

# Contaminación del medio por plaguicidas organoclorados. VII. Residuos de insecticidas y PCB en especies terrestres y fluviales y su significado en la contaminación del medio ecológico nacional

G. Baluja (I), J.M. Franco (II) y M.A. Murado (III)

*Instituto de Química Orgánica General, Madrid*

## RESUMEN

Se estudia la contaminación, a través de especies que permitan conocer el alcance de la contaminación residual en el medio ecológico nacional. Se ha prestado especial atención al estornino (*Sturnus unicolor*) y al lucio (*Esox lucius*), por sus hábitos alimenticios y por ser comunes en los países del hemisferio norte, por lo que los datos son referibles y comparables con los obtenidos en otros países. Otras especies que se mencionan en este trabajo han servido para conocer la contaminación y sus efectos en la cuenca del río Llobregat, habida cuenta la repercusión de este río en la contaminación de la zona costera próxima a su desembocadura, como fue puesto de manifiesto en el trabajo anterior de esta serie.

Se encuentran residuos de insecticidas y PCB en todos los sustratos analizados, generalmente a muy bajos niveles, excepción hecha de los residuos del grupo diclorodifeniletano y PCB que aparecen en cantidades significativas en algunos casos. Se aprecian acumulaciones notables en órganos respecto a tejido muscular así como magnificaciones residuales considerables al relacionar concentraciones en distintos escalones tróficos.

De la comparación de las cifras de residuos halladas por nosotros con las encontradas para las mismas o análogas especies en otros países de Europa y América del Norte, se observa que, en general, existe un paralelismo de nivel, con diferencias poco notables y con análoga correspondencia en la significación del grupo diclorodifeniletano y PCB sobre los demás residuos.

## INTRODUCCION

En una publicación anterior (Baluja *et al.*, 1973) se mostraron los resultados obtenidos de un estudio sobre la contaminación del litoral español por productos órgano-clorados de elevada persistencia en el medio y se pronosticaba su repercusión en la ecología marina. En este trabajo se

dan a conocer los resultados de un estudio paralelo, realizado con motivo de nuestra participación en un programa internacional de trabajo, patrocinado por la OCDE, para la investigación conjunta de la contaminación del medio ambiente en los países miembros de la Organización. Aunque los primeros resultados de

- (I) Doctor en Ciencias Químicas. Bromatólogo. Profesor de Investigación. Jefe de la Sección de Plaguicidas y Contaminación Ambiental del Instituto de Química Orgánica General.
- (II) Doctor en Ciencias Biológicas. Actualmente Colaborador Científico del Instituto de Investigaciones Pesqueras.
- (III) Doctor en Ciencias Biológicas. Colaborador Científico del Centro.

todos los países participantes ya fueron resumidos por Holden (1971, 1973), se da a conocer aquí ahora el estudio realizado sobre las muestras españolas, junto con otros resultados aún no publicados sobre la contaminación de muestras bióticas y abióticas obtenidos de la prospección de la cuenca del río Llobregat en dos periodos sucesivos de muestreo, así como un análisis sucinto de los posibles efectos de los niveles de contaminantes encontrados y su magnificación biológica.

## PARTE EXPERIMENTAL

### Características y procedencia de las muestras

Como principio se ha establecido que las muestras biológicas debían proceder de zonas de contaminación improbable, es decir, áreas geográficas no sometidas a tratamientos con plaguicidas, o que estuvieran sufriendo los efectos del vertido de residuos de la industria, aunque no pueda afirmarse que las zonas de muestreo estuviesen afectadas por algún tipo de contaminación a consecuencia del movimiento residual producido por la actividad de factores climáticos. En nuestro caso la contaminación del medio ecológico debe reflejar fundamentalmente los niveles residuales resultantes de su cinética a través de los distintos escalones tróficos en los ecosistemas. Sin embargo, en el muestreo de la cuenca del río Llobregat no se ha tenido en cuenta el condicionamiento antedicho, puesto que se trataba de obtener un balance de la contaminación a lo largo del curso fluvial y determinar algún posible proceso de acumulación en algún sector del ecosistema.

Se ha tomado como muestra biológica terrestre el estornino (*Sturnus unicolor*) por ser una ave de alimentación muy variada, desde semillas a insectos y pequeños reptiles, según la época del año. Se ha capturado en dos zonas relativamente montañosas, distantes entre sí unos 120 Km en línea recta: Nava de la Curz en la

provincia de Avila, y Riaza en la provincia de Segovia. En la primera se capturaron 28 ejemplares el 20 de abril de 1966 y en la segunda 29 ejemplares el 20 de enero de 1968.

Del medio fluvial se muestrearon ejemplares de lucio (*Esox lucius*) por ser una especie de régimen carnívoro totalmente, procurando su captura en los meses de invierno preferentemente. Se lograron ejemplares en los pantanos de Santillana (Madrid) (26-12-67), Buendía (Cuenca) (21-2-68), García-Solá (Badajoz) (20-3-68 y 7-3-70) y Orellana (Badajoz) (10-3-70). El número de ejemplares y los parámetros biológicos de ambas especies se indican en las correspondientes tablas que se exponen en el capítulo de resultados.

El muestreo de la cuenca del río Llobregat se realizó en dos periodos anuales sucesivos que coincidieron en abril y mayo de 1969 y 1970, respectivamente. En la primera prospección se tomaron muestras de agua, suelo de la ribera del río, lombriz de tierra (*Lumbricus* sp), barbo (*Barbus barbus*) y boga (*Chondrostoma polylepis*) en Gironella; agua, suelo, lombriz de tierra, sapo (*Bufo bufo*) y culebra de agua (*Natrix* sp) en una zona situada antes de la desembocadura del afluente Cardoner, siguiendo el curso descendente del río Llobregat, e inmediatamente después del Cardoner se tomaron también muestras de agua, suelo y lombriz de tierra. En una zona del río próxima a Martorell se tomaron muestras de agua y suelo, y en Prat de Llobregat se tomó agua, suelo y lombriz. En la segunda expedición de 1970 se tomaron muestras de sedimento del río, suelo, caracol (*Helix* sp), lagartija (*Lacerta* sp), autillo (*Otus scops*) ruiseñor (*Luscinia megarryncus*), tarabilla (*Saxicola torquata*) y serin (*Serinus serinus*) en Poble de Lillet (a unos 4 Km del nacimiento del río); en Gironella: agua, sedimento, suelo en dos puntos distanciados entre sí, el primero coincidente con el muestreo del año anterior en la ribera del río, y el segundo en una alameda situada a unos 200 metros en dirección perpendicular al eje del río, además de lombriz de tierra y barbo; en San

Vicente del Castellet: agua, suelo, caracol, carpa (*Cyprinus carpio*), barbo y boga (estas tres últimas especies se recogieron muertas); en Castellet y Villar: agua, sedimento, suelo, lombriz, caracol (en vida latente), barbo (ejemplares vivos y muertos) y buscarla (*Locustella luscinioides*); en Prat de Llobregat: sedimento, suelo, lombriz, caracol (en vida latente), lagartija y gorrión (*Passer domesticus*).

