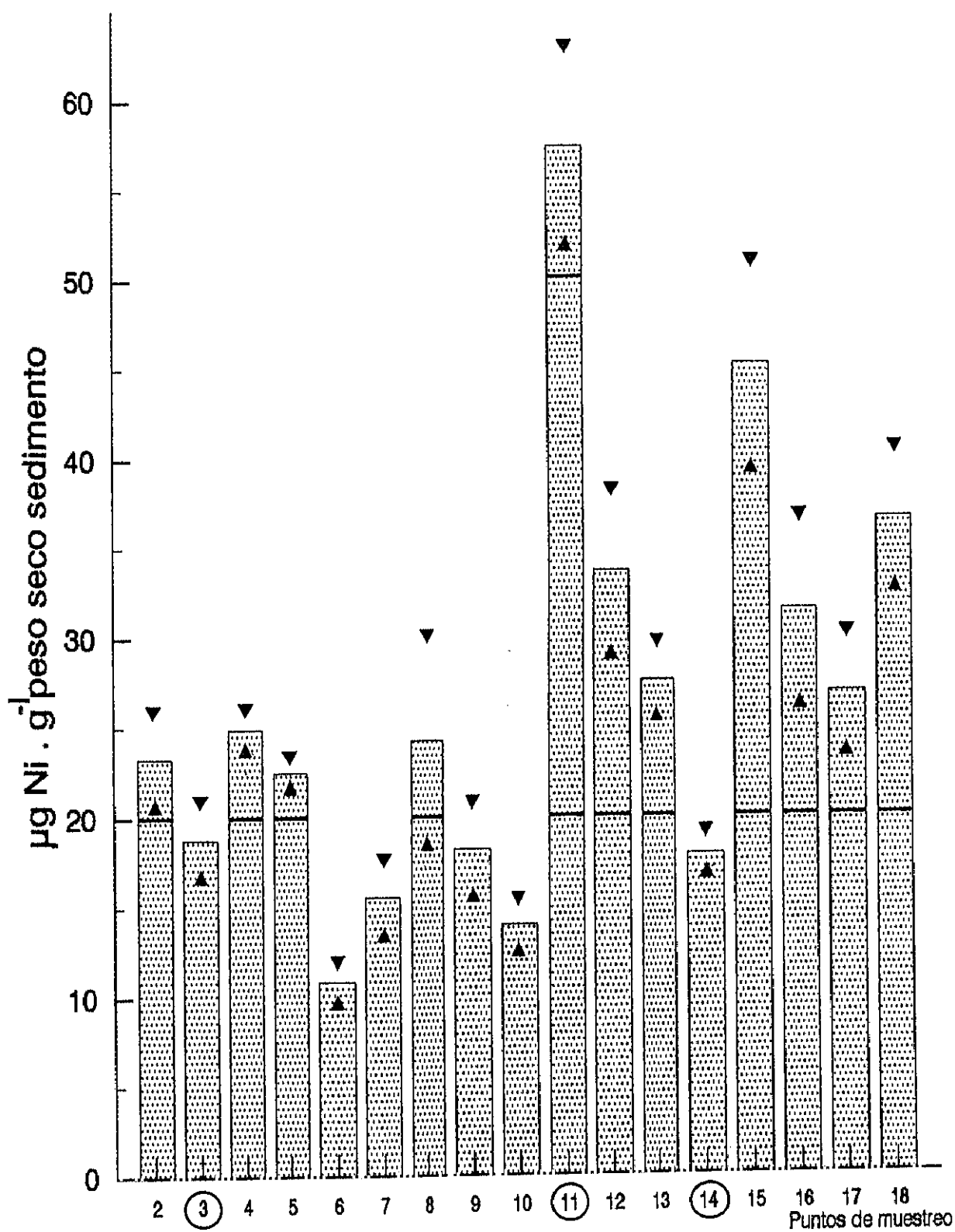


Fig.29 Concentraciones medias anuales de NIQUEL en los SEDIMENTOS de cada punto de muestreo.

Medias mensuales de NIQUEL en SEDIMENTOS

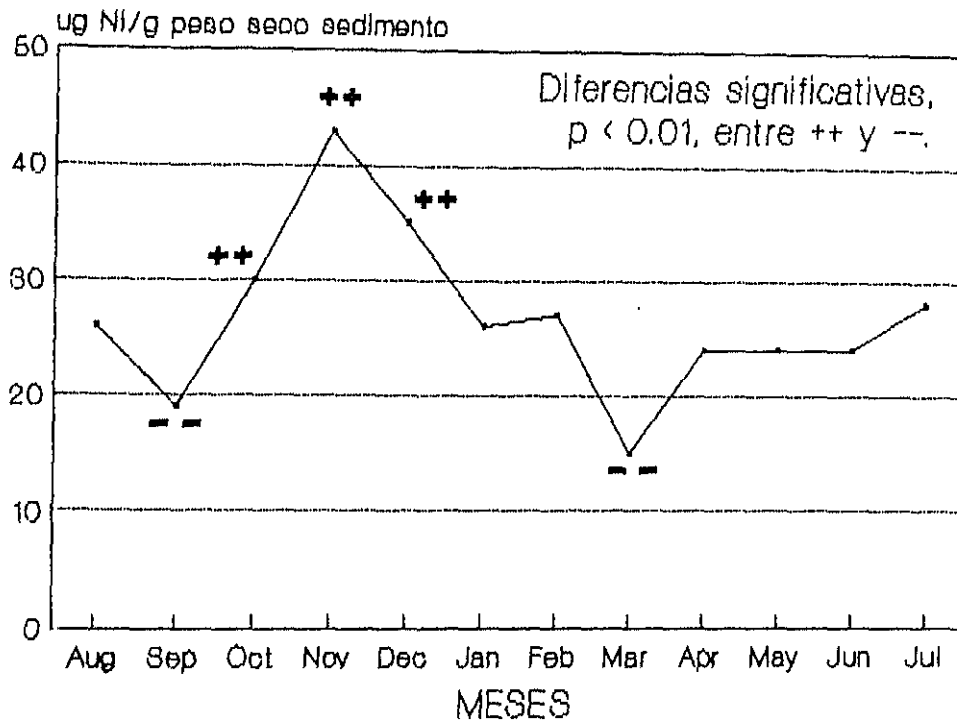


Fig. 30 . Valores medios mensuales de niquel en los sedimentos del río Jarama y sus afluentes Guadalix, Henares y Manzanares (cada valor corresponde al promedio de 17 observaciones realizadas cada mes, una por estación de muestreo).

S E D I M E N T O S


		Mn		Cu		Pb		Cd		Zn		Cr		Mn		Ni	
	n	MEDIA	D.T.	MEDIA	D.T.	MEDIA	D.T.	MEDIA	D.T.	MEDIA	D.T.	MEDIA	D.T.	MEDIA	D.T.	MEDIA	D.T.
J-1	2	26.85*		17.60	3.39	17.70	13.15	0.79	0.93	48.50	2.12	47.00*		447.00	243.24	40.00*	
J-2	11	11.36	3.50	40.70	28.01	43.27	29.11	1.18	1.20	93.09	32.99	29.38	8.77	353.54	289.18	23.27	9.78
J-3	12	21.64**	11.63**	173.67	164.51	176.08	121.62	2.00	1.27	396.08	321.73	35.08	13.04	740.50	590.32	18.77	8.35
J-4	11	11.80***	7.92***	38.00	22.05	36.73	14.04	1.00	0.49	92.64	45.89	30.55	10.23	229.82	77.62	24.91	4.91
J-5	12	19.69	15.69	68.42	49.57	52.92	25.94	0.95	0.69	116.17	59.43	34.83	11.88	184.42	69.22	22.50	3.99
J-6	11	4.33***	2.11***	11.38	6.36	18.96	10.65	0.69	0.58	45.36	22.25	25.73	4.71	217.91	84.20	10.85	4.75
J-7	12	4.99**	3.01**	53.36	35.64	51.17	38.87	1.06	1.23	97.42	30.60	70.92	42.18	125.75	35.88	15.53	8.47
J-8	12	8.39	8.03	80.42	105.21	64.50	63.76	1.41	1.24	117.08	66.87	114.58	140.68	203.42	88.39	24.25	21.11
J-9	12	8.12**	7.80**	62.55	39.80	80.78	28.68	1.97	1.44	117.75	58.73	38.08	28.71	189.72	62.50	18.20	10.15
J-10	12	3.06**	1.28**	19.27	9.68	19.90	9.31	1.01	1.10	55.67	22.69	83.61	24.00	155.75	59.04	13.97	6.14
J-11	12	14.70	6.57	210.17	117.15	150.79	83.41	8.52	6.50	1247.17	606.88	151.36	83.22	178.00	17.16	57.50	20.12
J-12	12	10.47	4.15	98.00	75.32	89.00	39.41	4.03	2.83	421.50	291.36	181.58	111.50	193.67	50.87	33.71	17.15
J-13	12	9.62**	3.75**	94.12	35.66	82.25	29.29	3.01	1.34	453.75	260.50	173.25	76.89	320.58	215.58	27.54	8.41
J-14	11	7.15	2.02	65.73	34.16	122.09	49.96	3.30	2.21	161.00	55.74	50.86	22.93	134.55	31.84	17.85	4.74
J-15	12	19.82	9.91	245.83	184.97	244.67	133.97	11.67	9.69	694.58	376.59	313.58	171.10	248.92	71.26	45.33	21.14
J-16	12	16.48	13.15	186.33	182.92	209.50	115.36	8.69	8.49	424.25	268.79	152.92	119.49	184.83	43.34	31.50	19.29
J-17	12	11.94**	6.28**	139.67	112.35	151.75	72.41	6.74	6.39	311.75	174.48	150.58	95.84	196.75	67.48	26.87	12.57
J-18	12	16.68**	5.70**	215.63	112.61	220.00	79.91	11.08	5.79	518.08	172.24	230.58	103.30	225.17	43.93	36.67	14.70

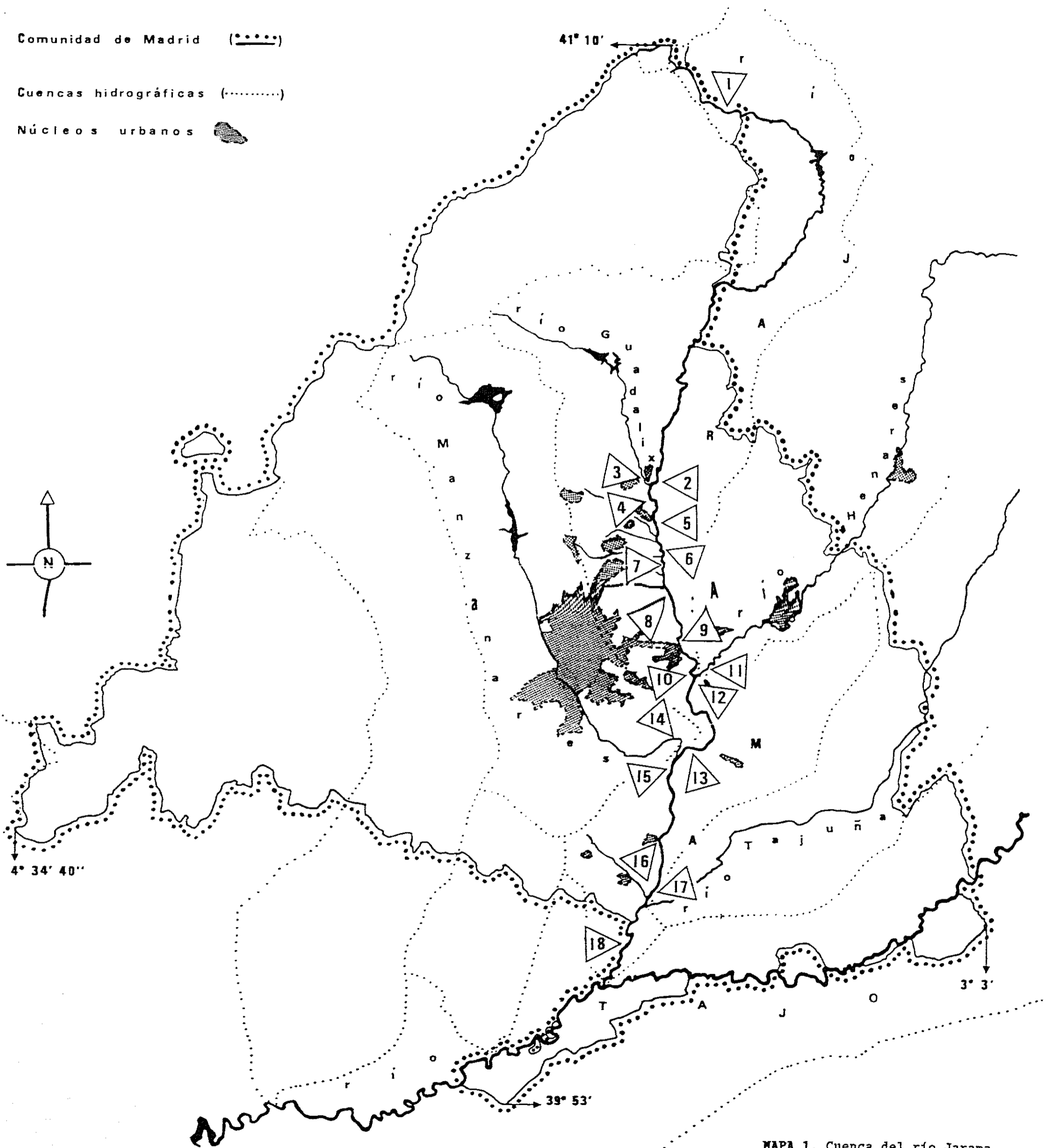
* n=1; ** n=11; *** n=9.

TABLA XXXVII . Medias anuales y desviaciones típicas de las concentraciones de los 7 metales pesados analizados (expresadas como $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) y del porcentaje de materia orgánica de los sedimentos en cada una de las 18 estaciones de muestreo.

Comunidad de Madrid (.....)

Cuencas hidrográficas (.....)

Núcleos urbanos 



0 10 Km

MAPA 1. Cuenca del río Jarama y localización de las estaciones de muestreo.

3. METALES PESADOS EN TUBIFICIDOS.

Como ya hemos explicado en "Materiales y Métodos 2.2" (pág. 147), no siempre pudimos conseguir tubificidos. En total hemos analizado 59 muestras, de las cuales 57 son coincidentes (datos apareados) con las determinaciones de metales en sedimentos (dos muestras de sedimentos fueron extraviadas). Siempre que fue posible se dividieron las muestras en triplicados o al menos duplicados, por lo se han realizado 150 procesos experimentales con tubificidos. Para cada uno de ellos determinamos los siete metales, obteniendo finalmente 1050 valoraciones por espectrofotometría de absorción atómica. A este dato hay que añadirle 588 valoraciones correspondientes a los controles experimentales (controles positivos y negativos).

El número de muestras mensuales recogidas a lo largo del río ha sido muy variable (TABLA LII, pág. 248). En Febrero únicamente conseguimos dos muestras de tubificidos; en Septiembre, Octubre y Julio tres; mientras que en Noviembre y Abril obtuvimos siete y en Marzo nueve. Este último ha sido el mes con mayor abundancia de poblaciones de oligoquetos a lo largo del río. Espacialmente, en las estaciones J-8, J-15, J-17 y J-18 nunca los obtuvimos; en J-2 hallamos tubificidos en algunos casos, si bien siempre en cantidad insuficiente para realizar los análisis metálicos. En los puntos J-3 (río Guadalix, n=9), J-6, J-12 y J-13 (todos con n=7) y J-10 (n=6), encontramos material biológico con una frecuencia aceptable. Con respecto a la totalidad del curso bajo del río, a partir de la afluencia del Manzanares (estaciones J-15 a J-18), únicamente

conseguimos tubificidos en una ocasión durante el año de estudio: estación J-16, en Abril.

Los datos obtenidos han resultado tener una gran representatividad en lo que respecta a los contenidos metálicos de la población. Cada muestra digerida contiene un promedio de 80 ejemplares. Las posibles variaciones en el número de individuos analizados han sido debidas a diferencias tanto en la composición de especies, como en la proporción de tubificidos maduros frente a jóvenes.

Los resultados obtenidos para los siete metales pesados determinados en los tubificidos se presentan en forma de 16 tablas, 7 figuras y 1 mapa:

- i) TABLAS XXXVIII, XL, XLII, XLIV, XLVI, XLVIII y L, una por metal con los datos obtenidos en la totalidad de los muestreos,
- ii) TABLAS IXL, XLI, XLIII, XLV, XLVII, IL y LI, una por metal con los resultados obtenidos en los test de hipótesis realizados para la comparación de las medias de concentración metálica en tubificidos y sedimentos ("t-test" de datos apareados),
- iii) TABLA LII, con los valores medios anuales y las desviaciones típicas de los siete metales por estación de muestreo,
- iv) TABLA LIII, con los factores de concentración de los siete metales en tubificidos por punto de muestreo,
- v) FIGURAS 31 a 37, una por metal, en las que de forma logarítmica hemos representado, por estación de muestreo, el contenido metálico

medio anual en tubificidos frente al de los sedimentos en los que estaban asentados (muestras apareadas),

- vi) MAPA 3, en el que se representa un diagrama de secciones por estación de muestreo con los valores medios anuales de los siete metales en tubificidos.

3.1. COBRE.

Los niveles de cobre en los tejidos de tubificidos (TCu) (TABLA XXXVIII, pág. 227) varían desde valores no detectados (J-12, en Agosto), hasta $94 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (J-12, en Marzo). El valor medio de las 59 muestras analizadas es $26 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica ($21 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) ligeramente inferior al valor medio que indica cierta uniformidad en los datos.

Los promedios mensuales de cobre en tubificidos (TCu) son muy poco uniformes a lo largo del año (TABLA XXXVIII, pág. 227). Los meses con menores medias corresponden al verano, con el mínimo en Agosto y Septiembre (9 y $8 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, respectivamente), mientras que los mayores valores aparecen en invierno. El máximo, aunque sólo con dos datos, corresponde a Febrero ($64 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). Sin embargo, Marzo ($44 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), con nueve casos, es un máximo más representativo.

El punto en el que los tubificidos presentan mayor concentración media de cobre a lo largo del año (FIGURA 31, TABLAS XXXVIII y LII, y MAPA 3, págs.

228, 227, 248 y 250, respectivamente) es el río Henares (J-11), con $44 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, pero con sólo tres muestras; los promedios de J-13 con $43 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps y J-3 (río Guadalix) con $34 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, son más representativos por ser promedios de siete y nueve casos respectivamente. El mínimo corresponde a los oligoquetos de J-10 con $11 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (n=6). En la única muestra disponible del curso bajo del río (J-16 en Abril) la concentración del metal fue $51 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps.

Los tubificidos han tolerado un rango bastante amplio de cobre en los sedimentos: hemos encontrado poblaciones de estos macroinvertebrados en lodos con un contenido mínimo de $2,6 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (sedimentos de J-6, en Abril), hasta con uno máximo de $447 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (sedimentos de J-3, en Febrero). La concentración media de cobre de dichos lodos es $67 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica superior, $73 \mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (TABLA IXL, pág. 229).

Como se puede apreciar en Figura 31 (pág. 228), sólo en J-4 y J-6 la concentración media del metal en los oligoquetos (TCu) es mayor que la de los sedimentos (SCu) en los que habitan. En estos dos puntos, los factores de concentración para el cobre (TABLA LIII, pág. 250) son por lo tanto superiores a la unidad (FC= 1,5 y 3 respectivamente). En los demás casos, los FC se distribuyen desde FC=0,3 en J-3, hasta FC=0,7 en J-10 y J-16. El FC correspondiente a la estación control J-1 es 0,9. La media de los FC de toda la zona de muestreo es 0,8.

El test de hipótesis de comparación de medias (TABLA IXL, pág. 229) entre los niveles del metal en los dos tipos de muestra, nos indica que la media del cobre en sedimentos (SCu) es significativamente mayor ($p < 0,05$) que en tubificidos (TCu) (nivel de significación obtenido = $4,85 \cdot 10^{-8}$).

3.2. PLOMO.

Los niveles de plomo en los tejidos de tubificidos (TPb) (TABLA XL, pág. 230) varían desde valores no detectables (J-6, en Junio), hasta los $43,7 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, de J-3 (río Guadalix) en Diciembre y los $44,5 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, de J-11 (río Henares) en Marzo. El valor medio de las 59 muestras analizadas es $13 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica inferior a la media ($10 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), que como en el caso del cobre indica una relativa uniformidad en los datos.

Los promedios mensuales de plomo en tubificidos son bastante variables a lo largo del año estudiado (TABLA XL, pág. 230). Las poblaciones con concentraciones medias más bajas corresponden a las muestreadas en primavera y verano, con los mínimos en Abril ($4,4 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y Junio ($3,6 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). El máximo, aunque sólo con dos datos, apareció en Febrero ($26 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), sin embargo, Diciembre ($n=7$) y especialmente Marzo ($n=9$), ambos con $21 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, son más representativos al tener mayor número de casos.

El punto en el que los tubificidos presentan mayor concentración media de plomo a lo largo del año estudiado (FIGURA 32, TABLAS XL y LIJ, y MAPA 3,

págs. 231, 230, 248 y 250, respectivamente) es el correspondiente al río Henares (J-11) con $29 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, pero sólo existen tres muestras. El promedio de J-3 (río Guadalix), con $20 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, es un máximo más representativo por ser media de nueve casos. También son elevados los valores de J-4 y J-14 (río Manzanares): $20\text{-}21 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con dos y tres muestras respectivamente. La estación de muestreo cuyos tubificidos poseen las menores concentraciones es la J-5 (n=2) con $1,6 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, pero J-9 (n=5) y J-12 (n=7) con $6 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, son mínimos más representativos. La única muestra disponible del curso bajo del Jarama (J-16 en Abril) contenía $11,6 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (FIGURA 32, TABLAS XL y LII, Y MAPA 3, págs. 231, 230, 248 y 250, respectivamente).

Estos anélidos han tolerado un rango bastante amplio de plomo en los sedimentos: desde un contenido mínimo de $5 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (sedimentos de J-7, en Enero) hasta uno máximo de $336 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (sedimentos de J-3, río Guadalix, en Enero). La concentración media de plomo en las muestras de lodos donde estaban asentados los tubificidos fue $78 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica de $69 \mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (TABLA XLI, pág. 232).

En la Figura 32 (pág. 231) se puede observar que en todas las estaciones la concentración de plomo en sedimentos (SPb) es mayor que la de los tubificidos (TPb). Todos los factores de concentración (TABLA LIII, pág. 249) son por lo tanto inferiores a la unidad. Encontramos FC muy diferentes, desde $<0,1$ en J-5, J-9, J-12 y J-16, hasta un $\text{FC}=0,8$ en J-4. La media de los FC de toda la zona de muestreo es $0,3$.

En la Tabla XLI (pág. 232) se puede observar que la media del plomo en sedimentos (SPb) es significativamente mayor ($p < 0,05$) que la de tubificidos (TPb) (nivel de significación obtenido = $8,1762 \cdot 10^{-11}$).

3.3. CADMIO.

Los niveles de cadmio en los tejidos de los tubificidos (TCd) (TABLA XLII, pág. 233) varían desde valores no detectados (12 casos) hasta $7,4 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (J-13 en Febrero). El valor medio de las 59 muestras analizadas es $1,85 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica prácticamente igual a la media ($1,83 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$, ps).

Los promedios mensuales (TABLA XLII, pág. 233) varían desde los mínimos de Mayo (n=6), Junio (n=4) (ambos con $0,97 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), Julio y Septiembre (ambos con $1,3 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$, ps y n=3); hasta los máximos de Octubre ($5 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$, ps y n=3), Diciembre ($3,1 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$, ps y n=4) y Febrero ($3,7 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$, ps y n=2).

Los puntos en los que los tubificidos presentan mayores concentraciones medias de cadmio (TCd) a lo largo del año estudiado (FIGURA 33 y TABLA XLII, págs. 234 y 233; TABLA LIII y MAPA 3, págs. 248 y 250) son J-1 (n=2), J-11 (n=3) y J-13 (n=7) con $5,9$; $3,8$ y $3,3 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, respectivamente; el valor de J-13 es el más representativo por tener el mayor número de datos. J-5 es la estación de muestreo en la que se recogieron los tubificidos con las menores concentra-

ciones de cadmio ($0,4 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, aunque con sólo dos datos); si bien son asimismo bajas las de las poblaciones recolectadas en J-12 (n=7), J-14 (n=3) y J-10 (n=6) con $0,9$; $0,9$ y $1 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, respectivamente (FIGURA 33 y TABLA XLII, págs. 234 y 233; TABLA LII y MAPA 3, págs. 248 y 250).

Los tubificidos han tolerado unos niveles de cadmio en sedimentos hasta de $8,5 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, concentración que corresponde a los lodos de la estación J-12 muestreados en Noviembre. El contenido medio de los sedimentos en los que encontramos poblaciones de tubificidos fue $1,98 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica de $1,82 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, (TABLA XLIII, pág. 235).

En la Figura 33 (pág. 234) se muestran las concentraciones medias anuales de cadmio en los tubificidos de cada una de las estaciones de muestreo, frente a las de los sedimentos en que fueron muestreados (datos apareados). Los factores de concentración (TABLA LIII, pág. 249) varían desde $0,3$ en J-5 y J-12, hasta $7,5$ en J-1, lo que indica que los oligoquetos han asimilado el metal de forma muy variable dependiendo de las estaciones de muestreo. Entre ellos, son inferiores a la unidad los correspondientes a J-5, J-11, J-12, J-14 y J-16, y superiores los de J-1, J-3, J-6, J-7, J-9, J-10 y J-13, siendo estos últimos los puntos en los cuales los tubificidos han bioconcentrado el metal. La media de los FC de toda la zona muestreada ha sido $1,4$.

En la Tabla XLIII (pág. 235) se muestra el resultado del test de hipótesis de igualdad de medias que nos indica que las medias de cadmio en sedimentos (SCd) y en tubificidos (TCd) no son significativamente diferentes entre sí ($p < 0,05$).

3.4. CINC.

Los niveles de cinc en los tejidos de tubificidos (TZn) (TABLA XLIV, pág. 236) varían desde 13 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (J-12, en Agosto), hasta 720 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (J-3, río Guadalix, en Junio). El valor medio de las 59 muestras analizadas es 231 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica bastante inferior (160 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), indicando que las concentraciones de cinc en tejidos han resultado ser considerablemente uniformes.

Los promedios mensuales de cinc en tubificidos (TZn) (TABLA XLIV, pág. 236) oscilan desde los mínimos de Agosto (156 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, n=6), Septiembre (125 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, n=3), Noviembre (147 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, n=7) y Enero (157 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, n=5), hasta un máximo de 390 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, en Marzo (n=9).

Los puntos que han presentado las poblaciones con las mayores concentraciones medias de cinc a lo largo del año estudiado (FIGURA 34 y TABLA XLIV, págs. 237 y 236; TABLA LII y MAPA 3, págs. 248 y 250) son el río Guadalix (J-3) con 386 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (n=9), el río Henares (J-11) con 341 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (n=3) y J-13 con 330 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (n=7). Las estaciones de muestreo con los menores niveles son J-6 (n=7) y J-7 (n=6) con 118 y 113 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, respectivamente. En el último tramo del río, la única muestra obtenida de oligoquetos contiene 330 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (FIGURA 34 y TABLA XLIV, págs 237 y 236; TABLA LII y MAPA 3, págs. 248 y 250).

Los tubificidos han tolerado un rango amplísimo de cinc en sedimentos: hemos encontrado poblaciones de estos macroinvertebrados en lodos con sólo 20 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (sedimentos de J-10, en Abril), hasta con una concentración de 1200 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (sedimentos de J-11, río Henares, en Diciembre). El contenido medio de cinc en dichos lodos es 242 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica (272 $\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) superior a la media (TABLA XLV, pág. 238).

Como se puede observar en la Figura 34 (pág. 237), en la mayoría de las estaciones de muestreo la concentración de cinc en tubificidos (TZn) es mayor que en sedimentos (SZn). Sin embargo, en los puntos J-11 (río Henares), J-12, J-13 y J-14 (río Manzanares) sucede lo contrario (TZn < SZn). Por lo tanto tenemos factores de concentración (TABLA LIII, pág. 249) inferiores y superiores a la unidad. Los FC < 1 varían entre 0,4 en J-11 y 0,9 en J-14. Los FC > 1 se distribuyen desde 1,1 (J-7 y J-16) hasta 3,8 (J-4 y J-10). La media de los FC de todas las estaciones de muestreo es 2,0 (TABLA LIII y FIGURA 34, págs. 249 y 237).

En la Tabla XLV (pág. 238) se muestra el resultado del test de hipótesis de igualdad de medias que nos indica que las medias de cinc en sedimentos (SZn) y en tubificidos (TZn) no son significativamente diferentes entre sí ($p < 0,05$).

3.5. CROMO.

Los niveles de cromo en los tejidos de tubificidos (TCr) (TABLA XLVI, pág. 239) varían desde valores no detectables (19 casos), hasta 18 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$

ps (J-3, río Guadalix, en Noviembre). El valor medio de las 59 muestras analizadas es $3 \mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica superior ($3,9 \mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), indicando una relativa variabilidad en las concentraciones tisulares del metal.

Los promedios mensuales de cromo en tubificidos (TCr) (TABLA XLVI, pág. 239) oscilan desde los mínimos de Mayo (n=6), Junio (n=4), Julio (n=3) y Enero (n=5) con 0,37; 0,12; 0,73 y 0,96 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, respectivamente; hasta los máximos de Noviembre (n=7), Febrero (n=2) y Marzo (n=9) con 7,6; 7,5 y 5,9 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps.

Los puntos que han presentado las poblaciones con las mayores concentraciones medias de cromo a lo largo del año estudiado (FIGURA 35 y TABLA XLVI, págs. 240 y 239; TABLA LII y MAPA 3, págs. 218 y 250) son J-4 (n=2) con 6,5 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, J-7 (n=6) con 4,6 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, J-11 (río Henares, n= 3) con 4,7 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps y J-13 (n=7) con 5,4 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps. El nivel mínimo ha correspondido a los oligoquetos de las estaciones J-1, J-16 (ambas con valores por debajo del límite de detección y con sólo un dato) y J-9 (n=5) con 0,08 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (FIGURA 35 y TABLA XLVI, págs. 240 y 239; TABLA LII y MAPA 3, págs. 218 y 250).

Estos anélidos han tolerado concentraciones de cromo en sedimentos (SCr) desde 11 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (sedimentos de J-3, río Guadalix, en Mayo), hasta 306 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (sedimentos de J-12, en Noviembre). El contenido medio de cromo en los lodos en los que encontramos tubificidos es 79 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica de 67 $\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (TABLA XLVII, pág. 241).

Como se puede observar en la Figura 35 (pág. 240) las concentraciones de cromo en sedimentos en los que recogimos tubificidos (SCr) son claramente superiores a las de los oligoquetos (TCr). Por lo tanto, todos los factores de concentración (TABLA LIIII, pág. 249) son inferiores a la unidad. Los FC son $<0,1$ en todas las estaciones salvo en J-4 (FC=0,3). La media de los FC de toda la zona muestreada es $<0,1$, lo que nos indica que los tubificidos del ecosistema estudiado han sido muy poco eficientes en la acumulación de este metal.

El resultado del test de hipótesis de comparación de medias aparece en la Tabla XLVII (pág. 241) y nos indica que la concentración media de cromo en los sedimentos donde muestreamos tubificidos (SCr) es significativamente mayor ($p<0,05$) que la asimilada por estos anélidos (TCr), (nivel de significación = $4,87 \cdot 10^{-14}$).

3.6. MANGANESO.

Los niveles de manganeso en los tejidos de tubificidos (TMn) (TABLA XLVIII, pág.242) varían desde $3,5 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (J-13, en Agosto), hasta $48 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (J-7, en Marzo). El valor medio de las 59 muestras analizadas es $17 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica muy inferior ($8 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps), indicando una gran uniformidad en las concentraciones tisulares de este metal.

Los menores promedios mensuales de manganeso en tubificidos (TABLA XLVIII, pág. 242) oscilan entre los de Agosto (n=6) con $8 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps y los de Septiembre (n=3), Enero (n=5) y Abril (n=7), con valores comprendidos entre 13 y $14 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps. Los máximos aparecen en Febrero (n=2) y Marzo (n=9) con 24-25 $\mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps.

Los puntos que presentan las poblaciones con las mayores concentraciones medias de manganeso a lo largo del año estudiado (FIGURA 36 y TABLA XLVIII, págs. 243 y 242; TABLA LII y MAPA 3, págs. 248 y 250) son J-3 (río Guadalix) con $24 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (n=9), J-4 (n=4) y J-7 (n=6) ambos con $20 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps y J-13 (n=7) con $18 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps. Los oligoquetos con los menores niveles de manganeso son los de las estaciones J-9 (n=5) y J-12 (n=7) con 13-14 $\mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps y especialmente los de J-14 (río Manzanares, n=3) con $12 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (FIGURA 36 y TABLA XLVIII, págs. 243 y 242; TABLA LII y MAPA 3, págs. 248 y 250).

Estos macroinvertebrados han tolerado un rango de concentraciones de manganeso en sedimentos extremadamente amplio: hemos encontrado poblaciones en lodos desde con $69 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (sedimentos de J-7, en Enero), hasta con $2343 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (sedimentos de J-3, río Guadalix, en Noviembre). El valor medio de manganeso en los lodos donde encontramos poblaciones de tubificidos ha sido $298 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica de $337 \mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (TABLA IL, pág. 244).

Como se puede apreciar en la Figura 36 (pág. 243), las concentraciones de manganeso en los sedimentos en los que muestreamos tubificidos (SMn) son

claramente superiores en todas las estaciones a las de los oligoquetos (TMn). Todos los factores de concentración son $<0,1$ a excepción del correspondiente al punto J-7 (FC=0,2), lo que da fe de la escasa eficiencia en la asimilación del manganeso por los tubificidos del ecosistema estudiado (TABLA LIII y FIGURA 36, págs. 249 y 243).

En la Tabla IL (pág. 244) aparece el resultado de la comparación de medias entre las concentraciones metálicas en los dos tipos de muestra (datos apareados). Dichos resultados nos indican, como era esperable, que la media de manganeso en los sedimentos donde muestreamos tubificidos (SMn) es significativamente ($p < 0,05$) mayor que la de los tubificidos (TMn) (nivel de significación obtenido = $3,31 \cdot 10^{-9}$).

