

Figura 185. Mapa de concentración de DBO<sub>5</sub> (mg/l) en los puntos de la red (año 1994)

- Para afinar el análisis de tendencias sería necesario tratar estadísticamente los datos de las series históricas identificando aquéllas que planteen inconsistencias, filtrando los posibles valores fuera de rango, etc. Ello requiere la implantación de sistemas de gestión de los resultados analíticos que mediante metodologías adecuadas aseguren una mayor fiabilidad y validación de los datos, y potenciando, en la medida necesaria, sistemas supervisados de medida automática y continua.

### 3.2.4.1.6. Calidad según el criterio de la DBO<sub>5</sub>, o de la contaminación orgánica

Desde el punto de vista de la contaminación orgánica, directamente producida por los vertidos urbanos, un buen indicador general es el parámetro DBO<sub>5</sub> (demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días). Valores de la DBO<sub>5</sub> por encima de 10 mg/l son característicos de aguas muy contaminadas, y por debajo de 3 mg/l la contaminación puede considerarse débil.

En la figura 185 se aprecia el estado reciente (año 1994) de la contaminación fluvial orgánica, medida por la concentración de DBO<sub>5</sub> en los puntos de muestreo de la red.

Como puede verse, la situación global del país es aceptable, si bien existen problemas puntuales importantes en algunos ríos, en concreto en el Segura, Guadalquivir y Ebro.

### 3.2.4.1.7. Calidad según criterios del índice biótico

Otra aproximación a la descripción de la calidad del agua es la proporcionada por los índices bióticos. Los organismos o comunidades biológicas de un ecosistema fluvial reflejan las características o condiciones ambientales del sistema del que forman parte. La utilización de éstos como bioindicadores responde generalmente a la mayor facilidad y al menor coste de su observación frente al análisis o valoración directa del parámetro que indican. La principal ventaja de los indicadores biológicos es su capacidad de integrar las variaciones temporales de las condiciones ambientales del medio. Fluctuaciones fuertes puntuales en los parámetros físico-químicos del medio pueden pasar inadvertidas en un seguimiento periódico determinado si los valores extremos del factor alterado no coinciden en el tiempo con el momento del muestreo. Los bioindicadores, por su gran diversidad en los ecosistemas fluviales, aparte de no precisar de un coste de calibración y mantenimiento continuos, presentan una gran amplitud de respuestas ante cualquier grado o tipo de alteración en el medio. Son por tanto, una valiosa herramienta complementaria de las redes de control automático físico-químico de calidad del agua ya establecidas, como la red SAICA.

Para cuantificar el valor indicador de los organismos, numerosos autores han desarrollado diferentes índices biológicos de calidad del agua, basados en las distintas