Todas las especies fueron conservadas en estado de congelación hasta el momento de su disección y análisis.

#### Preparación de las muestras, extracción y purificación

Las muestras abióticas se tratan y extraen según procedimientos descritos en trabajos anteriores (Baluja, 1969). El agua se extrae con cloroformo o hexano-éter etílico (90:10); el suelo con hexano-acetona (40:60) en aparato Soxhlet, previa una limpieza de partes groseras y la determinación de su humedad natural; el sedimento se extrae con la mezcla de hexano-acetona. La purificación de extractos se hace por cromatografía de adsorción sobre Florisil.

Las especies bióticas se seccionan y extraen según procedimientos ya establecidos (Baluja *et al.*, 1973). La lombriz se extrae con hexano-acetona y las muestras de sapo y *natrix* se extraen enteramente con hexano y los extractos se purifican por reparto en hexano/acetónitrilo y cromatografía de adsorción sobre Florisil. Cada ejemplar se trata y analiza separadamente y por entero. En los ejemplares de caracol se analizan la concha y el tejido blando. La lagartija se trata entera y las aves autillo, tarabilla, serín y ruiseñor sólo el tejido muscular de vuelo. Las especies boga y barbo se analizan enteras en unos casos (primer muestreo) y en otros separando vísceras y tejido muscular, según convenía por la edad y el tamaño. De la carpa se separaron fracciones de tejido muscular y vísceras. Todos los ejemplares de cada especie se pesan, mide su tamaño y se calcula su edad en todos los casos posibles. En las tablas correspon-

dientes a localidades y especies se dan los parámetros biológicos importantes junto con los niveles de contaminación encontrados.

#### Identificación de residuos y su determinación cuantitativa

En los extractos purificados se identifican los residuos órgano-clorados por métodos cromatográficos y tratamientos químicos según fue indicado en trabajos precedentes (Baluja *et al.*, 1969,a; Baluja *et al.*, 1969,b; Baluja *et al.*, 1970). La determinación cuantitativa se ha efectuado por cromatografía gas-líquido y detectores de captura electrónica de electrodos concéntricos y fuentes de radiación de tritio o níquel-63. La fase estacionaria de la columna utilizada para el análisis cuantitativo fue una mezcla binaria de QF-1 y DC-200 en las proporciones ya establecidas en los trabajos citados y soportada sobre Gas-Chrom de 60/100 mallas la fase mixta más cargada, y sobre Varaport-30 de 80/100 mallas la menos cargada. Las temperaturas de trabajo fueron: columna 190°C, detector de tritio 195°C y columna 195°C, detector de Ni-63 205°C. El voltaje aplicado al detector y el flujo de gas (N<sub>2</sub>) fueron los óptimos para lograr la máxima deflexión de registro para 0.6 ng de aldrín. Se han tenido en cuenta las condiciones operatorias que menos podían influir en la isomerización y la descomposición térmica de productos termolábiles (Baluja y Franco, 1970).

Los cálculos en ppm (mg/Kg) de los niveles residuales fueron hechos sobre la base del peso del tejido fresco para las especies bióticas, y sobre el peso de agua, sedimento seco y suelo con su humedad natural calculada previamente.

## RESULTADOS

### NIVELES DE CONTAMINANTES EN ESTORNINO

Se han determinado los residuos de insecticidas órgano-clorados en el tejido

muscular de vuelo. Se procedió sobre individuos o grupos de tamaño y peso uniforme, previa una clasificación por sexos, obteniéndose grupos de machos y hembras o la mezcla de ambos sexos con el objeto de lograr valores cuyas medias pudiesen reflejar resultados reales de los niveles de contaminación. De cada ejemplar se tomaron 10 g de tejido, que se analizaron individualmente, o se mezclaron y homogeneizaron cuando se trataba de grupos, operando con el total o con una parte alícuota del homogeneizado. El peso de cada ejemplar oscila entre 83 y 99 g. En la tabla I se resumen las características de las muestras

y los valores de contaminación encontrados.

En el estornino de Nava de la Cruz no se ha intentado buscar PCB y en el de Riaza se han detectado picos de PCB correspondientes a productos de diversa eloración como PCB-1, PCB-2, PCB-3 y PCB-7 (Baluja *et al.*, 1970), y aunque existían en cantidades significativas, no pudo realizarse el cálculo. Se ha detectado también hexaclorobenceno en todos los ejemplares analizados, pero no se ha cuantificado.

Se observa en la colección de los valores tabulados una uniformidad de resultados para cada clase de contaminantes, si se exceptúan tres valores anormalmente altos

Tabla I

NIVELES DE CONTAMINANTES (PPM) EN TEJIDO MUSCULAR DE VUELO DE ESTORNINO

Muestras <sup>a</sup>	Procedencia y fecha	$\alpha$ -HCH	$\gamma$ -HCH	Aldrín	Dieldrín	pp'-DDE	pp'-TDE	pp'-DDT
<b>Grupos</b>								
5M + 5H	Nava de la	0'04	0'32(?)		0'04	0'06		0'10
10M	Cruz (Avila)	0'02	0'12		0'04	0'14		0'04
5M + 3H	20-4-66	0'02	0'14		0'04	0'14		0'08
4M + 1H	Riaza	0'21(?)	0'025	0'046	<0'001	0'03	0'06	0'086(?)
4M + 1H	(Segovia)	0'11	0'015	<0'001	<0'001	0'03	0'08	<0'005
5M	(20-1-68)	0'14	0'03		<0'001	0'08	0'09	0'054
5M		<0'001	0'05	<0'001	<0'001	0'14	0'06	0'047
<b>Individuos</b>								
1M	Riaza	0'08	0'03	0'001	0'014	0'04	0'04	0'085
1M	(Segovia)	<0'001	0'10	0'02	0'02	0'06	0'06	0'11
1M	(20-1-68)	0'031	0'04	0'006	0'02	0'02	0'08	0'15
1M		<0'001	0'03	0'034	0'01	0'04	0'05	0'13
1M		<0'001	0'017	0'002	0'01	0'05	0'06	0'066
1M		0'14	0'05		<0'001	0'03	0'03	0'055
1M		0'06	0'035	<0'001	<0'001	0'02	0'01	0'018
1M		0'08	0'015	<0'001	<0'001	0'01	0'01	0'016
1M		0'01	0'028	<0'001	<0'001	0'03	0'02	0'03

<sup>a</sup> M = machos, H = hembras.