3.7. NIQUEL.

Los niveles de níquel en los tejidos de los tubificidos (TNi) (TABLA L, pág. 245) varían desde valores no detectados (15 casos), hasta $58 \mu\text{g Ni} \cdot \text{g}^{-1}$ ps (J-12, en Agosto). El valor medio de las 58 muestras analizadas es $10 \mu\text{g Ni} \cdot \text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica superior ($13,6 \mu\text{g Ni} \cdot \text{g}^{-1}$ ps), lo que indica que las concentraciones tisulares del metal no han sido uniformes.

Los promedios mensuales de níquel en tubificidos (TABLA L, pág. 245) son muy poco uniformes a lo largo del año estudiado. Los valores máximos tienen lugar en Diciembre (n=3) y Enero (n=5) con 24 y $26 \mu\text{g Ni} \cdot \text{g}^{-1}$ ps, respectivamen-

te. También son elevados los niveles medios de Agosto (n=6) y Octubre (n=3) con 17-18 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps. Los mínimos aparecen Marzo (n=9), Abril (n=7), Junio (n=4) y Julio (n=3) con concentraciones medias desde 0,6 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps en Abril, hasta 2,8 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps en Junio.

Los puntos en los que los tubificidos presentan mayores promedios anuales de níquel (FIGURA 37 y TABLA L, págs. 246 y 245; TABLA LII y MAPA 3, págs. 248 y 250) son J-7 (n=6), J-12 (n=7) y J-13 (n=7) con 16-17 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps. De todos ellos es en J-13 donde los oligoquetos tienen las concentraciones más uniformes, como manifiesta su menor desviación típica (12 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps). Los niveles más bajos son los correspondientes a las poblaciones de J-1 con 0,4 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, de J-16 en cuya muestra no se detecto níquel (ambas solo un dato), del río Guadalix (J-3, n=8) con 1,7 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, y de J-5 (n=2) con 2,3 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps. La media del Guadalix es la más representativa por tener el mayor número de datos (FIGURA 37 y TABLA L, págs. 246 y 245; TABLA LII y MAPA 3, págs. 248 y 250).

Hemos encontrado poblaciones de estos macroinvertebrados en lodos con un mínimo de 3 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (sedimentos de J-7, en Septiembre), hasta un máximo de 75 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (sedimentos de J-12, en Noviembre). El contenido medio de níquel en los lodos en los que muestreamos tubificidos ha sido 21 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps, con una desviación típica de 13 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (TABLA LI, pág. 247).

En la Figura 37 (pág. 246) hemos representado el contenido medio anual de níquel en los tubificidos de cada una de las estaciones de muestreo, frente al

de los sedimentos en los que fueron recogidos (muestras apareadas). Como se puede apreciar en dicha figura, salvo en J-6, J-7 y J-14 (con valores muy similares en ambas muestras), en los demás puntos las concentraciones de níquel en sedimentos (SNi) son mayores que en los tubificidos (TNi). Por tanto los factores de concentración son inferiores a la unidad, a excepción de los correspondientes a J-6 (FC=1,1), J-7 (FC=1,4) y J-14 (FC=1,0). La mayoría de ellos varía entre 0,1 en J-3 (río Guadalix) y J-5, y 0,6 en J-13. En la estación control J-1 se da un $FC < 0,1$. La media de los FC de toda la zona de muestreo es 0,5. Estos factores de concentración muestran que los tubificidos asimilan de forma variable este metal, llegando a bioconcentrarlo en algunos casos.

En la Tabla LI (pág. 247) aparecen los resultados de la comparación de las medias de níquel en ambos tipos de muestra. Dichos datos nos indican que la media de níquel en los sedimentos en que fueron muestreados tubificidos (SNi) es significativamente ($p < 0,05$) mayor que en los tejidos de los oligoquetos (TNi) (nivel de significación obtenido = $2,08 \cdot 10^{-6}$).

PUNTOS	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	HEDIA	D.T.
J-1												18	18.00	
J-2														
J-3	15			34	61.3	19	74	34	19	30.2	19.5		33.99	20.55
J-4				6.2				35					20.60	20.36
J-5									46		16		31.00	21.21
J-6			39	7		31			7.3	63	6	6.5	22.82	22.30
J-7	1.2	5.6	19.1	9		37		26					16.32	13.61
J-8														
J-9	9.3				12.4			19	26	21			17.54	6.71
J-10	14	2.6		20				9	12			7.9	10.92	5.92
J-11				22	25			84					43.67	34.96
J-12	N.D.	17		17				94	11	21	7.5		23.93	31.69
J-13	14.4		58		43	42	55	61		23			42.34	17.84
J-14						10		30		23			21.00	10.15
J-15														
J-16									51				51.00	
J-17														
J-18														
HEDIA	8.98	8.40	38.70	16.46	35.42	27.80	64.50	43.56	24.61	30.20	12.25	10.80		
D.T.	6.81	7.60	19.45	10.01	21.34	13.14	13.44	29.45	17.47	16.42	6.54	6.27		

N.D.= no detectado.

TABLA XXXVIII. Concentraciones mensuales de COBRE en TUBIFICIDOS ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) recogidos durante el periodo de estudio (Agosto 1985 a Julio 1986) en las estaciones indicadas.

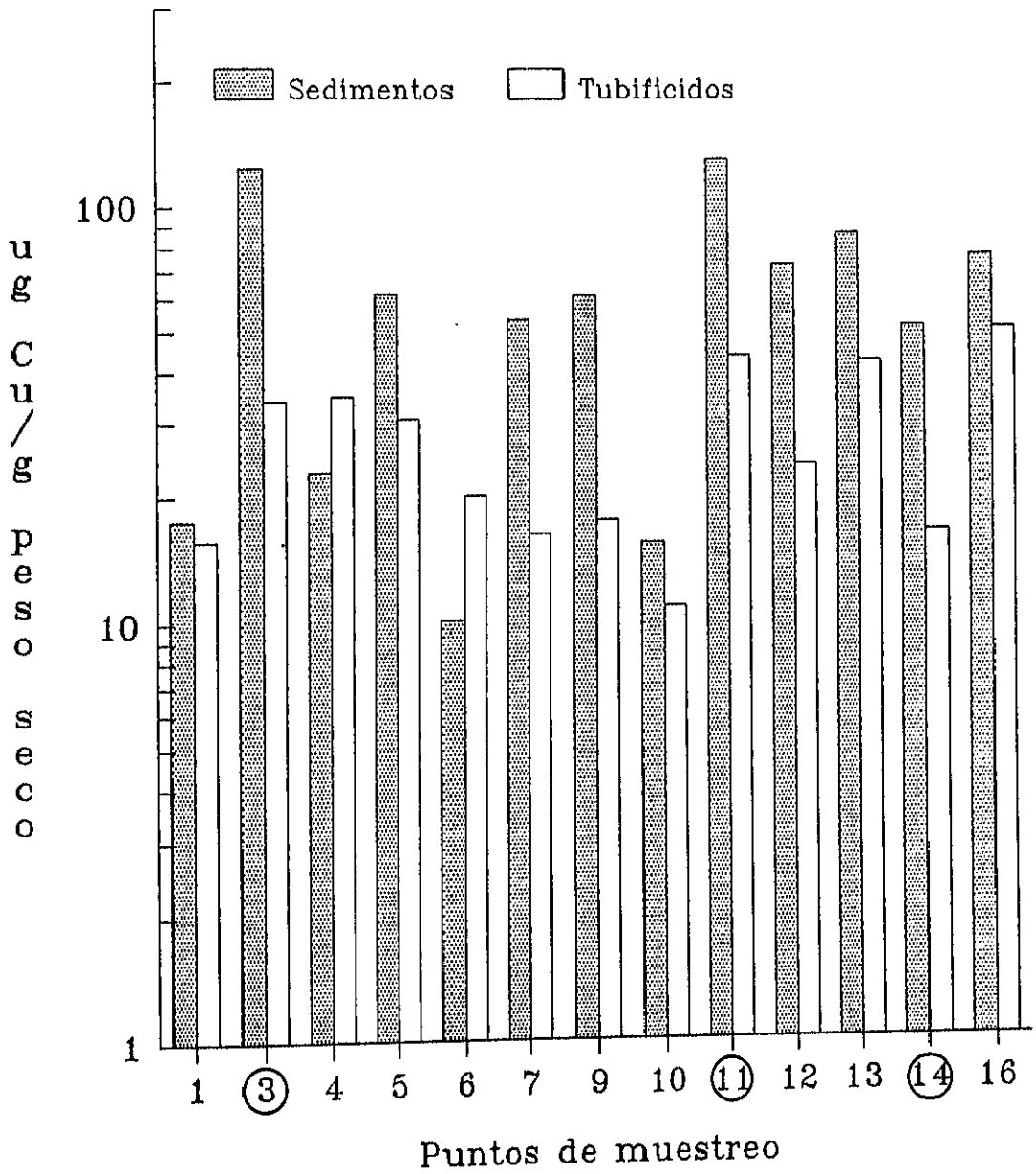


Fig. 31. Concentraciones de COBRE en TUBIFICIDOS y en sus correspondientes SEDIMENTOS.

PUNTOS	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	MEDIA	D.T.
J-1												19	19.00	
J-2														
J-3	29			26	43.7	8.5	31	11.3	14	10.8	6.5		20.08	12.80
J-4				8				35					21.50	19.09
J-5									2.4		0.8		1.60	1.13
J-6			9	16		20			0.5	5.3	N.D.	3.2	7.72	7.73
J-7	9.6	8	3.1	9		7.4		21					9.68	6.00
J-8														
J-9	6.4				5.4			9.7	1	8.3			6.16	3.33
J-10	7.4	6		13				17.6	0.8			10.5	9.22	5.84
J-11				20	23			44.5					29.17	13.36
J-12	4.8	12		4.7				9.5	0.6	5.2	7.1		6.27	3.69
J-13	8.4		20		12.5	14	21	16.4		10.3			14.66	4.74
J-14						23		21		17.6			20.53	2.73
J-15														
J-16									11.6				11.60	
J-17														
J-18														
MEDIA	10.93	8.67	10.70	13.81	21.12	14.58	26.00	20.66	4.41	9.58	3.60	10.90		
D.T.	9.00	3.06	8.58	7.44	16.64	6.88	7.07	11.92	5.80	4.59	3.72	7.91		

N.D.= no detectado.

TABLA XL . Concentraciones mensuales de PLOMO en TUBIFICIDOS ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) recogidos durante el periodo de estudio (Agosto 1985 a Julio 1986) en las estaciones indicadas.

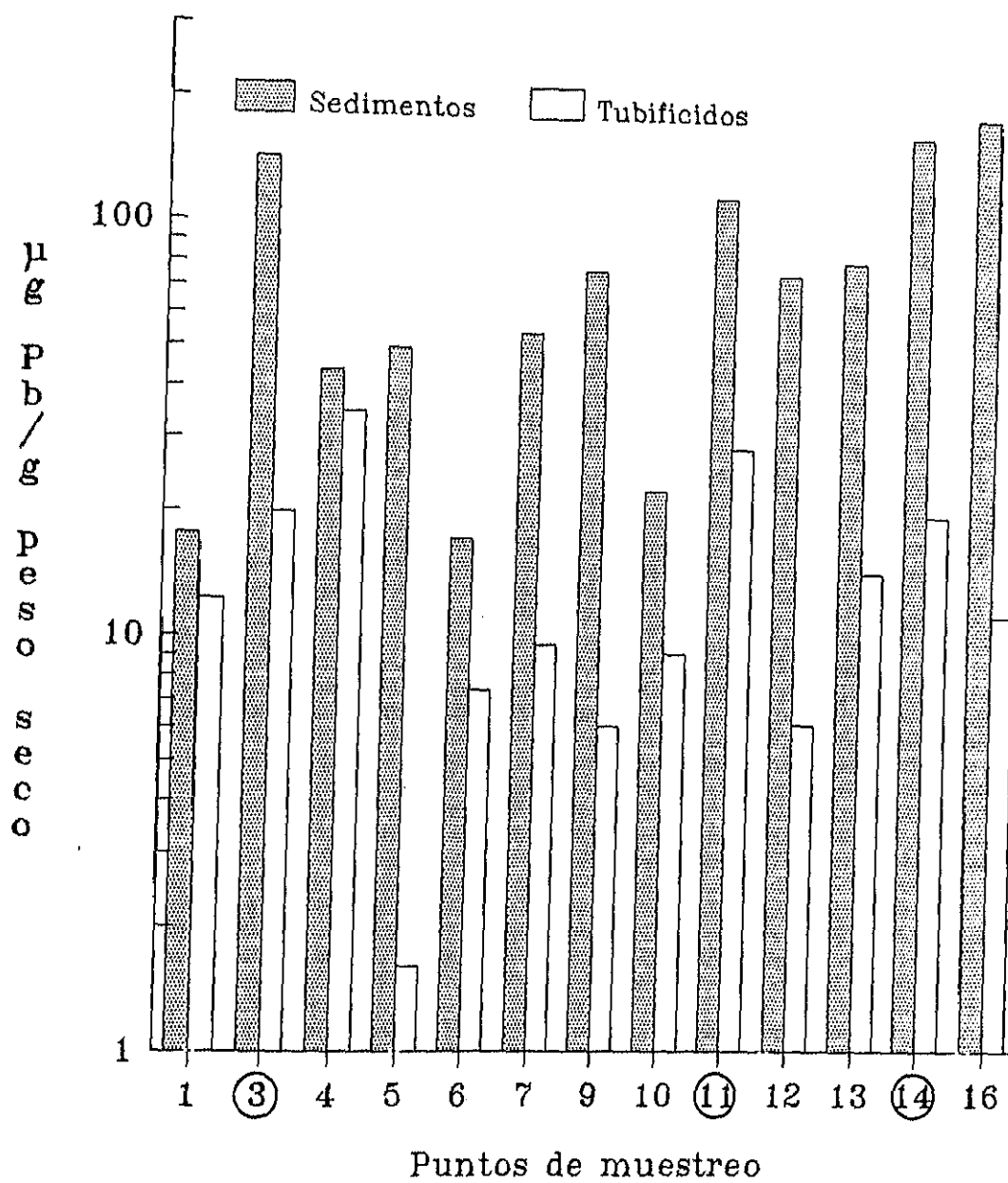


Fig. 32. Concentraciones de PLOMO en TUBIFICIDOS y en sus correspondientes SEDIMENTOS.

T-TEST DE DATOS APAREADOS PARA COMPARACION DE MEDIAS

	SPb	TPb	Total
Nº observac.	57	57	114
Media	77,9825	12,6158	45,2991
Varianza	4811,54	102,243	2456,89
Desv. típica	69,3653	10,1116	49,5671
Mediana	59	9,7	21

Test de hipót. para H_0 : Diferencia = 0 t calculado = 7,04021
vs alter: SPb > TPb Nivel de signif. = $8,1762 \cdot 10^{-11}$
para $\alpha = 0,05$ **SE RECHAZA H_0**

TABLA XLI. Test de hipótesis (t-test de datos apareados) para la comparación de las concentraciones medias de PLOMO en SEDIMENTOS (SPb) y en TUBIFICIDOS (TPb).

PUNTOS	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	MED	D.T.
J-1												2.3	2.30	
J-2														
J-3	6.9			N.D.	3.0	N.D.	N.D.	4.0	6.0	N.D.	1.7		2.40	2.73
J-4				2.7				N.D.					1.35	1.91
J-5									0.1		0.7		0.40	0.43
J-6			4.2	N.D.		3.3			0.5	0.8	0.1	0.5	1.42	1.63
J-7	1.7	1.2	4.7	3.0		3.0		N.D.					2.27	1.65
J-8														
J-9	1.0				2.2			2.4	0.9	1.0			1.50	0.73
J-10	2.1	1.2		1.4				N.D.	0.7			1.1	1.08	0.70
J-11				2.7	4.2			4.6					3.83	1.00
J-12	N.D.	1.5		1.8				N.D.	0.6	0.9	1.4		0.89	0.72
J-13	N.D.		6.1		2.9	2.7	7.4	2.3		1.4			3.26	2.60
J-14						1.1		N.D.		1.7			0.93	0.86
J-15									1.2				1.20	
J-16														
J-17														
J-18														
MEDIA	1.95	1.30	5.00	1.66	3.07	2.02	3.70	1.44	1.43	0.97	0.97	1.30		
D.T.	2.57	0.17	0.98	1.26	0.83	1.41	5.23	1.88	2.04	0.58	0.72	0.92		

N.D.= no detectado.

TABLA XLII . Concentraciones mensuales de CADMIO en TUBIFICIDOS ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) recogidos durante el periodo de estudio (Agosto 1985 a Julio 1986) en las estaciones indicadas.

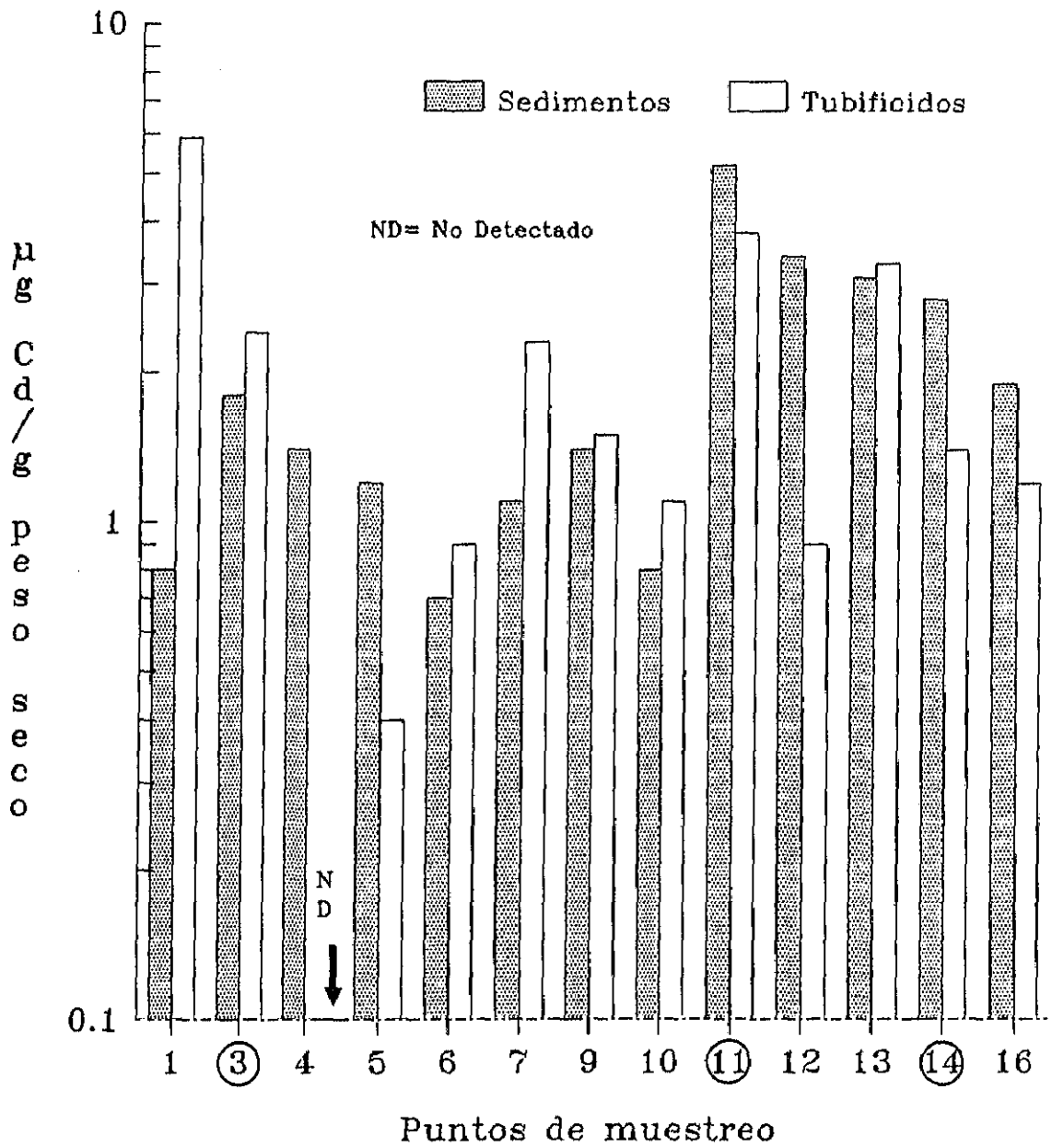


Fig. 33. Concentraciones de CADMIO en TUBIFICIDOS y en sus correspondientes SEDIMENTOS.

PUNTOS	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	MED	D.T.
J-1												208	208.00	
J-2														
J-3	163			211	413	227	209	516	320	699	720		386.48	214.64
J-4				91				255					173.00	115.97
J-5									201		132		166.50	48.79
J-6			158	92		102			102	70	153	149	118.00	34.83
J-7	125	96	128	111		103		113					112.67	12.34
J-8														
J-9	62				125			315	154	173			165.80	93.40
J-10	87	177		211				236	182			244	189.52	57.14
J-11				156	222			646					341.33	265.90
J-12	13	102		155				458	196	218	198		191.43	137.23
J-13	486		468		305	229	198	513		108			329.57	160.42
J-14						125		455		230			270.00	168.60
J-15														
J-16									330				330.00	
J-17														
J-18														
MEDIA	156.00	125.00	251.33	146.71	266.25	157.20	203.50	389.67	212.14	249.67	300.75	200.33		
D.T.	169.68	45.13	188.24	51.31	122.40	65.29	7.78	169.44	83.99	228.70	280.85	47.96		

TABLA XLIV . Concentraciones mensuales de CINC en TUBIFICIDOS ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) recogidos durante el periodo de estudio (Agosto 1985 a Julio 1986) en las estaciones indicadas.

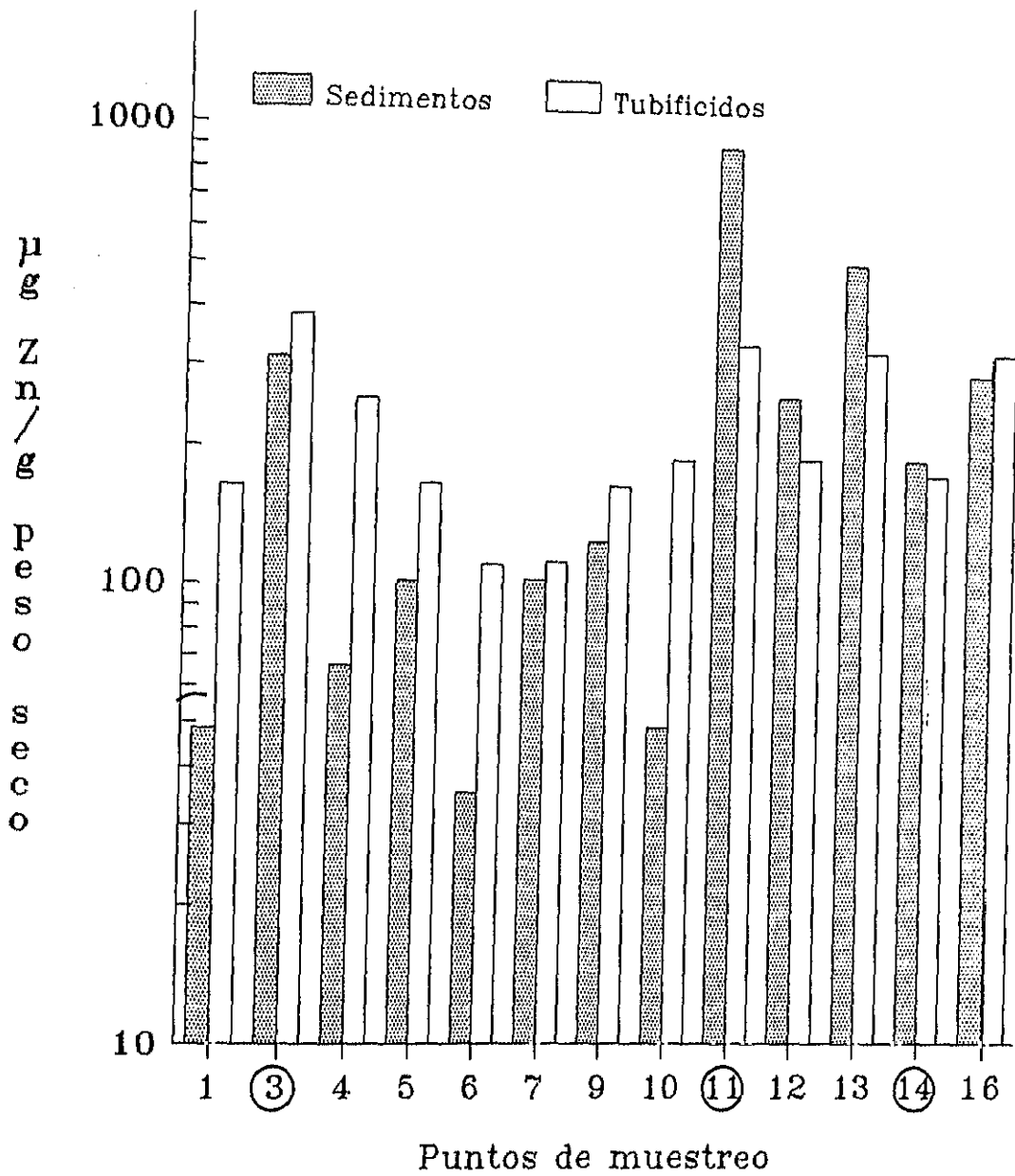


Fig. 34. Concentraciones de CINC en TUBIFICIDOS y en sus correspondientes SEDIMENTOS.

PUNTOS	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	MED	D.T.
J-1												N.D.	N.D.	
J-2														
J-3	N.D.			18.0	N.D.	2.0	4.0	2.0	N.D.	1.0	N.D.		3.00	5.79
J-4				3.0				10.0					6.50	4.95
J-5									4.5		N.D.		2.25	3.18
J-6			2.2	7.7		N.D.			1.7	N.D.	0.5	0.1	1.75	2.77
J-7	3.0	0.6	3.2	8.0		N.D.		13.0					4.64	4.97
J-8														
J-9	N.D.				0.4			N.D.	N.D.	N.D.			0.08	0.18
J-10	N.D.	2.1		7.6				8.8	N.D.			2.1	3.43	3.83
J-11				7.3	2.2			4.6					4.70	2.55
J-12	4.6	0.4		1.7				8.7	1.7	1.2	N.D.		2.61	3.07
J-13	6.6		8.6		5.3	1.3	11.0	5.2		N.D.			5.43	3.85
J-14						1.5		1.2		N.D.			0.90	0.79
J-15														
J-16									N.D.				N.D.	
J-17														
J-18														
MEDIA	2.37	1.03	4.67	7.61	1.97	0.96	7.50	5.94	1.13	0.37	0.12	0.73		
D.T.	2.83	0.93	3.44	5.23	2.41	0.91	4.95	4.44	1.69	0.57	0.25	1.18		

N.D.= no detectado.

TABLA XLVI . Concentraciones mensuales de CROMO en TUBIFICIDOS ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) recogidos durante el periodo de estudio (Agosto 1985 a Julio 1986) en las estaciones

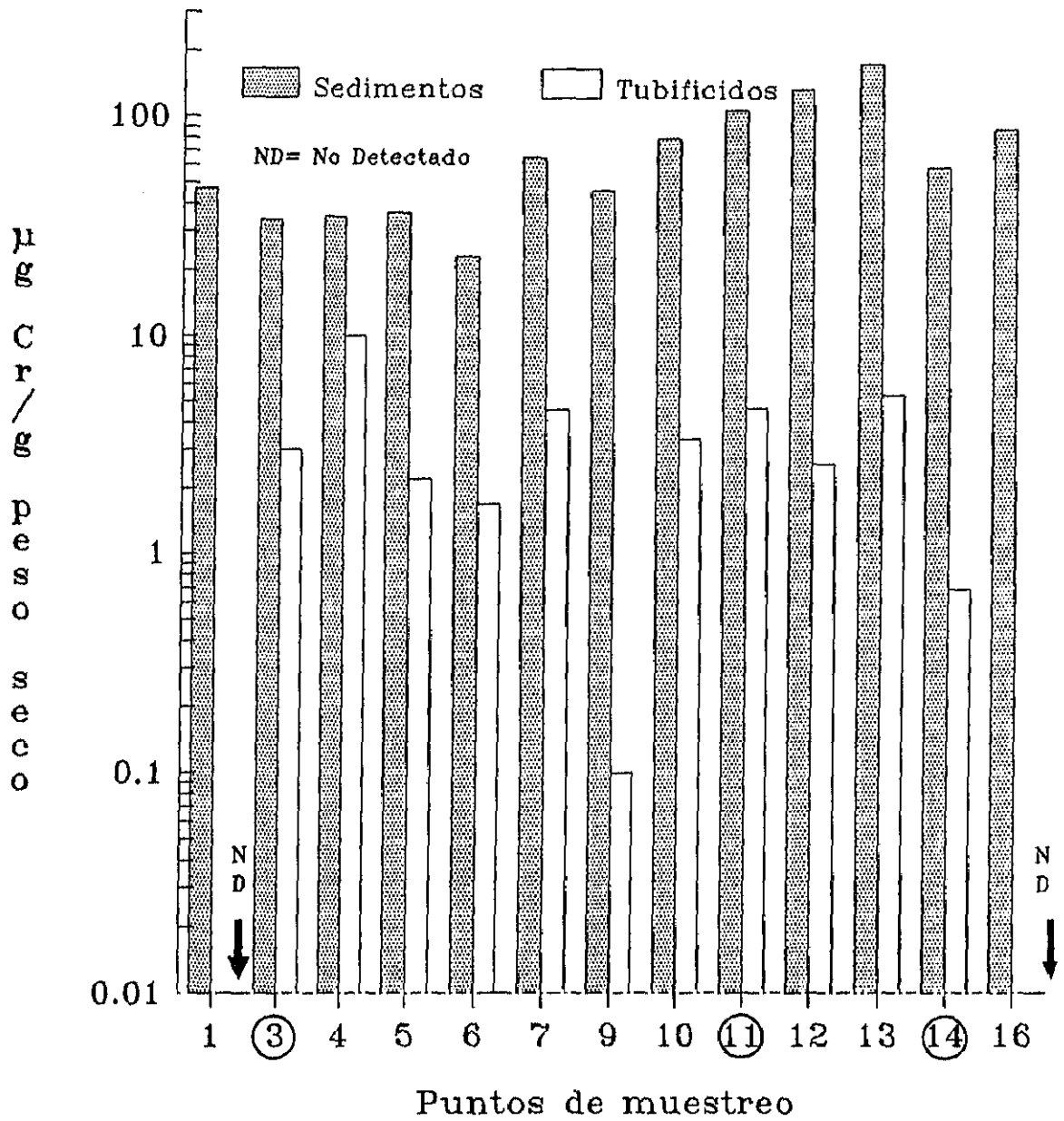


Fig. 35. Concentraciones de CROMO en TUBIFICIDOS y en sus correspondientes SEDIMENTOS.

T-TEST DE DATOS APAREADOS PARA COMPARACION DE MEDIAS

	SCr	TCr	Total
Nº observac.	56	56	112
Media	78,9821	3,075	41,0286
Varianza	4439,25	16,0012	2227,63
Desv. típica	66,6277	4,00015	47,1978
Mediana	58,5	1,6	14,5

Test de hipót. para H_0 : Diferencia = 0 t calculado = 8,51021
vs alter: SCr > TCr Nivel de signif. = $4,87388 \cdot 10^{-14}$
para $\alpha = 0,05$ SE RECHAZA H_0

TABLA XLVII. Test de hipótesis (t-test de datos apareados) para la comparación de las concentraciones medias de CROMO en SEDIMENTOS (SCr) y en TUBIFICIDOS (TCr).

PUNTOS	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	MED	D.T.
J-1												28	28.00	
J-2														
J-3	8.8			46	29.3	13	31	30	17	23	19.4		24.17	11.30
J-4				17				23					20.00	4.24
J-5									14		18		16.00	2.83
J-6			16	15		16			14	16	16	12	15.02	1.49
J-7	14.6	11.5	14	17		13		48					19.68	13.99
J-8														
J-9	6.6				14			20	13	15			13.72	4.81
J-10	10.5	14		16				20	14			14	14.75	3.13
J-11				13	12			19					14.67	3.79
J-12	4.8	13.5		17				22	9.3	12	16		13.51	5.57
J-13	3.5		26		23	17	18	31		10			18.36	9.42
J-14						8		14		13			11.67	3.21
J-15														
J-16									14.5				14.50	
J-17														
J-18														
MEDIA	8.13	13.00	18.66	20.14	19.57	13.40	24.50	25.22	13.69	14.83	17.32	18.00		
D.T.	4.07	1.32	6.43	11.50	8.06	3.51	9.19	10.06	2.30	4.53	1.62	8.72		

TABLAXLVIII . Concentraciones mensuales de MANGANESO en TUBIFICIDOS ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) recogidos durante el periodo de estudio (Agosto 1985 a Julio 1986) en las estaciones indicadas.