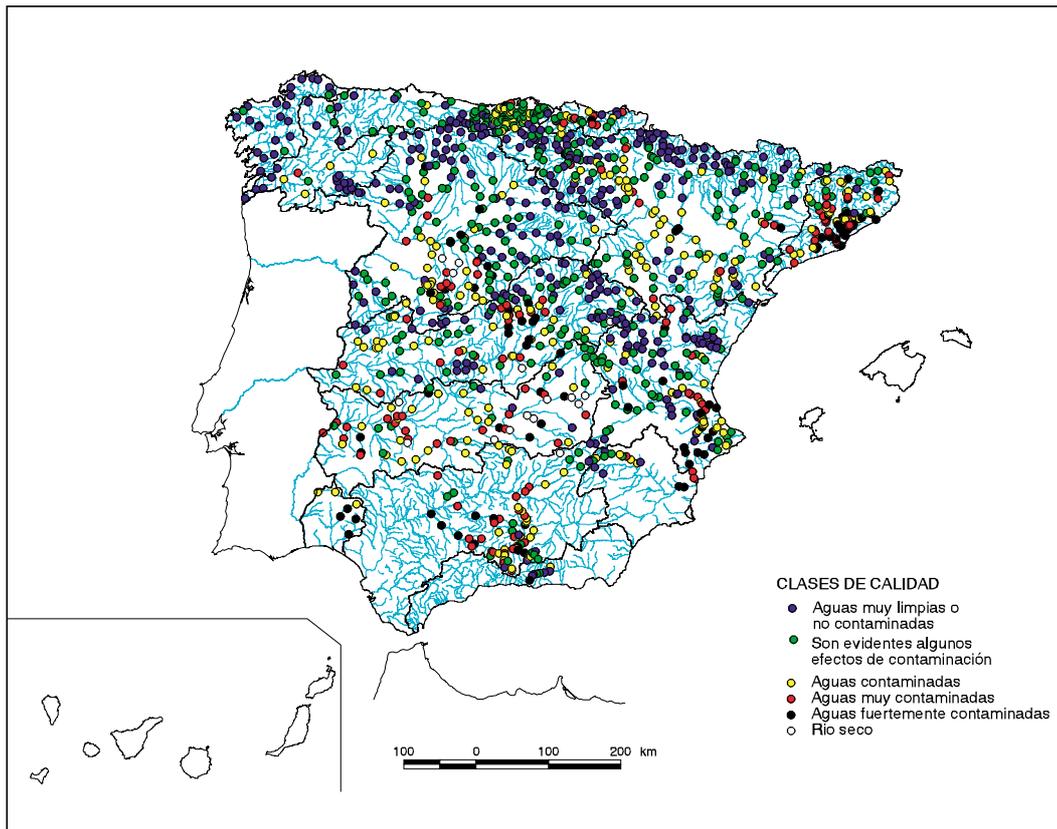


Figura 186. Mapa de la calidad biológica de los ríos peninsulares obtenida mediante la aplicación del índice biótico BMWP'

tolerancias de las especies o comunidades ante los factores contaminantes. A la presencia o ausencia de una especie o familia de organismos acuáticos, así como a su densidad o abundancia, se les asigna un valor de calidad según el parámetro o conjunto de los mismos que se quiera valorar, en función de su grado de tolerancia. El conjunto global de observaciones de toda la comunidad biológica existente aportará un valor final de calidad según el índice empleado para cada tramo o río estudiado. Este tipo de reconocimientos limnológicos requiere únicamente de un mínimo de 2-3 visitas anuales a los puntos elegidos de la red fluvial.

Existe una amplia variedad de índices biológicos de calidad del agua para sistemas fluviales, pudiendo establecerse los siguientes grupos:

- Índices de *diversidad*: basados en las variaciones de la composición específica de las comunidades de organismos y su estructura. En general, a una mayor biodiversidad le corresponde una mejor calidad del agua y viceversa. Ejemplos de este tipo de índices

son los basados en la teoría de la información, como el de Shannon, o el de Margalef (1951).

- Índices *sapróbicos*: reflejan los efectos de la contaminación por materia orgánica procedente de vertidos urbanos o agrícolas y su grado de descomposición, sobre los organismos. Pueden verse distintas aproximaciones en García de Jalón y González del Tánago (1986).
- Índices *bióticos*: son los más utilizados y se basan en la clasificación de los organismos según su tolerancia a la contaminación, asignándoles una puntuación cuyo rango varía según el índice utilizado. El valor de calidad para el río estudiado resulta de la suma total de los valores de cada organismo presente. Los más conocidos son el Trent Biotic Index (TBI), el IB, el Biotic Score, o el BMWP. De la adaptación de este último a los organismos existentes en la Península Ibérica, resultó el Índice BMWP' (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988), siendo el más utilizado en nuestro país actualmente por su sencillez.

Clase I:	>120	Aguas muy limpias
	101-120	Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible
Clase II:	61-100	Son evidentes algunos efectos de contaminación
Clase III:	36-60	Aguas contaminadas
Clase IV:	16-35	Aguas muy contaminadas
Clase V:	<16	Aguas fuertemente contaminadas

Tabla 54. Clases de calidad según el índice BMWP'

	Clase-I	Clase-II	Clase-III	Clase-IV	Clase-V	Num. total de puntos	Núm. de ríos
Norte	67	82	29	9	3	190	94
Duero	65	54	27	11	8	165	36
Tajo	38	31	25	15	8	117	31
Guadiana	1	12	24	16	11	64	23
Guadalquivir	4	9	14	13	13	53	13
Sur	4	2	1	0	1	8	3
Segura	1	5	3	0	1	10	3
Júcar	44	45	23	12	5	129	41
Ebro	106	73	48	11	5	243	54
C.I.Cataluña	3	18	32	32	36	121	12
Total	333	331	226	119	91	1.100	310

Tabla 55. Número de puntos de muestreo estudiados según cada clase de calidad biológica

llez, precisión y eficacia. Su uso fue recomendado por la Asociación Española de Limnología en su Congreso Nacional de 1991.