Se detectan hexaclorobenceno y PCB en todas las muestras. El op-DDT se detecta en forma de trazas y el endrín no se reconoce en ninguna muestra.

para el lindano y pp'-DDT. No se aprecian diferencias acusadas en los niveles residuales tanto en las dos zonas de muestreo como en los dos periodos de toma de muestras. Debe hacerse notar que esta especie efectúa desplazamientos según la época del año, que pudieran alcanzar los límites que comprenden ambas zonas.

#### NIVELES DE CONTAMINANTES EN LUCIO

Los ejemplares de lucio fueron capturados en los pantanos que se citan en la tabla II. De cada ejemplar se han separado 100 g de tejido muscular lateral y el total de branquias, hígado, riñón y gónadas, que se han extraído con n-hexano y los residuos purificados por reparto en n-hexano/acetoniitrilo y cromatografía de adsorción sobre Florisil. Los ejemplares fueron previamente clasificados de acuerdo con los parámetros biológicos que más interesaban al estudio de la contaminación de esta especie. En los primeros ejemplares analizados no ha podido calcularse la cantidad de PCB, pero en todos ellos se reconocieron señales significativas de su presencia. Dos de los valores anotados de  $\gamma$ -HCH y heptacloro (con interrogante) no se tienen como representativos, dado que su nivel se diferencia notoriamente de los demás de su serie. El heptacloro no se ha calculado en los primeros ejemplares puesto que su señal era poco intensa. En uno de los ejemplares, el segundo del pantano de Orellana registrado en la tabla II, se ha investigado metilmercurio en tejido muscular. La cromatografía gas-líquido con captura electrónica ha permitido encontrar un nivel de 0.09 ppm, valor expresado en forma de mercurio metal.

#### NIVELES DE CONTAMINANTES EN MUESTRAS ABIÓTICAS Y BIÓTICAS DE LA CUENCA DEL RÍO LLOBREGAT

Por el gran número de muestras analizadas se van a concretar aquí solamente los niveles medios de contaminantes para cada clase de muestras. Cada resultado puede reflejar un análisis individualizado o la media sobre un número de muestras de cada clase, según la asequibilidad de la especie objeto de muestreo. Se observa en la tabla III que no se han determinado los residuos de PCB en el primer muestreo, pero sí en el segundo que se expone en la tabla IV. Si se comparan los valores anotados para ambos muestreos se advierte claramente que algunos son notablemente más altos en el primero que en el segundo, sobre todo en agua, suelo y algunas muestras biológicas, principalmente en los componentes del grupo del DDT. Esto parece significar que en las muestras en las que no se ha determinado PCB y que, por lo tanto, no se ha tenido en cuenta totalmente su interferencia en los demás valores de contaminantes, están éstos incrementados en la parte que se produce algún solapamiento con componentes de PCB, por el hecho de no haberse realizado el pretratamiento oxidativo del extracto de la muestra. A esto debe añadirse que las diferencias en más o en menos que se obtienen de la comparación del conjunto de valores que se constatan para cada clase de sustrato en los dos periodos, pueden ser originadas por el distinto contenido de residuos en cada muestra, por el hecho de haber transcurrido un plazo sensible de tiempo entre los dos muestreos. En el primero aparecen niveles de contaminación más elevados en las muestras abióticas, sobre todo en el grupo

Tabla II  
NIVELES DE CONTAMINANTES (PPM) EN TEJIDO MUSCULAR Y ÓRGANOS DE LUCIO

Características muestras <sup>a</sup>	Procedencia y fecha	Sub-muestra	$\alpha$ -HCH	$\gamma$ -HCH	Hepta-cloro	Aldrín	Dieldrín	pp'-DDE	pp'-TDE	pp'-DDT	PCB <sup>b</sup>
M, 2 años 42'5 cm 730 g	Santillana (Madrid) 18-12-67	músculo	0'01	0'045		0'003	<0'001	0'02	0'02	0'005	nc
M, 2 años 54 cm 1.198 g	Santillana (Madrid) 3-1-68	músculo	0'014	0'06		0'001	<0'001	0'03	0'08	0'02	nc
Organos de los dos ejemplares anteriores		hígado	0'036	0'03		0'045		0'40	0'06	0'30	nc
		riñón	0'061	0'05		0'024		0'11	0'16	0'12	nc
		branquias	0'040	0'023		0'008		0'18	0'14	0'10	nc
M, 3 años 66'5 cm 2.098 g	Buendía (Cuenca) 21-2-68	músculo	0'02	0'005		0'001	<0'001	0'09	0'03	0'04	nc
		hígado	0'011	0'003		0'008		0'21	0'10	0'08	nc
		riñón	0'033	0'23(?)		0'050		0'35	0'40	0'70	nc
		branquias	0'01	0'006		0'010		0'11	0'06	0'06	nc
H, 4 años 78'5 cm 4.650 g	García-Solá (Badajoz) 20-3-68	músculo	0'074	0'11		0'014	<0'001	0'84	0'50	0'005	nc
M, 2-3 años 60'5 cm 1.760 g	íd. íd.	músculo	0'034	0'02		0'020	<0'001	0'80	0'13	0'04	nc
Organos de los dos ejemplares anteriores		hígado	0'02	0'011		0'040		1'08	0'13	0'14	nc
		riñón	0'03	0'015		0'050		2'50	0'16	0'11	nc
		branquias	0'02	0'009		<0'001		0'12	0'06	0'07	nc

Tabla II (Continuación)

Características muestras <sup>a</sup>	Procedencia y fecha	Sub-muestra	$\alpha$ -HCH	$\gamma$ -HCH	Hepta-cloro	Aldrín	Dieldrín	pp'-DDE	pp'-TDE	pp'-DDT	PCB <sup>b</sup>
H. 2-3 años 48 cm 1.797 g	García-Solá (Badajoz) 7-3-70	músculo	0.09	0.006	0.08	0.040	0.003	0.45	0.002	0.09	0.13
		hígado	0.09	0.005	0.09	0.001	0.004	4.20	0.84	0.008	1.92
		riñón	0.09	0.005	0.08	0.020	0.003	0.46	0.12	0.18	1.27
		gónadas	0.002	0.005	0.004	0.002	0.004	0.70	0.10	0.007	0.30
M. 3-4 años 65 cm 2.294 g	íd. íd.	músculo	0.07	0.004	0.10		0.003	0.45	0.002	0.008	0.12
		hígado	0.002	0.005	0.003	0.002		12.1(?)	1.75	0.30	7.80
		riñón	0.10	0.005	0.40(?)	<0.001		2.45	0.40	0.008	1.02
		gónadas	0.03	0.004	0.07	0.002	0.004	1.27	0.24	0.008	0.67
H. 2-3 años 68 cm 3.093 g	Orellana (Badajoz) 10-3-70	músculo	0.04	0.004	0.13	0.002	0.003	0.36	0.04	0.008	0.09
H. 2-3 años 65 cm 3.150 g	íd. íd.	músculo	0.002	0.004	0.20	0.04		0.46	0.06	<0.005	0.12
H. 2-3 años 64 cm 3.270 g	íd. íd.	músculo	0.05	0.07	0.09	0.03	0.003	0.64	0.002	<0.005	0.16
Organos de los tres ejemplares anteriores		hígado	0.28	0.003	0.003	0.002	0.001	2.20	0.60	0.007	1.00
		riñón	0.13	0.005		0.003	0.005	1.06	0.40	0.08	0.80
		gónadas	0.003	0.002	0.003	<0.001	0.004	0.86	0.18	0.01	0.40
M. 2 años 55 cm 1.640 g	íd. íd.	músculo	0.002	0.004	0.09	0.002	0.004	0.44	0.07	0.005	0.10
		hígado	0.06	0.005	0.10	0.003	0.004	2.80	1.20	0.01	2.20
		riñón	0.002	0.003	0.003	0.001	0.004	0.80	0.80	0.008	0.36
		gónadas	0.20	0.005	0.40(?)	0.001	0.004	2.20	0.31	0.01	1.60

