

**ESTUDIO SOBRE LAS REPERCUSIONES DE LA PRESENCIA DE DDTs Y MERCURIO EN AGUAS
DEL RÍO CINCA MEDIO SOBRE LA FAUNA ICTÍCOLA**



DIRECTOR DEL ESTUDIO: ALFONSO CALVO TOMÁS

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO
COMISARÍA DE AGUAS
ÁREA DE GESTIÓN MEDIOAMBIENTAL

Indice

1.	Introducción	
1.1.	Antecedentes e informes previos	2
1.2.	Objetivos.....	3
2.	Metodología	4
3.	Especies diana	4
3.1.	Propósito de utilizar especies diana	4
3.2.	Criterios para la elección de especies diana	4
3.3.	Especies diana en el río Cinca	5
3.4.	Notas sobre la comunidad piscícola del río Cinca	6
4.	Sustancias diana.....	7
4.1.	Selección y prioridad de sustancias diana	7
4.2.	Perfil de las sustancias diana	7
4.2.1.	Mercurio	7
4.2.2.	Pesticidas Organoclorados	8
4.2.2.1.	DDTs	9
4.2.2.2.	Lindano	10
4.2.2.3.	Metoxicloro.....	10
4.2.2.4.	Clordano	10
4.2.2.5.	Aldrin, Isodrin, Dieldrin y Endrin	11
4.2.2.6.	Endosulfan.....	11
4.2.2.7.	Heptaclor	12
4.2.2.8.	Hexaclorobenceno (HCB).....	12
5.	Procedimientos de muestreo.....	12
5.1.	Diseño de los muestreos	12
5.2.	Material y equipo de muestreo	15
5.3.	Selección de la muestras	15
5.4.	Empaquetado, conservación y transporte de la muestras	16
6.	Procedimientos de laboratorio	17
6.1.	Manejo de las muestras.....	17
6.1.1.	Procesamiento de las muestras	17
6.1.2.	Traslado de las muestras.....	18
6.2.	Análisis de las muestras	18
6.2.1.	Sustancias analizadas y métodos analíticos.....	18
6.2.2.	Documentación y resultados analíticos	18
7.	Resultados y Discusión	18
7.1.	Características de las muestras	19
7.2.	Resultados	22
7.3.	Análisis de los resultados	26
7.4.	Estudio comparativo con otras analíticas contratadas por la CHE.....	30
7.5.	Conclusiones.....	32
8.	Bibliografía.....	34

Anejos

Resultados de los análisis

1. Introducción

La contaminación de las aguas epicontinentales, y por consiguiente de los peces, ha sido históricamente documentada en muchas regiones de mundo. El esfuerzo que se realiza para mejorar la calidad de las aguas ha conseguido que las concentraciones de algunos contaminantes se estén reduciendo. Sin embargo, las concentraciones en los ecosistemas acuáticos de contaminantes tales como los metales pesados, pesticidas y compuestos orgánicos tóxicos ha aumentado debido principalmente a la estabilidad de los mismos. Los contaminantes provienen de puntos de vertido permitidos, vertidos accidentales y fuentes de origen difuso.

Una vez que estos contaminantes llegan a la red hidrográfica, suelen concentrarse en sedimentos y a lo largo de las cadenas alimenticias y bioacumularse en los tejidos de peces, moluscos, crustáceos y otros organismos acuáticos. Dichos organismos pueden llegar a bioacumular concentraciones de contaminantes un millón de veces superiores a las detectadas en el agua (U.S. EPA 1992). De este modo, los análisis de tejidos de peces y crustáceos pueden servir como importantes indicadores de episodios contaminantes tanto en sedimentos como en las aguas, así como, para detectar niveles de contaminantes en dichos tejidos que puedan resultar tóxicos para los potenciales consumidores humanos.

Las sustancias químicas contaminantes susceptibles de ser biológicamente acumulables en los tejidos de los organismos acuáticos suelen persistir además durante periodos relativamente largos en los sedimentos, a partir de los cuales pueden ser bioacumulados por organismos bentónicos y pasar a niveles de las cadenas alimenticias hasta los peces. Las concentraciones de dichos contaminantes en los tejidos de organismos acuáticos pueden ir aumentando en las sucesivas etapas de las cadenas tróficas y como resultado, los depredadores situados en las escalas superiores de las cadenas alimenticias pueden contener concentraciones de varios ordenes de magnitud superiores a las detectadas en las aguas. El mercurio, los pesticidas organoclorados (DDT y sus metabolitos), dioxinas y difenilos policlorados (PCBs) son algunos de los contaminantes bioacumulables más problemáticos.

1.1. Antecedentes e informes previos

La confederación hidrográfica del Ebro (en adelante CHE) tiene dentro de sus competencias el control de las sustancias peligrosas en el agua, sedimentos fluviales y biota.

Los valores de pesticidas organoclorados (DDTs) en tejidos de peces obtenidos en el río Cinca en Monzón en el año 1998 alertaron a CHE sobre posibles irregularidades en el vertido de aguas residuales a las aguas del río por parte de la empresa Montecinca S.A.

La CHE, como consecuencia de estos análisis, solicitó a la empresa Montecinca S.A. que realizase un estudio al respecto a la vez que iniciaba una investigación paralela sobre el caso.

A finales de 1999 la CHE concluye que existe un foco de contaminación por pesticidas organoclorados en peces y sedimentos del río Cinca localizado en el vertedero que la empresa Montecinca S.A. disponía en sus instalaciones. Los residuos llegaban a las aguas del río Cinca mediante la lixiviación y escorrentía de los mismos hasta una balsa de abastecimiento de agua que conectaba con el río.

La CHE requiere a Montecinca S.A. la retirada y posterior traslado de los residuos del vertedero para su adecuado tratamiento, acciones que la empresa ejecuta en el verano de 1999, dentro de un Plan de Mejoras Ambientales (Greenpeace 2004). Con posterioridad a estas actuaciones se siguieron realizando análisis de residuos de DDTs en peces dando niveles altos de estos metabolitos.

En el año 2000, el Departamento de Calidad Ambiental del Gobierno de Aragón realiza una inspección en la empresa Montecinca S.A. e informa de numerosas irregularidades e incumplimientos, entre los que se citan el inadecuado almacenamiento y tratamiento de sus residuos (lodos de depuradora) (Greenpeace 2004).

La CHE recibe el 12 de julio de 2004 en su sede un escrito de Greenpeace que solicita conocer las medidas que se están llevando a cabo para evitar los episodios de contaminación que venían ocurriendo hasta la fecha en el río Cinca. A partir de este escrito la CHE elabora un informe que concluye que en la actualidad se da una situación crónica de contaminación que no se detecta por análisis químicos de los vertidos y de las aguas del río, pero que queda reflejada en la bioacumulación en la fauna ictícola del río.

1.2. Objetivos

El objeto de este estudio es conocer el grado de contaminación actual y las repercusiones que sobre la fauna ictícola esta produciendo la presencia de mercurio, DDTs y otros compuestos organoclorados en el tramo medio del río Cinca.

Concretamente se plantea en este estudio:

- Determinar la magnitud de la contaminación por mercurio y pesticidas organoclorados mediante analíticas a muestras de tejidos de distintas especies de peces, en el tramo del río Cinca comprendido entre aguas arriba de la confluencia con el río Ésera hasta el término municipal de Fraga.
- Valorar, en la medida de lo posible, la evolución de la contaminación en el tramo medio del río Cinca objeto de estudio.

2. Metodología

Con el propósito de obtener resultados consistentes y comparables se optó por seguir las recomendaciones metodológicas propuestas por la EPA (United States Environmental Protection Agency 2000). Esta extensa publicación proporciona una orientación completa a través de recomendaciones claras, concretas y científicamente fundamentadas para los procesos de obtención, manipulación y análisis de contaminantes en los tejidos de peces y crustáceos. La aplicación de esta metodología a este estudio se expone en los apartados 3 al 6.

3. Especies diana

3.1. Propósito de utilizar especies diana

El uso de especies diana permite la comparación de los resultados obtenidos en la monitorización de contaminantes entre los distintos puntos de muestreo seleccionados, pero también en áreas geográficas más amplias. Las diferencias en las preferencias de hábitat y alimentación, así como en las tasas de bioacumulación de los contaminantes en las diferentes especies de peces dificulta la comparabilidad a no ser que se establezcan y utilicen las mismas especies diana.

3.2. Criterios para la elección de especies diana

Dos son los criterios fundamentales para la selección de especies diana; por una parte que sean especies potencialmente bioacumuladoras, y por otra que tengan una amplia distribución, o sea que estén presentes en (casi) todas las estaciones de muestreo. Las recomendaciones de la EPA sobre las especies diana son las de intentar obtener muestras de al menos una especie de alimentación bentónica y otra depredadora, lo que permite obtener información de una amplia variedad de hábitats, estrategias alimenticias, y factores fisiológicos que pueden resultar en diferencias en el potencial bioacumulador.

Además de estos criterios, también es importante que las especies sean fácilmente identificables taxonómicamente, ya que existen diferencias interespecíficas muy significativas en el potencial bioacumulador, y por ello bajo ninguna circunstancia deben mezclarse especies distintas en una muestra compuesta por varios ejemplares de cada especie. También resulta práctico muestrear especies abundantes, fácilmente capturables y suficientemente grandes para que proporcionen muestras de tejido adecuadas para su análisis.

3.3. Especies diana en el río Cinca

Teniendo en cuenta todas las consideraciones expuestas en los apartados anteriores, para el presente estudio se utilizaron varias especies diana y algunas suplementarias. En este estudio se siguió la taxonomía presentada por Doadrio (2001).

Atendiendo a la distribución y abundancia de las especies, el gobio (*Gobio gobio* Linnaeus, 1758) y la madrilla (*Chondrostoma miegii* Steindachner, 1866) resultaron ser las especies bentófagas más adecuadas, zoófaga la primera y herbívora la segunda. También se consideraron los barbos como especies representativas de hábitos bentófagos, siendo zoófago el barbo colirrojo o de montaña (*Barbus haasi* Mertens, 1925) y más omnívoro el barbo de Graells (*Barbus graellsii* Steindachner, 1866).

Además, la abundancia de alburnos (*Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758)) aguas abajo de Monzón permitió utilizar esta especie diana como representativa de hábitos omnívoros de deriva. Mientras que, la trucha común (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) fue la especie elegida para representar a los depredadores zoófagos e ictiófagos.

De forma adicional, se analizaron ejemplares correspondientes a otras especies de menor representatividad espacial pero que pudiesen aportar información relevante. Entre estas especies adicionales tendríamos como omnívoro al bagre (*Squalius cephalus* Linnaeus, 1758), y como omnívoros bentónicos la carpa (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) y la carpa de Kollar (*Cyprinus carpio* x *Carassius auratus*).

También, obtuvimos muestras de ictiófagos adicionales como la lucioperca (Sander lucioperca Linnaeus, 1758), el lucio (*Esox lucius* Linnaeus, 1758) y el siluro (*Silurus glanis* Linnaeus, 1758). Asimismo, consideramos a la perca americana (*Micropterus salmoides* Lacépède, 1802) y a la trucha arco-iris (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792) como zoófagos que a medida que crecen toman hábitos ictiófagos.