Tanto la Administración General del Estado, como algunos Organismos de Comunidades Autónomas, están desarrollando desde hace tiempo programas de control de la calidad del agua de los ríos basándose en el empleo de índices bióticos, utilizando macroinvertebrados acuáticos bentónicos como indicadores ecológicos de las condiciones del medio. El CEDEX, por ejemplo, está llevando a cabo desde 1985 un seguimiento de la calidad del agua de las cuencas fluviales españolas (Avilés et al., 1997) habiendo seleccionado como índice biótico más eficaz y aplicable a la mayoría de las cuencas el ya mencionado índice BMWP (Biological Monitoring Network Party) modificado

(BMWP'), también conocido como Índice de Alba, que establece cinco clases de calidad biológica del agua según el valor total del índice. También viene empleándose, por ejemplo, por el Gobierno Vasco desde 1992.

Los resultados más recientes obtenidos en los últimos años por diferentes instituciones de todo el territorio nacional se reflejan en el mapa de calidad biológica representado en la figura 186. Los Organismos que han aportado dicha información son, además del CEDEX, las Confederaciones Hidrográficas del Ebro, del Guadalquivir y del Júcar, la Diputación de Barcelona, la Generalidad de Cataluña, el Gobierno Vasco, la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha y las Universidades de Barcelona, Granada, León, Oviedo, Santiago de Compostela y Valencia.

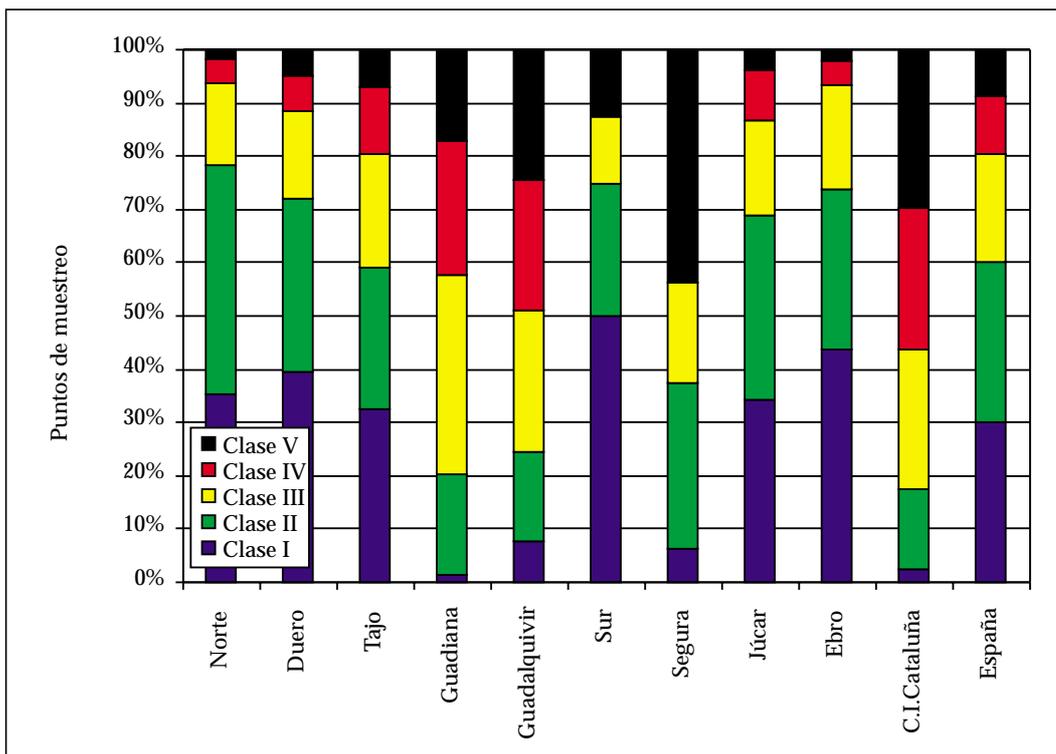


Figura 187. Distribución por cuencas de las clases de calidad según el índice BMWP'

En el índice BMWP' se asigna a cada familia de macroinvertebrados acuáticos una puntuación de 1 a 10 en función de su sensibilidad a la contaminación del agua o alteración del medio. El valor del índice en cada estación de muestreo se obtiene por la suma de las puntuaciones de cada familia encontrada. Según la puntuación final, a cada tramo del río le corresponde una de las siguientes clases de calidad mostradas en la tabla 54.

Hasta la fecha se han controlado más de 1.000 estaciones de muestreo repartidas entre 244 ríos de las grandes cuencas hidrográficas españolas. La tabla 55 recoge el número de puntos de muestreo estudiados en cada cuenca, estando reflejados en la figura 187 los porcentajes de las diferentes clases de calidad en cada una de ellas y en la totalidad del territorio nacional.