<sup>a</sup> M = macho, H = hembra, edad, longitud y peso.

<sup>b</sup> nc = presente pero no calculado.

El hexaclorobenceno, op-DDT y heptacloro-epóxido se detectan en cantidades muy poco significativas. No se ha detectado endrín en ninguna muestra. En la segunda muestra del pantano de Orellana se ha investigado metilmercurio en músculo, encontrándose 0.09 ppm expresado en mercurio metal.

del DDT, y ésto puede significar que en el plazo de trece meses que media entre los dos muestreos se produjo una baja residual por un menor aporte de la tasa de contaminación anual, añadido a ésto el mecanismo natural de decaimiento por degradación de residuos en un medio que parece mostrar una actividad notable. Conviene anotar que algunas muestras de agua y sedimento no llegaron intactas al laboratorio por lo que hubo necesidad de rechazarlas para su análisis.

#### DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS Y SU SIGNIFICADO BIOLÓGICO

Con el fin de simplificar la confrontación de las series de datos que se anotan en las tablas I a IV, parece conveniente reunir los diversos tipos de contaminantes en grupos de características químicas análogas, aunque ésto supone que en el orden toxicológico puedan producirse notables discrepancias, sobre todo en el grupo del DDT. Para ello el  $\alpha$ -HCH y  $\gamma$ -HCH se referirán en un sólo grupo de hexaclorociclohexano, el aldrín y dieldrín (endrín no se detecta) en el grupo ciclo-diénico, el pp'-DDE, pp'-TDE y pp'-DDT en el grupo diclorodifeniletano y los bifenilos policlorados con las iniciales PCB como es convenido internacionalmente.

#### Estornino

No aparecen diferencias notables en los niveles de contaminación del tejido muscular de vuelo de la especie procedente de dos zonas distantes unos 120 Km y en los dos periodos de muestreo espaciados entre sí 21 meses, aún teniendo en cuenta que Nava de la Curz es de características más montañosas y Riaza más agrícola. El hexaclorobenceno fue reconocido en todas las

muestras analizadas y aunque no se ha realizado el cálculo cuantitativo, las señales detectadas corresponden a cantidades poco significativas. En el grupo del hexaclorociclohexano se manifiesta el isómero alfa, en los dos muestreos, en un intervalo de  $< 0\cdot001$ - $0\cdot140$  ppm, con una media de  $0\cdot005$  ppm (se desprecia un único valor de  $0\cdot21$  ppm por parecer poco representativo) y el isómero gamma en un intervalo de  $0\cdot015$ - $0\cdot140$  ppm, siendo la media de  $0\cdot048$  ppm (se desprecia el valor  $0\cdot32$  por la misma razón). En el grupo ciclo-diénico el aldrín figura con un intervalo de  $< 0\cdot001$ - $0\cdot046$  ppm (media  $0\cdot001$ ) y el dieldrín con un intervalo de  $< 0\cdot001$ - $0\cdot040$  ppm (media  $0\cdot001$ ) y el diendrín con un intervalo de  $< 0\cdot001$ - $0\cdot040$  ppm (media  $0\cdot001$ ). En el grupo diclorodifeniletano figura un valor alto de  $0\cdot86$  ppm para el pp'-DDT que por ser el único a este nivel no se considera representativo. Considerando la suma de los tres componentes como DDT total, su intervalo oscila entre  $0\cdot036$  y  $0\cdot25$  ppm (media  $0\cdot164$ ). El PCB se detectan cantidades algo significativas pero no se ha cuantificado.

Si se comparan los intervalos y las medias calculadas con los que se dan en otros países para la misma especie, se obtienen las siguientes conclusiones: los niveles de dieldrín son análogos a los encontrados en Italia, Finlandia y Portugal y algo más bajos que en Estados Unidos; el pp'-DDE presenta valores generalmente más bajos que los que se dan para Italia, Holanda, Portugal, Suecia, Estados Unidos y Canadá; el pp'-DDT resulta ligeramente más alto que en otros países de Europa a excepción de Holanda que muestra valores análogos.



Se deduce de los intervalos y de las medias calculadas que esta especie contiene bajos niveles residuales, de significado biológico poco importante, si bien incierto a largo plazo en el desarrollo de la especie y su reproducción. Sus hábitos alimenticios y su situación en la escala trófica revela, sin embargo, que el medio en que vive está ligeramente contaminado por los residuos aquí considerados. La escala de toxicidades (aguda y crónica) es muy variable en esta serie de residuos, pero si se considera que los más tóxicos

son los del grupo ciclodiénico, éstos son los que figuran a niveles más bajos. Por otra parte, la dosis letal aguda del DDT para el estornino es superior a 600 mg/Kg; esta especie tolera tasas residuales más elevadas si se considera, por ejemplo, que aquella dosis letal es más del doble que la de la codorniz, cifradas sus dosis letales aguda y crónica en 300 y 250 mg/Kg, respectivamente. Para el ánade y pato silvestre conjuntamente estas dosis son de más de 2.000 y 500 mg/Kg.