	Cinca-Ésera	Puente Pilas	Ariéstolas	Montecinca	Monzón	Conchel	Albalate	Chalamera	Fraga	Total
Gobio	35	55	41	.	.	34	25	25	50	265
Madrilla	.	39	1	.	.	40	30	17	.	127
Alburno	7	7	55	28	29	126
Trucha común	9	7	2	.	2	20
Barbo de Graells	.	.	42	.	.	.	18	.	.	60
Barbo colirrojo	13	37	50
Cangrejo	.	3	.	7	10
Trucha arco-iris	.	.	1	1
Carpa de Kollar	.	.	3	.	.	1	.	.	.	4
Carpa	4	.	3	9	16
Lucio	1	.	.	.	1
Perca americana	1	.	.	5	6
Bagre	1	.	1
Siluro	16	16
Pez Sol	3	3
Lucioperca	1	1
Total	57	141	90	7	9	88	128	74	113	707

Tabla 1: Relación del número de ejemplares de cada especie trasladados al laboratorio desde cada uno de los puntos de muestreo en el río Cinca (los ejemplares que aparecen tachados no fueron analizados).

Además, estas especies permiten confirmar la magnitud de la contaminación dentro de la comunidad piscícola presente en cada estación de muestreo. Y como valor añadido, hay que tener en cuenta que las especies alóctonas presentes en el río Cinca han sido ampliamente utilizadas en este tipo de estudios en sus lugares de origen (sobre todo, en Norteamérica) lo cual permite la comparabilidad con datos bibliográficos.

3.4. Notas sobre la comunidad piscícola del río Cinca

En el río Cinca se detectó un elevado número de especies de peces alóctonas, tales como el alburno, la carpa, la carpa de Kollar, la lucioperca, el lucio, el siluro, la perca americana y la trucha arco-iris, así como el cangrejo de río americano (*Procambarus clarkii* Girard, 1852).

En total suman ocho especies alóctonas, nada menos que un tercio de las especies introducidas en España (Elvira 2001), frente a las nueve autóctonas que sí pertenecen de forma natural al río Cinca, y que son: la trucha común, el gobio, la madrilla, el barbo colirrojo o de montaña, el barbo de Graells, el bagre, el fraile (*Salaria fluviatilis* Asso, 1801), el lobo de río (*Barbatula barbatula* Linnaeus, 1758), y la lamprehuela (*Cobitis calderoni* Bacescu, 1962).

Esta abundancia de especies exóticas resulta preocupante ya que conlleva la aparición de fenómenos de competencia por el hábitat y por los recursos tróficos, así como por depredación directa por parte de superdepredadores alóctonos (Elvira 2001). De hecho, ya hemos comentado que cinco de estas ocho especies exóticas (lucio, lucio, siluro, perca americana y trucha arco-iris) son de hábitos ictiófagos, y depredan puestas, alevines y adultos de peces autóctonos.

Tengamos en cuenta que la suma de las presiones aplicadas a las especies autóctonas suelen provocar demasiado frecuentemente extinciones locales, que en ictiofaunas con gran número de endemismos como las ibéricas resultan especialmente preocupantes porque pueden suponer extinciones totales.

4. Sustancias diana

4.1. Selección y prioridad de sustancias diana

Normalmente, la decisión de llevar a cabo un seguimiento de la contaminación presente en los tejidos de peces es el resultado del descubrimiento de contaminantes específicos en los análisis de la calidad de las aguas.

La prioridad de las sustancias diana a analizar en los tejidos de peces se debe basar también en el uso actual e histórico de las tierras drenadas por la cuenca en estudio. En cuencas con predominio de uso agrícola e industrial como la del río Cinca, resultan prioritarios los análisis de contaminantes tales como el Mercurio y los pesticidas organoclorados, sobre todo, el DDT y sus derivados.

4.2. Perfil de las sustancias diana

4.2.1. Mercurio

Los principales puntos de entrada antropogénicos de mercurio en el medio ambiente son la minería, la fundición, procesos industriales con instalaciones productoras de cloro y sosa, y la deposición atmosférica resultante de la combustión de carbón e hidrocarburos e

incineradoras (U.S. EPA 1997). El ciclo del mercurio en el medio esta facilitado por el carácter volátil de su forma metálica y por la transformación bacteriana en los sedimentos de fondo de sus formas metálicas e inorgánicas hacia formas más estables, lo cual conlleva a la bioacumulación de mercurio (Wood 1974).

Prácticamente todo el mercurio presente en tejidos de pez se encuentra en forma de metilmercurio (Bloom 1992), aumentando además la proporción de metilmercurio frente al mercurio total a medida que el pez crece (Bache *et al.* 1971). Diversos estudios han mostrado que las concentraciones de mercurio en los tejidos de pez generalmente aumentan con la edad, y por consiguiente con el tamaño (longitud/peso), debido a la bioacumulación ante la prolongación de la exposición (Johnson 1987). Sin embargo esta relación no es norma general para las distintas situaciones ambientales ni para todas las especies (Goldstein *et al.* 1996).

Tanto las formas inorgánicas como orgánicas de mercurio son neurotóxicos, de modo que las personas intoxicadas mediante la ingestión continuada de pescado contaminado muestran una amplia gama de síntomas, entre ellas están el entumecimiento de extremidades, temblores, espasmos, trastornos de personalidad y conducta, problemas motrices, sordera, ceguera e incluso fallecimiento (U.S. EPA 1997).

El máximo, el promedio, y la mediana de las concentraciones de mercurio en tejidos de pez analizados por la EPA en su inventario nacional fueron 1,77, 0,26 y 0,17 ppm (sobre peso fresco) respectivamente (U.S. EPA 1992). Estudios más detallados sobre estos mismos datos (Bahnick *et al.* 1994) mostraron que generalmente la concentración promedio en bentófagos (pez completo) era inferior a la encontrada en depredadores (músculo con piel). De modo que, especies como la carpa mostraron valores promedio de 0,11 ppm, frente a los 0,46 ppm de la perca americana.

4.2.2. Pesticidas Organoclorados

En el siguiente apartado se describen los pesticidas organoclorados analizados, dentro de los cuales se encuentra el subgrupo de los clicodienos (Clordano, Aldrin, Isodrin, Dieldrin, Endrin, Endosulfan, Heptaclor). Todos los compuestos analizados son neurotóxicos y de la mayoría de ellos se conoce (o sospecha) su efecto carcinogénico (IRIS 2005).

Estos pesticidas organoclorados no son fácilmente degradados ni metabolizados y por lo tanto, persisten en el medio. Estos compuestos son insolubles o tienen relativamente baja

solubilidad en agua, pero son bastante liposolubles. Debido a que no son fácilmente metabolizados ni excretados del cuerpo, tienden a ser acumulados en los tejidos grasos, y pueden bioacumularse a lo largo de las cadenas tróficas acuáticas hasta alcanzar altas concentraciones en los consumidores secundarios (Ej. Peces, aves ictiófagas, mamíferos, e incluso humanos).

Los pesticidas pueden alcanzar los ecosistemas acuáticos desde vertidos industriales o desde fuentes difusas como la deriva atmosférica o la escorrentía desde zonas agrícolas, lixiviados de vertederos, o derrames accidentales. La escorrentía desde zonas agrícolas es considerada la fuente principal de pesticidas en el agua, siendo los vertidos desde industrias productoras de pesticidas la segunda (Li 1975). Una vez en el agua, los pesticidas pueden ser adsorbidos por la materia suspendida, depositarse en sedimentos de fondo, o ser absorbidos por los organismos, en los cuales serán detoxificados y eliminados o acumulados (Nimmo 1985).

El Dicofol, el Lindano y el Endosulfan tienen todavía registros legales activos y resultan mucho menos persistentes en el medio, además de tener un potencial bioacumulador menor que los pesticidas organoclorados prohibidos.

4.2.2.1. DDTs

Se llevaron a cabo análisis para determinar la cantidad de DDT (p,p'-diclorodifenil tricloroetano, y o,p'-diclorodifenil tricloroetano), así como de sus metabolitos, el DDE (p,p'-diclorodifenil dicloroetileno) y el DDD (diclorodifenil dicloroetano). Todos ellos han sido clasificados como posibles carcinogénicos en humanos (IRIS 2005).

Este pesticida de amplio espectro de uso, así como sus metabolitos persisten en el medio con capacidad bioacumuladora (Ware 1978) a pesar de haberse dejado de producir y utilizar hace tiempo. Todavía existen algunas fuentes de entrada en el medio localizados en las industrias de formulación, producción o envasado de pesticidas.

El Dicofol es uno de los pesticidas organoclorados con registro activo, de modo que es utilizado en cultivos, y está clasificado como posible carcinogénico en humanos (U.S. EPA 1998). El Dicofol es considerado como análogo del DDT en base a su estructura y actividad (Hayes & Laws 1991), y a menudo, este producto suele contener un pequeño porcentaje de DDT (y derivados) (U.S. EPA 2000). De modo que, es recomendable realizar análisis de DDT

en los ecosistemas acuáticos cercanos a industrias de formulación, producción o envasado de Dicofol.

4.2.2.2. Lindano

El lindano es una mezcla de homólogos del hexaclorociclohexano (α -HCH, β -HCH, δ -HCH, γ -HCH), cuyo componente principal ($\geq 99\%$) suele ser el isómero δ -HCH. Se utiliza principalmente en tratamientos de semillas y suelos, en aplicaciones foliares en frutales, y como protector de la madera (U.S. EPA 2000). También es utilizado como fármaco antifúngico y antiectoparasitario de uso tópico en humanos y animales (Merck Index 1989). El lindano es neurotóxico, y probablemente carcinogénico en humanos (U.S. EPA 2000).

Debido a que el lindano es otro de los pesticidas organoclorados con registro legal activo, se recomienda analizar esta sustancia en aquellas zonas agrícolas en las que se este o haya sido utilizado, así como en las zonas industriales en las que existan o hayan existido plantas de formulación, producción o envasado de lindano.

4.2.2.3. Metoxicloro

El Metoxicloro es un pesticida organoclorado utilizado sobre animales, alimentos animales, y cultivos sensibles al DDT tales como la calabaza o el melón. El Metoxicloro produce los siguientes efectos en humanos: depresión del sistema nervioso central, diarrea, daños en los tejidos hepáticos, renales y miocardio, y retarda el crecimiento.

Este insecticida alcanza los ecosistemas acuáticos a través de su uso y desde pérdidas durante su formulación, producción, envasado o distribución. Debido a que es una sustancia más inestable que otros organoclorados, tiene menos efectos residuales y no tiende a persistir. En el medio acuático suele degradarse relativamente rápido (unos pocos días), y puede llegar a bioacumularse en los crustáceos, pero no en peces.

4.2.2.4. Clordano

Los valores de concentración de Clordano suelen venir dados como la suma de sus cuatro isómeros componentes del producto (cis-Clordano, trans-Clordano, cis-Nonaclor, trans-Nonaclor) y su principal producto de degradación, el oxiclordano. El Clordano es un ciclodieno que ha sido ampliamente utilizado como insecticida, especialmente para el control de termitas y otros insectos en casas y cultivos, y ha sido catalogado como probable carcinogénico en humanos (IRIS 2005).