Se observa que las cuencas que presentan un estado general de calidad biológica de sus aguas más aceptable son las del Norte Duero, Sur, Júcar y Ebro, con un porcentaje de puntos con aguas contaminadas (clases IV y V) menor del 20 %, y un porcentaje de puntos con aguas poco contaminadas (clases I y II) mayor del 60%. Por el contrario, las cuencas en peor estado son las del Guadiana, Guadalquivir, Segura e Internas de Cataluña, con más de un 40% de puntos con aguas contaminadas (clases IV y V) y menos de un 40% de los puntos en buen estado de conservación (clases I y II). En general y para todo el territorio nacional, el número de puntos que presentan aguas contaminadas es del 20% aproximadamente, correspondiendo el 60% a puntos con aguas en buen estado de conservación. El 20% restante mostrarían algunos efectos de contaminación (clase III).

Los resultados ofrecidos por este índice pueden considerarse complementarios de los que ofrece el ICG. Dada la tendencia internacional a ir sustituyendo el empleo de índices físico-químicos por índices biológicos, es de prever que este tipo de indicadores vaya cobrando mayor importancia en el próximo futuro.

Debe mencionarse que, aunque algunos Organismos disponen de ella en sus territorios, en la actualidad España no cuenta con una red oficial de control de la calidad mediante índices bióticos, siendo una deficiencia que debiera subsanarse a corto plazo.

#### 3.2.4.1.8. Calidad ecológica

En distintos ríos donde se ha llevado a cabo un intenso trabajo de saneamiento y depuración, aplicando tratamientos secundarios y terciarios de forma generalizada, y mejorando muy sensiblemente la calidad físico-química del agua, ha podido constatarse que esta

recuperación no ha ido acompañada de una mejora similar de las comunidades biológicas fluviales.

En un intento por mejorar esta situación, superando la caracterización de la calidad del agua en términos exclusivamente físico-químico-biológicos según su aptitud para los distintos usos, el concepto de *calidad ecológica* del agua de un río atiende precisamente a la consideración del río como ecosistema, y pretende medir su buen estado global -calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos- bajo este punto de vista. Ello supone considerar conjuntamente una gran diversidad de aspectos como la vegetación riparia, los sedimentos, las comunidades animales y vegetales existentes, el oxígeno disuelto, la concentración de sustancias tóxicas y peligrosas en el agua, sedimentos y biota, etc. (MIMAM [1998c] pp.33-35).

Así, para alcanzar el buen estado ecológico es necesario tanto la supresión de la polución perjudicial (mantener niveles reducidos y admisibles de contaminación química), como el mantenimiento de los necesarios flujos hídricos (caudales mínimos) y demás condiciones para la preservación de los ecosistemas fluviales.

Como cabe esperar, la concreta cuantificación de la calidad ecológica, así concebida, presenta una gran complejidad y una amplísima casuística, englobando a otras tipificaciones previas, y pudiendo verse afectada prácticamente por cualquier actuación sobre el medio hídrico (régimen de vertidos, derivaciones para los distintos usos, obras hidráulicas, etc.).

Desde el punto de vista normativo, tras constatar el hecho antes señalado de mejora físico-química pero no ambiental de algunos ríos europeos, en 1994 se propuso un borrador de Directiva de calidad ecológica de las aguas (94/C222/06), tras cuyo proceso de discusión se produjo un replanteamiento del enfoque regulatorio de la política de aguas en la Unión Europea. Tal replanteamiento dio lugar, en 1997, a la propuesta de Directiva Marco de aguas, a la que nos referimos en otras secciones de este Libro, y que incluye, entre otras cuestiones, esta idea de la calidad ecológica. Anticipándose a la aprobación de la Directiva, la reciente reforma de la Ley de Aguas española ha incorporado el concepto de *buen estado ecológico del dominio público hidráulico* como el primer objetivo de la planificación hidrológica.

En cuanto a los procedimientos para su aplicación práctica, distintos estudios realizados han mostrado que, como consecuencia de la complejidad y enorme diversidad de situaciones fluviales existentes en el ámbito de la Unión Europea, existen serias limitaciones a la hora de determinar criterios y técnicas comparables y admisibles en todo el conjunto de los países que la integran -inicialmente destinatarios de estas

normas-, por lo que se ha convenido en reconocer que falta mucho trabajo por desarrollar antes de disponer de especificaciones técnicas viables y adecuadas para el control de la calidad ecológica de las aguas superficiales en el conjunto de países afectados, y se requiere de estudios detallados que permitan fijar metodologías técnicas de determinación del estado ecológico en distintos países con condiciones muy heterogéneas, y posibiliten la comparación de las medidas similares y ya existentes en el ámbito de la Unión.