Los efectos a largo plazo de las bajas

Tabla III

NIVELES DE CONTAMINANTES EN PARTES POR MIL MILLONES, EN MUESTRAS ABIÓTICAS Y BIÓTICAS DE LA CUENCA DEL RÍO LLOBREGAT (1<sup>er</sup> MUESTREO, ABRIL 1969)

Muestras y características	Zonas de muestreo <sup>a</sup>	α-HCH	γ-HCH	Aldrín	Dieldrín	pp'-DDE	pp'-TDE	pp'-DDT
Agua	Gironella	0'1	0'1	<0'01	0'2	<0'1	0'2	0'3
íd.	A. Cardoner	<0'01	<0'01	<0'01	0'4	<0'1	1	0'7
íd.	D. "	<0'01	0'3	<0'01	1	<0'1	4	2
íd.	Martorell	0'1	<0'01	14	13	<0'1	1	1
íd.	Prat Llobr.	0'1	0'1	0'06	0'5	<0'1	0'6	0'5
Suelo (% H <sub>2</sub> O, 19'8)	Gironella	50	70	830(?)	2.860(?)	50	48	606
íd. ( íd. , 20'1)	A. Cardoner	IA	IA	IA	0'1	42	47	38
íd. ( íd. , 21'1)	D. "	IA	IA	IA	11	24	33	303
íd. ( íd. , 16'0)	Martorell	IA	IA	—	5	30	53	155
íd. ( íd. , 13'5)	Prat Llobr.	IA	IA	IA	7	43	101	313
Lombriz de tierra (entera)	Gironella	100	350	380	943	242	962	663
	A. Cardoner	54	192	36	41	80	372	750
	D. "	358	577	—	358	—	840	1.850
	Prat Llobr.	172	304	90	220	600	1.200	928
Barbo (entero)	Gironella	9	5	40	6	600	190	280
Boga (entera)	Gironella	48	10	150	5	570	123	138
Sapo (entero)	A. Cardoner	6	4	11	7	38	104	91
Culebra de agua (entera)	A. Cardoner	50	502	175	—	4.671	1.960	2.640

<sup>a</sup> A. Cardoner = antes del afluente Cardoner; D. Cardoner = después del afluente Cardoner. IA = interferencia de azufre.

Se detecta op-DDT a muy bajos niveles y el endrín no se detectó.

Tabla IV  
NIVELES DE CONTAMINANTES EN PARTES POR MIL MILLONES, EN MUESTRAS ABIÓTICAS  
Y BIÓTICAS DE LA CUENCA DEL RÍO LLOBREGAT (2º MUESTREO, MAYO 1970)

Muestras y características	Zonas de muestreo <sup>a</sup>	Submuestra	$\alpha$ -HCH	$\gamma$ -HCH	Aldrín	Dieldrín	pp'-DDE	pp'-DDE	pp'-DDT	PCB
Agua	Gironella		<0.01	<0.01	<0.01		<0.1	<0.1	<0.5	50
íd.	Castellet		<0.01	<0.01	0.04		<0.1	<0.1	<0.5	40
íd.	Castelbell		<0.01	<0.01	0.1		<0.1	<0.1	<0.5	30
Sedimento (seco)	Pobla Lillet		3	5	IA	<0.1	<0.1	4	<0.5	50
íd. íd.	Gironella		4	3	IA	<0.1	<0.1	0.1	<0.5	120
íd. íd.	Castelbell		2	<0.1	IA	<0.1	<0.1	9	<0.5	150
íd. íd.	Prat Llobr.		<0.1	<0.1	IA	<0.1	<0.1	20	<0.5	650
Suelo (% H <sub>2</sub> O, 16.5)	Pobla Lillet		6	3	<0.1	<0.1	7	<0.1	<0.5	90
íd. (íd. 21.8)	Gironella 1 <sup>b</sup>		1	1	73	3	3	1	1	30
íd. (íd. 20.5)	Gironella 2 <sup>b</sup>		4	4	<0.1	<0.1	6	6	5	130
íd. (íd. 13)	Castellet		5	2	3	1	<0.1	9	<0.5	100
íd. (íd. 11.5)	Castelbell 1 <sup>c</sup>		7	1	175	5	28	6	<0.5	280
íd. (íd. 21.5)	Castelbell 2 <sup>c</sup>		2	2	3	3	1	7	<0.5	70
íd. (íd. 9.7)	Prat Llobr.		2	1	<0.1	<0.1	<0.1	7	<0.5	70
Lombriz de tierra	Pobla Lillet	entera	15	86	4	5	30	28	26	360
íd. íd.	Gironella 1 <sup>d</sup>	íd.	24	17	37	10	16	33	37	300
íd. íd.	Gironella 2 <sup>d</sup>	íd.	9	6	2	3	20	28	12	280
íd. íd.	Castelbell 2 <sup>e</sup>	íd.	56	210	12	8	60	160	52	1.050
íd. íd.	Prat Llobr.	íd.	160	450	25	200	270	420		6.200
Caracol	Pobla Lillet	concha	30		1	<0.1	<0.1	7	<0.5	
		cuerpo	95	0.5	2	<0.1	<0.1	0.1	<0.5	80
íd.	Castellet	concha	11	85	7	<0.1	31	21	0.5	1.360
		cuerpo	15	63	11	<0.1	25	14	<0.5	740
íd.	Castelbell	concha	3	3	<0.1	2	0.1	0.1	0.5	50
		cuerpo	8	0.1	<0.1	<0.1	6	0.1	0.5	70
íd.	Prat Llobr.	concha	6	60	2	3	15	40	23	360
		cuerpo	17	100	8	8	18	38	30	500
Lagartija	Pobla Lillet	entera	10	120	6	3	100	9	9	140
íd.	Prat Llobr.	íd.	7	30	25	80	150	40	40	1.120

Tabla IV (Continuación)

Muestras y características	Zonas de muestreos <sup>a</sup>	Submuestra	$\alpha$ -HCH	$\gamma$ -HCH	Aldrín	Dieldrín	pp'-DDE	pp'-TDE	pp'-DDT	PCB
Barbo, 1-2 años 28 g p. medio vivos	Gironella	enteros	52	15	<0'1	13	680	50	17	1.870
Barbo, 2'5 años 137 g p. medio muertos	Castellet	músculo	<0'1	0'01		2	160	63	<0'5	510
		vísceras	70	0'1	<0'1	66	700	290	32	2.700
Barbo, muertos Barbo, vivos	Castelbell	enteros	70	0'1	<0'1	0'1	700	0'1	0'5	1.560
		íd.	43	21	<0'1	28	320	57	0'5	1.120
Carpa, 2-4 años 465 g p. medio muertos	Castellet	músculo	6	95	7	22	245	140	<0'5	880
		vísceras	25	2	<0'1	20	270	110	<0'5	1.000
		gónadas	38	0'1		20	260	160	0'5	1.600
Boga, 1-1'5 años 57 g p. medio muertos	Castellet	músculo	16	<0'1	<0'1	40	220	100	30	1.420
		vísceras	84	<0'1	<0'1	52	920	140		3.700
Ruiseñor 18'7 g	Pobla Lillet	músculo vuelo	<0'1	91		<0'1	130	0'1	<0'5	5
Autillo 78'5 g	Pobla Lillet	músculo vuelo	0'1	23		100	600	0'1	<0'5	740
Tarabilla 14'5 g Serín 10'5 g	Pobla Lillet	músculo vuelo	<0'1	50		<0'1	980	0'1	<0'5	1.350
		íd. íd.	19	33			<0'1	<0'1	<0'5	<0'5
Buscarla, 13 g	Castelbell	íd. íd.	<0'1	<0'1		<0'1	310	<0'1	0'5	4.260
Corrión, 30 g	Prat Llobr.	íd. íd.	0'1	10		40	180	0'1	<0'5	310

<sup>a</sup> Nombres completos: San Vicente del Castellet, Castelbell y Villar, Pobla de Lillet, Prat de Llobregat.