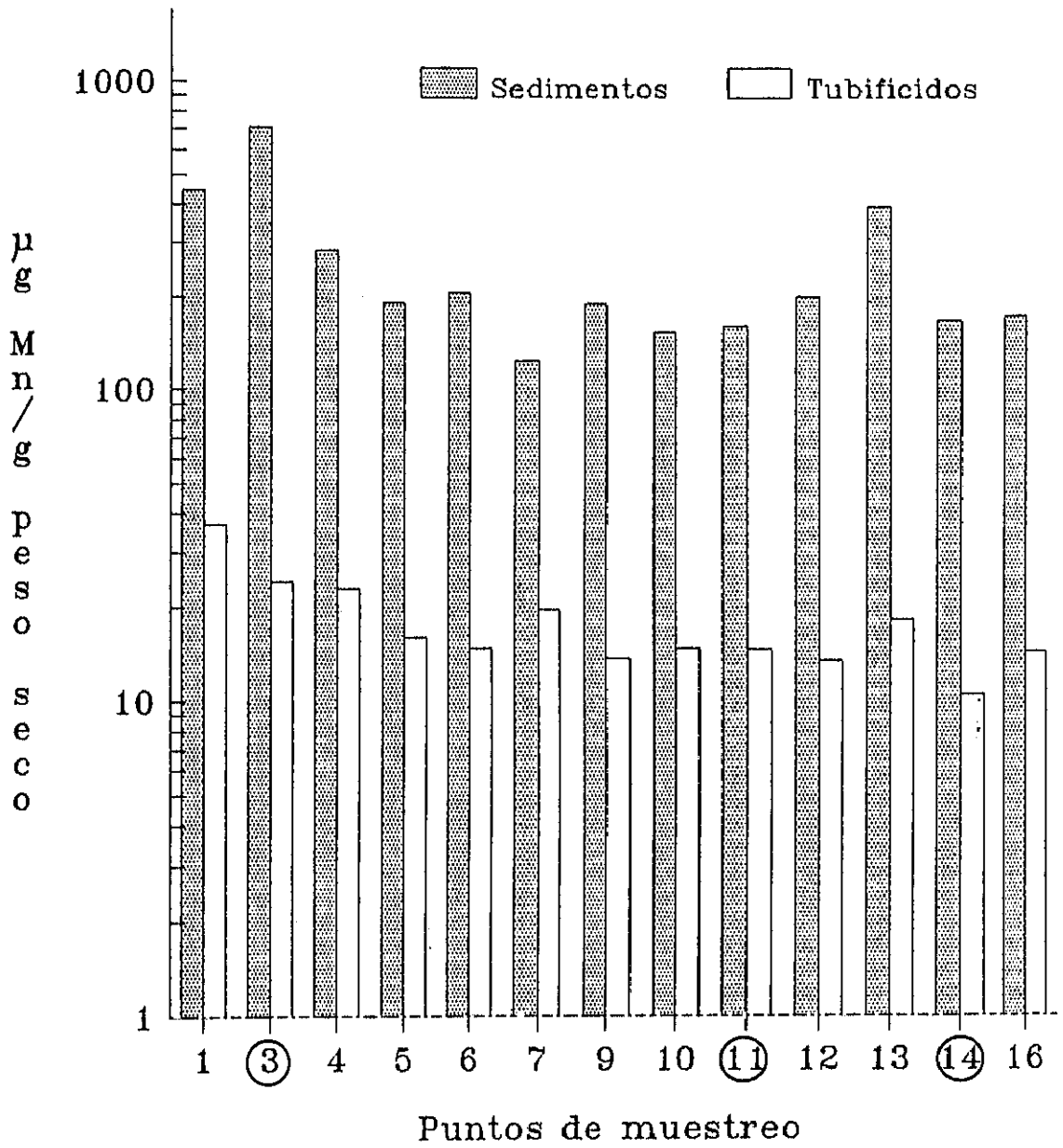


Fig. 36. Concentraciones de MANGANESO en TUBIFICIDOS y en sus correspondientes SEDIMENTOS.

T-TEST DE DATOS APAREADOS PARA COMPARACION DE MEDIAS

	SMn	TMn	Total
Nº observac.	57	57	114
Media	298,211	17,7754	157,993
Varianza	113573	83,9915	56828,5
Desv. típica	337,006	9,16469	238,387
Mediana	191	15	58,5

Test de hipót. para H_0 : Diferencia = 0 t calculado = 6,28017
vs alter: SMn > TMn Nivel de signif. = $3,31057 \cdot 10^{-9}$
para $\alpha = 0,05$ **SE RECHAZA H_0**

TABLA II. Test de hipótesis (t-test de datos apareados) para la comparación de las concentraciones medias de MANGANESO en SEDIMENTOS (SMn) y en TUBIFICIDOS (TMn).

PUNTOS	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	MED	D.T.
J-1												0.4	0.40	
J-2														
J-3	N.D.			N.D.		N.D.	N.D.	4.0	N.D.	6.0	4.0		1.75	2.49
J-4				7.8				7.5					7.65	0.21
J-5									2.1		2.5		2.30	0.28
J-6			7.1	N.D.		46.0			1.0	28.0	N.D.	3.1	12.17	17.91
J-7	N.D.	1.0	28.0	34.5		38.0		1.4					17.15	18.20
J-8														
J-9	10.3				14.3			0.6	N.D.	16.0			8.24	7.54
J-10	N.D.	6.0		16.0				2.0	N.D.			N.D.	4.00	6.32
J-11				1.1	35.0			2.3					12.80	19.24
J-12	58.0	13.0		30.0				2.8	1.4	9.6	4.7		17.07	20.48
J-13	33.0		18.0		23.0	24.0	12.5	0.9		N.D.			15.91	12.26
J-14						24.0		3.0		N.D.			9.00	13.08
J-15														
J-16									N.D.				N.D.	
J-17														
J-18														
MEDIA	16.88	6.67	17.70	12.77	24.10	26.40	6.25	2.72	0.64	9.93	2.80	1.17		
D.T.	23.87	6.03	10.45	14.53	10.39	17.52	8.84	2.09	0.86	10.73	2.08	1.69		

N.D.= no detectado.

TABLA 1 . Concentraciones mensuales de NIQUEL en TUBIFICIDOS ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) recogidos durante el periodo de estudio (Agosto 1985 a Julio 1986) en las estaciones indicadas.

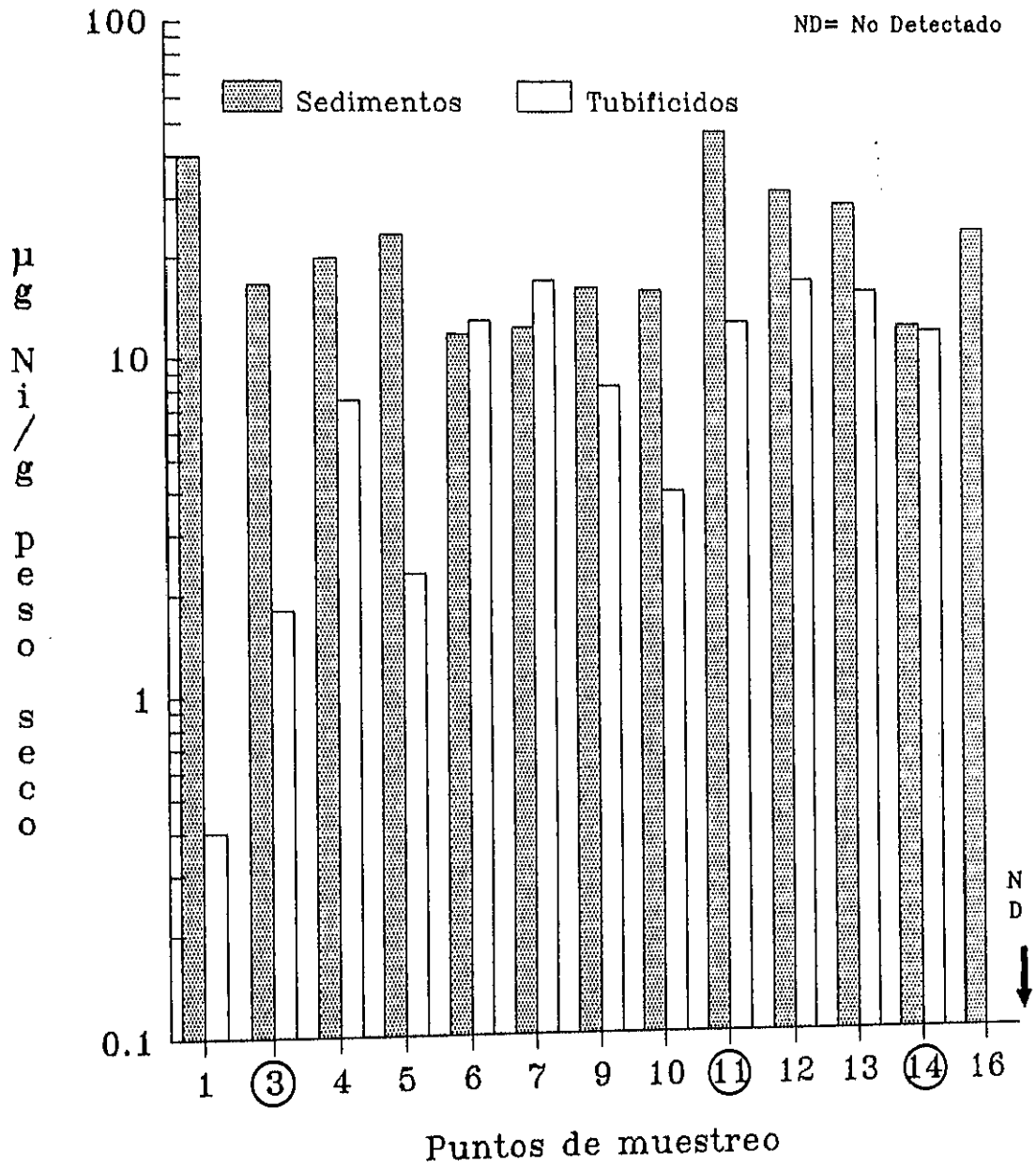


Fig. 37. Concentraciones de NIQUEL en TUBIFICIDOS y en sus correspondientes SEDIMENTOS.

T-TEST DE DATOS APAREADOS PARA COMPARACION DE MEDIAS

	SNi	TNi	Total
Nº observac.	55	55	110
Media	21,4527	10,2909	15,8718
Varianza	179,93	195,274	187,602
Desv. típica	13,4138	13,974	13,6968
Mediana	18	2,8	12,75

Test de hipót. para H_0 : Diferencia = 0 t calculado = 4,27349
vs alter: $SNi > TNi$ Nivel de signif. = $2,08071 \cdot 10^{-5}$
para $\alpha = 0,05$ SE RECHAZA H_0

TABLA LI. Test de hipótesis (t-test de datos apareados) para la comparación de las concentraciones medias de NIQUEL en SEDIMENTOS (SNi) y en TUBIFICIDOS (TNi).

T U B I F I C I D O S

PUNTO	n	Cu		Pb		Cd		Zn		Cr		Mn		Ni	
		MEDIA	D.T.	MEDIA	D.T.	MEDIA	D.T.	MEDIA	D.T.	MEDIA	D.T.	MEDIA	D.T.	MEDIA	D.T.
J-1	2	15.70	3.25	12.35	9.40	5.93	5.13	163.75	62.58	N.D.*		36.95	12.66	0.40*	
J-3	9	33.99	20.55	20.08	12.80	2.40	2.73	386.48	214.64	3.00	5.79	24.17	11.30	1.75**	2.49
J-4	2	20.60	20.36	21.50	19.09	1.35	1.91	173.00	115.97	6.50	4.95	20.00	4.24	7.65	0.21
J-5	2	31.00	21.21	1.60	1.13	0.40	0.43	166.50	48.79	2.25	3.18	16.00	2.83	2.30	0.28
J-6	7	22.82	22.30	7.72	7.73	1.42	1.63	118.00	34.83	1.75	2.77	15.02	1.49	12.17	17.91
J-7	6	16.32	13.61	9.68	6.00	2.27	1.65	112.67	12.34	4.64	4.97	19.68	13.99	17.15	18.20
J-9	5	17.54	6.71	6.16	3.33	1.50	0.73	165.80	93.40	0.08	0.18	13.72	4.81	8.24	7.54
J-10	6	10.92	5.92	9.22	5.84	1.08	0.70	189.52	57.14	3.43	3.83	14.75	3.13	4.00	6.32
J-11	3	43.67	34.96	29.17	13.36	3.83	1.00	341.33	265.90	4.70	2.55	14.67	3.79	12.80	19.24
J-12	7	23.93	31.69	6.27	3.69	0.89	0.72	191.43	137.23	2.61	3.07	13.51	5.57	17.07	20.48
J-13	7	42.34	17.84	14.66	4.74	3.26	2.60	329.57	160.42	5.43	3.85	18.36	9.42	15.91	12.26
J-14	3	21.00	10.15	20.53	2.73	0.93	0.86	270.00	168.60	0.90	0.79	11.67	3.21	9.00	13.08
J-16	1	51.00		11.60		1.20		330.00		N.D.		14.50		N.D.	

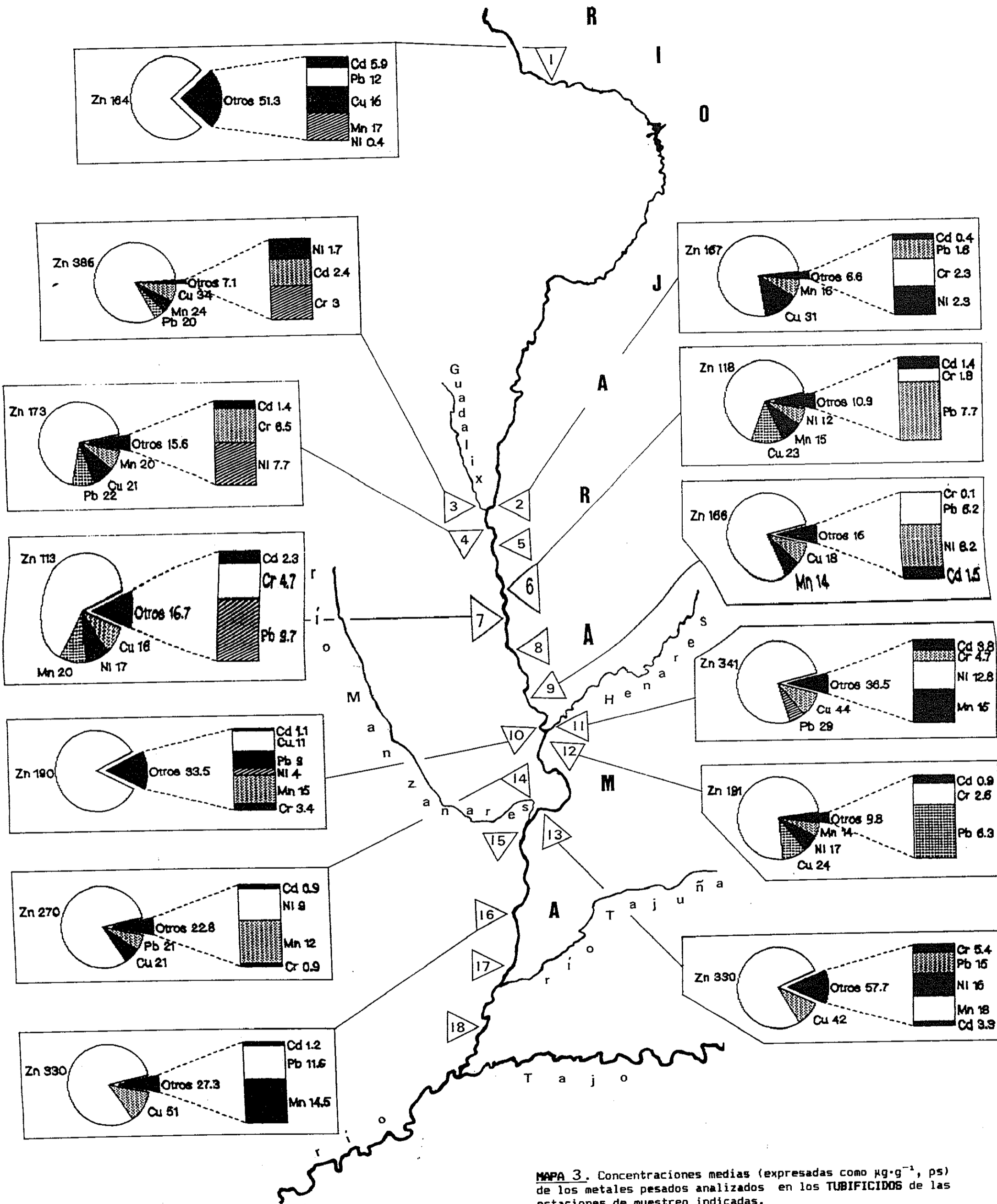
* n=1; ** n=8.

N.D.= no detectado.

TABLA LII . Medias anuales y desviaciones típicas de las concentraciones de los 7 metales pesados analizados (expresadas como $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco) en los tubificidos muestreados en cada una de las estaciones indicadas.

PUNTOS	Cu	Pb	Cd	Zn	Cr	Mn	Ni
1	0,9	0,7	7,5	3,4		<0,1	<0,1
③	0,3	0,1	1,3	1,2	<0,1	<0,1	0,1
4	1,5	0,8		3,8	0,3	<0,1	0,4
5	0,5	<0,1	0,3	1,6	<0,1	<0,1	0,1
6	3,0	0,4	1,2	3,1	<0,1	<0,1	1,1
7	0,3	0,2	2,1	1,1	<0,1	0,2	1,4
9	0,3	<0,1	1,1	1,3	<0,1	<0,1	0,5
10	0,7	0,4	1,3	3,8	<0,1	0,1	0,3
⑪	0,3	0,3	0,7	0,4	<0,1	<0,1	0,3
12	0,3	<0,1	0,3	0,7	<0,1	<0,1	0,5
13	0,5	0,2	1,1	0,6	<0,1	<0,1	0,6
⑭	0,3	0,1	0,5	0,9	<0,1	<0,1	1,0
16	0,7	<0,1	0,6	1,1		<0,1	
MEDIA	0,8	0,3	1,4	2,0	<0,1	<0,1	0,5

TABLA LIII. FACTORES DE CONCENTRACION para los metales en TUBIFICIDOS. Estos valores son las relaciones entre las concentraciones metálicas en tubificidos y sedimentos y han sido calculados a partir de los datos medios.



MAPA 3. Concentraciones medias (expresadas como µg·g⁻¹, ps) de los metales pesados analizados en los TUBIFICIDOS de las estaciones de muestreo indicadas.

4. ANÁLISIS DE CORRELACION.

Hemos realizado una serie de análisis de correlación (correlación lineal de Pearson) para establecer los grados de asociación existentes entre todas las variables analizadas para el río Jarama. Los resultados obtenidos se presentan en la TABLA LIV (pág. 253), en la que se muestran los coeficientes de correlación agrupados en tres matrices diferentes:

- a) correlaciones entre las variables en sedimentos,
- b) correlaciones entre las variables en tubificidos, y
- c) correlaciones entre las variables en sedimentos y tubificidos.

VARIABLES EN SEDIMENTOS (TABLA LIVa, pág. 253):

Del estudio de las matrices de correlación se desprende la clara independencia del manganeso (SMn) respecto de las demás variables analizadas en sedimentos, tanto de los restantes metales pesados como de la materia orgánica (SMO). A este respecto los coeficientes de correlación indican una independencia lineal, ya que todos los valores de "r" son inferiores a 0,5.

En cambio, cobre (SCu), plomo (SPb), cadmio (SCd), cinc (SZn), cromo (SCr) y níquel (SNI) están muy significativamente ($p < 0,001$) intercorrelacionados, como así lo muestra la fuerte dependencia lineal positiva existente entre ellos. Dentro de este grupo, es el cinc el más débilmente intercorrelacionado, mientras que el trío formado por cobre, plomo y cadmio, comprende a los más interdependientes.

Con respecto a la materia orgánica (SMO), están muy correlacionados con ella cobre, plomo, cadmio, cromo y níquel, obteniéndose coeficientes altamente significativos ($p < 0,001$) y mostrando una dependencia lineal positiva de acuerdo a la siguiente secuencia: $SCu > SNi > SPb > SCd > SCr$. Con el cinc (SZn) se observa un coeficiente positivo muy significativo ($p < 0,001$) que no llega a indicar dependencia lineal ($r < 0,5$).

VARIABLES EN TUBIFICIDOS (TABLA LIVb, pág. 253):

Entre los niveles de los distintos metales pesados en tubificidos, en general, existen muy pocos índices significativos. De entre ellos únicamente cuatro (TCu/TZn, TMn/TPb, TMn/TCr, TPb/TCr) son superiores a 0,5 ($p < 0,001$) e indicativos de dependencia lineal positiva. Atendiendo a estos datos se pueden establecer dos grupos de asociaciones metálicas tisulares, aunque ninguna especialmente fuerte: por un lado el trío formado por plomo (TPb), cromo (TCr) y manganeso (TMn), principalmente plomo y cromo, y de otra parte la pareja cinc (TZn) y cobre (TCu).

VARIABLES SEDIMENTOS Y TUBIFICIDOS (TABLA LIVc, pág. 253):

Cuando se analizan las posibles correlaciones entre metales en sedimentos y la fracción asimilada por los tubificidos, solamente es destacable la correlación entre cadmio en tubificidos (TCd) y cinc en sedimentos (SZn): ésta indica una dependencia lineal positiva significativa ($p < 0,001$). Ninguna de las correlaciones significativas restantes supera el valor de 0,5.

JARAMA	SNO	SCu	SPb	SCd	SZn	SCr	SMn	SNi
SNi	0,6519**	0,8589**	0,7770**	0,7438**	0,6494**	0,8139**	0,2184*	1,0000
SMn	0,1672+	0,1517+	0,1611+	0,1266	0,2395*	0,1907*	1,0000	
SCr	0,5087**	0,8159**	0,7953**	0,7886**	0,7234**	1,0000		
SZn	0,4151**	0,6475**	0,7351**	0,6679**	1,0000			
SCd	0,5406**	0,9077**	0,8818**	1,0000				
SPb	0,5961**	0,8986**	1,0000					
SCu	0,6638**	1,0000						
SNO	1,0000							

(a)

n (SNO/SED) = 155; n (SED/SED) = 165; + P < 0,05; * P < 0,01; ** P < 0,001.

JARAMA	TCu	TPb	TCd	TZn	TCr	TMn	TNi
TNi	0,0523	0,0603	0,2619+	-0,1475	0,0520	-0,2110	1,0000
TMn	0,4026*	0,5302**	0,1288	0,2963+	0,5553**	1,0000	
TCr	0,2936+	0,6402**	0,1078	0,3494+	1,0000		
TZn	0,5546**	0,3042+	0,1017	1,0000			
TCd	0,2972+	0,2438	1,0000				
TPb	0,3437+	1,0000					
TCu	1,0000						

(b)

n = 43; + P < 0,05; * P < 0,01; ** P < 0,001.

JARAMA	SNO	SCu	SPb	SCd	SZn	SCr	SMn	SNi
TNi	0,0243	0,3282+	0,2167	0,2799+	0,2566	0,2893+	0,1230	0,2855+
TMn	-0,1087	-0,1679	-0,0765	0,0141	0,1632	-0,0401	-0,1154	-0,1629
TCr	-0,1394	0,0429	0,0636	0,1528	0,2180	0,2133	-0,0110	0,0777
TZn	0,1746	0,0786	0,2294	0,0798	0,3673*	0,1453	0,2016	0,1097
TCd	0,0106	0,2643+	0,3478+	0,2458	0,5485**	0,3596+	0,1517	0,2446
TPb	0,0871	-0,0153	0,0793	0,0953	0,2662+	0,1737	0,1620	0,0279
TCu	0,2416	0,0321	0,1696	0,0414	0,3420+	0,1266	0,0949	0,0388

(c)

n (SNO/TUB) = 38; n (SED/TUB) = 41; + P < 0,05; * P < 0,01; ** P < 0,005.

TABLA LIV . Coefficientes de correlación lineal (r) y niveles de significación (p) entre los valores de las ocho variables analizadas en sedimentos (siete metales pesados y materia orgánica) (a), entre las concentraciones de los metales pesados en tubificidos (b) y entre los niveles de las variables de sedimentos y las de tubificidos (c). Río Jarama.

5. ANÁLISIS DE REGRESIÓN.

Como se explica en "Materiales y Métodos: 3.6.4. Análisis de Regresión" (pág. 165), hemos realizado un análisis de regresión lineal múltiple (BMDP-2R) caracterizado por seleccionar las variables dependientes a partir de una lista de parámetros potenciales. Para ampliar el ámbito de la discusión no sólo hemos empleado en los cálculos nuestras variables, sino también otros resultados de muestreos coincidentes espacial y temporalmente con los nuestros, disponibles en la bibliografía (Tenorio, 1987) y relativas a las características físico-químicas, a los parámetros de contaminación y a las concentraciones de metales pesados de las aguas en las que fueron recogidos los tubificidos (Ver "Justificación, Objetivos e Importancia del Trabajo: 2. Objetivos Concretos", pág. 113 y "Materiales y Métodos: 3.6.4. Análisis de Regresión", pág. 165). La relación de las variables empleadas, 40 en total, el significado de cada una de ellas, sus unidades de medida, así como los símbolos o abreviaturas empleados en las ecuaciones de regresión, aparecen reflejados en la Tabla LV (pág. 255).

Los cálculos se han realizado con los datos completos concernientes al río Jarama, es decir cuando no falta ningún dato para las variables utilizadas en los cálculos: 38 casos utilizados de 169 posibles. La existencia de muestra de tubificidos ha sido el factor limitante en cuanto al número de casos.

<u>VARIABLES</u>	<u>SIGNIFICADO</u>	<u>UNIDADES DE MEDIDA</u>
SMO	Materia orgánica en sedimentos	tanto por ciento (%)
SCu	Cobre en sedimentos	$\mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco
SPb	Plomo en sedimentos	$\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco
SCd	Cadmio en sedimentos	$\mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco
SZn	Cinc en sedimentos	$\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco
SCr	Cromo en sedimentos	$\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco
SMn	Manganeso en sedimentos	$\mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco
SNi	Niquel en sedimentos	$\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco
TCu	Cobre en tubificidos	$\mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco
TPb	Plomo en tubificidos	$\mu\text{g Pb}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco
TCd	Cadmio en tubificidos	$\mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco
TZn	Cinc en tubificidos	$\mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco
TCr	Cromo en tubificidos	$\mu\text{g Cr}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco
TMn	Manganeso en tubificidos	$\mu\text{g Mn}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco
TNi	Niquel en tubificidos	$\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ peso seco
Cu	Cobre en aguas	$\mu\text{g Cu}\cdot\text{l}^{-1}$
Pb	Plomo en aguas	$\mu\text{g Pb}\cdot\text{l}^{-1}$
Cd	Cadmio en aguas	$\mu\text{g Cd}\cdot\text{l}^{-1}$
Zn	Cinc en aguas	$\mu\text{g Zn}\cdot\text{l}^{-1}$
Cr	Cromo en aguas	$\mu\text{g Cr}\cdot\text{l}^{-1}$
CA	Calcio en aguas	$\text{mg Ca}^{2+}\cdot\text{l}^{-1}$
Mg	Magnesio en aguas	$\text{mg Mg}^{2+}\cdot\text{l}^{-1}$
pH	pH del agua	unidades de pH
RS	Residuo seco del agua a 110°C	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
COND	Conductividad del agua	$\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$
OXI	Oxígeno disuelto en agua	$\text{mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$
DQO	Demanda química de oxígeno en agua	$\text{mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno en agua	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
DUR	Dureza del agua	$\text{mg CO}_3\text{Ca}\cdot\text{l}^{-1}$
AC	Acidez del agua a la fenolftaleína	$\text{mg CO}_2\cdot\text{l}^{-1}$
COH	Bicarbonatos en agua	$\text{mg HCO}_3^-\cdot\text{l}^{-1}$
Cl	Cloruros en aguas	$\text{mg Cl}^-\cdot\text{l}^{-1}$
SO4	Sulfatos en aguas	$\text{mg SO}_4^{2-}\cdot\text{l}^{-1}$
PO4	Fosfatos en aguas	$\text{mg PO}_4^{3-}\cdot\text{l}^{-1}$
SI	Sílice en aguas	$\text{mg SiO}_2\cdot\text{l}^{-1}$
NH4	Amonio en aguas	$\text{mg NH}_4^+\cdot\text{l}^{-1}$
NO2	Nitritos en aguas	$\text{mg NO}_2^-\cdot\text{l}^{-1}$
NO3	Nitratos en aguas	$\text{mg NO}_3^-\cdot\text{l}^{-1}$
TAIR	Temperatura del aire	°C
TAG	Temperatura del agua	°C

TABLA LV. Variables empleadas en los análisis de regresión.

Como resultado hemos obtenido siete ecuaciones de regresión, una para cada metal en tubificidos:

i) Ecuación de regresión para el COBRE en tubificidos:

$$TCu=24,32+0,09TZn-1,21TAG$$

Esta ecuación explica el 59% de la varianza del contenido tisular de cobre, con una significación del 99% ($p<0,01$) y con un error estándar de la estimación de 13,36.

Para expresar la concentración del cobre bioasimilado (TCu), el programa únicamente ha seleccionado dos variables independientes entre todas las utilizadas en los cálculos (TZn= concentración de cinc de tubificidos y TAG= temperatura del agua), despreciando el resto. Los parámetros desechados son los que muestran independencia lineal con la variable dependiente (TCu), así como aquellos otros que si fueran introducidos aportarían una información redundante, es decir ya definida por las variables seleccionadas (TZn y TAG). Dicha ecuación explica el 59% de la varianza de los niveles de cobre en tubificidos, es decir que ese porcentaje del Cu bioasimilado por estos organismos es máximamente dependiente de los niveles de cinc en tejidos y de la temperatura del agua, en la forma expresada en la ecuación. Podría ser, por ejemplo, que la incorporación del cobre dependiera de la del cinc. El error estándar de la estimación es 13,36, lo que indica que si quisiéramos calcular la concentración de cobre en

los tubificidos (TCu) a partir de las variables independientes (concentración de cinc en tubificidos y de temperatura del agua), el dato estimado presentaría el mencionado error. Por otro lado, la magnitud del error (13,36) tiene que entenderse dentro del rango de variación de la variable dependiente (para TCu es 0-94 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

ii) Ecuación de regresión para el PLOMO en tubificidos.

$$TPb = -8,58 + 0,28SMO + 0,79TCr + 0,34TMn + 1,82OXI - 8,14AC + 1,1SI$$

Explica el 70% de la varianza en la bioasimilación del plomo como dependiente de pequeños efectos aditivos debidos a las condiciones de los sedimentos (materia orgánica), de las aguas (oxígeno disuelto, acidez y concentración de sílice), así como de los niveles metálicos tisulares de cromo y manganeso. La significación de la estimación es del 99% ($p < 0,01$), con un error estándar de 4,44.

ii) Ecuación de regresión para el CADMIO en tubificidos.

$$TCd = 0,83 + 4 \cdot 10^{-3} SZn$$

Explica el 29% de la varianza en la bioasimilación del cadmio como dependiente del cinc en sedimentos, con una significación del 99% ($p < 0,01$) y con un error estándar de 1,42.

iv) Ecuación de regresión para el CINC en tubificidos.

$$TZn=101,44+3,94TCu$$

Explica el 43% de la varianza en la bioasimilación del cinc como dependiente de los niveles tisulares de cobre, con una significación del 99% ($p<0,01$) y con un error estándar de la estimación de 92,76.

v) Ecuación de regresión para el CROMO en tubificidos.

$$TCr=-1,53+0,24TPb+0,16TMn$$

Explica el 47% de la varianza de la bioasimilación del cromo como dependiente de las concentraciones tisulares de plomo y manganeso, con una significación del 99% ($p<0,01$) y con un error estándar de la estimación de 2,89.

vi) Ecuación de regresión para el MANGANESO en tubificidos.

$$TMn=24,22+0,87TCr-0,14TNi-3,41Cd-0,32TAG$$

Explica el 55% de la varianza en la bioasimilación del manganeso como dependiente de pequeños efectos debidos a las características del agua (concentración de cadmio y temperatura) y al contenido de cromo y níquel en

tejidos. La significación de la estimación es del 99% ($p < 0,01$), con un error estándar de 5,34.

vii) Ecuación de regresión para el NIOQUEL en tubificidos.

$$TNi = 5,46 + 0,12SCu$$

Explica el 12% de la varianza de la bioasimilación del níquel como dependiente de las concentraciones del cobre en sedimentos, con una significación del 99% ($p < 0,01$) y con un error estándar de la estimación de 14,12.

6. ANÁLISIS MULTIVARIANTE FACTORIAL.

Para conseguir una ordenación de las estaciones de la cuenca fluvial del Jarama atendiendo a su contaminación por metales pesados, hemos aplicado un análisis multivariante factorial a los datos concernientes a las muestras de sedimentos (Ver "Materiales y Métodos: 3.6.5. Análisis Multivariante Factorial", pág. 167). De los 205 casos posibles, el análisis ha descartado 15 por carecer de datos de algunas variables, por lo que son finalmente 190 los casos computados (casos completos). Se han deducido dos factores principales, que conjuntamente explican el 77,56% de la varianza total (TABLA LVI, pág. 266).

FACTOR I. Explica el 63,13% de la varianza total. Está correlacionado principalmente con las variables siguientes (ordenadas de mayor a menor correlación):

- i) SCu (concentración de cobre en sedimentos),
- ii) SPb (concentración de plomo en sedimentos),
- iii) SNi (concentración de níquel en sedimentos),
- iv) SCd (concentración de cadmio en sedimentos),
- v) SCr (concentración de cromo en sedimentos),
- vi) SZn (concentración de cinc en sedimentos),
- vii) SMO (porcentaje de materia orgánica en sedimentos).

FACTOR II. Explica el 14,43% de la varianza total. Está correlacionado principalmente con:

- i) SMn (concentración de manganeso en sedimentos).

La materia orgánica (SMO), después de la rotación de los factores, se encuentra débilmente correlacionada con ambos, sin embargo antes de la rotación estaba claramente representada en el Factor I (TABLA LVI, pág. 266). Los porcentajes de la varianza total explicados por cada factor después de la rotación son los siguientes: 60,34% el Factor I y 17,22% el Factor II.

En la Tabla LVII (págs. 267 a 270) se muestran las matrices de correlación entre las notaciones factoriales correspondientes a cada caso analizado (según las variables absorbidas por cada factor) y los dos factores. Atendiendo a estos coeficientes de correlación, al representar gráficamente los casos estudiados (muestreo=estación-mes) respecto de los ejes de coordenadas, Factores I y II, se puede hacer una tipificación de las estaciones y meses de muestreo. Se analiza en cada caso, el peso específico de cada uno de los factores y por tanto el del carácter global del que son indicativos.

Dada la cuantía de los casos, para clarificar su graficación, se adjuntan tres figuras diferentes correspondientes a tres grupos de estaciones de muestreo, entre las que se encuentran las situadas en los tres afluentes, y una cuarta con los casos agrupados por zonas:

- i) Figura 38 (pág. 271), con las estaciones J-1 a J-8,
- ii) Figura 39 (pág. 272), con las estaciones J-9 a J-12,
- iii) Figura 40 (pág. 273), con las estaciones J-13 a J-18,
- iv) Figura 41 (pág. 274), con las Zonas I, II y III.