Pese a estas dificultades prácticas, que deberán irse superando en el futuro inmediato, en nuestro país se han realizado ya interesantes experiencias de tipificación y determinación del estado ecológico de algunos ríos. Es el caso de los trabajos de control anual de la calidad de los ríos en el País Vasco (Gobierno Vasco [1995]), o de los llevados a cabo en algunos ríos de Cataluña (Munné et al. [1998]; Prat [1998]), experiencias que deberán intensificarse tras la obligada vinculación formal de estos conceptos con las determinaciones de la planificación hidrológica.

#### 3.2.4.2. Situación de la depuración de vertidos industriales

En el artículo 92 de la Ley de Aguas se especifica que *toda actividad susceptible de provocar la contaminación o degradación del Dominio Público Hidráulico...requiere autorización administrativa*, cuya tramitación y contenido se detalla en los artículos 245 al 252 del RDPH. Se consideran vertidos obligados a tramitar la correspondiente autorización tanto los directos a cauces como los que se realizan indirectamente a través de la red de alcantarillado de los municipios.

Esta autorización administrativa se refiere también a aquellos vertidos que pueden afectar a las aguas subterráneas, sobre los que la legislación es más estricta en cumplimiento de la Directiva 80/68, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación, que obliga a que todos estos vertidos cuenten con un estudio hidrogeológico, que para su tramitación se requiera un informe preceptivo del ITGE y que en ningún caso contengan sustancias peligrosas de la lista I. Esta lista I incluye aquellas sustancias tóxicas consideradas de más alta peligrosidad por la Unión Europea y que vienen definidas en la Directiva 76/464 relativa a la contaminación por sustancias tóxicas y peligrosas.

En España existen más de 300.000 vertidos a cauces superficiales, de los que la mayoría (el 80%, es decir, unos 240.000) tiene el carácter de vertidos *indirectos*, es decir, vierten a azarbes, alcantarillado, canales de desagüe o pluviales, que finalmente deben desaguar a

un cauce, previo el necesario tratamiento depurador en las instalaciones municipales de saneamiento. De los 60.000 vertidos directos existentes (realizados directamente a un curso de aguas o canal de riego), unos 10.000 corresponden a vertidos municipales, que se encuentran reglamentados por la Directiva 91/271/CEE, relativa a la depuración de aguas residuales urbanas, alrededor de unos 40.000 vertidos corresponden a la ganadería estabulada o semiestabulada y finalmente unos 10.000 vertidos directos tienen el carácter de efluentes industriales.

Con anterioridad a la entrada en vigor del Real Decreto de Regularización de Vertidos y según un estudio realizado durante el año 1994, tan sólo el 5% de las empresas poseían una autorización definitiva y un 18% poseían una autorización provisional al amparo de la Orden Ministerial de 23 de diciembre de 1986. Cabe señalar al respecto que la mayoría de las grandes empresas, y por tanto los mayores vertidos, poseen algún tipo de autorización y vierten, en numerosas ocasiones, tras haber recibido los efluentes algún tipo de tratamiento depurador, por lo que el porcentaje de la carga contaminante autorizada resulta mayor.

En general, las autorizaciones de vertido concedidas a las industrias se otorgan en función de los criterios establecidos en la tabla del Anexo al Título IV del RDPH, en la que se clasifican los vertidos en tres categorías según sea la intensidad del tratamiento depurador y de acuerdo con las cuales se imputa el correspondiente canon de vertido. Hay que destacar que estas tablas tienen como misión imponer el canon de vertido en relación con las limitaciones de las emisiones según se caracterice el vertido. Pero éstas no son las únicas limitaciones con las que deben contar las autorizaciones de vertido, ya que tanto los vertidos directos como los indirectos deberán respetar los límites que marcan las Directivas de desarrollo de la 76/464/CE, relativa a la contaminación por sustancias tóxicas y peligrosas (lista I), y los límites de emisión y los objetivos de calidad que se incluyen en los Programas de Reducción de la Contaminación de Sustancias de la lista II, en desarrollo del artículo 7 de la Directiva 76/464, así como todos aquellos límites que marquen otras Directivas y que impongan los propios objetivos de calidad.

La depuración de los vertidos industriales se puede considerar no del todo satisfactoria con carácter general, ya que existen numerosos vertidos sin autorizar, y un gran número de sustancias no están sujetas a regulaciones individuales y específicas según sectores industriales y según empresas concretas. Los vertidos directos poseen un nivel de control más exhaustivo que los vertidos indirectos, pero también es verdad

que aquéllos suelen poseer los caudales y las cargas contaminantes más elevadas. Por ejemplo, en la industria química tan solo un 35% de las empresas vierten directamente a los cauces, pero sus vertidos suponen un 85% de las cargas contaminantes totales del sector.