<sup>b</sup> Dos muestras de suelo: 1, de la ribera del río, que coincide con la zona del primer muestreo (Tabla III); 2, tomada en una alameda a 200 m de distancia en dirección perpendicular al eje del río.

<sup>c</sup> Dos muestras de suelo: la 1 a unos 100 m de la orilla en zona agrícola y la 2 en la orilla del río.

<sup>d</sup> Muestras tomadas en los puntos 1 y 2 que se citan en b.

<sup>e</sup> Muestra tomada en el punto 2 que se cita en c.

IA = Interferencia de azufre.

El heptacloro y heptacloro-epóxido se detecta, en forma de mínimas trazas, en sedimento, suelo, lombriz y caracol de Pobla de Lillet y a niveles medios que oscilan entre 1 y 40 ppb en las aves de Pobla de Lillet, Castelbell y Prat. El op-DDT se detecta a niveles inferiores a 0'5 ppb en casi todas las muestras. No se detecta endrín. (ppb = partes por mil millones).

tasas residuales en la especie aquí estudiada son de difícil pronóstico, sobre todo en lo referente a su reproducción. A este respecto, debe considerarse que nuestras determinaciones fueron realizadas sobre tejido muscular y que, probablemente, estarán concentrados en tejidos grasos y órganos con capacidad acumuladora. En determinaciones realizadas por Hunt y Keith (1962) encontraron en tejido muscular de faisanes intervalos de 1'2-19 ppm de DDT, 2'3-4'4 ppm de DDE y 0'3 ppm de dieldrín, mientras que en el tejido graso su contenido oscilaba entre 1.236 y 2.930 ppm de DDT, 306 a 717 de DDE y de 0'1 a 25 ppm de dieldrín. Igualmente encontraron valores elevados en la yema de los huevos de faisanes reproductores. Sin embargo, estas grandes oscilaciones no parecen ser generales, pero se reconoce que pueden producirse acumulaciones notables. A este respecto, es interesante indicar que De Witt (1956), después de alimentar codornices con dietas que contenían dosis de 1 ppm de aldrín, dieldrín o endrín, observó una elevada mortalidad en los animales ensayados, lo mismo que en las crías nacidas de padres contaminados. Esta especie, no obstante, tolera dosis más elevadas de DDT, comprendidas entre 50 y 100 ppm. Por otra parte, Bernard (1962) encontró que 65 ppm de DDT en el cerebro de gorriones ó 50 ppm en el de petirrojos es suficiente para producir su muerte.

La toxicidad de los PCB para las aves varía con relación a la especie, pero, en general, sigue un paralelismo con el pp'-DDE, aunque es del mayor interés indicar que el orden tóxico de estos residuos tiene una gran dependencia con el origen de los PCB. Así, al ensayar

varias formulaciones de PCB, todas ellas con un contenido de 60 por ciento de cloro, suministradas a pollos en dietas dosificadas, se ha encontrado que con 400 ppm durante 60 días, el PCB procedente de Phenoclor DP6, fabricado en Francia, producía la muerte de todos los pollos, observándose necrosis de hígado y desarrollo de hidropericardios; el Clophen A60, fabricado en Alemania Federal, producía la muerte y efectos similares, y el Aroclor 1.260, fabricado en USA, producía el menor número de muertes y edemas. Todos ellos inciden, sin embargo, en la atrofia de bazo y en la presencia de cantidades anormalmente elevadas de porfirinas en los tejidos. Las diferencias en los efectos arriba señalados se atribuyen al contenido en las dos primeras formulaciones de pequeñas impurezas de tetra- y pentaclorodibenzofuranos, así como de policloronaftalenos de elevada incidencia tóxica (Vos *et al.*, 1970). Los dos primeros son extremadamente tóxicos para mamíferos, peces y aves. Si los PCB no contienen los citados componentes, su toxicidad para mamíferos es muy pequeña, y, por supuesto, mucho menor que la que se atribuye al DDT.

Cabe señalar finalmente que el efecto más común producido por la presencia de residuos de los grupos DDT y PCB en tejidos de aves es el descenso en la reproducción, siendo una de las causas, entre otras, la disfunción en el metabolismo del calcio, con la puesta de huevos de cáscara delgada, que rompen fácilmente antes de la eclosión.

#### Lucio

La media de hexaclorociclohexanos totales en el tejido muscular de los ejem-

plares del pantano de Santillana (cabecera del Manzanares) es de 0'06 ppm (intervalo 0'055-0'074), en hígado es de 0'066, en riñón de 0'111 y en branquias de 0'063, por lo que no se observan procesos de acumulación significativos. La media de ciclodiénicos (aldrín, dieldrín) en músculo es de 0'001 ppm y en hígado, riñón y branquias es de 0'045, 0'024 y 0'008 respectivamente, con una acumulación máxima en hígado de 45 veces respecto a músculo. No se ha detectado endrín en ninguna muestra. El grupo del diclorodifeniletano es más significativo, por lo que se obtienen medias en músculo de 0'087 ppm (intervalo 0'04-0'13), mientras que en hígado, riñón y branquias son 0'76, 0'39 y 0'42 respectivamente, con una acumulación máxima de 9 veces en hígado respecto a músculo.

En las muestras del pantano de Buendía (cabecera del río Tajo) se encuentran niveles en músculo, hígado, riñón y branquias del siguiente orden: 0'025, 0'113, 0'033 (no se tiene en cuenta el valor 0'23 por ser el único a este nivel) y 0'016 ppm de hexaclorociclohexanos; 0'001, 0'008, 0'05 y 0'01 de ciclodiénicos; 0'16, 0'39, 1'45 y 0'23 ppm de diclorodifeniletanos; acumulaciones máximas aproximadas en hígado respecto a músculo de 5 veces de hexaclorociclohexanos y 8 veces de ciclodiénicos, así como 9 veces más de diclorodifeniletanos en riñón respecto a músculo.