Se han representado en el Mapa 2 (pág. 210) las concentraciones medias anuales de los metales pesados en sedimentos de cada estación de muestreo. De esta forma se intenta facilitar la exposición de los resultados y la caracterización de los diferentes puntos de muestreo de acuerdo a las concentraciones de metales pesados en lodos.

Las correlaciones obtenidas entre los casos y los dos factores nos han llevado a dividir el río Jarama en tres zonas (FIGURA 41, pág. 274). La estación control (J-1) y los afluentes Guadalix (J-3), Henares (J-11) y Manzanares (J-14) no han sido incluidos en ninguna zona para comentar por separado su caracterización, pero sí se incluye el análisis de su posible impacto sobre el río principal.

ZONA I. Con las estaciones J-2, J-4, y J-5 a J-10, y caracterizada por (FIGURAS 38 y 39, págs. 271 y 272):

- i) poseer principalmente baja asociación con el Factor I, salvo en casos esporádicos, especialmente J-8 en Diciembre, y
- ii) tener una variable asociación con el Factor II, pues mientras J-2 se encuentra bastante asociada, J-6 se muestra muy poco afectada y J-10 no lo está en absoluto.

La afluencia del río Guadalix (J-3) no parece influir apreciablemente sobre los sedimentos del Jarama, pues no se observa una variación en la asociación con los factores en las estaciones situadas tras su afluencia (J-4 en adelante). Como

se puede apreciar en el Mapa 2 (pág. 210), las estaciones de la Zona I se caracterizan por ser el manganeso el catión predominante, seguido por el cinc (como en el afluente). Sin embargo, en J-10 el cromo desplaza al cinc.

ZONA II Con las estaciones J-12 y J-13, y caracterizada por (FIGURAS 39 Y 40, págs. 272 y 273):

- i) tener una mayor y más variable correlación que la zona anterior con el Factor I, especialmente J-12 en Noviembre y Diciembre, y
- ii) estar poco y uniformemente correlacionada con el Factor II, a excepción de J-13 en Enero que sí muestra una fuerte correlación con este factor.

Esta zona tiene marcado su inicio por la afluencia del río Henares (J-11), que arrastra a estas estaciones (J-12 y J-13) hacia una zona más asociada al Factor I que la anterior. Los sedimentos de esta zona se caracterizan, y diferencian de los de la Zona I, por ser el cinc el metal más abundante (como ocurre en los del afluente); seguidos por manganeso y cromo (MAPA 2, pág. 210).

ZONA III Con las estaciones J-15 a J-18, y caracterizada por (FIGURA 40, pág. 273):

- i) tener una fuerte correlación con el Factor I, especialmente J-15 en Noviembre, Abril y Junio, J-16 en Noviembre y Junio y J-18 en Noviembre.

- ii) estar poco y uniformemente asociada con el Factor II, salvo J-16 en Abril que se caracteriza por tener una fuerte correlación con este factor y escasa con el Factor I.

Aunque los sedimentos del río Manzanares (J-14) y los de esta zona no presentan, correlaciones similares con los factores, la afluencia del tributario marca el inicio de la Zona II (J-15 a J-18). En los sedimentos de esta zona el metal pesado predominante es el cinc (como en la Zona II y en J-11) cromo, manganeso, plomo y cobre con concentraciones similares entre sí (dominado uno u otro según el punto de muestreo) le siguen de lejos (MAPA 2, pág. 210).

ESTACION CONTROL (J-1) (FIGURA 38, pág. 271).

La primera estación se caracteriza por estar situada en una zona de fuerte correlación con el Factor II y escasa con el Factor I. En el Mapa 2 (pág. 210) se puede apreciar que en sus sedimentos existe un predominio claro del manganeso, seguido de un grupo formado por cinc, cromo y níquel con niveles similares entre sí; cobre y el plomo con las mismas concentraciones son los siguientes, siendo el cadmio el más escaso.

RIO GUADALIX (J-3) (FIGURA 38, pág. 271).

Los sedimentos de la estación J-3 son los más correlacionados con el Factor II (sobre todo en los casos de Septiembre, Octubre, Noviembre, Enero, Febrero, Marzo y Abril). Con respecto al Factor I su asociación es muy variable; los diferentes casos (meses) se distribuyen según un vector paralelo a este eje, siendo los más asociados los relativos a Septiembre,

Octubre, Enero y Febrero. Como se puede observar en el Mapa 2 (pág. 210), en J-3 domina claramente el manganeso sobre el cinc (como en la Zona I del Jarama). Cobre y plomo, con concentraciones similares entre ellos, son los siguientes en abundancia.

RIO HENARES (J-11) (FIGURA 39, pág. 272).

Los sedimentos de la desembocadura del río Henares se caracterizan por no estar correlacionados con el Factor II y por tener una fuerte asociación con el Factor I (como la Zona III del Jarama), lo que parece conducir a la Zona II a una mayor asociación con este factor, como ya se ha indicado. Los casos de Enero, Febrero y Julio están especialmente correlacionados con el Factor I. En el Mapa 2 (pág. 210) se puede apreciar el marcado predominio del cinc sobre los demás metales seguido de lejos por el grupo formado por cobre, manganeso, plomo y cromo.

RIO MANZANARES (J-14) (FIGURA 40, pág. 273).

Los lodos de la estación J-14 no aparecen correlacionados con ninguno de los dos factores. Sus sedimentos se caracterizan (MAPA 2, pág. 210) por dominar en ellos cinc, manganeso y plomo, en este orden y con valores similares. Cobre y cromo son los metales que les siguen en abundancia.

UNROTATED FACTOR LOADINGS (PATTERN)

FOR PRINCIPAL COMPONENTS

		FACTOR 1	FACTOR 2
SMO	3	0.707	0.411
SCU	4	0.937	0.055
SPB	5	0.898	0.080
SCD	6	0.882	-0.209
SZN	7	0.761	-0.079
SCR	8	0.833	-0.257
SMN	9	0.186	0.917
SNI	10	0.884	-0.142
VP		5.051	1.154

THE VP FOR EACH FACTOR IS THE SUM OF THE SQUARES OF THE ELEMENTS OF THE COLUMN OF THE FACTOR LOADING MATRIX CORRESPONDING TO THAT FACTOR. THE VP IS THE VARIANCE EXPLAINED BY THE FACTOR.

ORTHOGONAL ROTATION, GAMMA = 1.0000

ITERATION	SIMPLICITY CRITERION
0	-1.505334
1	-1.772227
2	-1.772227

ROTATED FACTOR LOADINGS (PATTERN)

		FACTOR 1	FACTOR 2
SMO	3	0.588	0.568
SCU	4	0.897	0.277
SPB	5	0.853	0.293
SCD	6	0.906	0.008
SZN	7	0.758	0.106
SCR	8	0.870	-0.050
SMN	9	-0.039	0.934
SNI	10	0.893	0.074
VP		4.827	1.378

THE VP FOR EACH FACTOR IS THE SUM OF THE SQUARES OF THE ELEMENTS OF THE COLUMN OF THE FACTOR PATTERN MATRIX CORRESPONDING TO THAT FACTOR. WHEN THE ROTATION IS ORTHOGONAL, THE VP IS THE VARIANCE EXPLAINED BY THE FACTOR.

TABLA LVI. Matriz factorial antes y después de la rotación de los factores.

ESTIMATED FACTOR SCORES AND MAHALANOBIS DISTANCES (CHI-SQUARE S) FROM EACH CASE TO THE CENTROID OF ALL CASES FOR THE ORIGINAL DATA (8 D.F.) FACTOR SCORES (2 D.F.) AND THEIR DIFFERENCE (6 D.F.). EACH CHI-SQUARE HAS BEEN DIVIDED BY ITS DEGREES OF FREEDOM.

CASE LABEL	CASE NO.	CHISQ/DF 8	CHISQ/CF 2	CHISQ/DF 6	FACTOR 1	FACTOR 2	
J01	8607	1	2.270	1.937	2.381	-0.635	1.863
J02	8508	2	0.183	0.312	0.140	-0.722	-0.319
J02	8509	3	2.294	5.421	1.252	-1.336	3.009
J02	8510	4	0.752	1.553	0.471	-0.740	1.624
J02	8512	6	0.754	0.941	0.691	-0.710	1.174
J02	8601	7	0.145	0.271	0.103	-0.718	-0.163
J02	8602	8	0.618	0.097	0.791	-0.388	0.208
J02	8603	9	0.221	0.247	0.212	-0.679	0.178
J02	8604	10	0.299	0.207	0.330	-0.642	0.040
J02	8605	11	0.659	0.214	0.808	-0.602	-0.255
J02	8606	12	0.265	0.311	0.250	-0.728	-0.302
J02	8607	13	0.916	0.096	1.189	-0.401	-0.178
J04	8509	15	0.160	0.280	0.120	-0.704	-0.254
J04	8510	16	0.387	0.463	0.361	-0.741	-0.613
J04	8512	18	0.376	0.162	0.447	-0.569	0.000
J04	9601	19	0.540	0.229	0.643	-0.676	-0.040
J04	8602	20	0.978	0.770	1.048	-0.464	1.151
J04	8603	21	0.190	0.271	0.163	-0.700	0.226
J04	8604	22	0.474	0.186	0.570	-0.499	0.350
J04	8605	23	0.386	0.132	0.471	-0.403	0.318
J04	9606	24	0.207	0.383	0.148	-0.778	-0.399
J05	8508	26	0.104	0.308	0.036	-0.784	-0.026
J05	8509	27	0.624	0.035	0.821	-0.080	0.251
J05	8510	28	0.183	0.398	0.111	-0.889	-0.083
J05	8511	29	4.386	0.462	5.693	-0.058	0.960
J05	8512	30	5.769	0.745	7.444	-0.119	1.215
J05	8601	31	0.818	0.185	1.028	-0.264	0.548
J05	8602	32	0.160	0.214	0.142	-0.614	-0.228
J05	8603	33	0.970	0.142	1.246	-0.446	0.292
J05	8604	34	0.283	0.079	0.351	-0.396	0.024
J05	8605	35	0.364	0.252	0.401	-0.708	-0.049
J05	8606	36	0.138	0.208	0.115	-0.639	-0.082
J05	8607	37	0.118	0.286	0.062	-0.755	0.045
J06	8508	38	0.290	0.613	0.182	-0.929	-0.603
J06	8509	39	0.195	0.413	0.123	-0.907	0.064
J06	8511	41	0.174	0.307	0.129	-0.720	-0.311
J06	8512	42	0.205	0.412	0.136	-0.850	0.317
J06	8601	43	0.324	0.660	0.212	-0.942	-0.658
J06	8602	44	0.306	0.682	0.181	-0.945	-0.686
J06	8603	45	0.301	0.462	0.247	-0.947	-0.163
J06	8604	46	0.207	0.483	0.116	-0.955	-0.233
J06	8606	48	0.177	0.456	0.084	-0.904	-0.306
J07	8508	50	0.184	0.284	0.151	-0.642	-0.395
J07	8509	51	0.594	0.459	0.639	-0.803	-0.522
J07	8510	52	0.869	0.198	1.092	-0.296	-0.555
J07	8511	53	0.138	0.130	0.141	-0.293	-0.417
J07	8512	54	0.358	0.046	0.462	0.131	-0.275
J07	8601	55	0.470	0.760	0.374	-0.871	-0.873
J07	8602	56	0.287	0.705	0.148	-0.855	-0.824
J07	8603	57	0.687	0.562	0.729	-0.677	-0.816

TABLA LVIII . Matriz factorial entre los factores y las notaciones factoriales en cada uno de los casos analizados.

ESTIMATED FACTOR SCORES AND MAHALANOBIS DISTANCES (CHI-SQUARE S) FROM EACH CASE TO THE CENTROID OF ALL CASES FOR THE ORIGINAL DATA (8 D.F.) FACTOR SCORES (2 D.F.) AND THEIR DIFFERENCE (6 D.F.). EACH CHI-SQUARE HAS BEEN DIVIDED BY ITS DEGREES OF FREEDOM.

CASE LABEL	NO.	CHISQ/DF 8	CHISQ/CF 2	CHISQ/DF 6	FACTOR 1	FACTOR 2
J07 8604	58	0.158	0.491	0.047	-0.731	-0.669
J07 8605	59	0.168	0.370	0.101	-0.594	-0.623
J07 8606	60	0.108	0.274	0.052	-0.570	-0.471
J08 8508	62	0.358	0.104	0.443	-0.440	-0.121
J08 8509	63	0.236	0.358	0.196	-0.826	-0.184
J08 8510	64	0.134	0.263	0.091	-0.661	-0.299
J08 8511	65	0.177	0.308	0.134	-0.626	-0.474
J08 8512	66	7.225	2.091	8.937	2.023	0.300
J08 8601	67	0.374	0.362	0.377	-0.662	-0.535
J08 8602	68	1.292	0.033	1.712	0.256	0.026
J08 8603	69	0.143	0.354	0.072	-0.725	-0.427
J08 8604	70	0.236	0.263	0.227	-0.374	0.622
J08 8605	71	0.264	0.661	0.131	-0.796	-0.830
J08 8606	72	0.236	0.621	0.105	-0.779	-0.809
J08 8607	73	0.235	0.210	0.243	-0.382	-0.524
J09 8508	74	0.528	0.057	0.685	-0.264	0.210
J09 8509	75	0.226	0.147	0.253	-0.524	-0.140
J09 8510	76	0.771	0.064	1.007	-0.016	0.357
J09 8511	77	0.569	0.016	0.753	-0.036	-0.175
J09 8512	78	0.285	0.366	0.257	-0.699	-0.493
J09 8601	79	0.343	0.597	0.259	-0.856	-0.679
J09 8602	80	0.342	0.326	0.347	-0.629	-0.506
J09 8603	81	0.252	0.338	0.223	-0.663	-0.486
J09 8604	82	0.224	0.364	0.177	-0.712	-0.471
J09 8605	83	1.216	0.312	1.517	-0.389	0.687
J09 8606	84	0.181	0.381	0.114	-0.793	-0.364
J10 8508	86	0.292	0.420	0.249	-0.659	-0.636
J10 8509	87	0.322	0.405	0.295	-0.728	-0.529
J10 8510	88	0.192	0.263	0.168	-0.725	-0.007
J10 8511	89	0.331	0.334	0.330	-0.494	-0.652
J10 8512	90	0.340	0.287	0.358	-0.404	-0.641
J10 8601	91	0.560	0.589	0.550	-0.722	-0.810
J10 8602	92	0.352	0.685	0.240	-0.800	-0.855
J10 8603	93	0.200	0.537	0.088	-0.608	-0.839
J10 8604	94	0.265	0.674	0.128	-0.866	-0.774
J10 8605	95	0.354	0.558	0.286	-0.801	-0.688
J10 8606	96	0.356	0.640	0.261	-0.819	-0.781
J12 8508	98	0.134	0.118	0.140	-0.151	-0.463
J12 8509	99	0.340	0.005	0.452	-0.100	0.031
J12 8510	100	0.796	0.020	1.055	0.142	-0.140
J12 8511	101	2.257	1.123	2.634	1.391	-0.559
J12 8512	102	1.810	1.686	1.851	1.717	-0.652
J12 8601	103	0.611	0.343	0.701	0.756	-0.338
J12 8602	104	1.134	0.271	1.421	0.415	-0.607
J12 8603	105	0.202	0.441	0.122	-0.631	-0.695
J12 8604	106	0.074	0.253	0.015	-0.365	-0.610
J12 8605	107	0.374	0.129	0.456	-0.506	0.038
J12 8606	108	0.100	0.035	0.122	-0.033	-0.262
J12 8607	109	0.480	0.238	0.561	-0.122	-0.679
J13 8508	110	0.463	0.131	0.573	-0.031	0.511

TABLA LVII. (continuación). Matriz factorial entre los factores y las notaciones factoriales en cada uno de los casos analizados.

ESTIMATED FACTOR SCORES AND MAHALANOBIS DISTANCES (CHI-SQUARE S) FROM EACH CASE TO THE CENTROID OF ALL CASES FOR THE ORIGINAL DATA (8 D.F.) FACTOR SCORES (2 D.F.) AND THEIR DIFFERENCE (6 D.F.). EACH CHI-SQUARE HAS BEEN DIVIDED BY ITS DEGREES OF FREEDOM.

CASE LABEL	CASE NO.	CHISQ/DF 8	CHISQ/DF 2	CHISQ/DF 6	FACTOR 1	FACTOR 2
J13	8509 111	0.071	0.041	0.080	-0.202	-0.204
J13	8510 112	0.981	0.044	1.293	0.099	0.280
J13	8511 113	0.303	0.033	0.393	-0.039	-0.252
J13	8512 114	0.625	0.063	0.812	0.090	-0.342
J13	8601 115	2.454	2.628	2.396	0.203	2.284
J13	8602 116	0.824	0.134	1.055	0.507	-0.102
J13	8603 117	0.296	0.414	0.257	-0.763	-0.495
J13	8605 119	0.300	0.023	0.392	-0.211	-0.037
J13	8606 120	0.232	0.160	0.256	-0.325	-0.463
J13	8607 121	1.058	0.121	1.370	0.436	-0.227
J15	8508 122	3.271	1.670	3.805	1.767	0.464
J15	8509 123	0.296	0.078	0.369	-0.155	-0.363
J15	8510 124	1.246	0.257	1.576	0.583	0.417
J15	8511 125	6.291	9.342	5.274	4.302	0.416
J15	8512 126	1.046	2.086	0.699	2.032	-0.206
J15	8601 127	2.466	1.063	2.934	1.443	-0.211
J15	8602 128	1.711	1.373	1.823	1.610	-0.394
J15	8603 129	0.276	0.209	0.298	-0.488	-0.423
J15	8604 130	3.050	3.705	2.832	2.709	-0.266
J15	8605 131	1.611	1.142	1.767	1.367	0.645
J15	8606 132	1.427	3.479	0.743	2.638	0.046
J15	8607 133	0.091	0.086	0.092	-0.305	-0.282
J16	8508 134	0.271	0.220	0.288	0.602	-0.279
J16	8509 135	0.348	0.035	0.452	-0.053	-0.259
J16	8510 136	1.362	0.090	1.787	0.422	-0.038
J16	8511 137	3.559	5.701	2.845	3.331	0.557
J16	8512 138	1.124	1.466	1.011	1.712	-0.047
J16	8601 139	0.207	0.143	0.229	-0.297	-0.444
J16	8602 140	0.479	0.119	0.599	-0.106	-0.476
J16	8603 141	0.266	0.294	0.257	-0.623	-0.446
J16	8604 142	4.865	0.999	6.153	0.148	1.406
J16	8605 143	0.105	0.008	0.138	0.042	-0.118
J16	8606 144	3.230	3.667	3.084	2.708	-0.002
J16	8607 145	0.173	0.128	0.188	0.062	-0.502
J17	8508 146	0.129	0.067	0.149	-0.300	-0.210
J17	8509 147	0.500	0.101	0.632	0.423	0.154
J17	8510 148	0.471	0.118	0.588	-0.057	-0.483
J17	8511 149	1.289	1.278	1.293	1.591	0.152
J17	8512 150	0.388	0.382	0.390	0.849	-0.207
J17	8601 151	0.250	0.099	0.300	-0.012	-0.444
J17	8602 152	0.172	0.282	0.135	-0.564	-0.495
J17	8603 153	0.331	0.264	0.353	-0.543	-0.484
J17	8604 154	0.324	0.314	0.327	0.792	-0.033
J17	8605 155	3.047	1.886	3.434	1.936	0.161
J17	8606 156	0.119	0.214	0.088	-0.305	-0.579
J18	8508 158	1.681	0.739	1.995	1.199	0.202
J18	8509 159	0.435	0.237	0.501	0.687	0.032
J18	8510 160	0.827	0.559	0.916	0.951	0.463
J18	8511 161	2.087	3.872	1.492	2.778	0.169
J18	8512 162	1.090	1.147	1.070	1.477	-0.339

TABLA LVII (continuación). Matriz factorial entre los factores y las notaciones factoriales en cada uno de los casos analizados.

ESTIMATED FACTOR SCORES AND MAHALANOBIS DISTANCES (CHI-SQUARE S) FROM EACH CASE TO THE CENTROID OF ALL CASES FOR THE ORIGINAL DATA (8 D.F.) FACTOR SCORES (2 D.F.) AND THEIR DIFFERENCE (6 D.F.). EACH CHI-SQUARE HAS BEEN DIVIDED BY ITS DEGREES OF FREEDOM.

CASE LABEL	NO.	CHISQ/DF 8	CHISQ/DF 2	CHISQ/DF 6	FACTOR 1	FACTOR 2	
J18	8601	163	0.593	0.253	0.707	0.638	-0.316
J18	8602	164	1.807	1.835	1.797	1.899	-0.255
J18	8604	166	0.089	0.029	0.105	-0.074	-0.270
J18	8605	167	0.245	0.061	0.307	0.249	-0.246
J18	8606	168	0.208	0.291	0.181	0.624	-0.438
J18	8607	169	2.292	1.579	2.530	1.777	0.037
J03	8508	170	0.136	0.334	0.070	-0.806	0.136
J03	8509	171	4.905	10.177	3.148	0.154	4.509
J03	8510	172	4.186	6.689	3.351	0.716	3.587
J03	8511	173	12.086	32.876	5.156	-1.418	7.984
J03	8512	174	0.298	0.203	0.329	-0.557	0.309
J03	8601	175	3.294	3.321	3.286	0.287	2.561
J03	8602	176	4.693	4.764	4.669	0.458	3.052
J03	8603	177	1.413	4.673	0.326	-0.657	2.986
J03	8604	178	1.140	3.779	0.260	-0.679	2.664
J03	8605	179	0.252	0.359	0.217	-0.816	-0.226
J03	8607	181	0.549	0.581	0.539	-0.607	0.890
J11	8508	182	3.275	0.801	4.099	1.233	-0.285
J11	8509	183	0.423	0.130	0.521	0.360	-0.362
J11	8510	184	1.715	0.237	2.208	0.665	-0.178
J11	8511	185	1.522	0.462	1.875	0.859	-0.433
J11	8512	186	1.236	0.430	1.505	0.708	-0.600
J11	8601	187	4.328	6.621	3.564	3.638	0.080
J11	8602	188	3.754	2.297	4.240	2.100	-0.430
J11	8603	189	0.310	0.077	0.387	0.252	-0.301
J11	8604	190	0.687	0.141	0.869	0.384	-0.368
J11	8605	191	0.951	0.390	1.137	0.846	-0.254
J11	8606	192	0.668	0.288	0.794	0.598	-0.467
J11	8607	193	5.151	5.407	5.066	3.173	-0.863
J14	8508	194	0.279	0.164	0.317	-0.495	-0.290
J14	8509	195	0.205	0.112	0.237	-0.403	-0.248
J14	8510	196	0.943	0.264	1.169	-0.437	-0.581
J14	8511	197	0.569	0.162	0.704	-0.271	-0.500
J14	8512	198	0.158	0.251	0.127	-0.470	-0.531
J14	8601	199	2.186	0.030	2.904	-0.155	-0.190
J14	8602	200	0.842	0.087	1.094	-0.063	-0.413
J14	8604	202	0.467	0.224	0.548	-0.445	-0.500
J14	8605	203	0.158	0.187	0.148	-0.521	-0.322
J14	8606	204	0.181	0.246	0.159	-0.464	-0.525
J14	8607	205	0.375	0.203	0.432	0.179	-0.611

TABLA LVII (continuación). Matriz factorial entre los factores y las notaciones factoriales en cada uno de los casos analizados.

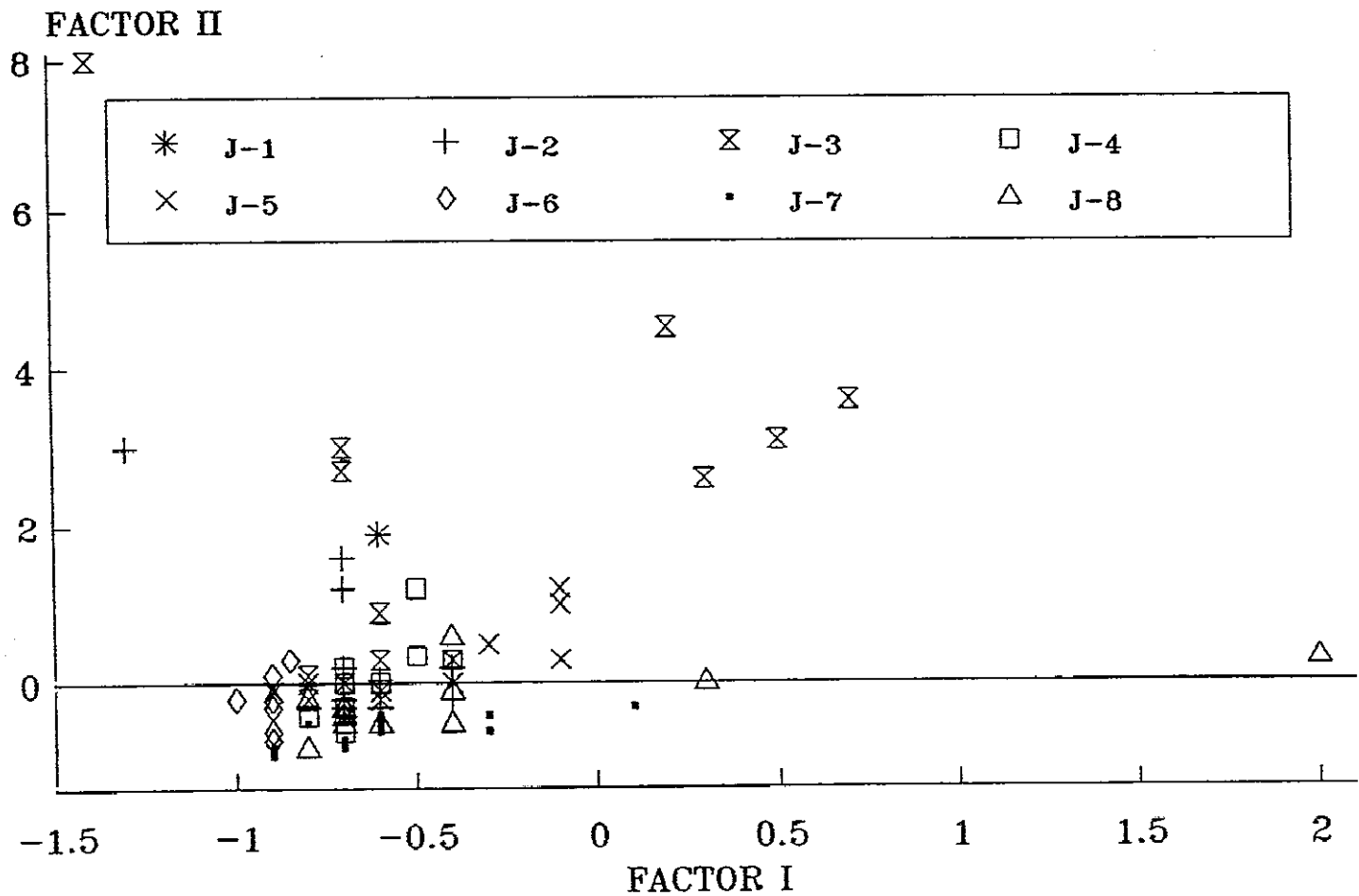


Fig. 38. Ordenación de los casos analizados (estación-mes) respecto de los dos factores.

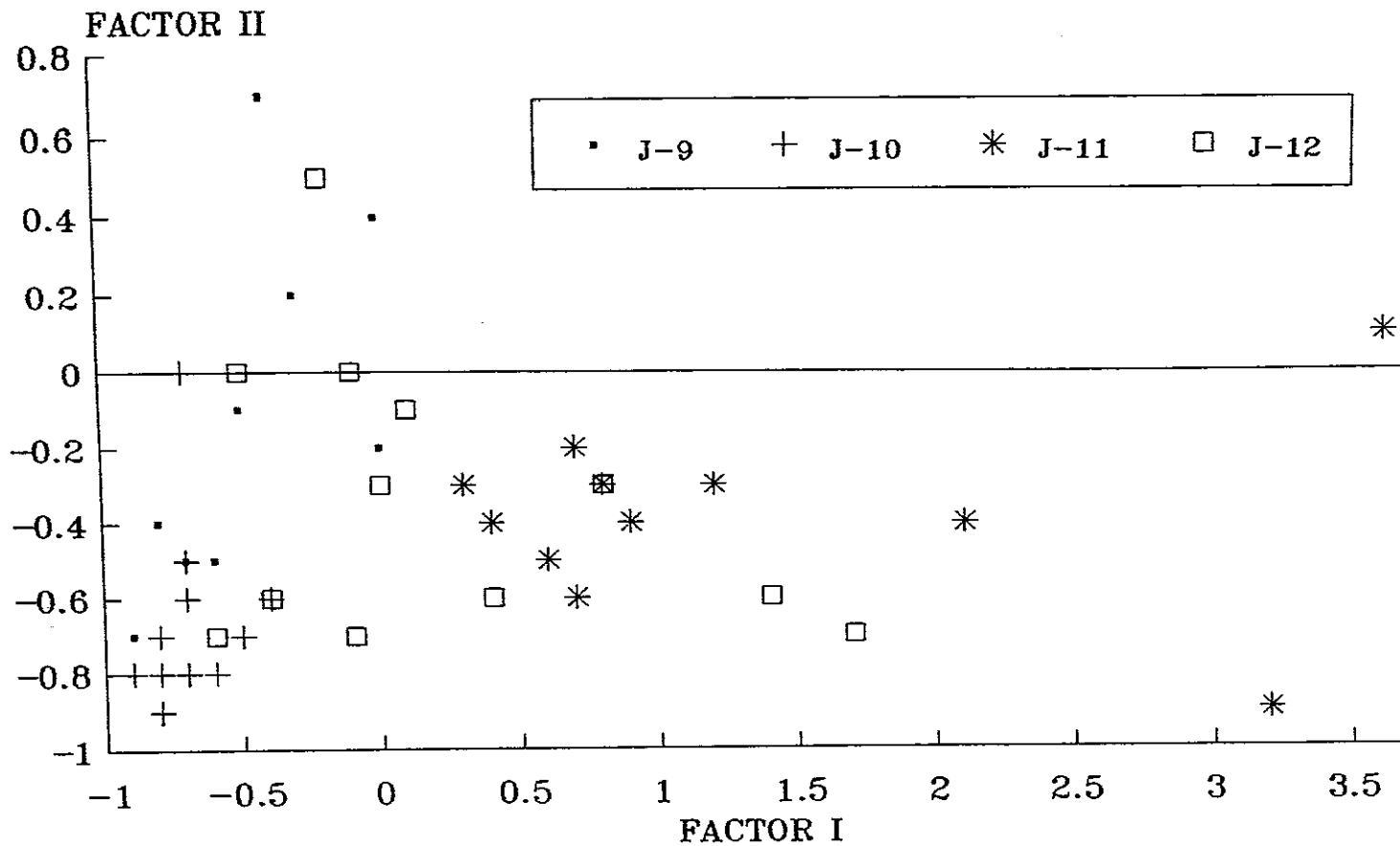
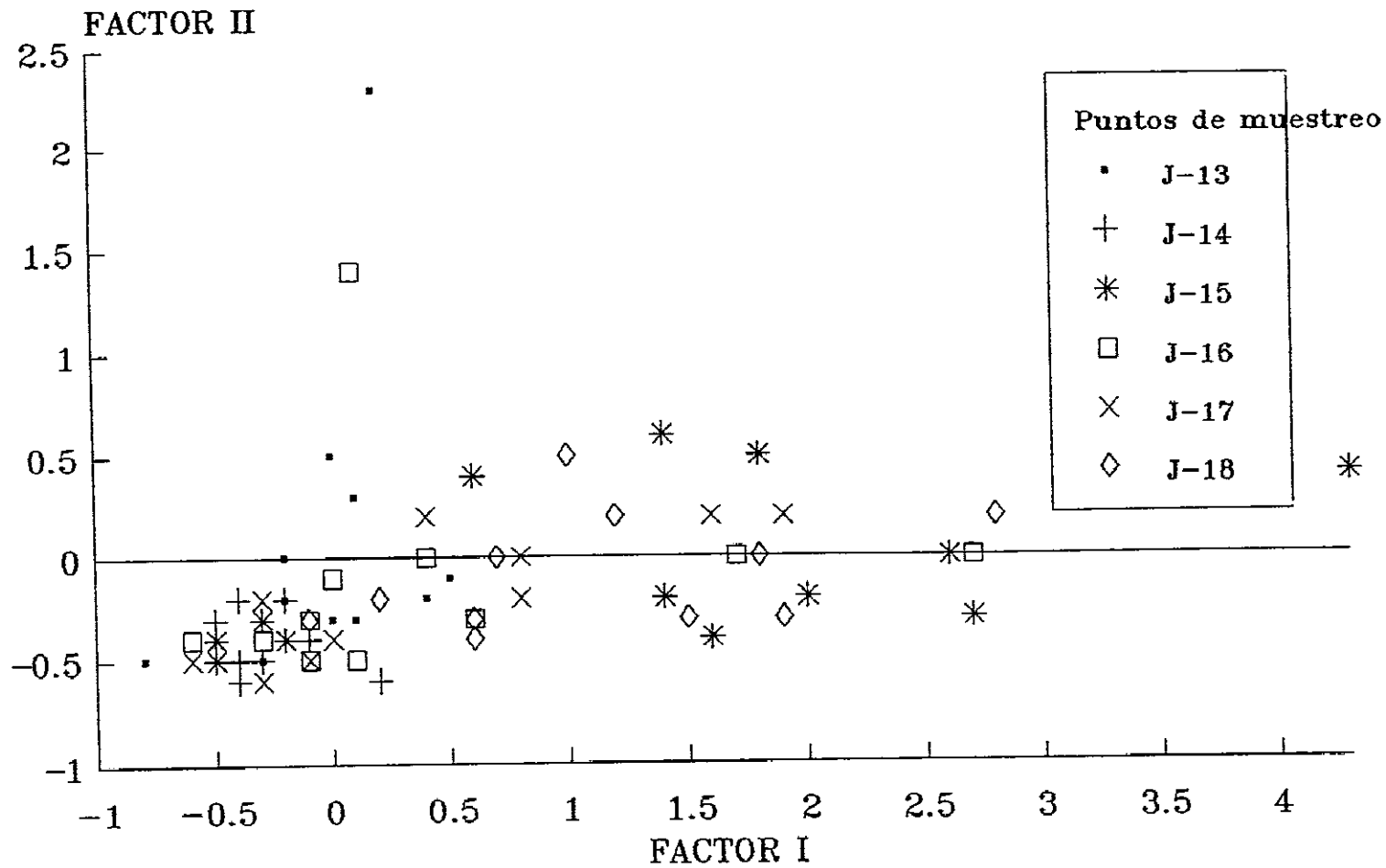


Fig. 39. Ordenación de los casos analizados (estación-mes) respecto de los dos factores.