Las medidas a adoptar para limitar la contaminación deberían basarse en las mejores técnicas disponibles a costo razonable, dentro de las recomendaciones del V Programa Ambiental de la Unión Europea, del contenido de la Directiva 96/61/CEE, relativa a la prevención y al control integrado de la contaminación, y de la próxima Directiva Marco de la Política de las Aguas (COM(98) 76 final), a las que nos referiremos específicamente al exponer la situación actual y los principios de la política de aguas europea.

En tal sentido, cabe mencionar que la minimización de la contaminación engloba múltiples prácticas, dentro de las cuales la depuración final de efluentes constituye sólo una alternativa más dentro de una concepción global del proceso industrial en relación con la contaminación. Es decir, existen toda una serie de actuaciones diferentes de la propia depuración que están llamadas a adquirir cada vez más relevancia: mejoras de los procesos productivos, reducción de materias primas y de productos finales, modificaciones tecnológicas más eficientes energética y ambientalmente, reciclado y recuperación de materiales y de aguas de proceso y de refrigeración, supresión de fugas y derrames, sustitución de reactivos y de disolventes, etc.

En lo que se refiere a los vertidos indirectos, es decir, los que se producen en los colectores urbanos, la Administración Local tiene encomendada, en la mayoría de los casos, su gestión y la concesión de las autorizaciones correspondientes. Según se especificaba en la Orden Ministerial de 23 de Diciembre de 1986, las Confederaciones Hidrográficas vigilarán el cumplimiento de los Planes de Reducción de la contaminación a las salidas de las depuradoras municipales y comprobarán que los límites de emisión y los objetivos de calidad se atienen a la legislación. Por otra parte, la Directiva 91/271 imponía a los Estados miembros obligaciones en relación con la regulación de vertidos industriales a colectores antes del 31 de diciembre de 1993, existiendo, como consecuencia de todo ello, una desigual normativa al respecto, con el resultado de posible impunidad de los causantes de vertidos prohibidos y ausencia de mecanismos administrativos de registro y autorización de los vertidos indirectos. La clarificación normativa y la adecuada coordinación entre ambas Administraciones resulta esencial a estos efectos.

### 3.2.4.3. Contaminación difusa

La mayor parte de la contaminación difusa de las aguas superficiales está relacionada con toda una serie de actividades, eminentemente agrícolas y ganaderas, que se desarrollan sobre grandes extensiones del territorio, y que provocan la contaminación de estas aguas superficiales por medio de la escorrentía que fluye por su superficie y que arrastra y disuelve las sustancias que han sido depositadas sobre el suelo. Las sustancias más comunes que se encuentran en las aguas en relación con esta contaminación difusa pertenecen al grupo de los fertilizantes y de los fitosanitarios, empleados en la agricultura, al de la materia orgánica y las sustancias tóxicas, ligadas a las actividades ganaderas y a los vertederos urbanos o a determinadas actividades industriales.

La contaminación difusa tiende a adquirir cada vez mayor importancia en la degradación de los recursos hídricos, ya que cuanto mayor sea el grado de depuración y de limitación de los vertidos puntuales, mayor será el incremento que del total de la contaminación supondrán todos los vertidos de carácter distribuido o difuso. A modo de ejemplo, se estima que la aportación de nitrógeno de origen difuso en la cuenca del Duero representa aproximadamente el 80% de la aportación total de nitrógeno de la cuenca. En las cuencas del Tajo y del Guadiana la contaminación de origen difuso representa casi la mitad de los aportes totales de nitrógeno.

La contaminación por nitratos se describe con más detenimiento en el epígrafe dedicado a la contaminación de las aguas subterráneas. La presencia de fitosanitarios en aguas superficiales no ha sido aún suficientemente estudiada. La red COCA no analiza la existencia de plaguicidas en el agua, por lo que resulta casi imposible, con carácter general, evaluar su presencia y su influencia sobre la calidad del recurso. Algunas de las posibles estipulaciones de la propuesta de nueva Directiva sobre aguas potables incluyen un control más exhaustivo y unas limitaciones más exigentes para este tipo de contaminantes en las aguas destinadas al consumo humano. Sí ha sido detectada su presencia, aunque no con demasiada representatividad, en algunas unidades hidrogeológicas a través de campañas puntuales cuyos resultados se sintetizan en otros epígrafes.

En cuanto a la contaminación difusa generada por los vertederos urbanos y por los residuos tóxicos y peligrosos depositados sobre el terreno de manera incontrolada, en otros epígrafes se resaltan las importantes afecciones negativas que tales depósitos pueden suponer para el estado de la calidad de las aguas (muy específicamente, para las subterráneas).