Se recomienda el análisis de Clordano en todas aquellas cuencas agrícolas en las que se sepa o se sospeche que históricamente se haya podido utilizar este pesticida, así como las cuencas que contengan zonas industriales en las que hayan existido plantas de formulación, producción o envasado de Clordano (U.S. EPA 2000).

4.2.2.5. Aldrin, Isodrin, Dieldrin y Endrin

El Aldrin y su isómero el Isodrin, así como sus derivados el Dieldrin y el Endrin, forman un grupo de ciclodienos insecticidas que fueron ampliamente utilizados, y que actualmente no tienen registros activos.

El Dieldrin fue ampliamente utilizado como insecticida contra termitas y otros insectos edáficos y en cultivos. Ha sido catalogado como neurotóxico y probable carcinogénico para humanos (IRIS 2005).

El Aldrin, el Isodrin, el Dieldrin y el Endrin deben ser analizados en aquellas cuencas agrícolas donde se sospeche que fuesen utilizados, así como en las cuencas que contengan industrias que pudiesen haberse dedicado a la formulación, producción, o envasado de estos pesticidas.

4.2.2.6. Endosulfan

El Endosulfan es un ciclodieno pesticida actualmente muy utilizado en tratamientos insecticidas en semillas y suelos. Existen dos estereohomólogos, el alfa-Endosulfan y el beta-Endosulfan (también llamados I y II), con efectividad y toxicidad parecidas (Worthing 1991), además del Endosulfan Sulfato.

A pesar de haberse demostrado su alta toxicidad en animales de laboratorio, no existen todavía datos sobre su toxicidad en humanos (U.S. EPA 2000). La escorrentía desde zonas agrícolas es la principal fuente de entrada de este pesticida en el medio acuático, y se ha comprobado que es altamente tóxico para los peces e invertebrados marinos y que es fácilmente adsorbido por los sedimentos. De modo que representa un peligro potencial para los ecosistemas acuáticos (U.S. EPA 2000).

El Endosulfan (alfa-Endosulfan, beta-Endosulfan y Endosulfan Sulfato) deben de ser analizados en aquellas cuencas agrícolas en las que se utilice o haya sido utilizado como insecticida, así como en las cuencas que contengan o hayan contenido plantas industriales de formulación, producción o envasado de Endosulfan.

4.2.2.7. Heptaclor

El Heptaclor es otro ciclodieno que ha sido utilizado como insecticida para el tratamiento de suelos y semillas, y como insecticida doméstico (Worthing 1991). El Heptaclor, concretamente su metabolito el Heptaclor epóxido, puede causar desórdenes en el sistema nervioso central y ha sido catalogado como probable carcinogénico en humanos, mientras que en animales puede causar trastornos hepáticos, renales y sanguíneos (IRIS 2005).

Se recomienda el análisis de Heptaclor en todas aquellas cuencas agrícolas en las que se sepa o se sospeche que históricamente se haya podido utilizar este pesticida, así como las cuencas que contengan zonas industriales en las que hayan existido plantas de formulación, producción o envasado de Heptaclor.

4.2.3. Hexaclorobenceno (HCB)

El Hexaclorobenceno (HCB) es un fungicida aromático que fue ampliamente utilizado como protector de semillas, y del cual se conoce su potencial carcinogénico en animales, mientras que ha sido clasificado como probable carcinogénico en humanos (IRIS 2005).

Se recomienda el análisis de HCB en todas aquellas cuencas agrícolas en las que se sepa o se sospeche que históricamente se haya podido utilizar este pesticida, así como las cuencas que contengan zonas industriales en las que hayan existido o existan plantas de formulación, producción o envasado de HCB, así como de otros pesticidas organoclorados, ya que era utilizado como intermediario en la síntesis química de muchos de ellos.

5. Procedimientos de muestreo

Este apartado muestra el diseño de los muestreos y las precauciones tomadas en los procedimientos de muestreo, preservación, y traslado de las muestras al laboratorio donde fueron procesados. El objeto de dicha metodología no es otro que el de preservar la integridad de las muestras y llevar a cabo muestreos de coste-rendimiento ajustados.

5.1. Diseño de los muestreos

Localización

Con una cuenca de aproximadamente 9.800 Km² y una longitud de unos 160 Km el río Cinca es uno de los grandes ríos del Pirineo. A lo largo del curso del Cinca se pueden distinguir tres tramos que se describen a continuación:

Tramo Superior: Nacimiento-confluencia con el Ésera

Este tramo del Cinca recoge las aguas de los glaciares del Monte Perdido a una altura aproximada de 2.500 m, recorre en dirección Oeste-Este el Valle de Pineta y llega a Salinas donde confluye con el Cinqueta. Continúa su recorrido en dirección Norte-Sur por el paso de las Devotas y por las localidades de Lafortunada y Laspuña. El río va perdiendo cota hasta llegar a los seiscientos metros de desnivel en Escalona, punto de confluencia con el río Vellós. Este tramo corresponde con una tipología de río de alta montaña con fuertes pendientes, predominio de la erosión frente al depósito y alta granulometría del lecho. También se trata de un río con poca llanura de inundación y aguas limpias y frías. La principal obra en este tramo es la presa de Laspuña, si bien recientemente se han realizado dragados y defensas de márgenes. A la altura de la confluencia con el río Vellós el aspecto del cauce cambia. La reducción de la pendiente y el aporte de este afluente (y otros menores) hace que el cauce se amplíe en su sección. A partir de aquí se trata de un cauce muy ancho, trezado, y con una llanura de inundación más amplia. Muy cerca del comienzo de este tramo recibe las aguas del río Ara. En este tramo se suceden los embalses de Mediano y El Grado aguas abajo del cual se encuentra la confluencia con el río Ésera.

Tramo Medio: Confluencia con el Ésera-confluencia con el Segre

A partir de la presa de El Grado se vuelve a producir una reducción de la pendiente del eje del río y el valle se abre. En ocasiones el espacio ocupado por las riberas llega a centenares de metros a cada lado del eje, aunque en gran medida este espacio está antropizado y ha sido ocupado por plantaciones de chopo. En casi todo este tramo existen grandes vegas de producción agrícola y algunos importantes núcleos urbanos e industriales, como Monzón y Fraga. También hay que destacar la existencia de una importante cabaña ganadera de producción intensiva. La calidad de las aguas se va reduciendo como consecuencia de todos estos factores y el río termina su discurrir aportando sus aguas al río Segre en el límite suroriental de la provincia de Huesca con Lérida.

El tramo estudiado se corresponde con el que se ha descrito como Cinca Medio, desde aguas arriba de la confluencia del Ésera con el Cinca hasta la localidad de Fraga. Se seleccionaron las siguientes estaciones de muestreo:

- estaciones con gran probabilidad de presentar organismos contaminados (Balsa de captación de Montecinca, Monzón y Conchel),
- estaciones aguas abajo de Monzón en gradiente decreciente de probabilidad de presentar organismos contaminados (Albalate, Chalamera, Fraga),

- y estaciones presumiblemente limpias aguas arriba de la presunta fuente contaminante (Aguas arriba de la confluencia Esera-Cinca, Puente de las Pilas, Ariéstolas).

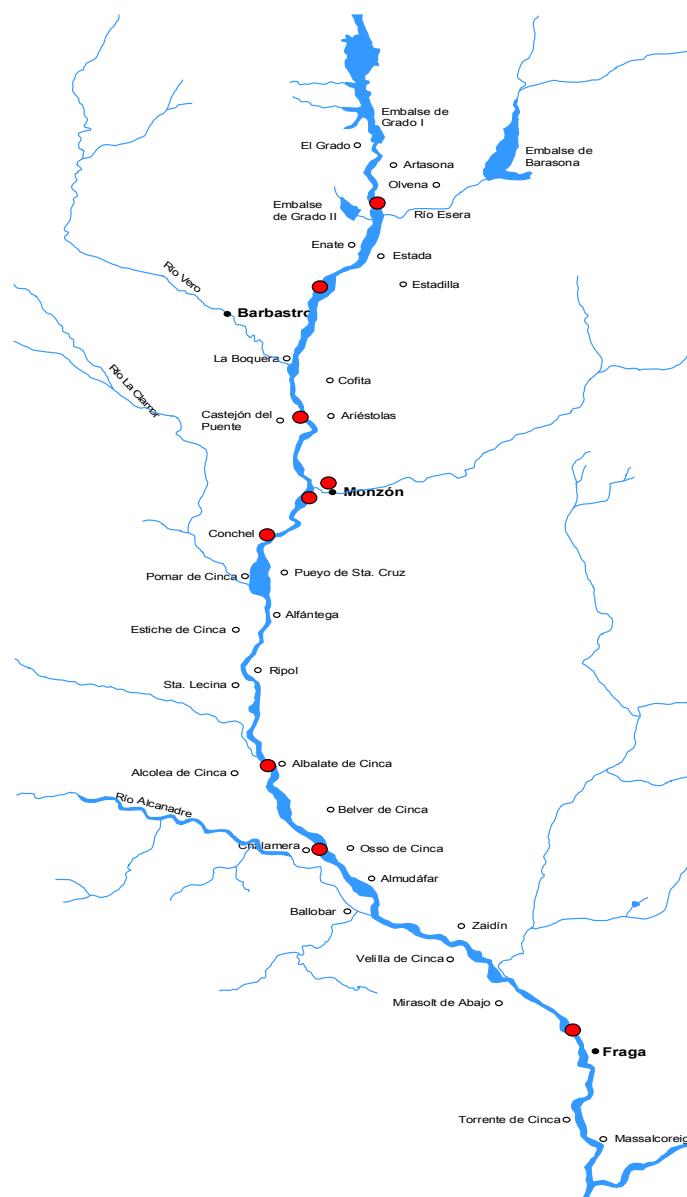


Figura 1: Localización de los puntos de muestreo

También se tuvo en cuenta la accesibilidad a dichas estaciones de muestreo, y una vez en ellos, se seleccionaron tramos vadeables siguiendo criterios de seguridad en base a la profundidad, el sustrato, la visibilidad y la velocidad de la corriente de agua.

El periodo de muestreo óptimo para este tipo de estudios se prolonga desde finales de verano a principios de otoño (Ej.: de agosto a octubre, incluso noviembre) principalmente por dos razones: primero, el contenido lipídico de los peces resulta ser máximo en este período, el cual es un importante reservorio para contaminantes orgánicos; y segundo, los

caudales suelen ser menores, lo cual hace más seguros y facilita los muestreos de pesca eléctrica.

5.2. Material y equipo de muestreo

Se utilizó la pesca eléctrica como método de muestro activo en todas las estaciones de muestreo, salvo en la balsa de captación de Montecinca, donde se utilizaron nasas o botrinos debido a motivos de accesibilidad (la balsa presenta una importante cobertura vegetal de carrizo) y de seguridad (el espesor y consistencia de los fangos suponen un riesgo).

La pesca eléctrica es el método de muestreo de peces no selectivo más efectivo en ríos vadeables. Además es el método menos agresivo y adaptable a las distintas condiciones que se puedan presentar.