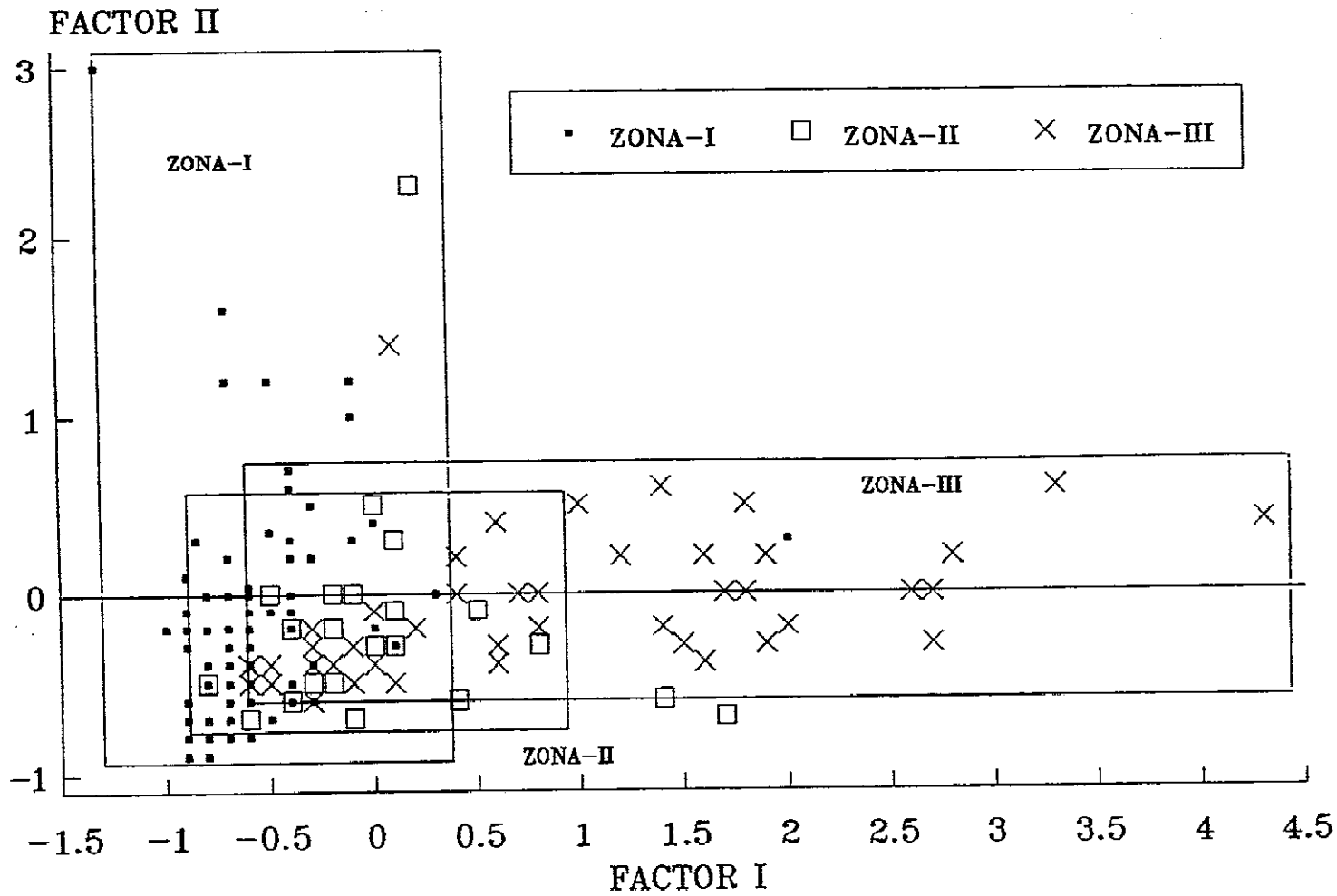


Fig. 41. Ordenación de las zonas respecto de los dos factores.

DISCUSSION

DISCUSION

1. SEDIMENTOS.

Si bien en España es prácticamente incipiente el estudio de la contaminación por metales pesados en ecosistemas acuáticos epicontinentales a través del análisis de sus concentraciones en sedimentos, no ocurre lo mismo en otros lugares. Países fuertemente industrializados, especialmente Alemania, Canadá, U.S.A. y Japón entre otros, tienen una gran tradición en estudios de este tipo, por lo que existe una amplia bibliografía al respecto (Como revisiones consultar: Förstner y Wittmann, 1981; Förstner, 1987 y 1989). Al tratar de comparar nuestros resultados con los obtenidos por otros investigadores surgen varios problemas, unos como consecuencia de la diversificación de planteamientos a la hora de afrontar las campañas de vigilancia, otros debidos a las diferencias de partida en las áreas a analizar, y principalmente, por las divergencias en las metodologías utilizadas. Así, existen variaciones tanto en el tipo de digestión empleado para la extracción de los metales, como en la fracción del sedimento utilizada (fracción total, frac. <125 μm , frac. <63 μm , frac. <2 μm , etc). Sin embargo parece haber una mayor tendencia a la utilización de partículas relativamente pequeñas, semejantes a las seleccionadas en el presente estudio (frac. $\leq 130 \mu\text{m}$). Estas poseen una elevada relación superficie-volumen (Förstner y Wittmann, 1981; Förstner, 1983; Moriarty y Hanson, 1988) y por consiguiente pueden tener muchos hipotéticos lugares de unión con los

metales pesados. Además, tal como se indicó en el apartado "Materiales y Métodos 2.1." (pág. 146), la fracción empleada se corresponde con el tamaño de las partículas seleccionadas por los tubificidos para su alimentación (Brinkhurst y Jamieson, 1971; McCall y Fisher, 1980; Fukuhara, 1987).

Para poder establecer si existe un enriquecimiento metálico antropogénico en el sistema, es primordial conocer las concentraciones basales de los metales en él (Förstner y Wittmann, 1981). Los niveles de dichos elementos en la fracción $\leq 130 \mu\text{m}$ de los sedimentos de la estación control (J-1) nos van a informar de ello (Tabla XXXVII, pág. 209), puesto que dicho punto se encuentra ubicado en una zona libre a priori de influencias antropogénicas y sin ningún tipo de vertido puntual aguas arriba. Pensamos que a 3 Km del nacimiento del río, en el Hayedo de Montejo, la única posibilidad de enriquecimiento metálico debido a la civilización sería un transporte atmosférico, por otra parte poco probable. Sus características litológicas suponen un argumento más a favor de la utilización de sus sedimentos como controles. En dicha zona el río discurre entre materiales metamórficos (gneises y esquistos) y como postula Förstner, (1981a) los sedimentos fósiles arcillosos parecen ser el mejor medio para la comparación con los recientes sedimentos acuáticos. Dicho autor propone como valores estándar de concentraciones metálicas en sedimentos los promedios en esquistos determinados por Turekian y Wedepohl (1961) (Tabla IV, pág. 25). En relación a nuestro trabajo, dichos valores superan, salvo en el caso del cadmio, los existentes en los lodos de J-1, cuya secuencia de concentraciones metálicas se corresponde prácticamente con la de los esquistos:

- i) secuencia metálica en J-1: Mn > Zn > Cr > Ni > Pb > Cu > Cd,
- ii) secuencia metálica en esquistos: Mn > Zn > Cr > Ni > Cu > Pb.

Ambos argumentos nos hacen validar los sedimentos de J-1 como controles basales de niveles de metales pesados para el río Jarama y su cuenca.

Al considerar los valores medios absolutos de los metales, es decir los correspondientes a toda la campaña y toda la zona de estudio (Tabla XXXVII, pág. 209), vemos que la secuencia de concentraciones existente en la fracción $\leq 130 \mu\text{m}$ de los sedimentos es diferente a la correspondiente a J-1:

Zn > Mn > Cr \geq Pb \geq Cu > Ni > Cd

Los cambios más notables son la sustitución del manganeso por el cinc como elemento más abundante, los avances de plomo y cobre, en detrimento del níquel, y su equiparación con el cromo.

Los promedios de las concentraciones de cinco de los metales (Cu, Pb, Cd, Zn y Cr) en los sedimentos analizados (Tabla XXXVII, pág. 209), son muy superiores a los de J-1 considerados como basales. Sakai *et al.* (1986) proponen la relación sedimento contaminado/sedimento control como el mejor indicativo de vigilancia de un río. En nuestro caso, estas relaciones indican un enriquecimiento del sistema de siete veces en cinc, seis veces en cobre y plomo, cinco veces en cadmio y dos veces y media en cromo. Como se puede observar, el cadmio aunque sigue siendo el elemento más escaso, ha sufrido sin embargo un importante enriquecimiento.

Förstner y Wittmann (1981) estudiando los sedimentos de cien lagos distribuidos por todo el mundo, observaron que los promedios de plomo, cinc y cobre eran mayores en los lagos europeos que en los restantes. Concluyeron que

estos datos aparentemente indican una influencia de la civilización, en especial con relación al plomo y cinc. Además está demostrado que los metales cromo, cobalto, níquel, cobre, cinc, cadmio, mercurio y plomo enriquecen los sedimentos principalmente como resultado de actividades antropogénicas (Förstner y Wittmann, 1981). Por lo tanto, en nuestro caso, es lógico pensar que el enriquecimiento generalizado del sistema por cobre, plomo, cadmio, cinc y cromo podría ser consecuencia de actividades antropogénicas.

Además las elevadas desviaciones típicas encontradas nos informan de la existencia de una gran dispersión en los datos. Esta es debida principalmente a variaciones espaciales en las concentraciones (acumulaciones metálicas en ciertos puntos de muestreo), pues la tendencia general de los cationes (Cu, Pb, Cd, Zn y Cr) es el incremento de sus niveles según avanza el río hacia el curso bajo (Zona II y principalmente Zona III), donde aparecen los mayores promedios de estos metales en la fracción $\leq 130 \mu\text{m}$ de los sedimentos del Jarama (Figuras 17, 19, 21, 23 y 25; págs. 189, 192, 195, 198 y 201, respectivamente). Sakai *et al.* (1986) y Moriarty y Hanson (1988) en sus respectivos trabajos sobre el río Toyohira (Japón) y el río Ecclesbourne (Reino Unido) refieren un comportamiento opuesto: disminución de concentraciones según avanza el río. En dichos ríos los vertidos principales existen en cabecera (mineros y urbanos), mientras que en nuestro caso aparecen en el tramo medio de la zona estudiada (final de la Zona I, Zona II y principio de la Zona III). La explicación que dan dichos investigadores es que las partículas con metales, provenientes del curso alto contaminado, son transportadas hacia el cauce bajo donde se produce un fenómeno de dilución debido a su mezcla con otras menos contaminadas. Tanto las

partículas a las que se refieren dichos autores (río Toyohira: fracción $<71 \mu\text{m}$; río Ecclesbourne: fracción $<125 \mu\text{m}$), como las analizadas por nosotros (fracción $\leq 130 \mu\text{m}$) son de un tamaño relativamente pequeño, lo que las hace ser potencialmente muy móviles y susceptibles de ser transportadas río abajo. En el Jarama, como ya se ha indicado, se produce una acumulación de partículas con Cu, Pb, Cd, Zn y Cr en el cauce bajo. Esto puede deberse a que a lo largo del río no existe ninguna entrada puntual de estos metales pesados marcadamente diferente a las demás, sino más bien muchas y semejantes, e incluso fuentes difusas. Este flujo constante a lo largo del curso del Jarama implica que coexistan partículas de diferentes orígenes, todas ellas con elevadas concentraciones metálicas, que al ser transportadas por el río se acumulan en la Zona III. Otras causas podrían ser las precipitaciones por motivos físico-químicos. Especialmente en la Zona III del río Jarama concurren las condiciones más propicias para la formación de especies metálicas insolubles, tal como se deduce a partir de los datos de Tenorio (1987). Luego, los niveles de metales pesados en el cauce bajo del río, nos informan no sólo de los vertidos de esta zona, sino de todos aquellos situados aguas arriba. A su término el Jarama ha recogido el 79% de todos los vertidos generados en la Comunidad de Madrid (Cubillo, 1986) (urbanos e industriales principalmente). Estos son los responsables de la tremenda acumulación de los aludidos cinco metales. Por tanto, pensamos que la fracción analizada de los sedimentos de la Zona III del río ha resultado ser un excelente registro indicador de los contenidos metálicos de una parte mayoritaria de los vertidos efectuados a los sistemas acuáticos madrileños.

Por el contrario, manganeso y níquel presentan promedios globales inferiores a las concentraciones basales, y los datos aunque bastante dispersos, no lo son tanto como los anteriores (Tabla XXXVII, pág. 209). Únicamente el río Guadalix (J-3) en Mn y el río Henares (J-11), junto con la estación J-15 en Ni superan de forma puntual los niveles hallados en J-1. Existe por tanto una dilución en relación a la cabecera del río (J-1), lo que nos hace pensar que el principal origen de ambos metales es litológico. En este caso, las partículas del curso alto con mayor contenido en Mn y Ni se han diluido entre otras, de diferente origen, y con menor concentración de los dos cationes. No obstante, hemos de indicar que tendríamos que disponer de un mayor número de muestras de la zona alta del río Jarama para poder ratificar esta aseveración. De hecho en el tramo comprendido entre J-2 y J-18, las concentraciones de níquel en sedimentos manifiestan la misma tendencia ascendente que los cinco metales tratados con anterioridad, debido creemos a una causa antropogénica.

Cuando comparamos las concentraciones de metales pesados en los sedimentos del río Jarama con las de dos sistemas fluviales considerados muy contaminados por vertidos industriales y urbanos (Tablas XIV, XVI, XVIII, XX, XXII, XXIV y XXVI; págs. 51, 58, 67, 75, 85, 92 y 99, respectivamente), el río Detroit en la zona de los Grandes Lagos de Canadá (Hamdy y Post, 1985) y el sistema de Rin en Alemania (Banat *et al.*, 1972; Förstner *et al.*, 1974) observamos lo siguiente:

i) Con respecto al río Detroit (no existen datos de Mn), la amplitud de variación de los metales Cu, Pb, Cd, Zn, Cr y Ni es en cierto modo semejante a la existente en el Jarama; sin embargo los valores medios son claramente superiores en el río Jarama en los casos de Cu, Pb, Cd, Zn y Cr. Los datos de

Ni son equiparables en ambos sistemas, aunque en el río canadiense se dan valores más extremos.

ii) En el caso del Rin, las concentraciones se refieren a cuatro tramos diferenciados del río: lago Constanza en la zona alta, zona media, zona baja y estuario. Las concentraciones medias en los sedimentos del estuario son en todos los casos superiores a las existentes en los lodos de las tres zonas del río Jarama, lo que era esperable teniendo en cuenta que en su desembocadura el río centroeuropeo ha recibido ya vertidos de varios países diferentes. Las del río madrileño, a su vez son mayores que las de la zona alta del Rin, salvo en el caso del Ni cuyas concentraciones son similares. Se podría equiparar el tramo medio-bajo del Rin (en territorio alemán), en lo que se refiere a los niveles de Cu, Pb, Cd, Zn y Cr, con la Zona III del río Jarama y con la desembocadura del río Henares.

En consonancia con ambas comparaciones, podemos destacar que los impactos urbano-industriales producidos sobre el río Jarama causan en sus sedimentos acumulaciones metálicas (especialmente Cu, Pb, Cd, Zn, Cr y en menor medida Ni) similares a las existentes en dos zonas fuertemente pobladas e industrializadas de Norteamérica y Centroeuropa. Sin embargo hay que tener en cuenta que en estas dos áreas se están tomando medidas correctoras: la zona de los Grandes Lagos está siendo objeto de una campaña exhaustiva de vigilancia y control desde hace más de veinte años con objeto de reducir una contaminación metálica considerada peligrosa (Handy y Post, 1985; Mudroch et al., 1988), y el estado del Rin es vigilado de cerca incluso por el Parlamento Europeo (Maij-Weggen, 1988; ver "Justificación, Objetivos e Importancia del Trabajo", pág. 112). Por contra en

la Comunidad de Madrid no se ha emprendido ninguna campaña de vigilancia y control específica para esta problemática. Es necesario y urgente que las instituciones de nuestra comunidad promocionen estudios como el presente a fin de conocer los efectos de las medidas básicas tomadas en los últimos años, como son las del Plan de Saneamiento Integral de Madrid y del Plan Integral del Agua en Madrid. No obstante y para lograr una estrategia común sería deseable que dicha vigilancia se encontrara englobada dentro de un ambicioso proyecto encaminado a reducir la contaminación por metales pesados en los ríos madrileños en consonancia con los dominios de actuación de la Comunidad Europea en materia de protección del agua (Piavaux, 1989; ver "Justificación, Objetivos e Importancia del Trabajo", pág. 112).

Gracias a los estudios de contaminación por metales pesados realizados por Tomás *et al.* (1983) en los sedimentos de la ría de Huelva (ríos Tinto y Odiel) y de la zona marítima inmediata (Cu, Zn, Pb, Mn, Hg y Cd), por Cabrera *et al.* (1987) en los sedimentos de los ríos Agrio y Guadianar (Cu, Pb, Zn y Mn) y por Rauret (1988) en los sedimentos del río Tenes (Cu y Pb), disponemos de algunos datos relativos a sistemas fluviales españoles (Tablas XIV, XVI, XVIII, XX y XXIV; págs. 51, 58, 67, 75 y 92, respectivamente). Con respecto a Zn, Cu y Pb (los dos últimos metales representados en los tres estudios), se comprueba que los sedimentos más contaminados se encuentran en los sistemas con intervenciones mineras (aparte de las urbanas): ría de Huelva (también con un denso núcleo de industria química y petroquímica) y ríos Agrio y Guadianar (afectados además por importantes prácticas agrícolas). En las zonas más contaminadas estos sedimentos poseen elevadísimas concentraciones puntuales en dichos elementos, superiores

a las del Jarama. El río Tenes que está situado en una zona muy industrializada de la cuenca del Besós presenta las mayores acumulaciones metálicas en los lodos del curso bajo, al igual que en el Jarama. Como en los dos sistemas acuáticos anteriormente mencionados, las máximas concentraciones de Cu y Pb del río Tenes son superiores a las de la Zona III del Jarama. Sin embargo, los sedimentos del Jarama poseen valores de Mn similares a los de la ría de Huelva e inferiores a los de los ríos Agrío y Guadiamar, cuyos niveles de Mn son equiparables a los de la desembocadura del río Guadalix. Con respecto al Cd en la ría de Huelva, se observa un menor enriquecimiento de este elemento que en los sedimentos del Jarama. Los valores máximos de Cd de la ría (desembocaduras del Tinto y Odiel) únicamente llegan a aproximarse a las concentraciones medias de los sedimentos de la Zona III del Jarama, que sin embargo presenta unos valores extremos más elevados.

Lo más destacable de este análisis comparativo es que los sedimentos del Jarama presentan una contaminación metálica inespecífica, más extendida y mantenida a lo largo de su curso (especialmente Zonas II y III) que la de los otros sistemas acuáticos españoles tenidos en consideración. En estos últimos sólo se superan, para algunos metales, las concentraciones existentes en el Jarama en puntos muy localizados afectados por: i) importantes vertidos industriales muy específicos (Cu, Pb y Zn principalmente) realizados por la industria química y petroquímica de la ría de Huelva, ii) procesamiento de minerales (pirita rica en Zn, Pb, Cu y Mn) en la cuenca del río Agrío, y iii) vertidos industriales de cobre y plomo en la desembocadura del río Tenes. Por otro lado, la existencia de niveles similares de manganeso en los sedimentos

de la desembocadura del río Guadalix (yacimiento de Mn en El Molar, ver: "Descripción del Area de Estudio", pág. 118) y en los de los ríos Agrío y Guadiamar apoya aún más nuestra hipótesis acerca de que en el sistema fluvial madrileño el principal origen de este metal es litológico, ya que en la cuenca de los ríos andaluces se explota desde tiempos bíblicos un yacimiento de pirita rica en este elemento (Aznaicóllar, Sevilla). En resumen los sedimentos del río Jarama presentan mayores concentraciones metálicas y más generalizadas (a lo largo de su curso medio y bajo) que las existentes en otros sistemas acuáticos españoles estudiados, en los que sin embargo aparecen fuertes contaminaciones puntuales, específicas de algunos metales.

A partir de los valores de caudales circulantes (Figuras 10 a 15; págs. 133, 139 y 142) facilitados por el Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo (1986 y 1987), se observa que el régimen de caudales del Jarama ha sido muy variable durante el periodo de estudio. En Algete (J-2) ha oscilado entre 0,5 (Abril-1986) y 3 m³·s⁻¹ (Marzo-1986), en Mejorada del Campo (J-12) entre 0,01 (Marzo-1985) y 16,6 m³·s⁻¹ (Agosto-1985) y en el Puente Largo (J-18) desde menos de 1 m³·s⁻¹ (Mayo-1986) hasta 49 m³·s⁻¹ (Julio-1985). Por otro lado, los datos de las lluvias registradas durante el periodo de muestreo, obtenidos a través del Instituto Nacional de Meteorología (Figuras 5 a 9; págs. 120 a 122), indican que las precipitaciones se han producido entre Noviembre de 1985 y Mayo de 1986, con tres máximos: Noviembre-Diciembre de 1985, Febrero de 1986 y Abril de 1986. Este comportamiento se mantuvo en todos los observatorios de la cuenca del Jarama, variando únicamente la intensidad de las precipitaciones que disminuyeron paulatinamente desde la zona alta del río hasta su desembocadura. Del

análisis de dichos datos se deduce que las variaciones de los caudales no parecen estar influenciadas muy directamente por el régimen de lluvias ya que no se observan paralelismos entre sus oscilaciones. Más bien dichas variaciones parecen deberse mayoritariamente al distinto volumen de los vertidos, a la regulación de las presas de cabecera, así como a las detracciones de agua para riego (Real Acequia del Jarama).

La distribución mensual de las concentraciones medias de metales pesados y del contenido de materia orgánica en la fracción de los sedimentos analizada muestran la existencia de variaciones estacionales (Figuras 18, 20, 22, 24, 26, 28 y 30; págs. 190, 193, 196, 199, 202, 205 y 208, respectivamente; y Tabla XXIX, pág. 176). Estas variaciones son significativas ($p < 0,01$) para cinco de los metales (Cu, Cd, Zn, Cr y Ni), no siéndolo en el caso del plomo (el más ubicuo de los metales tóxicos) y especialmente en el del manganeso (que fue el elemento con menor variabilidad estacional). Las mayores concentraciones medias de todos los metales tuvieron lugar en otoño (principalmente en Noviembre y Diciembre), coincidiendo con la máxima pluviosidad del periodo de estudio y con los mayores porcentajes de materia orgánica en la fracción analizada de los sedimentos. Las menores concentraciones aparecieron en Marzo, salvo para el manganeso (Junio) y también, en Octubre en el caso del cadmio y en Septiembre en el del níquel. Los mínimos de Marzo coinciden a su vez con los menores promedios de materia orgánica en sedimentos y con una disminución de la pluviosidad. Una explicación a dichos valores, tanto a los máximos como a los mínimos, puede obtenerse en los siguientes hechos. La escorrentía producida por las lluvias caídas puede haber lixiviado los terrenos enriquecidos en metales

pesados tras un largo periodo de sequía, como en el caso que nos ocupa (zonas agrícolas, aeropuerto, carreteras adyacentes, zonas urbanas, corrosión de materiales metálicos, etc). Como consecuencia de ello las aguas de escorrentía podrían haber aportado grandes cantidades de metales pesados, de materia orgánica, así como de sales disueltas y al efecto producido por el incremento de las entradas metálicas al sistema, habría que sumar el debido a la mejora en las condiciones físico-químicas adecuadas para la precipitación de los metales. Este razonamiento se ve apoyado por los datos aportados por Tenorio (1987) que indican que en otoño, las aguas del Jarama, mostraron conjuntamente elevados valores de pH, fosfatos, sulfatos, compuestos nitrogenados, calcio, conductividad eléctrica y dureza; todo lo cual favorece la formación de especies metálicas insolubles y la consiguiente precipitación de las mismas (Stumm y Morgan, 1981; Catalán y Catalán, 1987; Tessier y Campbell, 1987; Salomons *et al.*, 1987). A estas precipitaciones físico-químicas de los metales en solución, habría que sumar la sedimentación de aquellos transportados por la escorrentía en la fase particulada, adsorbidos sobre la superficie de partículas finas (arcillas, ácidos húmicos, óxidos hidratados de metales, etc), unidos a la materia orgánica, etc. Con respecto a los valores mínimos aparecidos en Marzo, pensamos que se deben al menor aporte metálico desde los terrenos circundantes pues, como ya hemos comentado, en este mes se produjo un descenso en la pluviosidad y por consiguiente una menor escorrentía superficial. Sin embargo el mínimo anual de manganeso apreciado en Junio es probablemente debido a la disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto, condición que favorece la disolución de este catión (Delaune y Smith, 1985). Esto concuerda con las observaciones de Tenorio (1987) en las que refiere para Junio tanto los menores niveles de

oxígeno de la campaña ($0,27 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), con valores de anoxia total en once de las dieciocho estaciones de muestreo, como los máximos de manganeso en la columna de agua, lo que refuerza aún más nuestra hipótesis.

Aunque los comportamientos no son iguales en todas las estaciones de muestreo, en términos generales podemos establecer dos grupos de asociaciones metálicas en la fracción $\leq 130 \mu\text{m}$ de los sedimentos del Jarama (Tabla LVI, pág. 266). De un lado cobre, plomo, cadmio, cinc, cromo y níquel, todos ellos muy significativamente ($p < 0,001$) intercorrelacionados entre sí, y salvo el cinc, también con la materia orgánica y por otro lado el manganeso al que se le supone un origen litológico, ya que no muestra correlación con ninguna de las variables restantes, salvo en casos puntuales de muy difícil interpretación. Según Förstner y Wittmann (1981), Talbot y Chedwidden (1983) y Handy y Post (1985) las elevadas correlaciones existentes entre las altas concentraciones de los seis primeros metales en sedimentos indican su origen antropogénico. Un gran número de trabajos muestran la presencia de interrelaciones significativas entre el contenido de materia orgánica en los sedimentos y los niveles de metales pesados en ellos, como en nuestro caso; sugiriéndose en muchos de ellos la existencia de formas metálicas fuertemente adheridas o complejadas con componentes de la materia orgánica como explicación al hecho (Hall y Merlini, 1979a; Stumm y Morgan, 1981; Broberg y McMasters, 1988; Campbell y Tessier, 1989).

Tal como hemos descrito en "Resultados. 6" (pág. 260), se ha realizado un análisis de componentes principales mediante el cual han sido deducidos dos factores principales que explican conjuntamente el 78% de la varianza total

(Tabla LVI, pág. 266). El Factor I representa a los metales cuyo principal origen, en la fracción $\leq 130 \mu\text{m}$ de los sedimentos de la cuenca del Jarama, es antropogénico, así como al contenido de materia orgánica de dichos lodos (Cu >Pb >Ni >Cd >Cr >Zn >SMO). El Factor II está constituido por el Mn, metal que parece tener esencialmente un origen litológico en nuestro sistema.

Como es sabido, este tipo de análisis también se puede utilizar en las campañas de vigilancia con la finalidad de seleccionar variables representativas para el estudio entre las contenidas por un mismo factor y reducir así los costos, el trabajo a realizar y/o el tiempo a emplear. Con vistas a futuros trabajos, si se considerara necesario por los objetivos a cumplir, se podría eliminar alguna de las variables (o varias) entre aquellas representadas por el Factor I. Si lo que se desea es un estudio rápido y barato para conocer el estado general de los sedimentos de este río, proponemos la selección de cobre y cinc. El primero explica un alto porcentaje de la variación de todos los metales contenidos en el Factor I, pues es el que presenta mayor correlación cuadrática múltiple con ellos ($R^2=0,87$); mientras que el segundo puede aportar una información complementaria, ya que es el catión con la menor correlación cuadrática múltiple ($R^2=0,60$). Por otro lado ninguno de los dos plantea problemas metodológicos para su determinación. Pero si lo que se busca es más bien un conocimiento completo acerca de la extensión de la contaminación metálica en el sistema, no sería conveniente eliminar metales a analizar sino por el contrario introducir algunos otros. Si el presupuesto y los requerimientos metodológicos lo permitieran, nosotros propondríamos las determinaciones de aluminio, estaño y mercurio. Los dos primeros son elementos recientemente objeto

de una gran atención por parte de la comunidad científica debido a su toxicidad y gran uso (Astruc y Lester, 1988). El mercurio por su parte es un catión muy conocido por su gran toxicidad que ya ha causado graves problemas sanitarios (Japón, Iraq, etc) y que se acumula en la cadena trófica en forma fácilmente asimilable (metil-mercurio) (Förstner y Wittmann, 1981). La selección de este elemento supone sin embargo un gran encarecimiento en el presupuesto pues se requiere la utilización de mayor cantidad de muestra y una metodología diferente dada su gran volatilidad.

En términos generales, los resultados obtenidos en este análisis de componentes principales concuerdan con los referidos por Tomás *et al.* (1983) en relación a las concentraciones metálicas (Cu, Zn, Pb, Mn, Hg y Cd) en sedimentos de la ría de Huelva. En dicho estudio se dedujeron tres factores. El primero de ellos es muy semejante al Factor I de nuestro análisis, pues está correlacionado con Zn, Cu, Hg, Cd y en menor medida con Pb, mientras que el segundo factor es idéntico al nuestro (Mn). El tercer factor (Pb) explica una baja proporción de la varianza total.

Como resultado de la representación de los casos computados (concentraciones de metales pesados y porcentaje de materia orgánica en la fracción utilizada de los sedimentos) frente a los dos factores después de la rotación (Tabla LVII, págs. 267 a 270, y Figuras 38 a 41, págs. 271 a 274) hemos dividido el río Jarama en tres zonas diferentes, cuyas características pasamos a comentar. Para poder caracterizar las diferentes estaciones de muestreo, dentro de cada zona, con respecto al riesgo potencial de toxicidad que supone la contaminación

metálica de sus sedimentos, hemos utilizado, al igual que otros autores (Hamdy y Post, 1985; Thomas, 1987) las disposiciones de la International Joint Commission (1982) que fueron elaboradas conjuntamente por M.O.E. (Ministerio de Medioambiente de Ontario, Canadá) (Persaud y Wilkins, 1976) y U.S.E.P.A. (Agencia de Protección Medioambiental de USA). Dicha reglamentación establece unos rangos de concentración para cada metal con los que se pueden clasificar los sedimentos en tres categorías: débilmente contaminados (niveles que suponen un bajo riesgo tóxico), moderadamente contaminados (moderado riesgo tóxico) y fuertemente contaminados (alto riesgo tóxico) (Ver: "Introducción 2.3" y TABLA XII, págs. 44 y 45). En las Figuras 17, 19, 21, 23, 25, 27 y 29 (págs. 189, 192, 195, 198, 201, 204 y 207, respectivamente), donde se representan los promedios de los metales en sedimentos por estación de muestreo, aparecen en cada barra unas líneas horizontales que delimitan los rangos de concentración de las tres categorías de sedimentos antes mencionadas.

ZONA I (J-2 y J-4 a J-10):

- J-2:** sus sedimentos están moderadamente contaminados por todos los metales.
- J-4:** sedimentos débilmente contaminados por Pb y Mn; moderadamente contaminados por Cu, Cd, Zn, Cr y Ni.
- J-5:** sedimentos débilmente contaminados por Cd y Mn; moderadamente contaminados por Pb, Zn, Cr y Ni; fuertemente contaminados por Cu.
- J-6:** sedimentos débilmente contaminados por Cu, Pb, Cd, Zn, Mn y Ni; moderadamente contaminados por Cr.
- J-7:** sedimentos débilmente contaminados por Mn y Ni; moderadamente contaminados por Pb, Cd, Zn y Cr; fuertemente contaminados por Cu.

- J-8:** sedimentos débilmente contaminados por Mn; moderadamente contaminados por Cd y Zn; fuertemente contaminados por Cu, Pb y Cr.
- J-9:** sedimentos débilmente contaminados por Mn y Ni; moderadamente contaminados por Cd, Zn y Cr; fuertemente contaminados por Cu y Pb.
- J-10:** sedimentos débilmente contaminados por Cu, Pb, Zn, Mn y Ni; moderadamente contaminados por Cd; fuertemente contaminados por Cr.

Dicha zona se caracteriza porque el Mn sigue siendo el catión predominante como en la estación control J-1 y por poseer las más bajas concentraciones metálicas del sistema como era previsible debido a su situación anterior a la zona de influencia de la gran urbe. La mayor variabilidad corresponde al Mn. La clara disminución de los contenidos metálicos en las dos graveras (J-6 y 10) con respecto a las estaciones anteriores y posteriores, nos hace pensar que las actividades de extracción de grava y arena producen la resolubilización de los metales. Al ser removidos los sedimentos, los lodos anóxicos entran en contacto con una zona más rica en oxígeno, originándose la liberación de los metales pesados (McLaren y Little, 1987; Calmano *et al.*, 1988; Theis *et al.*, 1988). Por otro lado, entre J-4 y J-5 parece existir un vertido de Cu asociado a un elevado contenido de materia orgánica en los sedimentos. La responsable quizá sea una industria cervecera ubicada en la zona. Después de J-6 se incrementan las concentraciones de Ni, Cu y Cr, seguramente debido a alguna de las industrias del sector de niquelados y cromados existentes en este tramo del río o a la afluencia del arroyo de la Vega (vertidos urbano-industriales de Alcobendas y San Sebastián de los Reyes). La tendencia al alza de las concentraciones de estos elementos se manifiesta aún más en J-8, especialmente en los meses con

lluvias, lo que nos hace pensar en aportes metálicos arrastrados por las aguas de escorrentía contaminadas debido a la cercanía con el aeropuerto de Barajas (pistas de aterrizaje, talleres de reparación, combustión de carburantes, corrosión de elementos metálicos, etc). El aumento de los valores de Pb en J-9, probablemente sea causado por los efectos del gran tráfico rodado de la carretera Nacional II que cruza sobre el río, ya que como se ha explicado en "Introducción 3.2" (pág. 53) este elemento forma parte aún de las gasolinas (plomo tetraetilo). Además a esta altura afluyen los vertidos urbano-industriales de la zona noreste y oriental de Madrid (depuradoras de Valdebebas y Rejas) que seguramente también afectan al mencionado incremento.