En el pantano de García-Solá (curso medio del río Guadiana), se observa que no existen diferencias notables en los niveles de contaminación en las muestras capturadas en los dos periodos de muestreo que se señalan en la tabla II (si se consideran dichos niveles desde el punto de vista de su efecto global). Las diferen-

cias entre el primero y el segundo muestreo pueden ser atribuidas, en parte, a la repercusión de los PCB que no se han cuantificado en el primero. No obstante, las mayores diferencias se observan en el grupo diclorodifeniletano, que presenta mayores niveles en el segundo muestreo. Si se tiene en cuenta los valores medios para cada grupo de contaminantes, se observa que el músculo contiene 0'102 ppm de hexaclorociclohexanos, 0'054 de heptacloro, 0'009 de ciclodiénicos y 0'83 de diclorodifeniletanos (el intervalo de esta última media es de 0'47-1'34); el hígado, siguiendo el mismo orden de contaminantes: 0'044, 0'046, 0'016 y 6'85 (intervalo de este último grupo 1'35-14'15); el riñón: 0'08, 0'24, 0'036 y 2'13 ppm (intervalo del último 0'76-2'86); gónadas: 0'02, 0'037, 0'006 y 1'16 ppm (intervalo del último 0'807-1'52); branquias: 0'021 (no se mide heptacloro), < 0'001 y 0'083 ppm.

Las acumulaciones máximas respecto a músculo son: ciclodiénicos 2 veces más en hígado y 4 en riñón, diclorodifeniletanos 8 veces más en hígado, 3 en riñón y 1'5 en gónadas. Los PCB se detectan en cantidades significativas en tejido muscular (0'12 ppm) y órganos, encontrándose acumulaciones máximas en hígado, 40 veces respecto a músculo.

Las especies procedentes del pantano de Orellana muestran medias de 0'044 ppm de hexaclorociclohexanos en músculo, 0'17 en hígado, 0'07 en riñón y 0'15 en gónadas; de heptacloro 0'1 ppm en músculo e hígado, siendo en los otros órganos muy poco importante; de ciclodiénicos (endrín no se ha detectado) 0'02 ppm en músculo y 0'005 en hígado, riñón y gónadas; del grupo diclorodifenile-

tano 0'52 ppm en músculo (intervalo 0'41-0'64), 3'4 en hígado (intervalo 2'8-4'01), 1'07 en riñón y 1'77 en gónadas. Se observa una acumulación en hígado de 7 veces respecto a músculo de DDT total. De PCB se encuentra en músculo una media de 0'12 ppm, en hígado 1'4, en riñón 0'58 y 1 ppm en gónadas. La acumulación en hígado es de unas 12 veces respecto a músculo.

En los niveles medios de los contaminantes aquí determinados en tejidos y órganos de lucio se observa que cuantitativamente el grupo diclorodifeniletano y los PCB son los más abundantes. En la muestra de Santillana la presencia del grupo diclorodifeniletano supera en unas 4 veces la suma de los totales de hexaclorociclohexano y ciclodiénicos, en Buendía 11 veces, en García-Solá 33 veces, en Orellana 16 veces. Por su parte los PCB los superan en 19 veces en García-Solá y 7 veces en Orellana y la relación diclorodifeniletano/PCB es 1'75 en García-Solá y 2'5 en Orellana. Relacionando la contaminación total, la especie de García-Solá está contaminada unas 6 veces más que la de Santillana, que es la menos contaminada, la de Orellana supera a ésta en 3'5 y la de Buendía en 1'5 veces.

Al relacionar el conjunto de valores antes expuestos con los encontrados en otros países para esta especie, se puede afirmar que, en general, los niveles de dieldrín son análogos a los de otros países de Europa, habida cuenta que el dieldrín resulta ser casi siempre el contaminante de nivel más bajo. Sin embargo, nuestras muestras de lucio muestran niveles de pp'-DDE un poco más altos que en otros países, aunque más bajos que en Italia, por dar un ejemplo. Análogamente sucede

con el pp'-TDE y el pp'-DDT, si bien, en ambos casos, nuestros niveles son algo menos significativos que en otros países del sur de Europa.

Teniendo en cuenta la posición que ocupa el lucio en la escala trófica de la ecología fluvial, puede considerarse que el medio acuático está sufriendo una contaminación a niveles bajos, pero de distinto grado según las zonas geográficas muestreadas, y que la magnificación biológica va concentrando en los sucesivos niveles tróficos. El significado biológico de los niveles de contaminantes aquí determinados es complejo y de tratamiento excesivamente largo, pero baste decir, por lo de ahora, que los residuos organoclorados son tóxicos de elevada incidencia sobre peces, moluscos y crustáceos. Como ejemplo informativo parece conveniente indicar que la concentración tóxica, en agua, capaz de matar el 50 por ciento de una población de truchas (arco iris) en 96 horas, viene dada en el siguiente orden, expresada en partes por mil millones (ppb): endrín 0'6, dieldrín 10, aldrín 18, heptacloro 19, lindano 38, DDT 42, clordano 44 y metoxicloro 62. La toxicidad aguda de los PCB es también muy alta pero todavía no está bien determinada; el pez aguja muere en 14-45 días en un medio que contiene 5 ppb de Aroclor 1.254. En todos los casos se producen acumulaciones en órganos e incluso, a dosis subletales se desarrolla una serie de alteraciones que afectan al metabolismo y la reproducción. Es interesante citar a este respecto que Burdick *et al.* (1964) encontraron que la mortalidad de truchas viene inducida cuando los huevos ya contienen niveles mínimos de 2'9 ppm de DDT. Compárese este valor con el nivel de

diclorodifeniletanol encontrado en gónadas de lucio de García-Solá y Orellana que se citan en la tabla II.

### Cuenca del río Llobregat

Los niveles residuales se expresan en este caso en partes por mil millones (ppb) con el fin de obtener valores más manejables, debido a que las concentraciones de residuos en agua son muy pequeños y a ellas habrán de referirse algunas relaciones importantes. Conviene destacar primeramente que se observan en la tabla III niveles de aldrín y dieldrín sorprendentemente elevados en suelos de Gironella, si se comparan con otros niveles encontrados en otras zonas de la ribera del río. La explicación podría hacerse únicamente sobre la base de una aplicación local de estos productos o a un arrastre por aguas torrenciales desde otras zonas alejadas que provocarían la acumulación en el sector considerado. Esta divergencia se ve también reflejada en la lombriz de tierra muestreada en la zona e, incluso, en las aguas del río de aquel sector.

En el primer muestreo (tabla III) no pudo investigarse la posible presencia de PCB en ninguna de las muestras y se observa que, en general, los residuos del grupo diclorodifeniletano superan a todos los demás grupos. Es interesante destacar también que la lombriz de tierra y la culebra acumulan residuos a niveles más altos, y que la relación de concentraciones pez/agua es muy significativa en las especies analizadas. Es preciso resaltar, sin embargo, que si se comparan los niveles residuales encontrados en los dos muestreos, entre los que media un plazo de un año aproximadamente —ambos realizados a principios de primavera—, se observan

diferencias para las mismas especies, algunas veces muy notables. Estas diferencias de nivel podrían atribuirse a los ya conocidos procesos naturales de autodescontaminación (físicos, químicos y biológicos), a un menor aporte estacional de residuos, o a interferencias analíticas por solapamiento de PCB con otros productos, lo que tendería a aumentar aparentemente las tasas residuales de éstos. Este último factor se ha tenido en cuenta en las determinaciones realizadas en el segundo muestreo, por lo que parece más razonable realizar sobre éste los cálculos de las relaciones posibles en procesos de magnificación residual en el sistema.