La pesca eléctrica se llevó a cabo mediante un equipo de portátil montado en mochila (Acuitec), que se compone de un grupo electrógeno Honda con motor de 4 tiempos conectado a un convertidor de corriente a 300-600 V e intensidad regulable entre 0,2 y 2 A. El ánodo se compone de una pértiga de fibra con interruptor y un aro de acero inoxidable de 30 cm de diámetro, y el cátodo está formado por una cola de cable. El operador del equipo de pesca es acompañado por dos operadores con redes, los cuales son asistidos por otro operador con cubos encargado del traslado de los ejemplares capturados a los vivarios situados fuera de la zona de influencia de la corriente eléctrica.

5.3. Selección de la muestras

Dependiendo de capturas realizadas en cada punto de muestreo, se seleccionaron las muestras con el fin de analizar al menos una muestra compuesta de cada clase de talla establecida en cada especie, y se realizaron replicas cuando fue posible.

La separación de los ejemplares en distintas clases de tallas ofrece información adicional sobre los niveles de contaminación específicos de cada una de ellas, así como sobre los posibles patrones de bioacumulación. A su vez, las replicas permiten conocer la posible variabilidad en la concentración de contaminantes dentro de cada clase de talla.

Las muestras compuestas son mezclas homogéneas de muestras tomadas de dos o más ejemplares capturados en una misma estación de muestreo y que son analizadas como una sola muestra. Este tipo de muestras son las de coste-beneficio más ajustado para estimar

la concentración media de los contaminantes en los tejidos de peces, y además permiten alcanzar la cantidad de tejido necesaria para los análisis. En una muestra compuesta, todos los ejemplares deben ser: (1) de la misma especie, (2) de talla similar (ningún ejemplar menor del 75% de la talla máxima), (3) de la misma estación de muestreo, y (4) capturados en el mismo día de muestreo.

Para contaminantes tales como el DDT y el mercurio, los ejemplares mayores (más viejos) dentro de una población resultan ser los más contaminados (Phillips 1980, Voiland *et al.* 1991). De modo que utilizando la talla como estimador de la edad, es posible estimar el tiempo total en el que ha estado expuesto al contaminante un determinado organismo.

La conservación de la integridad de las muestras se centra en prevenir la pérdida y/o entrada de contaminantes en los tejidos durante todo el proceso (Smith 1985). Un aspecto especialmente relevante para este tipo de estudios es que los individuos capturados deben de estar vivos e intactos para que pasen a ser parte de las muestras. La pérdida de contaminantes durante los muestreos puede prevenirse descartando siempre aquellos ejemplares dañados, heridos o moribundos (Versar 1982). Así mismo, todos los operarios que manipularon los ejemplares en el campo usaron guantes de látex sin talco para evitar la contaminación externa.

5.4. Empaquetado, conservación y transporte de la muestras

Los ejemplares seleccionados para su traslado al laboratorio, fueron empaquetados en bolsas de plástico con cierre hermético separadas y etiquetadas por especies, e incluso por clases de tallas. Estas bolsas fueron almacenadas en neveras de campo junto con acumuladores de frío para su preservación durante el transporte, evitando en todo momento la congelación de los ejemplares debido a que esto podría resultar en la ruptura de órganos internos y consiguiente contaminación de los tejidos (Stober 1991). Los ejemplares trasladados al laboratorio fueron depositados en cámaras frigoríficas durante la noche hasta el día siguiente en el que las muestras fueron procesadas.

Para cada estación de muestreo se rellenó una ficha de campo en el que se detallaba el contenido específico de cada una de las bolsas (especie y clase de talla), junto con datos y observaciones adicionales sobre la propia estación de muestreo (Localidad, Fecha, Hora, etc.).

6. Procedimientos de laboratorio

6.1. Manejo de las muestras

6.1.1. Procesamiento de las muestras

Todo el procesado de las muestras debe llevarse a cabo en el laboratorio, dentro de las primeras 24 horas (o 48 horas) desde su captura, con el objeto de reducir la contaminación de las muestras (Schmitt & Finger 1987, Stober 1991). El procedimiento de laboratorio seguido se corresponde con el recomendado para los procesamientos en los que de una sola muestra se extraerán las alícuotas para el análisis de compuestos orgánicos y metales.

Para evitar la contaminación cruzada, cada grupo de ejemplares correspondientes a una muestra compuesta fue procesada por separado, limpiando debidamente todo el material de disección de acero inoxidable con detergente concentrado neutro y aclarándolo con agua destilada entre cada grupo de procesado (Stober 1991). El material de disección de acero inoxidable puede ser fuente contaminante de las muestras en cromo y níquel, lo cual no resulta un problema debido a que el mercurio es el único metal a analizar. Los encargados de procesar los ejemplares usaron en todo momento guantes de látex sin talco aclarados en agua destilada, que fueron desechados y repuestos entre cada grupo de procesado.

Primeramente, se determinó la longitud total y peso de cada ejemplar de cada grupo de procesado. Los ejemplares colocados para ello en porciones individuales de papel de aluminio fueron agrupados en clases de tallas en base a las clases de tallas establecidas para la especie correspondiente.

Una vez desescamados y aclarados en agua destilada, cada ejemplar fue diseccionado sobre su papel de aluminio (PSEP 1990), de modo que se extraían sus dos filetes de músculo con piel, salvo en aquellas clases de tallas pequeñas en las que los ejemplares completos desescamados componían la muestra. Las muestras de tejido eran almacenadas en botes etiquetados, e inmediatamente congelados a -20°C.

Se prepararon muestras compuestas de filetes con piel desescamada para cada una de las clases de talla de las especies seleccionadas. Cuando las clases de tallas resultaban ser demasiado pequeñas para obtener un peso fresco analizable suficiente sin tener que procesar grandes cantidades de ejemplares se optó por analizar muestras compuestas de pez completo desescamado. Para las especies sin escamas se procedió a utilizar filetes sin

piel. También se tomaron algunas muestras compuestas de las porciones comestibles de crustáceos.

6.1.2. Traslado de las muestras

Todas las muestras preparadas fueron empaquetadas en hielo seco y trasladadas a los laboratorios de AZTI Fundazioia en Sukarrieta (Vizcaya). Una vez allí, fueron depositadas nuevamente en congeladores a -20°C. Junto con las muestras, recibieron por duplicado un listado con la relación de códigos de las muestras, que firmaron tanto el receptor de las muestras como el encargado de la entrega.

6.2. Análisis de las muestras

6.2.1. Sustancias analizadas y métodos analíticos

Los laboratorios de AZTI en Sukarrieta analizaron las muestras atendiendo a todas aquellas sustancias diana descritas anteriormente. Para ello, homogeneizaron las muestras para poder tomar dos alícuotas de cada una de ellas. Una de estas alícuotas fue destinada al análisis de los pesticidas organoclorados siendo analizada mediante Cromatografía de Gases-Masas (ECG), mientras que la segunda alícuota fue tratada en un Generador de Hidruros M.A.L.B. 30 para la cuantificación del Mercurio.

6.2.2. Documentación y resultados analíticos

El boletín con los resultados de los análisis fueron enviados a Flumen S.Cv. el 18 de enero de 2005, y se adjuntan como anejo a este informe.

7. Resultados y Discusión

En la ejecución de este trabajo se han muestreado mediante técnicas de pesca eléctrica un total de 707 ejemplares de 15 especies de peces y una especie de astácido mediante el uso de nasas.

Del total de ejemplares muestreados se han seleccionado un total de 98 muestras procedentes de tejido (músculo con piel desescamado) o de cuerpo entero de especímenes (desescamados) y/o grupos de individuos (muestras compuestas) para obtener un peso adecuado de muestra que permita realizar las analíticas de las sustancias diana escogidas.

Los resultados se han dividido en cinco apartados:

- Información relativa a las características de cada muestra.
- Información de las concentraciones de las sustancias diana en cada muestra

- Discusión de los resultados obtenidos
- Información sobre la evolución de la contaminación en el tramo estudiado
- Conclusiones

7.1. Características de las muestras

A continuación se representan las tablas con la información relativa a las especies procesadas en cada una de las nueve estaciones de muestreo. Las tablas contienen el código de muestra y la información relativa al número de ejemplares y los caracteres fisionómicos de los ejemplares de cada especie que conforma cada muestra.

Estación nº 1: Aguas arriba confluencia Ésera				
Especie	Rango LT (mm)	Rango PT (g)	N (nºejemplares/muestra)	Código Muestra*
Trucha común	153-199	32,4-67,28	2	55.M.ST.3.02
			3	56.M.ST.3.03
	115-136	13,5724,21	4	57.M.ST.2.03
Barbo colirrojo	105-136	11,27-26,74	4	58.M.BH.2.03
	80-101	4,72-9,3	9	96.C.BH.1.03
Gobio	80-100	4,64-8,73	21	59.M.GG.3.06
	69-79	3,09-4,63	14	97.C.GG.2.08

Tabla 2: Descripción y catalogación de las muestras de la Estación nº 1.

* Código Muestra:
 Número correlativo (del 1 al 98).
 Tipo de tejido: M: Músculo con piel y sin escamas
 C: Pez completo desescamado
 H: Hígado
 Código de especie (XX).
 Código de clase de talla (del 0 al 5).
 Número correlativo de tipo de muestra (del 01 al 08).

Estación nº 2: Puente de las Pilas				
Especie	Rango LT (mm)	Rango PT (g)	N (nºejemplares/muestra)	Código Muestra*
Madrilla	162-185	48,82-80,68	3	43.M.CM.3.04
	120-149	17,92-31,74	7	44.M.CM.2.09
	111-148	11,61-33,98	6	45.M.CM.2.10
	111-146	12,67-27,52	9	46.M.CM.2.11
	95-109	7,59-11,44	7	91.C.CM.1.01
	95-103	7,61-9,96	7	92.C.CM.1.02
Gobio	101-115	9,68-15,94	15	47.M.GG.4.05
	89-100	5,84-10,43	25	48.M.GG.3.05
	63-80	1,94-4,57	15	93.C.GG.2.07
Barbo colirrojo	144-153	26,69-35,91	5	50.M.BH.3.01
	125-135	18,82-25,22	7	51.M.BH.2.01
	106-119	11,36-17	10	52.M.BH.2.02
	86-104	6,85-12,54	6	94.C.BH.1.01
	83-102	5,82-11,74	8	95.C.BH.1.02
	105-132	10,42-20,68	7	53.M.ST.2.02
Cangrejo rojo americano	44-48/84-94	19,32	3	54.M.PC.02

Tabla 3: Descripción y catalogación de las muestras de la Estación nº 2.

Estación nº 3: Ariéstolas				
Especie	Rango LT (mm)	Rango PT (g)	N (nºejemplares/muestra)	Código Muestra*
Trucha común	334	429,49	1	37.M.ST.5.01
	195	99,79	1	38.M.ST.2.01
Trucha arco-iris	279	214,79	1	39.M.OM.5.01
Barbo de Graells	110-136	14,24-24,52	7	40.M.BG.2.01
	87-104	6,35-10,69	7	85.C.BG.1.03
	80-97	4,72-9,52	9	86.C.BG.1.04
	80-96	5,15-8,45	9	87.C.BG.1.05
	82-93	5,27-7,62	10	88.C.BG.1.06
Gobio	100-111	10,19-14,11	6	41.M.GG.4.04
	80-96	4,56-9,38	30	42.M.GG.3.04
	76-76	4,09-4,78	5	89.C.GG.2.06
Madrilla	124	17,37	1	90.C.CM.2.08

Tabla 4: Descripción y catalogación de las muestras de la Estación nº 3.