ZONA II (J-12 y J-13):

J-12: sedimentos débilmente contaminados por Mn; moderadamente contaminados por Cd y Ni; fuertemente contaminados por Cu, Pb, Zn y Cr.

J-13: sedimentos moderadamente contaminados por Cd, Mn y Ni; fuertemente contaminados por Cu, Pb, Zn y Cr.

Dicha zona se caracteriza por ser el Zn el catión predominante, lo que se debe claramente a la influencia del río Henares (elevados niveles de metales y mayor mineralización de sus aguas). Las concentraciones de metales pesados son intermedias con respecto a las de la totalidad del sistema. En esta zona se reflejan los impactos del corredor Madrid-Guadalajara y de las zonas Norte y Este de Madrid. Parece existir una fuente puntual de Mn entre ambas estaciones.

ZONA III (J-15 a J-18):

J-15 a J-18: sedimentos débilmente contaminados por Mn; moderadamente contaminados por Ni; fuertemente contaminados por Cu, Pb, Cd, Zn y Cr.

Esta zona se caracteriza porque sus sedimentos tienen bastante alterada la secuencia de concentraciones basales de metales pesados, siendo el Zn, al igual que en la zona anterior, el elemento más abundante. En este tramo del río aparecen las mayores concentraciones de los metales pesados representados por el Factor I (Cd, Cu, Ni, Cr, Pb y Zn). Son evidentes las influencias de los vertidos industriales y urbanos que ya han recibido las aguas del Jarama por lo que se producen fuertes acumulaciones de metales en sedimentos. Con respecto a todos los metales se manifiesta la misma tendencia: valores máximos en J-15, leve descenso de concentraciones en J-16 y J-17 y recuperación de las mismas en J-18, sin llegar a alcanzar los valores de J-15. La retención de aguas de diferentes orígenes (Jarama y Manzanares) en la Presa del Rey (J-15) parece favorecer los fenómenos de precipitación físico-química y de sedimentación de partículas debido al estancamiento de las aguas. Estos dos fenómenos provocan una gran acumulación de metales pesados en los sedimentos. Por otro lado, la recuperación de concentraciones que se produce en J-18 pensamos que puede tener varios orígenes: i) vertidos industriales provenientes de Pinto y Valdemoro a través del arroyo de la Cañada, ii) influencia de una carretera de gran tráfico que cruza el río justo en este punto (Nacional IV), y iii) aumento de la mineralización del río, según datos de Tenorio (1987), probablemente debido al aporte de las aguas del río Tajuña con mayor contenido salino que las del Jarama. *A priori* descartamos el situar una estación de muestreo en la desemboca-

dura del río Tajuña, basándonos en los datos sobre localización de industrias y volumen de vertidos de su cuenca. Debido a la existencia de una recuperación de los niveles de metales en J-18, convendría muestrear el afluente en futuras campañas, para comprobar definitivamente si transporta o no metales pesados. Por último hay que destacar que el río Jarama, al desembocar en el Tajo, produce un grave impacto negativo sobre los lodos débilmente contaminados del receptor, hecho que fue comprobado por nuestro equipo (Hernández *et al.*, 1987a y 1987f). Esto es debido a la gran carga en metales pesados transportada por el río Jarama y al posible arrastre de sus sedimentos.

Asimismo es necesario resaltar que probables cambios en la físico-química del sistema (Calmano *et al.*, 1988) pueden originar un grave riesgo de resolubilización de estos metales desde los sedimentos al agua. Baste destacar que en J-15 (Presa del Rey), se extraen aguas que se utilizan para regar toda la Vega baja del Jarama y parte de la del Tajo (Real Acequia del Jarama). En esta estación coinciden dos aspectos que agravan la situación: i) en sus sedimentos aparecen altísimas concentraciones metálicas, y ii) las probabilidades de cambios físico-químicos son elevadas ya que en este punto se produce la mezcla de aguas de distintos orígenes, coexistiendo las de Manzanares y Jarama.

AFLUENTES (J-3, J-11 y J-14):

J-3, río Guadalix: sedimentos débilmente contaminados por Ni; moderadamente contaminados por Cd y Cr; fuertemente contaminados por Cu, Pb, Zn y Mn.

J-11, río Henares: sedimentos débilmente contaminados por Mn; fuertemente contaminados por Cu, Pb, Cd, Zn, Cr y Ni.

J-14, río Manzanares: sedimentos débilmente contaminados por Mn y Ni; moderadamente contaminados por Cd, Zn y Cr; fuertemente contaminados por Cu y Pb.

Los afluentes Guadalix, Henares y Manzanares no han sido incluidos en ninguna zona para no romper la continuidad de las mismas. Las características metálicas de la fracción analizada de sus sedimentos es claramente diferente entre los tres casos. Mientras que los sedimentos de Guadalix y Manzanares no influyen sobre los del Jarama, los lodos del Henares sí lo hacen claramente.

Con respecto al Guadalix (J-3) la explicación podría ser el resultado de sus bajos caudales en relación con los del Jarama. Por otro lado, es llamativa la alta concentración de Mn en los lodos de J-3 y lo más probable es que tenga un origen litológico en un yacimiento de este elemento (no explotado) existente en el Molar y que afecta a su cuenca (Comunidad de Madrid, 1986).

En el caso del Manzanares (J-14), probablemente las bajas concentraciones relativas de metales pesados en sus sedimentos están originadas en la alta regulación que sufre y en los numerosos tramos en los que se retienen sus aguas a lo largo del curso bajo, viéndose favorecida la sedimentación. Este curso de agua se puede caracterizar por las relativamente elevadas concentraciones de Pb en sus sedimentos con respecto a los demás metales, seguramente originadas en el tráfico de la gran ciudad (plomo tetraetilo de las gasolinas).

Finalmente, la afluencia del Henares (J-13) en el Jarama marca el inicio de la Zona II. El impacto causado por este río es debido no sólo a su carga metálica (originada en múltiples vertidos urbano-industriales), sino también a la mayor mineralización de sus aguas que al afluir en las del río principal producen una mejora en las condiciones de precipitación de metales pesados (formación de especies metálicas insolubles). La concentración media de Zn de los sedimentos de J-11 prácticamente duplica la de los sedimentos más contaminados del río Jarama. Su origen será probablemente antropogénico, como así lo parecen indicar las significativas intercorrelaciones existentes entre los metales en este punto, si bien no se puede descartar un origen litológico.

Como ya ha sido comentado repetidas veces a lo largo de la presente Memoria, este estudio del río Jarama forma parte de un Proyecto de Investigación más amplio en el que también se determinaron los niveles de metales pesados y otros parámetros físico-químicos y de contaminación de las aguas (Hernández *et al.*, 1987f). Los resultados relativos a la columna de agua inmediatamente superior a los sedimentos objeto de nuestro trabajo además han sido expuestos y discutidos por Tenorio (1987) en la Memoria de su Tesis Doctoral y junto con otros autores en diversas publicaciones (Tenorio *et al.*, 1988, 1989a y 1989b). De los trabajos mencionados, hemos extractado los siguientes datos relativos a las características físico-químicas medias de las aguas del Jarama: i) pH normalmente entre 7 y 8, con media igual a 7,7 (rango: 2,3-8,8); ii) conductividad de 751 $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ (rango: 27-1979); iii) residuo seco de 557 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (rango: 27-1445); iv) dureza de 286 $\text{mg CO}_3\text{Ca}\cdot\text{l}^{-1}$ (rango: 8-720); v) concentración de calcio de 83 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (rango: 1,6-216); vi) concentración de magnesio de 19 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$

(rango: 0-59); vii) media de sulfatos de $193 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (rango: 3-494); viii) media de fosfatos de $8,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (rango: 0-35); ix) concentración de oxígeno media de $1,3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (rango: 0-6,4). Salvo el pH y el oxígeno que manifiesta el comportamiento opuesto, todos los demás parámetros han mostrado una tendencia de aumento hacia el final del río. Las aguas de la Zona II y especialmente las de la Zona III han resultado ser las más mineralizadas, así como las más anaerobias, por lo que son las más propensas a formar sales de metales pesados insolubles.

La secuencia de concentraciones medias de metales pesados en las aguas del Jarama, entre Agosto de 1985 y Julio de 1986, ha sido establecida a partir de los datos contenidos en los trabajos anteriormente mencionados y es la siguiente (concentraciones expresadas como $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$):

Mn (62,8) > Zn (37,1) > Ni (21,4) > Pb (16,5) > Cu (7,2) > Cr (5,3) > Cd (1,4).

Partiendo de los promedios para el total de los datos en ambos tipos de muestra (metales pesados en sedimentos y aguas) se pueden calcular los factores de acumulación en lodos para cada metal (concentración media del metal en sedimento/concentración media del metal en agua). Hemos podido observar como, en los lodos de todas las estaciones de muestreo (fracción $\leq 130 \mu\text{m}$), se produce una notable acumulación de los siete metales pesados con la siguiente secuencia (los factores entre paréntesis deben ser multiplicados por 10^3):

Cr (21) > Cu (15) > Zn (9) > Pb (6) > Mn (4) > Cd (3) > Ni (1).

Esta última secuencia nos indica la tendencia que han mostrado los metales a permanecer en los sedimentos del río Jarama. La formación de especies químicas

insolubles de estos cationes es directamente dependiente de la movilidad geoquímica de cada uno de ellos, así como de las características físico-químicas del sistema (Ver: "Introducción 2.3", pág. 39).

En lo que respecta a la movilidad geoquímica de los metales pesados en sistemas acuáticos epicontinentales Catalán (1987) refiere la siguiente secuencia:

Zn >Pb >Ni >Cu >Cd >Cr.

Aunque podemos establecer diferencias entre dichos factores de acumulación no hay que olvidar que todos ellos se encuentran dentro del mismo rango de magnitud. Cromo y cobre han sido con diferencia los elementos más insolubles del sistema lo que concuerda con su menor movilidad y su tendencia a precipitar en las condiciones de este río (pH entre 7 y 8, bajas concentraciones de oxígeno y abundancia de especies químicas cargadas negativamente, como sulfatos, fosfatos, etc). Estos dos metales son muy poco solubles en el rango de pH cubierto por las aguas naturales (Farrah y Pickering, 1977; Taylor et al., 1979a). La baja tendencia a precipitar que ha presentado el cadmio entre los siete metales y que llama la atención ya que está considerado como uno de los elementos más insolubles, puede deberse a que el equilibrio de reparto agua/sedimento se encuentra muy desplazado a la derecha, dadas sus bajas concentraciones en las aguas del Jarama.

2. TUBIFICIDOS.

Las poblaciones de tubificidos encontradas a lo largo de nuestro estudio han sido más bien escasas y con poca abundancia de individuos. Sin embargo, y en consonancia con lo mencionado por otros autores (Lazin y Learner, 1986a y 1986b; Fukuhara *et al.*, 1987), estas han aparecido con mayor frecuencia a lo largo del sistema y han presentado las densidades más elevadas, en los meses de invierno y primavera, coincidiendo con el periodo reproductor.

La comparación de nuestros resultados con los de otros investigadores ha sido a veces compleja y difícil dadas las diferencias metodológicas existentes en la realización de los trabajos. Los métodos de digestión empleados para la extracción de los metales son diversos (digestión seca o húmeda: nítrico-perclórica, peróxido-nítrica, nítrica, etc), si bien no pensamos que sean causa básica de grandes divergencias en los datos. Los principales problemas se deben a la utilización por muchos autores de conservantes en las muestras (formalina, alcohol isopropílico) y a la realización de las digestiones sin el vaciado previo del contenido intestinal, lo que magnifica los resultados. De hecho varios investigadores han recalcado la gran importancia de realizar correcciones en las mediciones metálicas de los tejidos de tubificidos atendiendo al presumible aporte del contenido intestinal (Bindra y Hall, 1977; Hall y Merlini, 1979c; Chapman *et al.*, 1980; Chapman, 1985).

Con la finalidad de evitar dichos problemas, en el presente estudio hemos seguido, con alguna pequeña variación, el método de ayuno propuesto por Say y

Giani (1981) para el vaciado intestinal de los tubificidos. Además, para prevenir la autocoprofagia indicada por Chapman (1985) hemos efectuado numerosos cambios de agua durante el periodo de ayuno (agua a 10°C) (Hernández y Egea, 1987b; Hernández *et al.*, 1987f y 1988; ver "Materiales y Métodos 3.2.2", pág. 150).

Nuestros resultados indican que los metales con las concentraciones más uniformes en tejidos son manganeso y cinc (coeficientes de variación de 0,48 y 0,68), seguidos de plomo y cobre (coeficientes de variación de 0,75 y 0,81), mientras que níquel, cromo y cadmio han resultado ser los elementos con los niveles más variables (coeficientes de variación de 1,36; 1,27 y 1,00). Los contenidos metálicos medios en tubificidos han sido los siguientes (concentraciones expresadas como $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$):

Zn (231) >Cu (26) >Mn (17) >Pb (13) >Ni (10) >Cr (3) >Cd (1,85).

Con respecto a las poblaciones distribuidas a lo largo del sistema, esta secuencia no se ve alterada de forma destacable, aunque se producen algunas variaciones puntuales. Sin embargo el predominio general del cinc se mantiene en los oligoquetos de todas las estaciones de muestreo (Mapa 3, pág. 250).

Al comparar esta secuencia con las correspondientes al medio ambiente de los tubificidos, es decir, sedimentos y columna de agua, comprobamos que salvo para el cadmio, elemento minoritario en los tres casos, la secuencia establecida en los oligoquetos no refleja las de los dos compartimentos de su hábitat:

i) metales en los sedimentos:

Mn >Zn >Cr >Pb >Cu >Ni >Cd, y

ii) metales en la columna de agua:

Mn >Zn >Ni >Pb >Cu >Cr >Cd.

Una explicación a estos hechos podría ser la existencia en tubificidos de: i) mecanismos de regulación para los metales potencialmente esenciales (Cu, Zn y Mn principalmente); ii) mecanismos de detoxificación para los potencialmente tóxicos (todos ellos aunque en diferente medida; ver "Introducción. 3", pág. 46); así como, iii) la presencia en el medio de especies metálicas no bioasimilables. A este respecto Wood (1989) vuelve a insistir en el hecho de que las células, tanto eucariotas como procariotas, tienen que mantener la homeostásis de los elementos esenciales y también preservar el citoplasma celular de los tóxicos indeseables, y asimismo en que diferentes valencias del mismo elemento pueden provocar grados variables de toxicidad y bioasimilación.

Los mayores promedios mensuales para todos los metales aparecen en las muestras recogidas durante el invierno y en los casos de plomo, cadmio, cromo y níquel también al final del otoño. Los menores corresponden al periodo primavera-verano. Sin embargo, aunque existen diferencias importantes, no hemos podido comprobar estadísticamente la existencia de variaciones estacionales en la acumulación metálica, debido probablemente a la gran variabilidad en el número de muestras conseguidas en los diferentes meses (máximo nueve en Marzo y mínimo dos en Febrero) (TABLA LII, pág. 248). A este respecto, los resultados obtenidos son contradictorios y ello parece deberse más al número de datos disponible que a los valores en sí. Tampoco Chapman *et al.* (1980) en el río Fraser (Canadá) y Kaiser *et al.* (1989) en el Elba (Alemania) pudieron establecer diferencias estacionales significativas en los contenidos de metales en los tejidos de tubificidos. En términos generales y especialmente en el caso del cinc, la tendencia mensual de concentraciones medias metálicas en estos

organismos no coincide con la de los sedimentos en los que habitan, ni con la del contenido en materia orgánica de estos últimos. Esto puede indicar que las variaciones estacionales que sí afectan al contenido total de los metales en los sedimentos (Ver: "Discusión. 1", pág. 286) no ejercen una influencia directa sobre los niveles metálicos tisulares de tubificidos. Las variaciones mensuales en las concentraciones de estos cationes en los tejidos podrían ser debidas a diferentes promedios de incorporación y excreción relacionados con mecanismos de regulación, con el estado fisiológico de los organismos, así como con la existencia de diferentes concentraciones metálicas biodisponibles.

Al analizar la amplitud de variación de las concentraciones metálicas en aquellos sedimentos en los que se encontraron tubificidos, hemos podido constatar que estos organismos son capaces de tolerar sustratos con elevados y variables niveles de metales pesados, especialmente cobre ($2,6-447 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), plomo ($5-336 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), cinc ($20-1200 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, ps), cromo ($11-306 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, ps) y manganeso ($69-2343 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, ps). Ello corrobora los resultados obtenidos en estudios realizados por otros autores, tanto en distintos ecosistemas acuáticos (Funk *et al.*, 1973; Mathis y Cummings, 1973; Bindra y Hall, 1977; Greichus *et al.*, 1977; Wentzel *et al.*, 1977; Hall y Merlini, 1979a y 1979b; Lang y Lang-Dobler, 1979; Chapman *et al.*, 1980; Say y Giani, 1981; Kaiser *et al.*, 1989; Reynoldson y Zarull, 1989), como en bioensayos con sedimentos contaminados artificialmente (Broberg y McMasters, 1988).

Los diferentes grados de bioconcentración de los siete metales pesados, por los tubificidos del ecosistema estudiado, quedan reflejados en la siguiente secuencia de factores de concentración (FC=concentración media en tubificidos/concentración media en sedimentos) (TABLA LIIII, pág. 249) (FCs entre paréntesis):

Zn (2) > Cd (1,4) > Cu (0,8) > Ni (0,5) > Pb (0,3) > Mn (0,08) > Cr (0,06).

Los contenidos medios de la mayoría de los metales (Cu, Pb, Cr, Mn y Ni) son significativamente mayores en los sedimentos que en los tubificidos (FC<1). Por tanto, de la observación de la secuencia de concentración obtenida tan sólo con los valores medios globales podría deducirse que los tubificidos únicamente concentraron cinc y cadmio. Sin embargo, si analizamos los contenidos medios de cada estación de muestreo así como los de todos los casos individualmente, se puede comprobar que durante nuestro estudio estos organismos nunca han concentrado manganeso y cromo, pero sí los restantes metales en determinadas condiciones. En el 18% de las ocasiones concentraron cobre (FC máximo=10,8), en dos casos plomo (FC=2,2 y 1,5)) y en el 16% níquel (FC máximo=7).

Los tubificidos han resultado ser muy poco eficientes en la bioasimilación de manganeso y cromo. Como ya hemos dicho el manganeso ostenta los niveles más uniformes de los siete metales pesados estudiados. Estos organismos parecen poseer un mecanismo de regulación que hace posible el mantenimiento de unas concentraciones más o menos constantes de manganeso en sus tejidos, y en cualquier caso claramente independientes de las existentes en los sedimentos (FIGURA 36, pág. 243).

El cromo presenta valores muy bajos, muchos de ellos inferiores al límite de detección (TABLA XLVI, pág. 239), lo que dificulta el análisis de los resultados obtenidos. Con nuestros datos no podemos establecer ningún patrón en relación a la bioasimilación del cromo, salvo que en este sistema nunca ha sido bioconcentrado por los tubificidos y que sus niveles tisulares son unas dieciséis veces inferiores, como promedio, a los de sedimentos (FIGURA 35, pág. 240).

En términos generales los tubificidos concentraron cobre cuando vivían en sedimentos con escasos niveles de este metal, hecho que coincide con lo observado por Ma (1983) y Mariño (1991) en lombrices de tierra y sugiere una posible regulación de la bioasimilación del cobre. Asimismo la bioconcentración del plomo ocurrió cuando los sedimentos estaban débilmente contaminados por él.

Con respecto al níquel, nuestros resultados muestran que su bioasimilación no parece mostrar una tendencia clara (FIGURA 37, pág. 246), lo que concuerda con los datos obtenidos por Gunn *et al.* (1989) en bioensayos realizados con tubificidos en sedimentos contaminados artificialmente. Esto puede ser debido en parte a la existencia de muchos valores muy bajos e incluso inferiores al límite de detección, lo que puede provocar mayores errores de exactitud en las medidas y que pequeñas variaciones puedan verse magnificadas (TABLA L, pág. 245). Una explicación a las variaciones de su bioasimilación podría ser la existencia en el medio de diferentes concentraciones de especies metálicas con distinta biodisponibilidad.

En los casos de cadmio y cinc (metales que aparecen muy asociados en el medio ambiente) no hemos encontrado diferencias con significación estadística entre las medias en ambos tipos de muestra (TABLAS XLIII y XLV, págs. 235 y 238). Estos dos metales son los concentrados más eficazmente por los oligoquetos del sistema, como ponen de manifiesto los factores promedio de concentración (FC para Cd=1,4 y para Zn=2) (TABLA LIII, pág. 249). Sin embargo, de nuevo el estudio individual de todos los datos da como resultado que el cinc ha sido concentrado únicamente en el 61% de las ocasiones (hasta FC=9) y el cadmio en el 44% (FC máximo=73). Los tubificidos concentraron cinc cuando su contenido en la fracción analizada de los sedimentos era bajo, tendiendo a mantener unos niveles en tejidos más o menos constantes (FIGURA 34, pág. 237). Ello concuerda con las observaciones de Bryan y Hummerstone (1973) en *Nereis diversicolor* (*Polichaeta*) y de Mariño (1991) en diferentes lombrices de tierra (*Oligochaeta*) y muestra que este metal debe estar biorregulado por los tubificidos tal como presuponen Bindra y Hall (1978) y Gunn *et al.* (1989). Nuestros datos nos han permitido establecer tres rangos de concentraciones de cinc en sedimentos en los cuales los tubificidos han presentado comportamientos diferentes respecto de su bioasimilación: i) en contenidos $\leq 107 \mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ (ps) siempre ha existido concentración (FC>1); ii) desde $\geq 111 \mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ (ps) hasta $\leq 480 \mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ (ps) únicamente se ha concentrado en algunos casos (tanto FC>1 como FC<1); y iii) para niveles $\geq 481 \mu\text{g Zn}\cdot\text{g}^{-1}$ (ps) nunca hemos observado concentración alguna (FC<1).

El cadmio, que presenta valores bajos muchos de ellos inferiores al límite de detección (TABLA XLII, pág. 233), no parece manifestar un patrón definido en

su bioasimilación, si bien en el 76% de los casos en que ha sido concentrado también lo ha sido el cinc. Además se da la circunstancia de que en algunas ocasiones el se ha bioasimilado cadmio en sedimentos con niveles no detectables del catión, coincidiendo, salvo en una ocasión, con la bioconcentración del cinc por los tubificidos. Pensamos que las oscilaciones del contenido de cadmio pueden ser debidas a la utilización conjunta con el cinc de las vías de entrada de este último, sin descartar la existencia de diferencias locales en su biodisponibilidad. Por otra parte, dados los bajos valores de cadmio tanto en sedimentos como en tejidos, de nuevo, tal como se indicó en el caso de cromo y níquel, se puede incurrir en mayores errores de exactitud en las medidas y pequeñas variaciones pueden verse magnificadas (FIGURA 33, pág. 234).

Los contenidos metálicos medios en las aguas en que fueron muestreados los tubificidos (Tenorio, 1987; Hernández et al., 1987f) son muy inferiores a los de los oligoquetos, como se puede apreciar en la siguiente secuencia (concentraciones expresadas como $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$):

Mn (135) > Zn (72) > Ni (17) > Pb (16) > Cu (6,5) > Cr (4,7) > Cd (1,2).

Los contenidos en tubificidos están dentro del mismo rango que los de sedimentos, es decir del orden de varios miles de veces más que en la fase líquida (tres órdenes de magnitud) para la mayoría de los metales.

La secuencia de factores de bioconcentración desde el agua (concentración media en tubificidos/concentración media en aguas) es la siguiente (los factores entre paréntesis deben ser multiplicados por 10^3):

Zn (14) > Cu (7) > Mn (2,5) > Cd (1,3) > Pb (1,1) > Cr (0,95) > Ni (0,7).

Esta secuencia puede ser comparada con la establecida entre las lombrices y los sedimentos (FC=concentración media en tubificidos/concentración media en sedimentos), comentada anteriormente:

Zn > Cd > Cu > Ni > Pb > Mn > Cr,

y con la existente entre sedimentos y aguas (concentración media en sedimentos/ concentración media en aguas):

Mn > Cr > Ni > Cu > Zn > Pb > Cd.

Del análisis de estas secuencias y de las divergencias existentes entre ellas se pueden extraer conclusiones coincidentes con las ya explicadas en relación a los factores de bioconcentración desde sedimentos y con la comparación de los contenidos en los tres tipos de muestra. Apuntamos nuevamente la existencia de mecanismos de biorregulación y/o de detoxificación para algunos metales, y la presencia en el entorno de especies metálicas con diferente biodisponibilidad.

En la bibliografía consultada con respecto a las relaciones metálicas tubificidos-sedimentos únicamente Say y Giani (1981) encuentran una correlación simple entre los metales pesados totales del sedimento y los de tubificidos, y sólo en el caso del cinc. Gunn *et al.* (1989) concluyen que la biodisponibilidad de los metales en sedimentos (Pb, Cu, Cd, Zn, Ni) para los tubificidos es fuertemente dependiente de las formas químicas en las cuales se encuentran y que los contenidos en la fracción intercambiable son los mejores indicadores para la incorporación. De acuerdo con ello Broberg y McMasters (1988) observaron la existencia de una buena relación entre los niveles de cobre y cadmio en tubificidos y los presentes en la fracción adsorbida-intercambiable de los lodos. Tal como ellos señalan, sus resultados apoyan la sugerencia de Diks y

Allen (1983) de que, debido al pH y al potencial redox del contenido intestinal de la lombriz, muchos de los metales ingeridos, asociados débilmente a distintos materiales, se disocian y liberan pudiendo entonces ser bioasimilados.

En el análisis de correlación realizado para conocer las relaciones existentes entre los metales en los oligoquetos y los presentes en sedimentos y aguas, únicamente aparece un coeficiente de correlación indicador de una dependencia lineal (aunque débil): el cadmio en tubificidos respecto al del cinc en sedimentos ($r=0,5485$; $p<0,005$) (TABLA LIV, pág. 253). Esto refuerza la hipótesis ya formulada de que el cadmio biodisponible para los tubificidos sea el asociado al cinc en los sedimentos y que el primero pueda compartir las vías de entrada del segundo. Por otro lado, la ausencia de correlación elemento-elemento entre los tres tipos de muestra (tubificidos, sedimento y agua) pone de manifiesto que no existe una proporcionalidad directa entre cada uno de los metales bioasimilados y los presentes en su hábitat. Tampoco se observan correlaciones significativas entre el porcentaje de materia orgánica de los sedimentos y los datos biológicos, lo que parece indicar que los tubificidos han asimilado principalmente los metales no asociados con la materia orgánica.

Los análisis de regresión lineal múltiple realizados, como complemento de los de correlación, nos informan acerca de las dependencias en la bioasimilación de los diferentes metales por los tubificidos, aunque hay que ser muy cautos en su interpretación. Como se indicó en "Resultados. 5" (pág. 254) estos cálculos incluyen aparte de nuestros resultados, los referentes a la columna de agua (metales y parámetros físico-químicos) que han sido extraídos de los mencionados

trabajos previos (Tenorio, 1987; Hernández *et al.*, 1987f). Las ecuaciones obtenidas hay que considerarlas como la suma de las influencias con más significación en la incorporación de los metales, de entre las diferentes variables medioambientales determinadas.

El 59% del cobre bioasimilado por los tubificidos parece ser positivamente dependiente del contenido en cinc en los tejidos (es decir, iría asociado al cinc en ese porcentaje) y en forma negativa de la temperatura del agua (mayor bioasimilación de Cu a temperaturas bajas). En cambio el cinc sólo depende en un 43% de los niveles de cobre en los organismos. Ello parece indicar de nuevo que estos oligoquetos poseen, para los dos metales potencialmente esenciales, un mecanismo de regulación común en algún nivel del proceso de su bioasimilación.

El 70% del plomo incorporado parece depender de una serie de pequeños efectos aditivos: contenido en materia orgánica del sedimento, concentraciones de oxígeno y sílice en aguas, de la acidez del agua (de forma negativa) y de los niveles tisulares de cromo y manganeso. Esto podría ser índice de que una porción de este elemento se asimile desde la fracción orgánica del sedimento cuando existen en el medio aguas alcalinas ricas en oxígeno y sílice. El cromo parece depender a su vez en un 47% del plomo y manganeso de los tubificidos. Una intercorrelación endógena de plomo, cromo y manganeso es difícil de explicar, especialmente con respecto a los dos primeros; de forma muy hipotética quizá podría apuntarse hacia la existencia de algún sistema de regulación común (detoxificación), para plomo y cromo, relacionada en alguna medida con el

contenido del manganeso en tejidos. Este argumento acerca de la posible regulación del cromo puede verse apoyado en la baja eficiencia que han mostrado estos organismos en su bioasimilación ($FC < 0,1$). Sin embargo, los datos de cromo en tubificidos son contradictorios debido a sus muy bajas concentraciones y a la ausencia de una tendencia clara en sus elevadas variaciones. Todo ello podría deberse a un artefacto estadístico debido a los abundantes valores de cromo por debajo del límite de detección. En relación con la bioasimilación del manganeso, ésta parece depender en un 55% de los efectos combinados de los niveles tisulares de cromo, y de níquel en forma negativa (a mayores niveles de cromo y menores de níquel en tejidos, mayor asimilación de manganeso), y negativamente de los de cadmio en aguas y de la temperatura.

Por otro lado, la bioasimilación de cadmio por los tubificidos parece ser parcialmente dependiente (29%) de los niveles de cinc en sedimentos, lo que puede ser índice nuevamente de que una porción del cadmio de los tubificidos se pueda incorporar desde una fracción de los sedimentos en la que se encuentre asociado con el cinc, algo bastante factible dada la gran asociación del cadmio al cinc, como elemento minoritario, en los materiales presentes en el medio ambiente (Ver "Introducción 3.3", pág. 61).

Finalmente, una pequeña parte de la incorporación del níquel (12%) parece depender de una fracción de los sedimentos en la que se encuentra asociado con el cobre, probablemente como consecuencia de un origen común (industrias de niquelados, chapados, cromados, etc).

En concordancia con lo anteriormente expuesto se encuentran las opiniones de diversos investigadores. Bindra y Hall (1978) sugirieron que los tubificidos eran capaces de regular las concentraciones de hierro, cobre, plomo y cinc, basándose en que excretaban los metales en exceso. Recientemente Mariño (1991) señala como las concentraciones de cobre y cinc en otros oligoquetos no acuáticos, lombrices de tierra, dependen además de sus niveles en suelo, de la propia fisiología de las lombrices, debido a su posible regulación por ellas. En ese trabajo se indica que dichos organismos concentran cobre y cinc dependiendo del contenido de cada uno de ellos en suelo: el cobre únicamente cuando existen bajos valores en suelo, coincidiendo con Ma (1983), y el cinc siempre que sus niveles en suelos no son elevados. En el mismo sentido apuntan Bryan y Hummerstone (1973) en relación al cinc al comparar poblaciones de un anélido marino, *Nereis diversicolor (Polichaeta)*, en sedimentos muy contaminados por cinc, con otros con menor contenido, sugiriendo que los individuos adaptados a los ambientes con elevados niveles de cinc son capaces de regular sus concentraciones endógenas. En cambio Say y Giani (1981) no observan una regulación aparente en la asimilación de cinc por tubificidos, sino más bien una incorporación activa del metal. Sin embargo estos últimos investigadores, utilizando la técnica de difracción de rayos-X, señalan que existen unos depósitos de cinc en el aparato digestivo y otros localizados en las células cloragógenas que lo rodean. Whitten (1966) también ha demostrado la existencia de tales depósitos en las células cloragógenas de tubificidos, así como Ireland (1988) en intestino y células cloragógenas de oligoquetos terrestres. Al igual que opinan Wielgus-Serafinska y Kawka (1976), que encuentran considerables acumulaciones de plomo en células epiteliales de la pared corporal y del tracto

digestivo de *Eisenia foetida* (*Oligochaeta*), pensamos que todos estos depósitos metálicos podrían suponer un mecanismo de regulación (zonas de almacenamiento y de neutralización del carácter tóxico del metal). Lo anteriormente expuesto significaría una convergencia evolutiva y estaría de acuerdo con la existencia en vertebrados de localizaciones subcelulares de acumulación y recambio de metales pesados, asociados mayoritariamente a proteínas ricas en grupos sulfhidrilo (-SH) (metalotioneínas entre otras), principalmente en riñón e hígado (Carson *et al.*, 1986; Goyer, 1986; Fergusson, 1990) (Ver "Introducción. 3", pág. 46). Por otra parte, en el caso del plomo los últimos autores sugieren que dichas acumulaciones representan un mecanismo de defensa y que las células glandulares son capaces de excretar, a través del mucus, el plomo acumulado. Asimismo sugieren que las altas concentraciones de plomo en suelo desencadenan reacciones de defensa en las lombrices que posibilitan una liberación del plomo más rápida que su acumulación en los tejidos. Mariño (1991) señala que *Dendrobaena madeirensis* (*Oligochaeta*) parece tener algún tipo de regulación o mecanismo de detoxificación para el plomo. Finalmente Gunn *et al.* (1989), realizando bioensayos para medir la incorporación metálica en tubificidos a partir de sedimentos contaminados artificialmente, obtienen unos resultados para el cinc que de nuevo apuntan hacia la existencia de una regulación en su incorporación.

En consecuencia, por una parte, de los estudios sobre los valores de contenidos, asimilaciones y correlaciones existentes entre los siete metales estudiados podemos concluir que los tubificidos no han resultado ser buenos indicadores por separado de los niveles totales de los siete metales pesados en

la fracción $\leq 130 \mu\text{m}$ de los sedimentos, ni de los presentes en la columna de agua y probablemente tampoco de los asociados a la materia orgánica del sedimento. Sin embargo, estos organismos dada su situación en la cadena trófica, sí que pueden resultar unos excelentes monitores del riesgo de bioasimilación y transferencia trófica de metales pesados, actuando como elementos globalizadores en el total del ecosistema acuático. Por otra parte, haciendo referencia a su comportamiento fisiológico frente a los metales pesados y de acuerdo con lo expuesto por otros autores, nos inclinamos a pensar que los tubificidos poseen mecanismos de regulación encaminados a mantener unos niveles disponibles de elementos potencialmente esenciales. En nuestro caso, cinc, manganeso y cobre, pues estos metales presentan concentraciones altas (Zn) o intermedias (Mn y Cu) relativamente estables (especialmente Mn) en los individuos analizados, a pesar de las variaciones de su contenido en el entorno. En cuanto al plomo, catión tóxico con niveles en tubificidos intermedios y poco variables, se puede intuir la posibilidad de que estos organismos posean algún mecanismo para su detoxificación o regulación (neutralización de su acción tóxica por unión a ligandos, excreción, etc).