El nivel de residuos en el agua del río es muy bajo generalmente y siempre menor del límite de solubilidad de cada residuo. Considerando que la alta sensibilidad del detector de captura electrónica da una respuesta afirmativa de la presencia de cada uno de los residuos considerados, si bien a niveles tan bajos que no permite en muchos casos apreciar más que su presencia por debajo de un límite convencional, cualquier cálculo a estas pequeñas respuestas podría introducir más error. Por ello se conviene, por simplificación, aceptar los niveles límites expresados en la tabla IV como niveles de residuos reales. Con esta base se calculan las relaciones de concentraciones residuales que se expresan en la tabla V, siguiendo un orden descendente del curso del río para cada zona de muestreo.

Por falta de suficientes datos no pueden obtenerse otras relaciones importantes que faltan en la tabla, por lo que los valores resultan un poco dispersos. Se observa una mayor regularidad en las relaciones lombriz/suelo, que tienden a

Tabla V  
RELACIONES RESIDUALES QUE REFLEJAN ÍNDICES DE ACUMULACIÓN EN EL SISTEMA  
DE LA CUENCA DEL RÍO LLOBREGAT

Zonas de muestreo	Contaminantes <sup>a</sup>	Lombriz/ suelo	Aves/ lombriz	Sedimento/ agua	Peces/agua		Observaciones
Pobla de Lillet	HCH <sub>T</sub>	11					
	Ciclod.	90	2.5				
	DDT <sub>T</sub>	11	5				
	PCB	4	1.5				
Gironella	HCH <sub>T</sub>	5.6		350	3.350		Lombrices profundas poco activas, Peces vivos enteros
	Ciclod.				1.300		
	DDT <sub>T</sub>	17			1.494		
	PCB	10		2.5	37		
San Vicente del Castellet	HCH <sub>T</sub>				5.800	3.000	Tejido muscular y vísceras de peces muertos (media de tres especies)
	Ciclod.				50	1.150	
	DDT <sub>T</sub>				320	1.170	
	PCB				13	82	
Castellbell y Villar	HCH <sub>T</sub>	66		100	3.500	3.200	Peces enteros
	Ciclod.	3		1	1	280	
	DDT <sub>T</sub>	34	1.1	18	1.000	740	Peces enteros
	PCB	15	4	5	52	37	
Prat de Llobregat	HCH <sub>T</sub>	200					
	Ciclod.	2.250					
	DDT <sub>T</sub>	98					
	PCB	88					

<sup>a</sup> HCH<sub>T</sub>=  $\alpha$  y  $\gamma$ -hexaclorociclohexanos; Ciclod.=aldrín y dieldrín; DDT<sub>T</sub>= pp'-DDE, pp'-TDE y pp'-DDT,

demostrar que la magnificación residual aumenta con el curso descendente del río en cada uno y la totalidad de los residuos considerados. En el nivel trófico siguiente, aves/lombriz, no se obtiene la misma regularidad pero indica otro incremento en la concentración residual. Las relaciones peces/agua dan lugar, generalmente, a índices muy elevados en la magnificación biológica, pero ésto resulta evidente si se tienen en cuenta las bajas concentraciones de residuos en agua, que desde el punto

de vista de la toxicidad aguda para peces parecen tener poco significado, a excepción de los PCB que figuran a concentraciones más elevadas. La anterior consideración aparece reflejada en las relaciones peces/agua, en las que no se observan diferencias contundentes entre peces muestreados vivos o muertos. De la comparación de los datos de la tabla IV se concluye finalmente que los PCB aparecen a niveles mucho más elevados que los demás residuos, y en orden menos impor-



tante y descendente aparecen los grupos de diclorodifeniletano, hexaclorociclohexano y ciclodiénico. Pero debe reconocerse que la predominancia de los PCB sobre los demás residuos organoclorados es un hecho que se viene reflejando en todos los países industrializados, como se ha hecho notar en los estuarios de algunos ríos franceses y en la corriente del Rhin que incide notablemente en la contaminación de las costas de Holanda.

### AGRADECIMIENTO

Los autores agradecen a S. Castro L.-Rúa, Lic. en Ciencias Químicas, su colaboración en el muestreo y disección de las especies que se citan en este trabajo.

### BIBLIOGRAFIA

- BALUJA, G. (1969). Esta revista, 9/3, 377-387; 9/4, 536-545.
- BALUJA, G., DABRIO, M., PEREIRO, M<sup>a</sup>. E., FRANCO, J.M. y MURADO, M.A. (1969,a). Esta revista, 9/1, 137-144.
- BALUJA, G., DABRIO, M., FRANCO, J.M., MURADO, M.A. y PEREIRO, M<sup>a</sup>. E. (1969,b). Esta revista, 9/2, 266-275.
- BALUJA, G., FRANCO, J.M., MURADO, M.A. y PEREIRO, M<sup>a</sup>. E. (1970). *An. Soc. Esp. Fís. Quím.*, 66/2, 157-166.
- BALUJA, G. y FRANCO, J.M. (1972). *Fate of Pesticides in Environment. Proceed. 2nd. Intern. IUPAC Congr. Pest. Chem.*, Vol. 6, A.S. Tahori, Ed. Gordon & Breach Science Publ., pp. 263-271.
- BALUJA, G., FRANCO, J.M. y MURADO, M.A. (1973). *Investigación Pesquera*, 37/3, 593-620.
- BERNARD, R.F. (1962). *Dissertation Abs.*, 23, 1454.
- BURDICK, G.D., HARRIS, A.J., DEAN, H.J., WALKER, T.M., SKEA, J. y COLBY, D. (1964). *Trans. Am. Fisheries Soc.*, 93, 127.
- DE WITT, J.B. (1956). *J. Agr. Food Chem.*, 4, 863.
- HOLDEN, A.V. (1970). *Pesticides Monitoring J.*, 4/3, 117-135.
- HOLDEN, A.V. (1973). *Pesticides Monitoring J.*, 7/1.
- HUNT, E.G. y KEITH, J.O. (1962). *Pesticide-wildlife investigations in California*, The use of Agricultural Chemicals in California. pág. 27.
- VOS, J.G., KOEMAN, J.H., VAN DER MAAS, H.L., TEN NOEVER, M.C. y DE VOS, R.H. (1970). *Food and Cosmetic. Toxicol.*, 8, 625.