Estación nº 4: Balsa Montecinca				
Especie	Rango LT (mm)	Rango PT (g)	N (nºejemplares/muestra)	Código Muestra*
Cangrejo rojo americano	43-58/83-112	15,78-40,57	7	49.M.PC.01

Tabla 5: Descripción y catalogación de las muestras de la Estación nº 4.

Estación nº 5: Monzón				
Especie	Rango LT (mm)	Rango PT (g)	N (nºejemplares/muestra)	Código Muestra*
Trucha común	290	257,41	1	34.M.ST.4.01
	130	23,35	1	35.M.ST.2.01
Alburno	126-137	14,35-17,28	3	36.M.AA.4.03
	113-123	8,25-14,78	4	84.C.AA.3.06

Tabla 6: Descripción y catalogación de las muestras de la Estación nº 5.

Estación nº 6: Conchel				
Especie	Rango LT (mm)	Rango PT (g)	N (nºejemplares/muestra)	Código Muestra*
Carpa	275	338,9	1	21.M.CC.5.01
	233	186,95	1	22.M.CC.5.02
	209-215	132,86-144,35	2	23.M.CC.5.03
Carpa de Kollar	159	54,82	1	24.M.CX.4.01
Madrilla	202	79	1	25.M.CM.4.03
	153-177	35,32-54,3	2	26.M.CM.3.03
	122-148	19,19-32,17	8	27.M.CM.2.05
	117-129	15,05-19,84	9	28.M.CM.2.06
	113-143	13,9-27,14	7	29.M.CM.2.07
	64-82	2,11-5,22	13	79.C.CM.0.02
Gobio	101-115	9,63-16,86	3	30.M.GG.4.03
	80-97	4,66-8,31	14	31.M.GG.3.03
	60-79	1,81-6,07	17	80.C.GG.2.05
Alburno	107	9,23	1	81.C.AA.3.05
	79-85	3,42-4,06	2	82.C.AA.2.04
	63-71	1,85-2,74	4	83.C.AA.1.04
Perca americana	145	39,82	1	32.M.MS.2.02
Lucio	411	489,72	1	33.M.EL.3.01
			1	33.H.EL.3.01

Tabla 7: Descripción y catalogación de las muestras de la Estación nº 6.

Estación nº 7: Albalate				
Especie	Rango LT (mm)	Rango PT (g)	N (nºejemplares/muestra)	Código Muestra*
Madrilla	203-211	99,21-104,45	2	10.M.CM.4.01
	166-184	51,5-69,53	4	9.M.CM.3.01
	195-213	84,61-97,09	3	11.M.CM.4.02
	162-187	55,68-78,75	3	12.M.CM.3.02
	137-147	29,81-31,5	2	69.C.CM.2.02
	129-144	21,63-31,72	7	16.M.CM.2.03
	123-135	17,71-25,74	8	17.M.CM.2.04
Alburno	162-169	34,21-39,25	3	13.M.AA.5.01
	140-155	23,04-30,27	6	14.M.AA.4.01
	139-154	18,16-28,23	7	15.M.AA.4.02
	114-124	10,13-13,83	5	68.C.AA.3.03
	100-116	5,98-10,42	11	72.C.AA.3.04

	76-98	3,41-6,35	10	73.C.AA.2.03
	63-73	1,48-3,23	9	74.C.AA.1.03
Barbo de Graells	168	51,23	1	18.M.BG.3.01
	90-105	6,78-12,18	8	70.C.BG.1.01
	80-96	4,5-8,62	9	71.C.BG.1.02
Gobio	105	13,16	1	19.M.GG.4.02
	80-99	5,74-11,1	3	20.M.GG.3.02
	61-77	2,2-5,11	21	75.C.GG.2.04

Tabla 8: Descripción y catalogación de las muestras de la Estación nº 7.

Estación nº 8: Chalamera				
Especie	Rango LT (mm)	Rango PT (g)	N (nºejemplares/muestra)	Código Muestra*
Bagre	310	367,11	1	6.M.SC.3.01
Madrilla	112-126	13,57-20,85	2	65.C.CM.2.01
	70-82	2,88-4,76	15	66.C.CM.0.01
Carpa	92-112	10,53-23,46	2	7.M.CC.2.02
Gobio	102-118	10,95-17,96	8	8.M.GG.4.01
	67-82	2,94-5,66	16	67.C.GG.2.03
Alburno	110-117	7,53-11,01	5	76.C.AA.3.02
	75-97	2,59-6,17	11	77.C.AA.2.02
	56-74	1,28-2,66	12	78.C.AA.1.02

Tabla 9: Descripción y catalogación de las muestras de la Estación nº 8.

Estación nº 9: Fraga				
Especie	Rango LT (mm)	Rango PT (g)	N (nºejemplares/muestra)	Código Muestra*
Sander lucioperca	245	112,65	1	1.M.SL.2.01
Siluro	88-125	5,53-15,29	16	2.M.SG.2.01
Perca americana	111-143	17,4-35,09	4	3.M.MS.2.01
Gobio	82-110	6,23-15,45	17	4.M.GG.3.01
	63-75	1,96-4,36	14	60.C.GG.2.01
	68-79	2,87-5,35	13	61.C.GG.2.02
Carpa	85-105	9,14-16,7	8	5.M.CC.2.01
Alburno	108-122	7,86-12,03	4	62.C.AA.3.01
	71-96	2,48-8,41	12	63.C.AA.2.01
	56-69	1,28-2,62	13	64.C.AA.1.01

Tabla 10: Descripción y catalogación de las muestras de la Estación nº 9.

7.2. Resultados

Las sustancias diana analizadas fueron HCB, Lindanos (α -HCH, β -HCH, δ -HCH, γ -HCH), Isodrin, DDTs (pp'-DDT, pp'-DDE, pp'-DDD, op'-DDT), Aldrin, Clordano, Endrin, Dieldrin, Endosulfan (α -Endosulfan, β -Endosulfan, Endosulfan Sulfato), Heptaclor, Metoxiclor y Mercurio.

Existen sustancias como el Heptaclor, Metoxiclor, Clordano, Isodrin, δ -HCH y α -HCH, que no han sido detectados en las analíticas realizadas en el presente estudio. Otras sustancias

como Aldrin, Endrin, γ -HCH, β -HCH y Dieldrin son detectados puntualmente en algunas de las estaciones de muestreo.

En las tablas siguientes se exponen las concentraciones en ng/g de las de las sustancias diana en peso seco, ordenadas en función de las estaciones de muestreo que aparecen en la mayoría de las estaciones de muestreo: mercurio, DDTs, Lindanos y Endosulfan.

En las tablas donde aparece el símbolo “< “ significa que, de existir ese elemento en la muestra, este está en una concentración por debajo del umbral de detección de los métodos de detección utilizados.

Estación nº 1: Aguas arriba confluencia Ésera					
Especie	Código Muestra	HCB	Endosulfan Sulfato	Mercurio	DDTs
Trucha común	55.M.ST.3.02	< 0,20	4,19	143	nd
	56.M.ST.3.03	< 0,20	3,19	90	nd
	57.M.ST.2.03	0,62	< 0,80	92	nd
Barbo colirrojo	58.M.BH.2.03	< 0,20	2,14	169	nd
	96.C.BH.1.03	6,18	< 0,80	99	10,87
Gobio	59.M.GG.3.06	0,29	< 0,80	235	nd
	97.C.GG.2.08	< 0,20	< 0,80	87	nd

Tabla 11: Resultados de HCB, Endosulfan sulfato, mercurio y DDTs en las muestras de la Estación 1.

Estación nº 2: Puente de las Pilas					
Especie	Código Muestra	HCB	Endosulfan Sulfato	Mercurio	DDTs
Madrilla	43.M.CM.3.04	< 0,20	< 0,80	79	0,4
	44.M.CM.2.09	< 0,20	< 0,80	64	nd*
	45.M.CM.2.10	< 0,20	< 0,80	50	nd
	46.M.CM.2.11	< 0,20	< 0,80	113	nd
	91.C.CM.1.01	7,33	< 0,80	54	7,32
	92.C.CM.1.02	< 0,20	< 0,80	27	38,2
Gobio	47.M.GG.4.05	0,26	< 0,80	298	nd
	48.M.GG.3.05	0,89	< 0,80	164	nd
	93.C.GG.2.07	0,94	< 0,80	87	nd
Barbo colirrojo	50.M.BH.3.01	1,29	3,07	173	6,67
	51.M.BH.2.01	< 0,20	< 0,80	168	nd
	52.M.BH.2.02	< 0,20	< 0,80	164	nd
	94.C.BH.1.01	< 0,20	< 0,80	23	nd
	95.C.BH.1.02	5,66	< 0,80	108	8,52
Trucha común	53.M.ST.2.02	0,51	< 0,80	84	1,09
Cangrejo rojo americano	54.M.PC.02	-	-	252	-

nd: no detectada

Tabla 12: Resultados de HCB, Endosulfan sulfato, mercurio y DDTs en las muestras de la Estación 2.

Estación nº 3: Ariéstolas					
Especie	Código Muestra	HCB	Endosulfan Sulfato	Mercurio	DDTs
Trucha común	37.M.ST.5.01	31,6	3,22	637	36,58
	38.M.ST.2.01	17,8	< 0,80	326	nd
Trucha arco-iris	39.M.OM.5.01	13,7	< 0,80	34	nd
Barbo de Graells	40.M.BG.2.01	12,5	< 0,80	210	nd
	85.C.BG.1.03	26,5	< 0,80	35	nd
	86.C.BG.1.04	51,3	< 0,80	145	7,66
	87.C.BG.1.05	48,3	< 0,80	76	9,87
Gobio	88.C.BG.1.06	57,3	< 0,80	102	12,01
	41.M.GG.4.04	7,1	< 0,80	468	5,4
	42.M.GG.3.04	6,19	< 0,80	241	nd
Madrilla	89.C.GG.2.06	17	< 0,80	153	1,15
	90.C.CM.2.08	9,03	< 0,80	174	nd

Tabla 13: Resultados de HCB, Endosulfan sulfato, mercurio y DDTs en las muestras de la Estación 3.

Estación nº 4: Balsa Montecinca					
Especie	Código Muestra	HCB	Endosulfan Sulfato	Mercurio	DDTs
Cangrejo rojo americano	49.M.PC.01	< 0,20	4,26	918	13,96

Tabla 14: Resultados de HCB, Endosulfan sulfato, mercurio y DDTs en las muestras de la Estación 4.

Estación nº 5: Monzón					
Especie	Código Muestra	HCB	Endosulfan Sulfato	Mercurio	DDTs
Trucha común	34.M.ST.4.01	4,25	< 0,80	850	nd
	35.M.ST.2.01	2,26	< 0,80	243	16,37
Alburno	36.M.AA.4.03	8,08	< 0,80	3039	70,86
	84.C.AA.3.06	14,7	< 0,80	1255	nd

Tabla 15: Resultados de HCB, Endosulfan sulfato, mercurio y DDTs en las muestras de la Estación 5.