CONCLUSIONES

CONCLUSIONES

A la vista de los resultados obtenidos, pasamos a enumerar las conclusiones alcanzadas, que cubren los objetivos previstos:

- 1ª) La secuencia de los contenidos metálicos globales en la fracción $\leq 130 \mu\text{m}$ de los sedimentos de la cuenca del río Jarama es la siguiente:

Zn > Mn > Cr > Pb > Cu > Ni > Cd

- 2ª) Debido a causas antropogénicas, existe un enriquecimiento generalizado en los sedimentos del ecosistema estudiado que, como promedio, es de siete veces en Zn, seis en Cu y Pb, cinco en Cd y dos veces y media en Cr. No ocurre así con Mn y Ni cuyo origen es litológico, si bien hay que indicar que en el tramo comprendido entre J-2 y J-18, se suma un origen antrópico de Ni.

- 3ª) En términos generales, existen dos grupos de asociaciones metálicas en la fracción $\leq 130 \mu\text{m}$ de los sedimentos del Jarama. Los metales que presentan orígenes antropogénicos, Cu, Pb, Cd, Zn, Cr y Ni, que están todos ellos salvo el Zn asociados mayoritariamente a la fracción orgánica; y el Mn, de claro origen litológico, generalmente no asociado a la materia orgánica.

- 4ª) Las distribuciones mensuales de las concentraciones de Cu, Cd, Zn, Cr y Ni en los sedimentos muestran la existencia de variaciones estacionales que parecen estar relacionadas con el régimen de lluvias debido probablemente a la variable lixiviación por la escorrentía superficial de los terrenos circundantes.
- 5ª) Se proponen Cu y Zn como los metales más representativos del estado general de contaminación de los sedimentos de este río, con vistas a que futuros estudios de vigilancia del sistema se puedan conseguir con una mayor rapidez y abaratamiento de los mismos.
- 6ª) Se ha realizado una división del río Jarama en tres zonas atendiendo a las concentraciones de metales pesados en la fracción $\leq 130 \mu\text{m}$ de sus sedimentos:
- i) La Zona I está situada antes de la influencia de la gran urbe, desde la estación anterior a la desembocadura del río Guadalix, hasta el punto previo a la afluencia del Henares (J-2 a J-10). En ella se presentan las más bajas concentraciones de los metales con origen antropogénico.
 - ii) La Zona II comprende el tramo situado entre las desembocaduras de los ríos Henares y Manzanares (estaciones J-12 y J-13). Las concentraciones de metales pesados son intermedias con respecto a las de la totalidad del sistema. En ella se reflejan los impactos

del corredor Madrid-Guadalajara y de las zonas Norte y Este de Madrid.

iii) La Zona III tiene marcado su inicio por la desembocadura del río Manzanares y se extiende hasta la afluencia del Jarama en el Tajo (estaciones J-15 a J-18). Sus sedimentos poseen las mayores concentraciones de los metales pesados con origen antropogénico y son un excelente registro indicador de los contenidos metálicos de la mayor parte de los vertidos efectuados a los sistemas acuáticos madrileños.

7ª) Respecto del impacto causado por los afluentes sobre el río principal:

- i) El río Guadalix, debido a sus bajos caudales no afecta apreciablemente a los sedimentos del Jarama.
- ii) La desembocadura del río Henares produce un claro impacto negativo y marca el inicio de la Zona II.
- iii) La afluencia del Manzanares marca el inicio de la Zona III, si bien el posible aporte de sus sedimentos no afecta de una forma clara a los del Jarama.

8ª) En relación a los tubificidos, la secuencia de los contenidos metálicos medios globales en sus tejidos es:

Zn > Cu > Mn > Pb > Ni > Cr > Cd.

Si bien se producen algunas variaciones puntuales de ella, el predominio general del cinc se mantiene en los oligoquetos de todas las estaciones de muestreo.

- 9ª) No hemos podido comprobar estadísticamente la existencia de variaciones estacionales en la acumulación metálica en tubificidos probablemente debido al reducido número de datos conseguidos algunos meses, pero existen diferencias importantes entre los promedios metálicos mensuales en los tubificidos. Los valores máximos y mínimos coinciden con el inicio y el final, respectivamente, del periodo reproductor: invierno y primavera-verano.
- 10ª) Estos organismos han tolerado sedimentos con niveles de metales pesados elevados y ampliamente variables, especialmente de Cu, Pb, Zn, Cr y Mn.
- 11ª) La eficacia en la bioasimilación de los diferentes metales por los tubificidos ha sido, como promedio:
- $$\text{Zn} > \text{Cd} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{Mn} \geq \text{Cr}$$
- El Zn y el Cd han sido los elementos más concentrados, nunca lo han sido Mn y Cr y sí los restantes metales en determinadas condiciones.
- 12ª) Cd, Cr y Ni no manifiestan un patrón definido en su bioasimilación por los tubificidos. El Cd parece incorporarse por la vía de entrada del Zn y su biodisponibilidad está en gran parte asociada al contenido de Zn en los

sedimentos. El Ni biodisponible esta asociado parcialmente con el Cu en sedimentos.

- 13*) Se sugiere una regulación en la bioasimilación de tres metales potencialmente esenciales: Cu, Zn y Mn. En términos generales los tubificidos mantuvieron unos niveles tisulares de dichos elementos más o menos constantes, mucho mayores en el caso de Zn y menores en los de Cu y Mn, con independencia de sus concentraciones en el medio.
- 14*) Se plantea la posibilidad de que estos organismos posean un mecanismo de detoxificación para el Pb dada la uniformidad de sus niveles tisulares.
- 15*) No existe una proporcionalidad directa entre cada uno de los metales bioasimilados y los presentes en el hábitat de los tubificidos: aguas y sedimentos. Por tanto, no son buenos indicadores de la contaminación de en cada uno de los medios por separado, pero sí son buenos monitores del riesgo de bioasimilación y transferencia trófica, actuando como agentes globalizadores de lo que ocurre en la totalidad del ecosistema acuático.
- 16*) Unicamente en el caso del Pb y en menor medida en los de Cu y Mn, determinadas variables medioambientales entre todas las consideradas en los análisis de regresión múltiple (metales pesados en sedimentos y aguas, parámetros físico-químicos y de contaminación orgánica) explican un porcentaje aceptable de su bioasimilación por tubificidos.

BIBLIOGRAFIA

BIBLIOGRAFIA

- ABEL, E.W. (1973). Lead. En: Comprehensive Inorganic Chemistry. J.C. Bailar, Jr; H.J. Emeleus; S.R. Nyholm & A.F. Trotman-Dickenson (Eds). Pergamon Press, Oxford. Vol 2, págs 105-146.
- ADRIANO, D.C. (1986). Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag, New York, etc. 533 págs.
- ADRIANO, D.C.; A.L. PAGE; A.A. ELSEWI; A.C. CHANG & I. STRAUGHAN (1980). Journal of Environmental Quality 9: 333-334.
- AGUILAR, C. y A. MERINO (1983). Estudio del río Manzanares a su paso por Madrid. Período 1982-83.
- AGUILO, M. (1983). El agua en Madrid. Diputación de Madrid. Area de Urbanismo y Ordenación Territorial. Madrid.
- ANDERSON, R.A. (1989). Essentiality of Chromium in Humans. The Science of the Total Environment 86: 75-81.
- APARICIO, A. y L. GARCIA (1987). Geología del Sistema Central Español. Memoria y planos geológicos. Comunidad de Madrid, Consejería de Política Territorial, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid. 32 págs y 2 planos.
- ARORA, C.L.; V.K. NAYYAR & N.S. RANDHAWA (1975). Indian J Agric Sci 45: 80-85.
- ASTON, R.J. (1966). Temperature relations, respiration and borrowing in *Branchiura sowerbyi* Beddard (*Tubificidae: Oligochaeta*). Ph. D. Thesis Univ. of Reading.
- ASTON, R.J. (1971). The effects of temperature and dissolved oxygen concentrations on reproduction in *Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparede) and *Tubifex tubifex* (Müller). C.E.R.L. Lab. Note RD/L/M-312.
- ASTON, R.J. (1973). Tubificids and water quality. A review. Environ Pollut (Series A) 5: 1-34.
- ASTRUC, M. & J.N. LESTER (Eds) (1988). Heavy Metals in the Hidrological Cycle, Selper Ltd, London.
- AYLETT, B.J. (1973). Group IIB. En: Comprehensive Inorganic Chemistry. Pergamon Press, Oxford. Vol 3, págs 187-328.

- BABICH, H. & G. STOTZKY (1980). Environmental factors that influence the toxicity of heavy metals and gaseous pollutants to microorganisms. CRC Crit Rev Microbiol 8: 99-145.
- BABICH, H. & G. STOTZKY (1982). Nickel toxicity to fungi: Influence of Environmental factors. Ecotox Environm Safety 6: 577-589.
- BABICH, H. & G. STOTZKY (1983a). Temperature, pH, salinity, hardness, and particulates mediate nickel toxicity to eubacteria, an actinomycete, and yeast in lake, simulated estuarine, and sea waters. Aquatic Toxicology 3 (3): 195-208.
- BABICH, H. & G. STOTZKY (1983b). Physicochemical factors of natural reservoirs affect the transformation and exchange of heavy metals toxic to microbes. Environ Biogeochem Ecol Bull 35: 316-323.
- BABICH, H. & G. STOTZKY (1983c). Developing standards for environmental toxicants: the need to consider abiotic environmental factors and microbe-mediated ecologic processes. Environmental Health Perspectives 49: 247-260.
- BANAT, K.; U. FÖRSTNER & G. MÖLLER (1972). Schwermetalle in sedimenten des Rheins. Umsch Wiss Tech 72: 192-193.
- BENES, P.; M. CEJCHANOVA & B. HAVLIK (1985). Migration and speciation of lead in a river system heavily polluted from a smelter. Water Research 19 (1): 1-6.
- BERTINE, K.K. & E.D. GOLDBERG (1971). Fossil fuel combustion and the major sedimentary cycle. Science 173: 233-235.
- BEYERSMANN, D. & A. KÖSTER (1987). On the role of trivalent chromium in chromium genotoxicity. Toxicological and Environmental Chemistry 14 (1): 11-22.
- BIANCHI, V. & A.G. LEVIS (1988). Review of genetic effects and mechanisms of action of chromium compounds. The Science of the Total Environment 71 (3): 351-355.
- BINDRA, K.S. & K.J. HALL (1977). Geochemical partitioning of trace metals in sediments and factors affecting bioaccumulation in benthic organisms. Unpublished report for NRC, Ottawa, Canada. Contract #032-1082/6073. 59 págs.
- BINDRA, K.S. & K.J. HALL (1978). Bioaccumulation of selected trace metals by benthic invertebrates in laboratory bioassays. Unpublished report for NRC, Ottawa, Canada. 25 págs.
- BODDINGTON, M.J.; D.R. MILLER & A.S.W. de GREITAS (1979). The effect of benthic invertebrates on the clearance of mercury from contaminated sediments. Limnol Oceanogr.

- B.O.E. (Boletín Oficial del Estado) (Ed) (1986). Ley de Aguas. Colección de Textos Legales nº 29. Madrid. 492 págs. Anexo (1987), 75 págs.
- BOWEN, H.J.M. (1979). Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, New York. 333 págs.
- BRINKHURST, R.O. (1970). Distribution and abundance of tubificid (*Oligochaeta*) species in Toronto Harbour, Lake Ontario. J Fish Res Bd Canada 27: 1961-1969.
- BRINKHURST, R.O. (1974). Factors mediating interspecific aggregation of tubificid oligochaetes. J Fish Res Bd Canada 31: 460-462.
- BRINKHURST, R.O. & D.G. COOK (1974). Aquatic Earthworms (*Annelida: Oligochaeta*). En: Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates. C.W. Hart & S.L.H. Fuller (Eds). Academic Press, New York. 143-156 págs.
- BRINKHURST, R.O. & R.J. DIAZ (1987). Aquatic Oligochaete. Hydrobiologia 155.
- BRINKHURST, R.O. & B.G.M. JAMIESON (1971). Aquatic Oligochaeta of the World. Oliver & Boyd, Edinburgh, UK.
- BRINKHURST, R.O. & C.R. KENNEDY (1965). Studies on the biology of the Tubificidae in a polluted stream. J Anim Ecol 34: 429-443.
- BROBERG, A. & G. LINDGREN (1987). Effects of pH on the uptake of copper and cadmium by tubificids worms (*Oligochaeta*) in two different types of sediment. En: Speciation of Metals in Water, Sediment and Soil Systems. Proceedings, Sunne 1986. L. Landner (Ed), Springer-Verlag, Berlin, etc. Págs 145-146.
- BROBERG, A. & S. McMASTERS (1988). Uptake of copper and cadmium by tubificids worms (*Oligochaeta*) in different types of freshwater sediments. En: Heavy Metals in the Hydrological Cycle. M. Astruc & J.N. Lester (Eds). Selper Ltd, London. Págs 265-272.
- BROWN, P.H.; R.M. WELCH & E.E. CARY (1987). Nickel. A micronutrient essential for higher plants. Plant Physiol 85 (3): 801-804.
- BRÜMMER, G.W. (1986). Heavy metal species, mobility and availability in soils. En: The Importance of Chemical "Speciation" in Environmental Processes. Dahlena Konferenzen, 1986. M. Bernhard; F.E. Brinckman & P.J. Sadler (Eds). Springer-Verlag, Berlin, etc. Págs 169-192.
- BRYAN, G.W. (1976). Heavy metal contamination in the sea. En: Marine Pollution. R. Johnston (Ed), Academic Press, London. Págs 185-302.
- BRYAN, G.W. & L.G. HUMMERSTONE (1973). Adaptation of the polychaete *Nereis diversicolor* to estuarine sediments containing high concentrations of zinc and cadmium. J Mar Biol Ass UK 53: 839-857.

- BUHLER, D.R. (1972). Environmental contamination by toxic metals. En: Heavy Metals in the Environment Seminar. Water Resources Res. Inst., Oregon State Univ. Pág. 11.
- CABRERA, F.; M. SOLDEVILLA; R. CORDON y P. ARAMBARRI (1987). Heavy metal pollution in the Guadiamar River and the Guadalquivir Estuary (South West Spain). Chemosphere 16 (2-3): 463-468.
- CALMANO, W.; W. AHLF; H. BAADE & U. FÖRSTNER (1988). Transfer of heavy metals from polluted sediments under changing environmental conditions. En: Heavy Metals in the Hydrological Cycle. M. Astruc & J.N. Lester (Eds), Selper Ltd, London. Págs. 501-506.
- CAMPBELL, P.G.C. & A. TESSIER (1989). Biological availability of metals in sediments analytical approaches. En: Int. Conf. Heavy Metals in the Environment, Geneva, 1989. J.P. Vernet (Ed), CEP Consultants Ltd, Edinburgh, UK. Págs 516-525.
- CANNON, H.L. (1974). En: Environmental quality of food supply. P.L. White & D. Robbins (Eds), Futura Publ. Co, Mt Kisco, New York.
- CANNON, H.L. (1978). Geochem Environ 3: 17-31.
- CARSON, B.L.; H.V. ELLIS III & J.L. McCANN (1986). Toxicology and Biological Monitoring of Metals in Humans. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan. 327 págs.
- CASADO, C. y M.A. ELVIRA (1984). Evaluación biológica de los ríos de la provincia de Madrid. Comunidad de Madrid, Consejería de Agricultura y Ganadería, Dpto. de Ecología de la Univ. Compl. de Madrid/Real Soc. Esp. Hist. Nat, Madrid. 200 págs, más anexos.
- CASPERS, H. (1980). The relationship of saprobial conditions to massive populations of tubificids. En: Aquatic Oligochaeta Biology. R.O. Brinkhurst & D.G. Cook (Eds), Plenum Press, New York. Págs 503-505.
- CATALAN LAFUENTE, J.G. (1965). Estudio químico sedimentológico de algunos afluentes del Tajo. Serie Sedimentológica IV (C.S.I.C.). 136 págs.
- CATALAN LAFUENTE, J.G. (1980). Bosquejo descriptivo del río Jarama ante la viabilidad de su recuperación integral. A.S.I.T.E.M.A., Boletín II (2-3).
- CATALAN LAFUENTE, J.G. (Ed) (1981). Química del Agua. Alonso S.A., Madrid. 423 págs.
- CATALAN LAFUENTE, J.G. y J.M. CATALAN ALONSO (Eds) (1987). Ríos. Caracterización y calidad de sus aguas. Dihidrox, Madrid. 264 págs.
- CATALAN LAFUENTE, J.G. et al. (1974). Contaminación y autodepuración de los ríos Manzanares, Jarama y Tajo. Documentos de Investigación Hidrológica 18: 95-134.

- CHANG, A.C.; J.E. WARNEKE et al (1984). Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. J Environm Qual 13 (1): 87-91.
- CHAPMAN, P.M. (1985). Effects of gut sediment contents on measurements of metal levels in benthic invertebrates -a cautionary note. Bull Environ Contam Toxicol 35: 345-347.
- CHAPMAN, P. (1987). Oligochaete respiration as a measure of sediment toxicity in Puget Sound, Washington. Hydrobiologia, 155: 249-258 (1987).
- CHAPMAN, P.M. & D.G. MITCHELL (1986). Acute tolerance tests with the Oligochaetes *Nais comunis* (Naididae) and *Ilyodrilus frantzi* (Tubificidae). Hydrobiologia 137 (1): 61-64.
- CHAPMAN, P.M.; L.M. CHURCHLAND; P.A. THOMSON & E. MICHNOWSKY (1979). Tubificid oligochaetes as monitors of heavy metal pollution. Fish and Mar Service Tech Rept 862: 278-294.
- CHAPMAN, P.M.; L.M. CHURCHLAND; P.A. THOMSON & E. MICHNOWSKY (1980). Heavy metal studies with oligochaetes. En: Aquatic Oligochaete Biology. R.O. Brinkhurst & D.G. Cook (Eds), Plenum Press, New York. Págs 447-502.
- CHAPMAN, P.M.; M.A. FARRELL & R.O. BRINKHURST (1982a). Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. Aquatic toxicology 2: 47-67.
- CHAPMAN, P.M.; M.A. FARRELL & R.O. BRINKHURST (1982b). Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to combinations of pollutants and environmental factors. Aquatic toxicology 2: 69-78.
- CHAPMAN, P.M.; M.A. FARRELL & R.O. BRINKHURST (1982c). Effects of species interactions on the survival and respiration of *L. hoffmeisteri* and *T. tubifex* (Oligochaeta, Tubificidae). Exposed to various pollutants and environmental factors. Water Research 16 (9): 1405-1408.
- CHINO, M. & T. MORI (1982). En: Researches Related to the UNESCO's Man and Biosphere Programme in Japan. Tokio. Págs 106-109.
- COX, D.P. (1979). En: Copper in the Environment. J.O. Nriagu (Ed), Wiley, New York. Págs 19-42.
- COMUNIDAD DE MADRID (CAM) (Ed) (1986). Mapa litológico de Madrid (Memoria más mapa 1:200 000). Consejería de Agricultura y Ganadería, Madrid. 48 págs + 1 mapa.
- CROSS, W.H. (1976). A study of predation rates of leeches on tubificid worms under laboratory conditions. Ohio Journal of Science 76 (4): 164-166.

- CUBILLO, F. (1986). Situación actual de la calidad de las aguas en los ríos de la Comunidad de Madrid. Colección del PIAM nº 9. Comunidad de Madrid, Consejería de Obras Públicas y Transportes, Direc. Gral. de Rec. Hidr. Madrid. 339 págs.
- DAUSEND, K. (1931). Uber die Atmung der Tubificiden. Z Vergl Physiol 14: 557-608.
- DAVIS, R.B. (1974). Stratigraphic effects of tubificids in profundal lake sediments. Limnology and Oceanography 19 (3): 466-488.
- DEAN, J.G.; F.L. BOSQUI & V.H. LANOVETTE (1972). Removing heavy metals from waste water. Environ Sci Technol 6: 518-522.
- DE GROOT, A.J.; J.J.M. GOEIJ & C. ZEGERS (1971). Contents and behaviour of mercury as compared with other heavy metals in sediments from the rivers Rhine and Ems. Geol Mijnbouw 50: 393-398.
- DELAUNE, R.D. & SMITH, C.J. (1985). Release of nutrients and metals following oxidation of freshwater and saline sediment. J Environ Anal 14 (2): 164-168.
- DEMAYO, A. & M.C. TAYLOR (1979). Copper. En: Guidelines for Surface Water Quality. Vol. 1, Inorganic Chemical Substances. Environment Canada, Inland Waters Directorate, Water Quality Branch. Ottawa. 55 págs.
- DEMAYO, A.; M.C. TAYLOR & S.W. REEDER (1979). Lead. En: Guidelines for Surface Water Quality. Vol. 1, Inorganic Chemical Substances. Environment Canada, Inland Waters Directorate, Water Quality Branch. Ottawa. 40 págs.
- DIKS, D.M. & H.E. ALLEN (1983). Bull Environ Contam Toxicol 30: 37-43.
- DIXON, W.J. (Chief Ed) (1983). BMDP Statistical Software. Univ California Press, Berkeley, USA.
- DIXON, W.J. & R. JENNRICH (1983). Stepwise Regression. En: BMDP Statistical Software, W.J. Dixon (Chief Ed), Univ California Press, Berkeley, USA. Pág. 251-263.
- ERMOLENKO, N.F. (1972). En: Trace Elements and Colloids in Soils. NTIS, Springfield, VA.
- FALK, M.R.; M.D. MILLER & S.J.M. KOSTIUK (1973). Biological effects of mining wastes in the Northwest Territories. Fisheries and Marine Service, Dept. of the Environment, Technical Report Series nº CEN/T-73-10.
- FARRAH, H. & W.F. PICKERING (1977). Influence of clay solute interactions on aqueous heavy metal ion levels. Water Air Soil Pollut 8: 189-197.
- FERGUSON, J.E. (Ed) (1990). The Heavy Elements: Chemistry, Environmental impact and Health effects. Pergamon Press, Oxford, etc. 614 págs.

- FISHER, J.B.; W.J. LICK; P.L. McCALL & J.A. ROBBINS (1980). Vertical mixing of lake sediments by tubificid oligochaetes. Journal of Geophysical Research 85: 3997-4006.
- FITCHKO, J. & T.C. HUTCHINSON (1975). A comparative study of heavy metal concentrations in river mouth sediments around the great lakes. Great Lakes Res 1: 46-78.
- FLEISCHER, M.; A.F. SAROFIM; D.V. FASSETT; P. HAMMOND; H.T. SHACKLETTE; I.C. NISBET & S. EPSTEIN (1974). Environ Health Perspec 7: 253-323.
- FLORIN, M.; C. MONTES; C. CASADO; D. GARCIA DE SALON (1987). Bibliografía para el estudio de las aguas superficiales de la Comunidad de Madrid. Ed. Univ. Autónoma de Madrid, Madrid.
- FÖRSTNER, U. (1981a). Metal pollution assessment from sediment analysis. En: Metal Pollution in the Aquatic Environment. Förstner & Wittmann (Eds), Springer-Verlag, Berlin, etc. Chapt D, págs 110-196.
- FÖRSTNER, U. (1981b). Metal transfer between solid and aqueous phases. En: Metal Pollution in the Aquatic Environment. Förstner & Wittmann (Eds), Springer-Verlag, Berlin, etc. Chapt E, págs 197-270.
- FÖRSTNER, U. (1983). Assessment of metal pollution in rivers and estuaries. En: Applied Environmental Geochemistry. I. Thornton (Ed), Academic Press, London. Págs 395-423.
- FÖRSTNER, U. (1987). Sediment-associated contaminants -an overview of scientific bases for developing remedial options. Hydrobiologia 149: 221-246, En: Ecological Effects of *in situ* Sediment Contaminants. R. Thomas; R. Evans; A. Hamilton; M. Munawar; T. Reynoldson and T. Sadar (Eds), Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- FÖRSTNER, U. (1989). Contaminated sediments. Lectures on environmental aspects of particle-associated chemicals in aquatic systems. S. Bhattacharji; G.M. Friedman; H.J. Neugebauer & A. Seilacher (Eds), Lecture Notes in Earth Sciences nº 21, Springer-Verlag, Berlin, etc. 157 págs.
- FÖRSTNER, U. & G. MÜLLER (1973). Anorganische Schadstoffe im Neckar. Ruperto Carola 51: 67-71.
- FÖRSTNER, U.; G. MÜLLER & G. WAGNER (1974). Schwermetalle in Sedimenten des Bodensees, natürliche und Zivilisatorische Anteile. Naturwissenschaften 61: 270 págs.
- FÖRSTNER, U. & F. PROSI (1979). Heavy metal pollution in freshwater ecosystems. En: Biological Aspects of Freshwater Pollution. O. Ravera (Ed), Commission of the European Communities. Pergamon Press. Págs 129-161.

- FÖRSTNER, U. & G.T.W. WITTMANN (1981). Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag, Berlin, etc. 2^a revised edition. 486 págs.
- FREEDMAN, B. & T.C. HUTCHINSON (1981). En: Effect of Heavy Metal Pollution in Plants, Vol 2. Metals in the Environment. Applied Science Pub, London. Págs 35-94.
- FREEDMAN, M.L.; P.M. CUNNINGHAM; J.E. SCHINDLER & M.J. ZIMMERMAN (1980). Effect of lead speciation on toxicity. Bull Envir Contam Toxic 25: 389-393.
- FRIBERG, L.; M. PISCATOR; G.F. NORDBERG & T. KJELLSTRÖM (1974). Cadmium in the environment. Chemical Rubber Co Press Inc, Cleveland, USA.
- FUKUHARA, H. (1987). The effect of Tubificids and Chironomids on particle redistribution of lake sediment. Ecol Res 2: 255-264.
- FUKUHARA, H. & M. SAKAMOTO (1987). Enhancement of inorganic Nitrogen and Phosphate release from lake sediment by Tubificid Worms and Chironomid larvae. Oikos 48 (3): 312-320.
- FUKUHARA, H.; A. OHTAKA; Y. ISOBE & M. SAKAMOTO (1987). Seasonal changes in vertical distribution, biomass and faecal production of tubificids in the profundal region of a shallow Japanese Lake. Holarctic Ecology 10 (1): 8-13.
- FUNK, W.H., S.K. BHAGAT & R.H. FILBY (1969). Trace element measurements in the aquatic environment. Puliman Washington State University. En: Incidence, variability and controlling factors for trace elements in natural fresh waters. Trace metals and metal-organic interactions in natural waters. P.C. Singer (Ed). Pág 69.
- FUNK, W.H.; R.W. RABE; R. FILBY & I.I. PARKER (1973). An integrated study on the impact of metallic trace element pollution in the Coner D'Alene-Spokane Rivers-Lake Drainage System. NTIS.PB 22-946.
- FURR, K.A.; A.W. LAWRENCE; S.S.C. TONG; M.G. GRANDOLFO; R.A. HOFSTADER; C.A. BACHE; W.H. GUTENMANN & D.J. LISK (1976). Environ Sci Technol 7: 683-687.
- GARLASCHI, G.; E.B. SCHALSCHA; I. VERGARA & A.C. CHANG (1985). Trace metals in sediments of the Mapocho River, Chile. Environmental Technology Letters 6 (9): 405-414.
- GETZ, L.L.; A.W. HANEY; R.W. LARIMORE; J.W. McNURNEY; H.V. LELAND; P.W. PRICE; G.L. ROLFE; R.L. WORTMAN; J.L. HUDSON; R.L. SOLOMON & K.A. REINBOLD (1977). Transport and distribution in a watershed ecosystem. En: Lead in the Environment. Bogges, W.R. & B.G. Wixson (Eds). Prepared for the National Science Foundation, NSF/RA-770214. Págs 105-134.
- GIBBS, R.J. (1973). Mechanisms of trace metal transport in rivers. Science 180 (4081): 71-73.

- GODBEER, W.C. & D.J. SWAINE (1979). Trace Subs Environ Health 13: 254-260.
- GONZALEZ del TANAGO, M. y D. GARCIA de JALON (1981). Estudio de la estructura biotipológica del río Jarama. Boletín de la Estación Central de Ecología X (19): 33-51.
- GONZALEZ del TANAGO, M. y D. GARCIA de JALON (1982). Estudio de la contaminación de las aguas mediante indicadores biológicos. Aplicación al río Jarama. Diputación de Madrid, Madrid.
- GOYER, R.A. (1986). Toxic effects of metals. En: Casarett and Doull's Toxicology: The basis science of poisons. C.D. Klaassen; M.O. Amdur & J. Doull (Eds), MacMillan, London. Págs 582-635.
- GREICHUS, Y.A.; A. GREICHUS; B.D. AMMAN; J. CALLL; D.C.D HAMMAN & R.M. POTT (1977). Insecticides, polychlorinated biphenyls and metals in African Lake Ecosystems. I. Hartbeesport Dam, Transvaal and Vöelvlei Dam, Cape Province, Republic of South Africa. Arch Environ Contam Toxicol 6: 371-383.
- GUNN, A.M.; T.E. HUNT & D.A. WINNARD (1989). The effect of heavy metal speciation in sediment on bioavailability to tubificid worms. Hydrobiologia 188/189: 487-496.
- GUY, R.D. & C.L. CHAKRABARTI (1976). Studies of metal-organic interaction in model systems to natural waters. Can J Chem 54: 2600-2611.
- HAGUENOER, J.M. & D. FURON (1981). Toxicology et hygiène industrielles. Tome 1. Les dérivés minéraux. Technique & Documentation, Paris.
- HAHNE, H.C.H. & W. KROONTJE (1973). Significance of pH and chloride concentration on behaviour of heavy metal pollutants: Mercury (II), Cadmium (II), Zinc (II), and Lead (II). J Environ Qual 2: 444-450.
- HALL, T.M. & L. MERLINI (1979a). Concentrations of Cr, Pb, Cu and Mn in some biotic and abiotic components of the benthic ecosystem of the Toce River and Isole Borromeo Basin (Lake Maggiore, Italy). I) Abiotic components. Mem Ist Ital Idrobiol 37: 1-22.
- HALL, T.M. & L. MERLINI (1979b). Concentrations of Cr, Pb, Cu and Mn in some biotic and abiotic components of the benthic ecosystem of the Toce River and Isole Borromeo Basin (Lake Maggiore, Italy). II) Oligochaetes and other invertebrates. Mem Ist Ital Idrobiol 37: 23-32.
- HALL, T.M. & L. MERLINI (1979c). An attempt to determine the influence of the gut content on the determination of heavy metals in aquatic Oligochaetes. Mem Ist Ital Idrobiol 37: 33-40.
- HAMDY, Y. & L. POST (1985). Distribution of Mercury trace organics and other heavy metals in Detroit River sediments. Journal of Great Lakes Research 11 (3): 353-365.

- HERNANDEZ, M. & J.R. EGEA (1987a). Contaminación por cobre y plomo en sedimentos del río Guadalix. En: Resúmenes del Simposio Internacional de Recursos Hidráulicos, Canarias Agua 2000, Sta Cruz de Tenerife.
- HERNANDEZ, M. & J.R. EGEA (1987b). Heavy metal contamination in Guadalix River (in Madrid's industrial belt area). II Heavy metals in sediments and their bioassimilation by tubificids. En: Int Conf Heavy Metals in the Environment, New Orleans. S.E. Lindberg & T.C. Hutchinson (Eds), CEP Consultants Ltd, UK. Vol II, págs 172-174.
- HERNANDEZ, M.; E. BLANCO & M.T. ANTONIO (1987a). Estudio de la contaminación por cobre y plomo en los sedimentos del río Tajo a su paso por la provincia de Madrid. En: Resúmenes del Simposio Internacional de Recursos Hidráulicos, Canarias Agua 2000. Consejería de Obras Públicas, Gobierno de Canarias, Pto. de la Cruz, Tenerife.
- HERNANDEZ, M.; E. BLANCO & M.T. ANTONIO (1987b). Estudio de la contaminación por cadmio de los sedimentos del río Tajo a su paso por la provincia de Madrid, y de la bioasimilación de este metal por los tubificidos (*Annelida: Oligochaeta: Tubificidae*). Resúmenes del IV Congreso Español de Limnología, Sevilla.
- HERNANDEZ, M.; M.E. TORIJA & V. PLAZA (1987c). Análisis de las aguas del río Guadalix. En: Resúmenes del Simposio Internacional de Recursos Hidráulicos, Canarias Agua 2000, Sta Cruz de Tenerife.
- HERNANDEZ, M.; M.E. TORIJA & J. PRIETO (1987d). Análisis de las aguas del río Tajo a su paso por la provincia de Madrid. En: Resúmenes del Simposio Internacional de Recursos Hidráulicos, Canarias Agua 2000, Sta Cruz de Tenerife.
- HERNANDEZ, M.; M.E. TORIJA & M.D. TENORIO (1987e). Análisis de las aguas del río Jarama. En: Resúmenes del Simposio Internacional de Recursos Hidráulicos, Canarias Agua 2000, Sta Cruz de Tenerife.
- HERNANDEZ, M.; M.E. TORIJA; M.D. TENORIO; J. PRIETO; M.T. ANTONIO; J.V. ROVIRA y E. BLANCO (1987f). Contaminación por metales pesados de los ríos Jarama y Tajo a su paso por la Provincia de Madrid. Bioasimilabilidad de los mismos por tubificidos (*Annelida: Oligochaeta, Tubificidae*). Dirección General de Recursos Hidráulicos, Comunidad de Madrid, Madrid. 388 págs.
- HERNANDEZ, M.; J.V. ROVIRA & M.T. ANTONIO (1988). Relationship between copper and lead levels in sediments and dwelling tubificids in the Jarama River (Madrid, Spain). En: Heavy metals in the Hydrological Cycle. M. Astruc & J.N. Lester (Eds), Selper Ltd, London. Págs 531-538.
- HIGGINS, I.J. & R.G. BURNS (1975). The chemistry and microbiology of pollution. Academic Press, London.