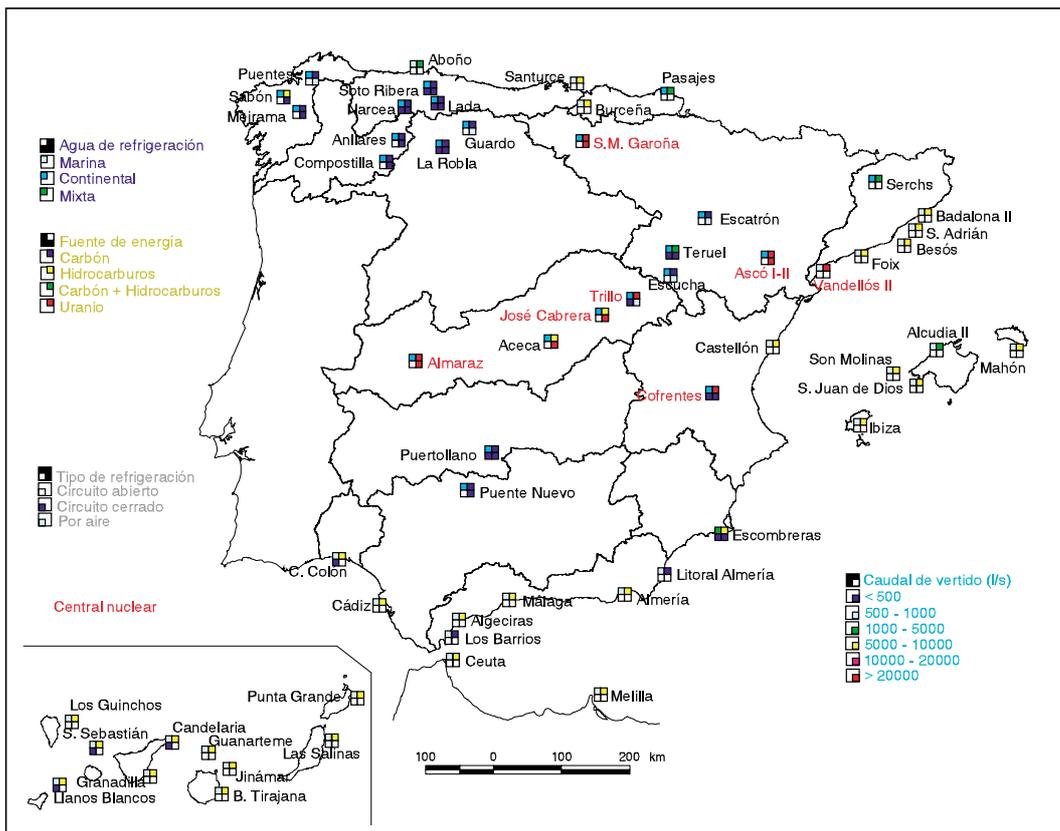


Figura 188. Mapa de situación y características principales de las centrales térmicas convencionales y nucleares

Hay que señalar que existe un importante déficit en lo que se refiere a los estudios que determinen de manera clara la componente difusa de la contaminación de las aguas superficiales españolas. Resulta claro que las bajas calidades detectadas en el agua durante muchos fenómenos de crecidas y fuertes lluvias se deben a la remoción de contaminantes depositados sobre el suelo previamente y que se movilizan precisamente durante estos cortos períodos de tiempo provocando puntas de polución e importantes episodios de contaminación.

La limitación de la contaminación difusa sólo puede lograrse mediante medidas preventivas tales como la limitación de la aplicación de fertilizantes y plaguicidas, la limitación en la aplicación de estiércol, y la ordenación de los vertederos en aquellas zonas que presenten un potencial importante de contaminación difusa. De este tipo son las medidas que propone la Directiva 91/676, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos de origen agrícola, que fue transpuesta por Real Decreto 261/1996 de 16 de Febrero.

Asimismo, puede resultar necesario declarar áreas de protección en zonas vertientes a los embalses, de forma que se impida, además de la eutrofización, la posibilidad de episodios de contaminación microbiológica que no han podido detenerse con los tratamientos convencionales previstos para aguas de calidad A2 y A3. Es el

caso, por ejemplo, de los protozoos *Giardia* y *Cryptosporidium* debidos a los arrastres de excrementos en zonas de pasto de ganado vacuno (Torobin, 1998).