Estación nº 6: Conchel					
Especie	Código Muestra	HCB	Endosulfan Sulfato	Mercurio	DDTs
Carpa	21.M.CC.5.01	7,04	3,06	1433	35,98
	22.M.CC.5.02	1,06	< 0,80	1939	53,4
	23.M.CC.5.03	4,59	< 0,80	1892	79,84
Carpa de Kollar	24.M.CX.4.01	1,69	4,37	2259	36,65
Madrilla	25.M.CM.4.03	1,72	6,08	2256	31,36
	26.M.CM.3.03	1,98	3,83	1388	28,03
	27.M.CM.2.05	12,1	< 0,80	1192	132,4
	28.M.CM.2.06	7,71	< 0,80	780	88,6
	29.M.CM.2.07	6,74	3,64	1359	68,7
	79.C.CM.0.02	23,1	7,03	552	215,8
Gobio	30.M.GG.4.03	< 0,20	< 0,80	2874	17,06
	31.M.GG.3.03	1,67	4,87	1851	56,62
	80.C.GG.2.05	12,6	10,7	834	206,6
Alburno	81.C.AA.3.05	21,2	8,49	1268	149,5
	82.C.AA.2.04	21,6	13,1	1570	208,3
	83.C.AA.1.04	23,5	8,57	1191	164,2

Perca americana	32.M.MS.2.02	1,83	< 0,80	2739	22,04
Lucio	33.M.EL.3.01	0,87	< 0,80	2185	21,68
	98.H.EL.3.01	26,7	19,3	639	364,2

Tabla 16: Resultados de HCB, Endosulfan sulfato, mercurio y DDTs en las muestras de la Estación 6.

Estación nº 7: Albalate					
Especie	Código Muestra	HCB	Endosulfan Sulfato	Mercurio	DDTs
Madrilla	10.M.CM.4.01	1,96	< 0,80	1281	61,64
	9.M.CM.3.01	1,97	2,15	1157	39,28
	11.M.CM.4.02	< 0,20	< 0,80	951	46,9
	12.M.CM.3.02	< 0,20	2,65	1147	27,07
	69.C.CM.2.02	9,7	< 0,80	523	nd
	16.M.CM.2.03	6,39	3,02	964	44,54
	17.M.CM.2.04	< 0,20	2,68	957	41,28
Alburno	13.M.AA.5.01	14,4	8,54	2308	123,21
	14.M.AA.4.01	< 0,20	8,46	2271	114,91
	15.M.AA.4.02	9,24	5,44	2752	82,54
	68.C.AA.3.03	11,71	< 0,80	2051	nd

Tabla 17: Resultados de HCB, Endosulfan sulfato, mercurio y DDTs en las muestras de la Estación 7.

Estación nº 8: Chalamera					
Especie	Código Muestra	HCB	Endosulfan Sulfato	Mercurio	DDTs
Bagre	6.M.SC.3.01	1,12	2,39	2065	9,77
Madrilla	65.C.CM.2.01	4,3	< 0,80	1207	36,53
	66.C.CM.0.01	5,47	< 0,80	713	nd
Carpa	7.M.CC.2.02	1,69	< 0,80	1223	1,59
Gobio	8.M.GG.4.01	0,99	2,31	3607	23,18
	67.C.GG.2.03	15,4	< 0,80	905	125,8
Alburno	76.C.AA.3.02	11,1	< 0,80	1473	78,7
	77.C.AA.2.02	11,5	5,75	1672	98,1
	78.C.AA.1.02	10,2	3,89	1154	66,27

Tabla 18: Resultados de HCB, Endosulfan sulfato, mercurio y DDTs en las muestras de la Estación 8.

Estación nº 9: Fraga					
Especie	Código Muestra	HCB	Endosulfan Sulfato	Mercurio	DDTs
Sander lucioperca	1.M.SL.2.01	< 0,20	1,74	996	1
Siluro	2.M.SG.2.01	1,12	4,26	1081	7,1
Perca americana	3.M.MS.2.01	0,97	< 0,80	1316	nd
Gobio	4.M.GG.3.01	5,3	< 0,80	223	1,02
	60.C.GG.2.01	3,43	5,7	341	18,99
	61.C.GG.2.02	8,56	< 0,80	230	37,49
Carpa	5.M.CC.2.01	-	-	486	-
Alburno	62.C.AA.3.01	11,1	5,26	883	48,66
	63.C.AA.2.01	12,6	< 0,80	299	42,27
	64.C.AA.1.01	8,07	13,3	513	27,04

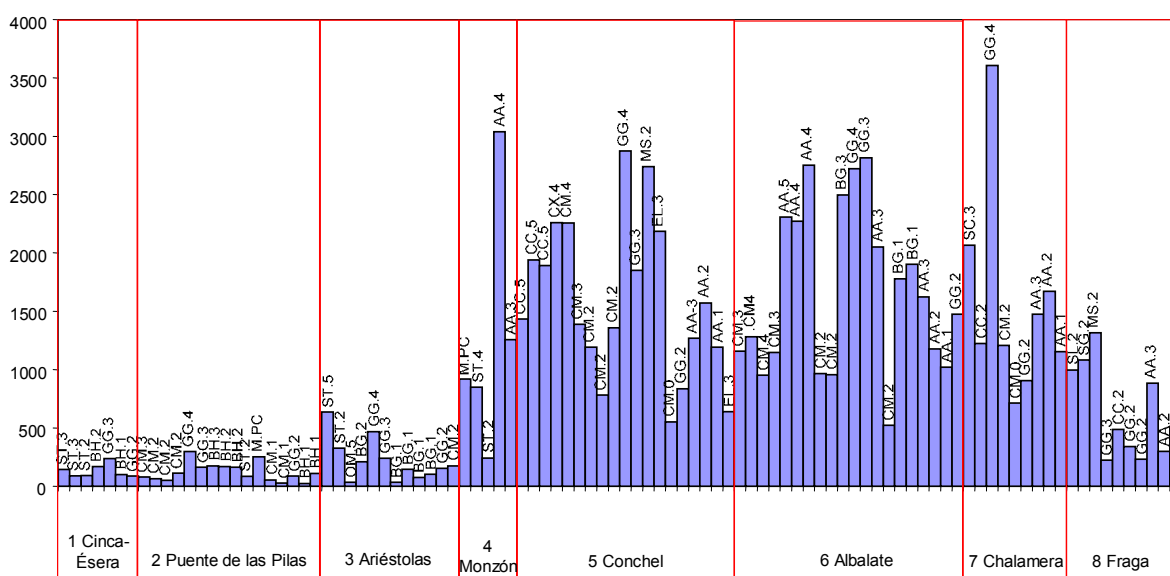
Tabla 19: Resultados de HCB, Endosulfan sulfato, mercurio y DDTs en las muestras de la Estación 9.

7.3. Análisis de los resultados

Mercurio:

Observando los datos obtenidos a lo largo del río Cinca, los valores superiores en la concentración de Hg en todas las especies analizadas se detectan a partir de Monzón. Los valores máximos de concentración de este metal se alcanzan en el tramo situado entre la estación de muestreo de Monzón y Chalamera con un máximo de 3.607 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ de peso seco de concentración en gobios de la estación de Chalamera (peso seco de la muestra cod: 8.M.GG.4.01). Los valores encontrados aguas arriba de Monzón son inferiores a la media de los valores encontrados en el inventario nacional de Estados Unidos realizado por la EPA en 1992 y en trabajos posteriores (máximo de 1,77 ppm—1.770 ng/g—sobre peso fresco). Tomado este valor como referencia se observa que los encontrados aguas abajo son valores cuya explicación sólo puede responder a la existencia de un foco de contaminación.

La única muestra que se pudo obtener de la balsa de captación de Montecinca, correspondió a Cangrejo Americano, cuya concentración: 918 ng/g de peso seco es muy superior a la de la muestra de este astácido obtenida del Puente de la Pilas (252 ng/g).



Mercurio ($\mu\text{g}/\text{Kg}$ peso seco)

Figura 2: Distribución de la concentración de mercurio en las muestras por estación. Se puede apreciar claramente como los resultados muestran un incremento significativo en Monzón que va diluyéndose hacia aguas abajo, si bien en el punto más alejado los valores siguen siendo superiores a los encontrados aguas arriba de la citada localidad

Pesticidas Organoclorados:

DDTs: Las concentraciones de todos los derivados de DDT, así como la suma de todos ellos, resultan significativamente superiores a partir de Monzón. Los máximos se detectan en Conchel, Albalate y Chalamera con concentraciones de 364,2, 135,5 y 125,8 ng/g en lucio, barbo y gobio respectivamente (peso seco de las muestras COD. nº 98.H.EL.3.01, 70.C.BG.1.01 y 67.C.GG.2.03). Así las concentraciones de DDTs detectadas en Monzón, Conchel y Albalate son superiores al resto de las estaciones de muestreo localizadas aguas abajo (Chalamera y Fraga), y aguas arriba de la estación de Monzón donde apenas se detectan estas sustancias en las muestras analizadas.

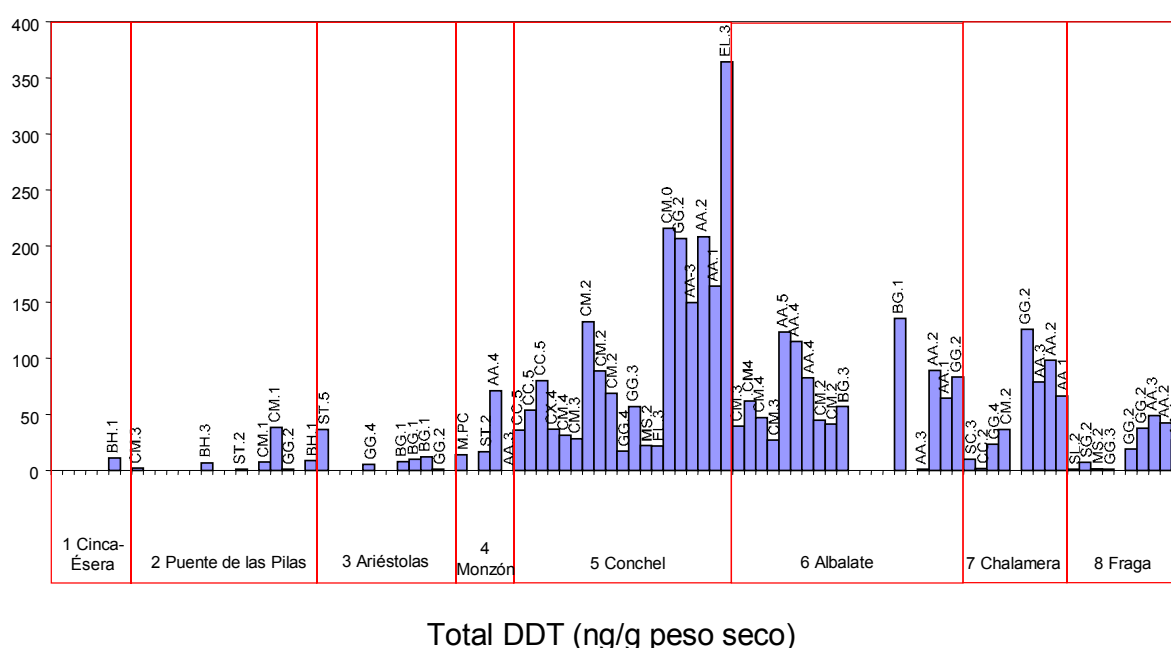


Figura 3: Distribución de la concentración de DDTs en las muestras por estación. Se observa claramente que entre Monzón y Chalamera los valores encontrados son muy superiores a los existentes aguas arriba. Esto se puede explicar por la existencia de un foco de contaminación en Monzón, mientras que los valores aparecidos aguas arriba corresponderían con acumulaciones históricas de contaminación difusa. Puesto que no se capturaron apenas ejemplares en Monzón, la tendencia se manifiesta en Conchel.