- HOFFMANN, K.H.; J. SEUSS; E. HIPPE & U.A. SEDLMEIER (1986). Aerobic and anaerobic metabolism in *Tubifex*, a freshwater oligochaete. Zool Beitr N.F. 30: 153-170.
- HOFFMANN, K.H.; E. HIPPE & U.A. SEDLMEIER (1987). Aerobic and anaerobic metabolism of the freshwater oligochaete *Tubifex sp* (abstract). Hydrobiologia 155 (DEC): 157-159.
- HONGVE, D; O.K. SKOGHEIM; A. HINDAR & H. ABRAHAMSEN (1980). Effects of heavy metals in combination with NTA, humic acid, and suspended sediment on natural phytoplankton photosynthesis. Bull Environ Contam Toxicol 25: 594-600.
- HORN, M.K. & J.A.S. ADAMS (1966). Computer-derived geochemical balances and element abundances. Geochim Cosmochim Acta 30: 279-297.
- HOWARTH, R.S. & J.B. SPRAGUE (1978). Copper lethality to rainbow trout in waters of various hardness and pH. Water Res 12: 455-462.
- HOWMILLER, R.P. & A.M. BEETON (1971). Biological evaluation of environmental quality, Green Bay, Lake Michigan. J Water Pollution Control Federation 43: 123-133.
- HUCKABEE, J.W. & B.G. BLAYLOCK (1974). Microcosm studies on the transfer of Hg, Cd, and Se from terrestrial to aquatic ecosystems. En: Proc Univ Missouri Annu Conf on Trace Substances in Environmental Health, Vol VII. Págs 219-228.
- HUTCHINSON, T.C. & J. FITCHKO (1974). Heavy metal concentrations and distributions in river mouth sediments around the great lakes. En: Proc Internat Conf Transport of Persistent Chemicals in Aquatic Ecosystems, Ottawa. Págs I-69-I-77.
- I.J.C. (INTERNATIONAL JOINT COMMISSION) (1982). Guidelines and register for evaluation of Great Lakes dredging projects. Report of Dredging Subcommittee to the Water Quality Programs Committee of the Great Lakes Water Quality Board. Windsor, Ontario, Canada.
- I.W.D. (INLAND WATERS DIRECTORATE) (1979). Guidelines for Surface Water Quality. Vol 1, Inorganic Chemical Substances. Environment Canada, Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Ottawa, Canada.
- I.W.D. (INLAND WATERS DIRECTORATE) (1981). Analytical Methods Manual (1979) and Analytical Methods Manual update (1981). Environment Canada, Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Ontario, Canada.
- IRELAND, M.P. (1988). Heavy metal uptake and distribution in terrestrial macroinvertebrates. En: Biología Ambiental. Actas del Congreso de Biología Ambiental (II Congreso Mundial Vasco), Tomo I. Universidad del País Vasco y Comunidad Autónoma de Euskadi (Eds). Págs. 167-178.

- IZCO, J. (1984). Madrid verde. Inst. de Estudios Agrarios, Pesqueros Y Alimentarios (Ed), Madrid. 517 págs.
- JAMES, A. & L. EVISON (Eds) (1979). Biological indicators of water quality. Wiley & Sons, Chichester, etc.
- JERNELOV, A. (1970). Release of methyl mercury from sediments with layers containing inorganic mercury at different depths. Limnol Oceanogr 15: 958-960.
- JERNELOV, A.; L. LANDNER & T. LARSON (1975). Swedish perspectives on mercury pollution. J Water Pollut Control Fed 47: 810-822.
- KAISER, M.; V. IRMER & K. WEILER (1989). Monitoring of water quality: seasonal variations of heavy metals in sediment, suspended particulate matter and tubificids of the Elbe River. Environmental Technology Letters 10: 845-854.
- KLEIN, L.A.; M. LANG; N. NASH & S.L. KIRSCHNER (1974). Sources of metals in New York City waste-water. J Water Pollut Control Fed 46: 2653-2662.
- KNEIP, T.J.; G. RE & T. HERNANDEZ (1974). Cadmium in an aquatic ecosystem distribution and effects. En: Trace Substances in Environmental Health. D.D. Hemphill (Ed), Univ. Missouri, Columbia. Vol 8, págs 172-177.
- KOPP, J.F. (1977). Current status of analytical methodology for trace metals. En: Proc Int Conf Heavy Metals Environ, Vol. I, Toronto. Págs. 261-274.
- KORALLUS, U. (1986). Chromium compounds: occupational health, toxicological and biological monitoring aspects. Toxicology Environmental Chemistry 12 (1-2): 47-59.
- KRAUSKOPF, K.B. (1972). En: Micronutrients in Agriculture. J.J. Mortvedt; P.M. Giordano & W.L. Lindsay (Eds), Soil Sci Soc Am Inc, Madison, WI. Págs 7-40.
- LAFONT, M. (1983). Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. Annélides Oligochètes. Bulletin Mensuel de la Société Linnéenne de Lyon 52 (4).
- LAGERWERFF, J.V. & A.W. SPECH (1970). Environ Sci Technol 4: 583-588.
- LANG, C. & B. LANG-DOBLER (1979). The chemical environment of tubificid and lumbriculid worms according to the pollution level of the sediment. Hydrobiologia 65 (3): 273-282.
- LANGMYHR, F.J.; R. SOLBERG & Y. THOMASSEN (1977). Atom absorption spectrometric determination of thirteen minor and trace metals in phosphate rock concentrates. Anal Chim Acta 92: 105-109.

- LAZIM, M.N. & M.A. LEARNER (1986a). The life cycle and productivity of *Tubifex tubifex* (*Oligochaeta*; *Tubificidae*) in the Moat-Feeder Stream, Cardiff, South Wales. *Holarctic Ecology* 9 (3): 185-192.
- LAZIM, M.N. & M.A. LEARNER (1986b). The life cycle and production of *Limnodrilus hoffmeisteri* and *L. udekemiamus* (*Tubificidae*; *Oligochaeta*) in the organically enriched Moat-Feeder Stream, Cardiff, South Wales. *Arch Hydrobiol/Suppl* 47 (2): 200-225.
- LEE, K.W. & D.R. KEENEY (1975). A comparative study of heavy metal concentrations in river mouth sediments around the Great Lakes. *Great Lakes Res* 1: 46-78.
- LISIECKI, J.B. & C.D. McNABB (1975). Dynamics of hazardous elements in wastewater ponds. Michigan State Univ, East Lansing. Dept of Fisheries and Wildlife, W 7602867, U.S. NTIS PB. Rep 248 404, 101 págs.
- LITERATHY, P. & F. LASZLO (1977). Uptake and release of heavy metals in the bottom silt of recipients. En: *Interactions between Sediments and Freshwater*. H.L. Golterman (Ed), Junk Publ, The Hague. Págs 403-409.
- LODEN, M.S. (1974). Predation by Chironomid (Diptera) larvae on oligochaetes. *Limnology and Oceanography* 19 (1): 156-159.
- LOPEZ VERA, F. (1984). Las aguas subterráneas en la Comunidad de Madrid. Colección del PIAM nº 7. Consejería de Obras Públicas y Transportes, Direc Gral Rec Hidrául, Comunidad de Madrid, Madrid. 198 págs.
- LOPEZ, J.M. & G.F. LEE (1977). Environmental chemistry of copper in Torch Lake, Michigan. *Water Air Soil Pollut* 8 (4): 373-385.
- MA, W.C. (1983). Biomonitoring of soil pollution: ecotoxicological studies of the effect of soil-borne heavy metal on lumbricid earthworms. *Research Institute for Nature Management Ann. Rep.*: 83-97.
- MCCALL, P.L. & J.B. FISHER (1980). Effects on tubificid oligochaetes on physical and chemical properties of Lake Eire sediments. En: *Aquatic Oligochaete Biology*. R.O. Brinkhurst & D.G. Cook (Eds), Plenum Press, NY. Págs 253-317.
- McLAREN, P. & D.I. LITTLE (1987). The effects of sediment transport on contaminant dispersal: an example from Milford Haven. *Marine Pollution Bulletin* 18 (11): 586-594.
- MAIJ-WEGGEN, J.R.H. (1988). Programa para reducir la contaminación de los ríos y mares europeos. *Cuadernos Europeos* (57): 197-200.
- MALMQUIST, P.A. (1975). Heavy metals in urban storm water. En: *Abstr Int Conf Heavy Metals in the Environment, Toronto, C-46/48*.

- MANAGEMENT SCIENCE ASSOCIATES, Inc. (1982). Version of BMDP converted for use on DEL VAX-11 computers. Latest revision July 1982. 5100 Centre Avenue, Pittsburgh, PA 15232, (412) 683-953.
- MARIÑO, M.F. (1991). Lombrices de tierra y metales pesados. Tesis de Licenciatura, Fac. de Biología, Univ. de Santiago. 368 págs.
- MANRIQUE, A.; M. BIJERIEGO; I. WALTER; I. ARROYO; J.M. GARCIA de BUSTOS y A.M. SANZ (1986). Características físico-químicas y valor fertilizante de los lodos de las depuradoras del Plan de Saneamiento Integral de Madrid (P.S.I.M.). Equipamiento y Servicios Municipales, año III, (8): 201-211.
- MARTIN, D.B. & A. HARTMAN (1984). Arsenic, cadmium, lead, mercury and selenium in sediments of Riverine and Pothole Wetlands of the North Central US. J Assn Offic Anal Chem 67 (6): 1141-1146.
- MASSEY, A.G. (1973). Copper. En: Comprehensive Inorganic Chemistry. J.C. Bailar, Jr; H.J. Emeleus; S.R. Nyholm & A.F. Trotman-Dickenson (Eds), Pergamon Press, Oxford, Vol 3. Págs 1-78.
- MASTROMATTEO, E. (1986). Nickel. Am Ind Hyp Assoc J 47 (10): 589-601.
- MATHIS, B.J. & T.F. CUMMINGS (1973). Selectes metals in sediments, water and biota in the Illinois River. J Wat Poll Cont Fed 45 (7): 1573-1583.
- MATISOFF, G.; J.B. FISHER & S. MATIS (1985). Effects of benthic macroinvertebrates on the exchange of solutes between sediments and freshwater. Hydrobiologia 122: 19-33.
- MERTZ, W. (1974). The newer essential trace elements, chromium, tin, vanadium, nickel and silicon. Proc Nutr Soc 33: 307-313.
- MILBRINK, G. (1973a). On the vertical distribution of the oligochaetes in lake sediments. Inst Freshwater Res Drottningholm 53: 34-50.
- MILBRINK, G. (1973b). On the use of indicator communities of tubificidae and some lumbriculidae in the assessment of water pollution in Swedish Lakes. Oikos 1: 125-139.
- MILBRINK, G. (1980). Oligochaeta communities in pollution biology: The european situation with special reference to lakes in Scandinavia. En: Aquatic Oligochaeta Biology. R.O. Brinkhurst & D.G. Cook (Eds). Págs 433-455.
- MIZOBUCHI, M.; K. ICHIMURA; N. IKEDA; M. KASANO; F. UMTO; T. TANAKA & T. ITANO (1975). Behaviour of heavy metals in sediments according to particle size. J Envir Lab Ass 5.
- MOPU (MINISTERIO de OBRAS PUBLICAS y URBANISMO) (1973-1982). Análisis de calidad de aguas. Un volumen por año hidrológico. Dirección General de Obras Hidráulicas, Madrid.

- MOPU (1982). Los residuos tóxicos y peligrosos. Dirección General del Medio Ambiente, Madrid. 398 págs.
- MOPU (1986). Análisis de calidad de aguas. Año hidrológico 1984-85. Dirección General de Obras Hidráulicas, Madrid. 501 págs.
- MOPU (1987). Análisis de calidad de aguas. Año hidrológico 1985-86. Dirección General de Obras Hidráulicas, Madrid.
- MOPU (1990). Carta Europea sobre Medio Ambiente y Salud. Cuadernos de divulgación. 16 págs.
- MOPU y FUNDACION MAPFRE (Eds). (1989). Medio Ambiente y Comunidad Económica Europea (Seminarios): Calidad de las aguas (11-12 Mayo 1989). 280 págs.
- MORIARTY, F. & H.M. HANSON (1988). Heavy metals in sediments of the River Ecclesbourne, Derbyshire. Water Research 22(4): 475-480.
- MORTVEDT, J.J. & P.M. GIORDANO (1977). En: Biological Implications of Metals in the Environment. H. Drucker & R.E. Wilding (Eds), CONF-750929, NTIS, Springfield, VA.
- MOTTO, H.L.; R.H. DAINES; D.M. CHILKO & C.K. MOTTO (1970). Environ Sci Technol 4: 231-237.
- MUDROCH, A.; L. SARAZIN & T. LOMAS (1988). Summary of surface and background concentrations of selected elements in the Great Lakes sediments. J Great Lakes Research 14 (2): 241-251.
- MURPHY, C.B., Jr. & S.J. SPIEGEL (1982). Bioaccumulation and toxicity of heavy metals and related trace elements. J Water Pollut Control Fed 54: 849.
- MURPHY, C.B., Jr. & S.J. SPIEGEL (1983). Bioaccumulation and toxicity of heavy metals and related trace elements. J Water Pollut Control Fed 55 (6): 816-822.
- NAMMINGA, H. & J. WILHM (1977). Heavy metals in water sediments & chironomids. Journal of Water Poll Control Fed 49: 1725-1731.
- NAS (Natl Acad Sciences) (1973). Manganese. Washington, DC, USA. 191 págs.
- NAS (Natl Acad Sciences) (1974). Chromium. Washington, DC, USA. 191 págs.
- NAS (Natl Acad Sciences) (1975). Nickel. Washington, DC, USA. 268 págs.
- NELSON, A. & P. DONKIN (1985). Processes of bioaccumulation: the importance of chemical speciation. Mar Pollut Bull 16 (4): 164-169.
- NIELSEN, F.H. (1971). Studies on the essentiality of nickel. En: Newer Trace Elements in Nutrition. W. Mertz & W.E. Cornatzer (Eds), Marcel Dekker Inc, New York. Págs 215-253.

- NIELSEN, F.H. (1988). Possible future implications of ultratrace elements in human health and disease. En: Essential and toxic trace elements in human health and disease. A.S. Prasad (Ed), Alan R. diss, Inc., New York. Págs 277-292.
- NRC (Natl Research Council) (1979). En: Zinc. Univ Park Press, Baltimore, MD. Págs 1-18.
- NRCC (National Research Council Canada) (1976). Effects of chromium in the canadian environment. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, n° 15017. 168 págs.
- NRIAGU, J.O. (Ed) (1979). Copper in the Environment. John Wiley & Sons, NY.
- O'CONNOR, J.T. (1974). Removal of trace inorganic constituents by conventional water treatment processes. En: Proc 16th Water Qual Conf, Trace Metals in Water Supplies: Ocurrence, Significance and Control. Univ Ill, Coll Eng. Págs 99-110.
- OLIVER, B.G. & H. AGEMIAN (1974). Further studies on the heavy metal levels in Ottawa and Rideau River sediments. Scientific Series N° 37, IWD, Environment Canada, Ottawa.
- OVERHOFF, H. & W. FORTH (1978). Biologish Essentielle Elemente ("Spurenelemente"). Dent Arzteblatt: 301-305.
- PAGE, A.L. (1974). Fate and effects of trace elements in sewage sludge when applied to agricultural lands. EPA-670/2-74-005. US-EPA, Cincinnati, OH. 98 págs.
- PALMER, M.F. & G. CHAPMAN (1970). The state of oxygenation of hemoglobin in the blood of the living Tubifex (Annelida). J Zool 161: 203-209.
- PATRICK, F.M. & M.W. LOUTIT (1976). Passage of metals in effluent through bacteria to higher organisms. Water Res 10: 333-335.
- PATRICK, F.M. & M.W. LOUTIT (1978). Passage of metals to freshwater fish from their food. Water Res 12: 395-398.
- PEARSON, R. (1968a). Hard and soft acids and bases, HSAB, Part I, Fundamental principles. J Chem Educ 45: 581-587.
- PEARSON, R. (1968b). Hard and soft acids and bases, HSAB, Part II, Underlying theories. J Chem Educ 45: 643-648.
- PENNAK, R. (1970). Fresh-water invertebrates of the United States. 2nd Ed. John Wiley & Sons, New York.

- PERHAC, R.M. (1972). Distribution of Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn in dissolved and particulate solids from two streams in Tennessee. J Hydrol 15: 177-186.
- PERSAUD, D. & W.D. WILKINS (1976). Evaluating constriction activities impacting on water resources. Ontario Ministry of the Environment Report, Toronto, Ontario.
- PETR, T. (1977). Bioturbation and exchange of chemicals in the mud-water interface. En: Interactions between Sediments and Freshwater. H.L. Golterman (Ed), Junk Publishers, Netherlands. Págs 216-226.
- PIAUAUX, A. (1989). La politique communautaire de protection de la qualité des eaux. En: Seminarios Medio Ambiente y CEE: Calidad de las Aguas. MOPU y Fund MAPFRE (Eds). Págs 1-8.
- PLAZA, V.; M.D. TENORIO; M.E. TORIJA y M. HERNANDEZ (1987). Heavy metal contamination in Guadalix River (In Madrid's industrial belt area). I. Phisicochemical parameters and heavy metal contents in water. En: Int Conf Heavy Metals in the Environment, New Orleans. S.E. Lindberg & T.C. Hutchinson (Eds), CEP Consultants Ltd, UK. Págs 169-171.
- PODDUBNAYA, T.L. (1980). Life cycles of mass species of Tubificidae. En: Aquatic Oligochaeta Biology. R.O. Brinkhurst & D.G.Cook (Eds), Plenum Press, NY. Págs 175-184.
- POLEMIO, M.; S.A. BUFO & N. SENESI (1982). Plant Soil 69: 57-66.
- PRASAD, A.S. (Ed) (1988). Essential and toxic trace elements in human health and disease. The first Int. Meeting of the Int. Soc. for Trace Elements in Human, held in Palm Springs, California, Dec 8-12, 1986. Alan R. diss, Inc., New York, USA. 679 págs.
- PROSI, F. (1981). Heavy metals in aquatic organisms. En: Metal Pollution in the Aquatic Environment, (Cap. F). U. Förstner & G.T.W. Wittmann (Eds), Springer-Verlag, Berlin etc. Págs 271-323.
- QUER-BROSSA, S. (1983). Toxicología industrial. Salvat Editores, Barcelona.
- RAMAMOORTHY, S. & D.J. KUSHNER (1975). Heavy metal binding components of river water. J Fish Res Board Can 32: 1755-1756.
- RAURET, G.; R. RUBIO; J.F. LOPEZ-SANCHEZ & E. CASASSAS (1988). Determination and speciation of copper and lead in sediments of a Mediterranean river (River Tenes, Cataluña). Water Research 22 (4): 449-455.
- REEDER, S.W.; A. DEMAYO & M.C. TAYLOR (1979). Cadmium. En: Guidelines for Surface Water Quality. Vol I. Inorganic Chemical Substances. Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Ottawa, Canada. 19 págs.

- REGENTS OF UNIVERSITY OF CALIFORNIA, Copyright (C) (1981). BMDP. Program revised June 1981. Manual revised 1981. Dept. of Biomathematics, Univ. of California, Los Angeles, CA 90024. (213) 825-5940, TWX, UCLA, LSA.
- REYNOLDSON, T.B. (1987a). Interactions between sediment contaminants and benthic organisms. Hydrobiologia 149: 53-66. En: Ecological effects of *in situ* sediment contaminants. R. Thomas; R. Evans; A. Hamilton; M. Munawar; T. Reynoldson & H. Sadar (Eds), Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- REYNOLDSON, T.B. (1987b). The role of environmental factors in the ecology of tubificid oligochaetes. An experimental study. Holarctic Ecology 10 (4): 241-248.
- RICHTER, R.O. & T.L. THEIS (1980). En: Nickel in the Environment. I.O. Nriagu (Ed), Wiley, NY. Págs 189-202.
- REYNOLDSON, T.B. & M.A. ZARULL (1989). The biological assesment of contaminated sediments - The Detroit River example. Hydrobiologia 188/189: 463-476.
- ROBBINS, J.A. (1982). Stratigraphic and dynamic reworking by Great Lakes zoobenthos. Hydrobiologia 92: 611-622.
- ROBBINS, J.A. & D.N. EDGINGTON (1975). Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. Geochem Cosmochim Acta 39: 285-304.
- ROBBINS, J.A.; J.R. KREZOO & S.C. MOZLEY (1977). Radioactivity in sediments of the Great Lakes: post depositional redistribution by deposit feeding organisms. Earth Plant Sci Lett 36: 325-333.
- ROBINSON, I.M. (1978). The biogeochemistry of lead in the environment. J.O. Nriagu (Ed), Elsevier, Amsterdam. Págs 99-118.
- ROFRITZ, D.J. (1977). Oligochaete as a winter food source for the old squaw. Journal of Wildlife Management 41 (3): 590-591.
- ROVIRA, J.V. y M. HERNANDEZ (1987). Concentraciones de cadmio en los sedimentos y tubificidos del río Jarama. En: Resúmenes del IV Congreso Español de Limnología. Dept Ecología Univ de Sevilla, Asociación Española de Limnología, Sevilla.
- ROVIRA, J.V.; M. HERNANDEZ y M^a T. ANTONIO (1987). Estudio de la contaminación por cobre y plomo en los sedimentos del río Jarama. En: Simp Int de Recursos Hidráulicos Canarias Agua 2000. Resúmenes de comunicaciones. Consejería de Obras Públicas, Gobierno de Canarias, Puerto de la Cruz, Tenerife.
- SAKAI, H.; Y. KOJIMA & K. SAITO (1986). Distribution of heavy metals in water and sieved sediments in the Toyohira River. Water Research 20 (5): 559-567.

- SALOMONS, W.; N.H. de ROOIJ; H. KERDIJK & J. BRIL (1987). Sediments as a source for contaminants?. Hydrobiologia 149: 13-30. En: Ecological effects of *in situ* sediment contaminants. Thomas et al. (Eds), Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- SANTOS, J.M. y C. MUGURUZA (1982). Introducción a la utilización del paquete de programas estadísticos BMDP en el análisis de datos geográficos. Cuadernos de Trabajo de Geografía nº 1, Dept. de Geografía Humana, Fac. de Geografía e Historia, U.C.M. Madrid. 189 págs.
- SAY, P.J. & N. GIANI (1981). The Riou Mort, tributary to the river Lot polluted by heavy metals. Acta Oecologica. Ecol Applic 2(4): 339-355.
- SCHNEIDER, W. (1976). Geochemie und Hydrochemie des Flußgebietes der Diemel. Tesis Doctoral, Universidad de Bochum, Alemania (sin publicar).
- SCHROEDER, H.A. (1968). The role of chromium in mammalian nutrition. Am J Clin Nutr 21: 230.
- SCHROEDER, H.A. (1974). The poisons around us, toxic metals in food, air and water. Indiana Univ. Press, Bloomington.
- SETTLE, D.M. & C.C. PATTERSON (1980). Science 207:1167-1176.
- SHIBAHARA, M.; R. YAMASAKI; K. NISHIDA; J. SUZUKI; S. SUZUKI & F. TADA (1975). Distributions of heavy metals in the river sediments. J Hyg Chem 21: 173-182.
- SIBLEY, T.H. & J.J. MORGAN (1977). Equilibrium speciation of trace metals in freshwater: sea water mixtures. En: Proc Int Conf Heavy Metals Environ, Toronto I. Págs 319-338.
- SMITH, M.E. (1985). Tubificid worms: important organisms in aquatic ecosystems. The American Biology Teacher 47(7): 412-415.
- SPRAGUE, J. (1968). Promising anti-pollutant: chelating agent NTA protects fish from copper and zinc. Nature 220: 1345-1346.
- STATGRAPHICS, STATISTICAL GRAPHICS SYSTEM (Ver. 2.1) (1986). Statistical Graphics Corp. (STSC Inc), Rockville, Maryland.
- STUMM, W. & H. BILINSKI (1972). Trace metals in natural waters: difficulties of interpretation arising from our ignorance of their speciation. En: Advances in Water Pollution Research. S.H. Jenkins (Ed), Pergamon Press, NY. Págs 39-52.
- STUMM, W. & J.J. MORGAN (1981). Aquatic chemistry. John Wiley & Sons, New York. 780 págs.
- SWAINE, D.J. (1978). J Royal Soc New South Wales 111: 41-47.

- TALBOT, V.: A. CHEGWIDDEN (1983). Heavy metals in the sediments of Cockburn Sound, Western Australia, and its surrounding areas. Environmental Pollution (Series B) 5: 187-205.
- TAYLOR, D. (1976). Distribution of heavy metals in the sediment of an unpolluted estuarine environment. Sci Total Environ 6 (3): 259-264.
- TAYLOR, M.C. & A. DEMAYO (1979). Zinc. En: Guidelines for Surface Water Quality. Vol.1 -Inorganic Chemical Substances. Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Ottawa, Canada. 52 págs.
- TAYLOR, M.C.; S.W. REEDER & A. DEMAYO (1979a). Chromium. En: Guidelines for Surface Water Quality. Vol.1 -Inorganic Chemical Substances. Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Ottawa, Canada. 9 págs.
- TAYLOR, M.C.; A. DEMAYO & S.W. REEDER (1979b). Nickel. En: Guidelines for Surface Water Quality. Vol.1 -Inorganic Chemical Substances. Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Ottawa, Canada. 12 págs.
- TAYLOR, S.R. (1964). Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. Geochim Cosmochim Acta 28: 1273-1285.
- TENORIO, M.D. (1987). Estudio de metales pesados y otros parámetros indicativos de la calidad de las aguas del río Jarama. Tesis de Licenciatura, Fac. Farmacia, UCM. 462 págs.
- TENORIO, M.D.; M.E. TORIJA & M. HERNANDEZ (1988). Water contamination by copper, cadmium and zinc of the principal river in the industrial belt area of Madrid: The Jarama river. En: Heavy Metals in the Hydrological cycle. M. Astruc and J.N. Lester (Eds), Selper Ltd, London. Págs 675-680.
- TENORIO, M.D.; M.E. TORIJA y M. HERNANDEZ (1989a). Estudio de la calidad de las aguas del río Jarama. Parámetros de contaminación. 1er Congreso de Ingeniería Ambiental, Bilbao. Págs 274-281.
- TENORIO, M.D.; M.E. TORIJA y M. HERNANDEZ (1989b). Anales de Bromatología XLI: 293-313.
- TESSIER, A. & P.G. CAMPBELL (1987). Partitioning of trace metals in sediments: relationships with bioavailability. Hydrobiologia 149: 43-52. En: Ecological Effects of *in situ* Sediment Contaminants. Proceedings of an International Workshop held in Aberystwyth, Wales, 1984. Thomas, R.; R. Evans; A. Hamilton; M. Munawar; T. Reynoldson & H. Sadar (Eds), Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- THEIS, T.L.; T.C. YOUNG & J.V. DEPINTO (1988). Factors affecting metal partitioning during resuspension of sediments from Detroit River. J Great Lakes Research 14 (2): 216-226.

- THOMAS, R.L. (1987). A protocol for the selection of process-oriented remedial options to control *in situ* sediment contaminants. Hydrobiologia 149: 247-258. En: Ecological Effects of *in situ* Sediment Contaminants. Proceedings of an International Workshop held in Aberystwyth, Wales, 1984. Thomas, R.; R. Evans; A. Hamilton; M. Munawar; T. Reynoldson & H. Sadar (Eds), Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- THORNTON, I. (1986). Geochemistry of Cadmium. En: Cadmium in the Environment. Part I. H.M. Mislin & O. Ravera (Eds). Birkhauser Verlag, Basel, Switzerland. Págs 7-12.
- THORNTON, I.; H. WATLING & A. DARRACOTT (1975). Geochemical studies in several rivers and estuaries for oyster rearing. Sci Total Environ 4: 325-345.
- THORNTON, I. & J.S. WEBB (1975). Trace elements in soils and surface waters contaminated by past metalliferous mining in parts of England. En: Proc. Univ. Missouri Annu. Conf. Trace Subst Environ Health, Vol IX. Págs. 77-78.
- TIMM, T.E. (1982). Potential age of the aquatic oligochaeta. En: Proc IInd Internat Aquat Oligochaeta Biol. Pallanza, Italia. Págs 21-24.
- TOMAS, X.; J. OBIOLS y L. PEIRO (1983). La contaminación por metales pesados en sedimentos de la ría de Huelva. Análisis de resultados. Afinidad XL: 413-420.
- TORIJA, M.E.; M. HERNANDEZ; M.D. TENORIO & F.J. PRIETO (1988). Water contamination by Cu, Pb, Cd, Zn and Cr of Tajo river at its crossing of province of Madrid. En: Heavy Metals in the Hydrological Cycle. M. Astruc & J.N. Lester (Eds), Selper Ltd, London. Págs 681-686.
- TRUDINGER, P.A.; D.J. SWAINE & G.W. KNEZEK (1979). En: Biogeochemical cycling of mineral-forming elements. P.A. Trudinger & D.J. Swaine (Eds), Elsevier, Amsterdam, Netherlands. Págs 1-27.
- TUREKIAN, K.K. & K.H. WEDEPOHL (1961). Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Bull Geol Soc Am 72: 175-192.
- VAHRENKAMP, H. (1973). Metalle in lebensprozessen. Chemie Unserer Zeit 7: 97-105.
- VARMA, M.M. & H.M. KATZ (1978). J Environ Health 40: 324-329.
- VENUGOPAL, B. & T.D. LUCKEY (1975). Toxicology of non-radioactive heavy metals and their salts. En: Heavy metal toxicity, safety and hormology. T.D. Lukey; B. Venugopal & D. Hutchenson (Eds). Stuttgart: Thiemie. Págs 4-73.
- VIARENGO, A. (1985). Biochemical effects of trace metals. Marine Pollut Bull 16 (4): 153-158.

- VINOGRADOV, A.P. (1959). The geochemistry of rare and dispersal elements in soils. Consultants Bureau, NY.
- VOKAL, H.; E. HELLSTEN, A. HENRIKSSON-ENFLO & M. SUNBOM (1975). Chromium. Univ Stockholm, Institute of Physics Rept: 75.
- WALDROM, H.A. (1980). Metals in the Environment. Academic Press, London. 333 págs.
- WANGERSKY, P.J. (1986). Biological control of trace metal residence time and speciation - a review and synthesis. Marine Chemistry 18 (2-4): 269-297.
- WEDEPOHL, K.H. (Ed) (1978). Handbook of geochemistry. Springer Verlag, NY, USA.
- WENTSEL, R.; A. McINSTOSH & V. ANDERSON (1977). Sediment contamination and benthic macroinvertebrate distribution in a metal-impacted Lake. Environ Pollut 14: 187-193.
- WHITLEY, L.S. (1968). The resistance of tubificid worms to three common pollutants. Hydrobiologia 32: 193-205.
- WHITTEN, B.K. (1966). Toxicity of some common insecticides to tubificids. J Wat Pollut Control Fed 38: 227-235.
- WHITTON, J.S. & N. WELLS (1974). N Z J Sci 17: 351-367.
- WIELGUS-SERAFINSKA, E. & E. KAWKA (1976). Accumulation and localitation of lead in *Eiseni foetida (oligochaeta)* tissues. Folia Histochemica and Cytochemica 14: 315-320.
- WILLIAMS, R.P.J. (1967). Heavy metals in biological systems. Endeavour 24: 96-100.
- WINNER, R.W. (1984). The toxicity and bioaccumulation of cadmium and copper as affected by humic acid. Aquatic Toxicology 5: 267-274.
- WINNER, R.W. (1985). Bioaccumulation and toxicity of copper as affected by interactions between humic acid and water hardness. Water Research 19 (4): 449-455.
- WINNER, R.W. (1986). Interactive effects of water hardness and humic acid on the chronic toxicity of cadmium to *Daphnia pulex*. Aquatic Toxicology 8 (4): 281-294.
- WINNER, R.W. & J.D. GAUSS (1986). Relationship between chronic toxicity and bioaccumulation of copper, cadmium and zinc as affected by water hardness and humic acid.
- WISSEMAN, R.W. & S.F. COOK (1977). Heavy metal accumulation in the sediments of a Washington Lake. Bull Environ Contam Toxicol 18 (1): 77-82.

- WITTMANN, G.T.W. (1981). Toxic Metals. En: Metal Pollution in the Aquatic Environment, Chapt B. U. Förstner & G.T.W. Wittmann (Eds). Springer-Verlag, Berlin. Págs 3-70.
- WONG, P.T.S.; Y.K. CHAU & P.L. LUXON (1975). Methylation of lead in the environment. Nature 253: 263-264.
- WOOD, J.M. (1973). Metabolic cycles for toxic elements in aqueous systems. Rev Int Oceanogr Med 31/32: 7-17.
- WOOD, J.M. (1974). Biological cycles for toxic elements in the environment. Science 183: 1049-1052.
- WOOD, J.M. (1975a). Biological cycles for elements in the environment. Naturwissenschaften 62: 357-364.
- WOOD, J.M. (1987). Biological processes involved in the cycling of elements between soil or sediments and the aqueous environment. Hydrobiologia 149: 31-42. En: Ecological Effects of *in situ* Sediment Contaminants. Proceedings of an International Workshop held in Aberystwyth, Wales, 1984. Thomas, R.; R. Evans; A. Hamilton; M. Munawar; T. Reynoldson & H. Sadar (Eds), Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- WOOD, J.M. (1989). Transport, bioaccumulation and toxicity of elements in microorganisms under environmental stress. En: Proc Int Conf Heavy Metals in the Environment, Geneva. P. Vernet (Ed), CEP Consultants Ltd, Edingurgh, UK. Págs 1-12.
- WOOD, L.W. (1975b). Role of oligochaetes in the circulation of water and solutes across the mud-water interfase. Verch Int Ver Limnol 19: 1530-1533.
- YAROSHENKO, M.F.; O.I. VAL'KOVSKAYA & V.KH. CHOKYRLAN (1980). Freshwater oligochaeta and their importance as food for fish. En: Aquatic Oligochaeta Worms: Taxonomy, Ecology and Faunistic Studies in the USSR. Amerind Publishing Company, New Delhi. Págs 191-196.
- XIMENEZ, L. (Ed) (1980). Espectroscopía de Absorción Atómica. Publicaciones Analíticas.
- ZITKO, V. & W.G. CARSON (1986). A mechanism of the effects of water hardness on the lethality of heavy metals to fish. Chemosphere 5: 299-303.