Lindano (γ -HCH): Solamente 4 de las 98 muestras analizadas han dado positivo en lindano, con un máximo de 4,91 ng/g de peso seco en gobio en Fraga (muestra COD. nº 61.C.GG.2.02). Así, los resultados no parecen mostrar ninguna tendencia ni distribución clara a lo largo del río Cinca.

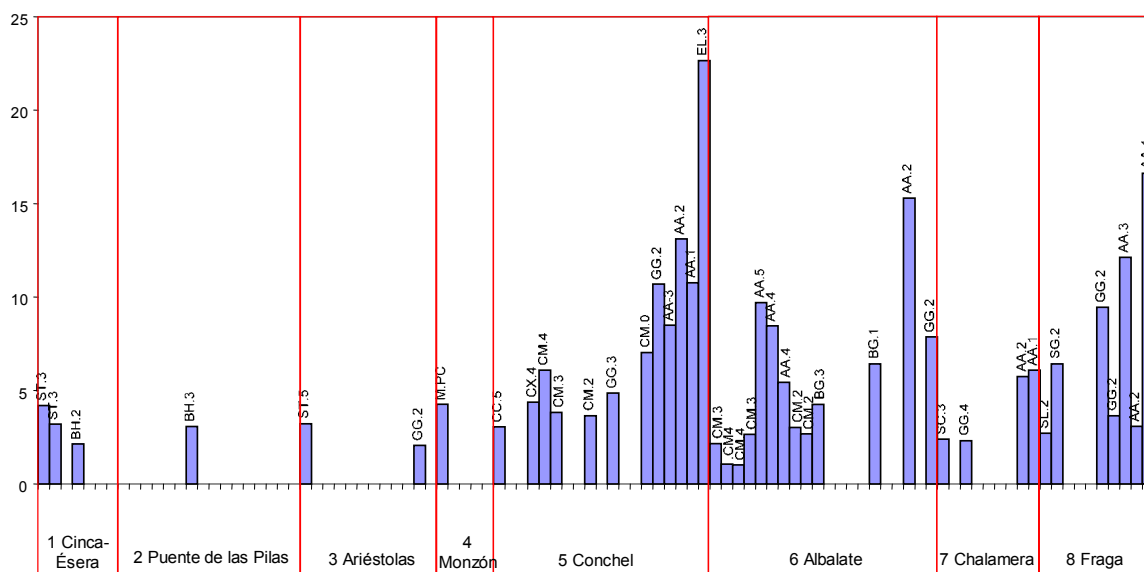
Metoxiclor: Todas las muestras analizadas estuvieron por debajo del límite de detección de <0,25 ng/g de peso seco.

Clordano: Todas las muestras analizadas estuvieron por debajo del límite de detección de <0,40 ng/g de peso seco.

Isodrin: Todas las muestras analizadas estuvieron por debajo del límite de detección de <0,35 ng/g de peso seco.

Aldrin, Dieldrin y Endrin: Solamente 6 de las 98 muestras analizadas han dado positivo en alguna de estas sustancias, con concentraciones que oscilan entre 4,15 y 19,4 ng/g de peso seco, las cuales, además, no parecen mostrar ninguna tendencia ni distribución clara a lo largo del río Cinca.

Endosulfan: El sumatorio de las concentraciones de ambos estereohomólogos y del Endosulfan Sulfato, aumenta a partir de Monzón con valores medios de este último en el total de las muestras analizadas de 5,91 ng/g de peso seco. El valor máximo de endosulfan sulfato se ha registrado en un lucio capturado en Conchel con una concentración de 19,3 ng/g de peso seco.



Total Endosulfan (ng/g peso seco)

Figura 4: Distribución de la concentración de Endosulfan en las muestras por estación. La tendencia es similar a la de los DDT's, si bien los valores en las estaciones más alejadas de Monzón permanecen casi tan elevados como en Conchel. El valor máximo responde a la edad del ejemplar. Sería conveniente investigar el origen de esta sustancia.

Heptaclor: Todas las muestras analizadas estuvieron por debajo del límite de detección de <0,40 ng/g de peso seco.

Hexaclorobenceno (HCB): Los valores máximos de esta sustancia se detectaron en Ariéstolas, y en concentraciones especialmente altas en los barbos de Graells con máximas de 57,3 ng/g de peso seco. Aguas abajo de Monzón, se detectó sobre todo en los alburnos, barbos de Graells y gobios de Conchel, Albalate, Chalamera y Fraga con tendencia decreciente. Este fungicida aromático aún se emplea y puede permanecer largo tiempo en el sedimento y en la biota, donde se acumula a partir de contaminación difusa. Su presencia en las muestras podría explicarse por la persistencia en los sedimentos del río, si bien el incremento de los niveles a partir de Ariéstolas apunta hacia algún foco de contaminación puntual o a un afluente que aporte esta sustancia en un punto concreto.

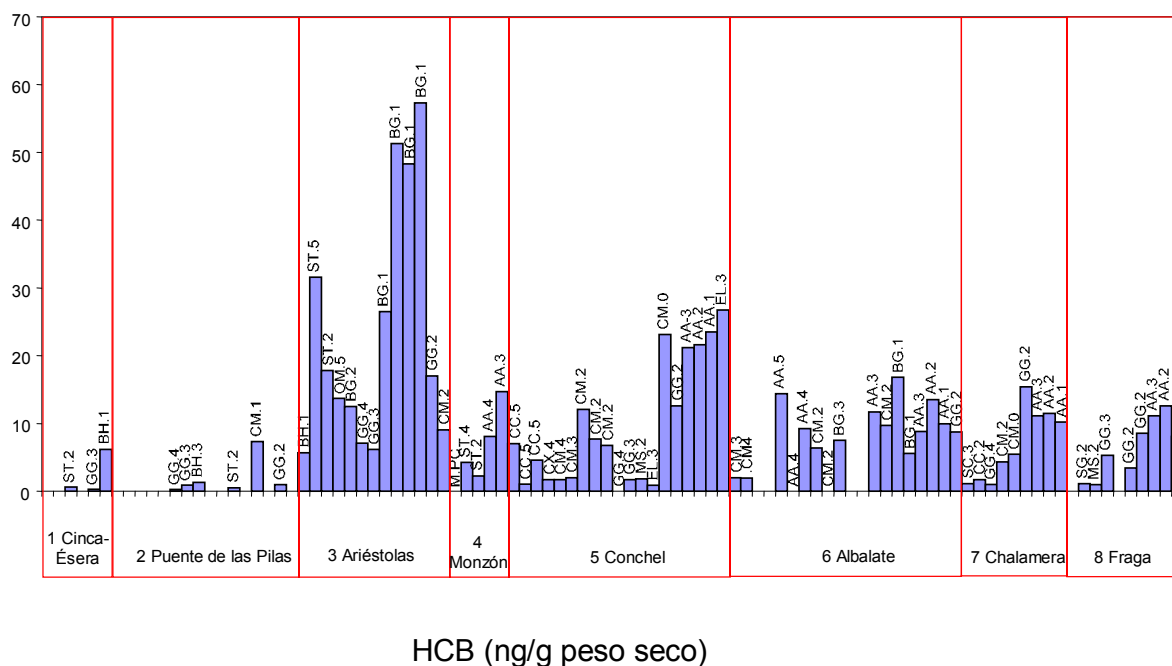


Figura 5: Distribución de la concentración de HCB en las muestras por estación. La tendencia que se observa a lo largo del río difiere de la de los DDT's totales.

La presencia de los contaminantes detectados aguas arriba de Monzón, a excepción del caso del HCB que ya se ha explicado, puede responder a la contaminación difusa debida a la utilización histórica de estos compuestos orgánicos. El incremento que sufren los valores a partir de Monzón tiene que responder necesariamente a un foco de contaminación situado a esa altura del curso del río.

7.4. Estudio comparativo con otras analíticas contratadas por la CHE

Se ha revisado la bibliografía referente a análisis de contaminantes en peces realizados en el tramo estudiado en los últimos años. Únicamente en el caso de los alburnos se puede comparar fehacientemente la dinámica de algunos contaminantes (DDTs y mercurio) con datos obtenidos en 1999 y 2002 en los que existen tallas/clases de edad similares a las muestreadas en el presente estudio.

Estación de Monzón				
	Mercurio (µg/kg peso húmedo)		DDTs (ng/g peso húmedo)	
	1999*	2004	1999*	2004
alburnos adultos	460,0	649,0	6.886,1	15,2
alburnos jóvenes	310,0	367,0	3.662,6	0,0

*Datos recogidos de la Asistencia técnica para la toma de muestras, análisis "in situ" y análisis específicos de agua, sedimentos y biota para el cumplimiento de la directiva 76/464/CEE y derivadas. INTERLAB junio de 1999

Tabla 20: Resultados de concentración de Hg y DDTs en alburnos en los años 1999 y 2004 en la Estación 5.

Si comparamos los resultados obtenidos en alburnos en el año 1999 y 2004 en Monzón se observa que mientras que los valores de mercurio son sensiblemente superiores en el presente estudio, las concentraciones de DDTs en 1999 son hasta 453 veces superiores a las detectadas en el 2004.

Estación de Conchel				
	Mercurio (µg/kg peso húmedo)		DDTs (ng/g peso húmedo)	
	2002*	2004	2002*	2004
alburnos adultos	1.270,0	228,0	833,5	12,5
alburnos jóvenes	1.004,0	75,0	246,6	10,7

*Datos recogidos de la Asistencia técnica para la actualización piscícola en el río Cinca a su paso por Monzón. Instituto de investigaciones químicas y ambientales de Barcelona. Julio de 2003

Tabla 21: Resultados de concentración de Hg y DDTs en alburnos en los años 2002 y 2004 en la Estación 6.

En el caso de la estación de Conchel en alburnos se observa una disminución muy significativa en la concentración tanto de mercurio como de DDTs entre los años 2002 y 2004.

Estación de Chalamera				
	Mercurio (µg/kg peso húmedo)		DDTs (ng/g peso húmedo)	
	2002*	2004	2002*	2004
alburnos adultos	522,0	356,0	147,9	19,1
alburnos jóvenes	522,0	405,0	93,2	23,7

*Datos recogidos de la Asistencia técnica para la actualización piscícola en el río Cinca a su paso por Monzón. Instituto de investigaciones químicas y ambientales de Barcelona. Julio de 2003

Tabla 22: Resultados de concentración de Hg y DDTs en alburnos en los años 2002 y 2004 en la Estación 8.

En la estación de Chalamera, sin embargo se observa una dinámica similar a Conchel en el mismo periodo, pero no se ve una tendencia tan marcada en la disminución de mercurio y DDTs como en Conchel.

También hay que citar aquí los resultados de concentración de DDTs obtenidos en la estación de Monzón en la Red de Sustancias Peligrosas de la CHE durante los años 2000-2003. En estos resultados también se observa una tendencia a la disminución de la concentración de DDTs en especies como el alburno y el barbo entre el 2000 y 2003. Sin embargo los resultados del 2003 siguen siendo significativamente superiores a los obtenidos en este trabajo (735 ng/g de DDTs en peso húmedo de media anual en alburno frente a 15,2 ng/g de máxima en este trabajo).

Así, los resultados de concentración de DDTs y mercurio del presente estudio en las estaciones aguas abajo de Monzón no hay que considerarlos como representativos del tramo, ya que, previamente a la realización de los muestreos se registraron, en el tramo del Cinca aguas abajo de Monzón, episodios de mortandad de peces que fueron constatados por la CHE.

En lo relativo al esfuerzo de muestreo la relación esfuerzo/biomasa extraída del río en esta estación de muestreo no se corresponde con la constatada en otros puntos del río. Así, en Monzón únicamente se extrajeron 9 ejemplares de peces, cifra significativamente inferior a la de otros puntos de muestreo del río situados aguas arriba, que llega a los 137 ejemplares en la estación del Puente de las Pilas.

Concentración de DDTs en Monzón (valores medios)($\mu\text{g}/\text{kg}$ peso húmedo)-Fuente CHE-					
Especie	2000	2001	2002	2003	2004*
Alburno	1.248	637	1.764	735	15,2
Barbo	6.681	5.567	1.988	1.098	-

*Datos del presente estudio

Tabla 23: Resultados de la CHE sobre la concentración de mercurio y DDTs en alburnos y barbos en el periodo 2000-2004 en Monzón.

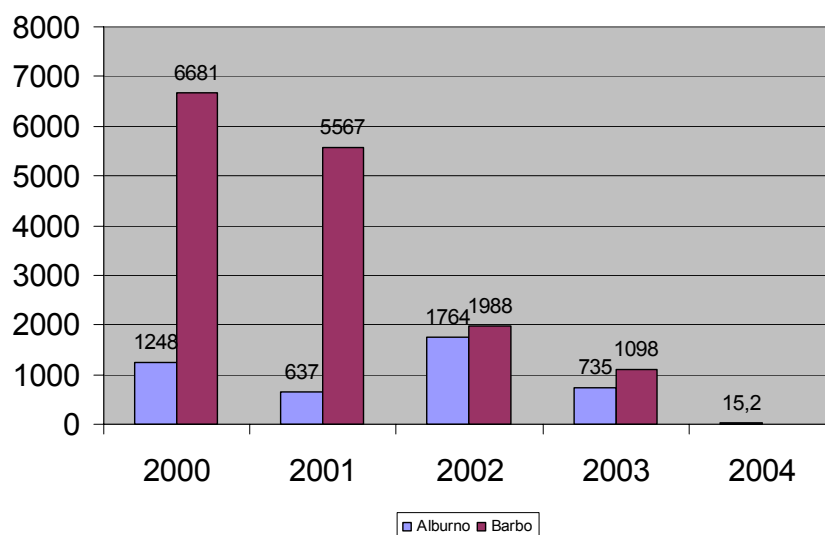


Figura 6: Evolución de la concentración de DDTs en Monzón (datos de la tabla 23).

7.5. Conclusiones

Se han realizado análisis de 15 especies de peces y un astácido, con un total de 98 muestras distribuidas en los distintos puntos en las que se han analizado una veintena sustancias potencialmente contaminantes, de las cuales Metoxiclor, Clordano, Isodrin, Heptaclor no fueron detectadas y otras como el Aldrin, Dieldrin y Endrin únicamente fueron detectadas puntualmente en alguno de los tramos del río.

El mercurio, el HCB, los DDTs y el Endosulfan sulfato fueron sustancias cuya presencia fue detectada de forma continua a lo largo del tramo estudiado. Aguas arriba de Monzón la presencia de los contaminantes detectados podría explicarse por la estabilidad de estos compuestos y por su utilización histórica que ha ido produciendo una acumulación en el sedimento del río y la biota. Sin embargo, aguas abajo de Monzón se encuentran valores elevados que sólo pueden explicarse por la existencia de un foco de contaminación.

En el caso del mercurio los valores máximos de concentración ($3.607 \mu\text{g}/\text{Kg}$ de peso seco) aparecen desde la estación de Monzón, con una tendencia decreciente en su concentración aguas abajo de Chalamera. Estas concentraciones son superiores a las que se encuentran en lugares en los que no hay un foco de contaminación.

En lo que se refiere a los DDTs la dinámica es similar pero el pico de máxima concentración ($364,2 \text{ ng}/\text{g}$ de peso seco) se observa aguas abajo de Monzón, en la estación de Conchel, con una tendencia decreciente a partir de este punto.

Los análisis de Endosulfan sulfato muestran una dinámica similar a la observada en el caso de los DDTs, con un máximo en Conchel de (19,3 ng/g de peso seco).

Comparando los niveles de DDTs y mercurio con otros análisis realizados en años anteriores, se observa una tendencia a la baja en los niveles de concentración de estas sustancias en la biota, que resulta muy significativa en el caso de los DDTs.

Sin embargo, los resultados obtenidos en el presente trabajo hay que interpretarlos con extrema cautela, y más si tenemos en cuenta que los muestreos se llevaron a cabo después de episodios de mortandad de peces en este tramo del río. Esta mortandad, constatada por la CHE y organizaciones no gubernamentales, pudo ocasionar una disminución importante en los efectivos de ictiofauna potencialmente afectados por la contaminación provocada por pesticidas organoclorados. De hecho en este trabajo no se han capturado ejemplares de barbo de tallas mayores de 168 mm, cuando un ejemplar adulto puede fácilmente llegar a alcanzar 450 mm. A este respecto es conocida la menor resistencia de los ejemplares adultos a episodios puntuales de contaminación. Está científicamente demostrado que la acumulación de los contaminantes organoclorados depende del tiempo de exposición. Así, la ausencia en la muestra (consecuencia de la ausencia en el río) de los ejemplares de mayor edad de distintas especies de peces, puede haber influido en los resultados obtenidos en el presente estudio.

30 de diciembre de 2004,

Jaime Martínez-Lage
Biólogo n. col. 12884J

Jaime Molina
Biólogo n. col. 18357ARN

Pedro M. Leunda
Biólogo

8. Bibliografía

- Bache, C.A., Gutenmann, W.H. & Lisk, D.J. 1971. Residues of total mercury and methylmercuric salts in lake trout as a function of age. *Science* 172: 951.
- Bahnick, D., Sauer, C., Butterworth, B. & Kuehl, D.W. 1994. A national study of mercury contamination of fish IV: Analytical methods and results. *Chemosphere* 29(3): 537-546.
- Bloom, N.S. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49(5): 1010-1017.
- Doadrio, I. (Ed). 2001. Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. 364 pp.
- Elvira, B. 2001. Peces exóticos introducidos en España. En: Doadrio, I. (Ed). Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. pp 267-272.
- Goldstein, R.M., Brigham, M.E. & Stauffer, J.C. 1996. Comparison of mercury concentrations in liver muscle, whole bodies, and composites of fish from the Red River of the North. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 244-252.
- Greenpeace. 2004. El DDT en España, un caso único en Europa. Greenpeace.
- Hayes, W.J., & Laws, E.R. 1991. *Handbook of Pesticide Toxicology*. Academic Press, Inc., San Diego.
- IRIS (Integrated Risk Information System). 2005. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. <http://www.epa.gov/iris>.
- Johnson, M.G. 1987. Trace element loadings to sediments of fourteen Ontario lakes and correlation in fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 3-13.
- Kidwell, J.M., Phillips, L.J. & Birchard, G.F. 1995. Comparative analyses of contaminant levels in bottom feeding and predatory fish using the National Contaminant Biomonitoring Program Data. *Bull. Environ. Contamin. Tox.* 54: 919-923.
- Kuehl, D.W., Butterworth, B. & Marquis, P.J. 1994. A national study of chemical residues in fish III: Study results. *Chemosphere* 29 (3): 523-535.
- Li, M. 1975. Pollution in nation's estuaries originating from the agricultural use of pesticides. En: *Estuarine Pollution Control and Assessment*. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. pp. 451-466.
- Merck Index. 1989. *An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals*. 11th Edition. S. Budavari, ed., Merck and Company, Inc., Rahway, NJ.
- Nimmo, D.R. 1985. Pesticides. En: Rand, G.M. & Petrocelli, S.R. (Eds) *Fundamentals of Aquatic Toxicology*, Hemisphere Publishing Corporation, Washington, DC.

- PSEP (Puget Sound Estuary Program), 1990. Recommended Protocols and Guidelines for Measuring Selected Environmental Variables in Puget Sound. Prepared by PTI Environmental Services, Bellevue, WA. Region 10, U.S. Environmental Protection Agency, Seattle, WA.
- Schmitt, C.J., Zajicek, J.L. & Peterman, P.H. 1990. National Contaminant Biomonitoring Program: Residues of organochlorine chemicals in U.S. freshwater fish, 1976-1984. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 19: 748-781.
- Smith, R.L. 1985. Guidance on Sampling Aquatic Organisms for Tissue Analyses during FY 1986. Environmental Services Division, Region 3, U.S. Environmental Protection Agency, Philadelphia, PA.
- Stober, Q.J. 1991. Guidelines for Fish Sampling and Tissue Preparation for Bioaccumulative Contaminants. Environmental Services Division, Region 4, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.
- U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1992. National Study of Chemical Residues in Fish, Volume I - EPA-823/R-92-008a & Volume II - EPA-823/R-92-008b. Office of Science and Technology, Washington, DC.
- U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1997. Mercury Study Report to Congress. EPA-452R-96-001a & b. Office of Air Quality Planning and Standards and Office of Research and Development.
- U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1998. Reregistration Eligibility Decision (RED). Dicofol. Office of Pesticide Programs and Toxic Substances, Washington, DC.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1999. The National Survey of Mercury Concentrations in Fish - Database Summary 1990-1995. EPA-823-R-99-014. Office of Water, Washington, DC.
- U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2000. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories - Volume 1: Fish Sampling and Analysis. 3rd Edition. EPA 823-B-00-008. Office of Water, Washington, DC.
- Versar, Inc. 1982. Sampling Protocols for Collecting Surface Water, Bed Sediment, Bivalves and Fish for Priority Pollutant Analysis - Final Draft Report. EPA Contract 68-01-6195. Prepared for Office of Water Regulations and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Springfield, VA.
- Ware, G.W. 1978. The Pesticide Book. W.H. Freeman and Company, San Francisco, CA.
- Wood, J.M. 1974. Biological cycles for toxic elements in the environment. Science 183: 1049-1052.
- Worthing, C.R. 1991. The Pesticide Manual: A World Compendium. 9th edition. British Crop Protection Council, Croydon, England.