### 3.2.4.4. Contaminación térmica

La *contaminación térmica* hace referencia a los cambios excesivos en la temperatura de medios acuáticos, debidos a la actividad humana, que modifican en el agua algunas reacciones bioquímicas y ocasionan cambios físicos o químicos.

La mayoría de los vertidos térmicos los originan las centrales térmicas, pero también pueden ocasionarlos los sistemas de aire acondicionado y refrigeración, industrias papeleras, siderúrgicas, del caucho, petroquímicas, plantas de licuefacción de gases y desaladoras de agua del mar. El calor desprendido es función del rendimiento térmico (en las centrales nucleares un 33% y en las de carbón, fuel, etc. un 40%). Más del 60% del calor producido es liberado al ambiente. El proceso de refrigeración emplea gran volumen de agua, que es vertida después a temperaturas superiores a las de toma. Bastantes centrales toman y vierten en el mar, pero muchas otras usan aguas continentales. En circuito abierto vierten directamente a un ecosistema acuático, y requieren caudales importantes; en circuito cerrado el agua es enfriada en torres de refrigeración, balsas, etc. y reutilizada en el proceso.

Los vertidos térmicos alteran en el agua la viscosidad, la tasa de evaporación, el punto de saturación de sólidos y gases disueltos, etc. afectando al metabolismo, crecimiento y reproducción de las comunidades bióticas y cambiando la dominancia hacia especies más termófilas. En macroinvertebrados y peces aumenta su crecimiento, pero también sus necesidades nutricionales, condicionando la supervivencia y la migración de especies.

En España, a partir de finales de los años cincuenta, se han ido construyendo numerosas centrales térmicas convencionales y nucleares, tal y como se muestra en el mapa adjunto (fig. 188).

El RDPH establece un incremento térmico máximo de 3 °C en los ríos, y una temperatura máxima de 30 °C del vertido en lagos o embalses. El RAPAPH lo fija en 1,5 °C en aguas salmonícolas, y en 3 °C en aguas ciprínicas, con valores máximos de 21,5 °C y 28 °C, respectivamente. Añade que los Planes Hidrológicos marcarán objetivos de calidad no menos estrictos. En la tramitación de concesiones para refrigeración, si la potencia excede de 300 MW es preceptiva la evaluación de impacto ambiental.

Las centrales térmicas españolas que usan aguas continentales presentan una problemática muy variable, aunque con carácter general no suelen superar los límites antes mencionados debido a la instalación de torres de refrigeración (casos, p.e., de Zorita y Ascó). Algunas excepciones son la central de Aceca, con caudales altos de vertido a un medio ya muy alterado, o en menor medida, las de Garoña, Ascó y Puentes de García Rodríguez, porque vierten en masas de agua importantes, o mantienen caudales efluentes algo inferiores.

#### 3.2.4.5. Contaminación por sustancias tóxicas y peligrosas

Este tipo de contaminación tiene un tratamiento específico en la normativa comunitaria por medio de la Directiva 76/464/CEE, relativa a la contaminación del agua por sustancias tóxicas y peligrosas en cuyos anejos se enumeran las sustancias, de origen eminentemente industrial y agrícola (fitosanitarios), que son consideradas altamente peligrosas en virtud de su bioacumulación, persistencia y toxicidad.

Esta Directiva define dos listas, Lista I de sustancias sobre las que se deben tomar medidas para eliminar su presencia en las aguas, y Lista II de sustancias cuya contaminación en las aguas se debe reducir. Dentro de esta Lista II se incluyen todas las sustancias que, perteneciendo a las categorías de sustancias contempladas en la Lista I, no tengan determinados los límites de emisión y objetivos de calidad.

En desarrollo de la mencionada Directiva, han sido publicadas un total de siete Directivas que especifican los objetivos de calidad y las normas de emisión, para tan solo 17 sustancias de entre todas las susceptibles de ser incluidas en la Lista I.

La Directiva 82/176/CEE fija estos valores para los vertidos de mercurio del sector de la electrólisis de los cloruros alcalinos y la 84/156/CEE para el resto de instalaciones de tratamiento de mercurio; la 83/513/CEE para los vertidos de cadmio; la 84/491/CEE para los vertidos de hexaclorociclohexano; la 86/280/CEE para el DDT, pentaclorofenol y tetracloruro de carbono, la 88/347/CEE fija los valores para los vertidos de aldrin, dieldrin, isodrin, hexaclobenceno, hexaclorobutadieno y cloroformo y la 90/415/CEE los vertidos de 1,2 dicloroetano, tricloroetileno, tetracloroetileno y triclorobenceno.

Por otra parte, la legislación comunitaria obliga a que cada Estado miembro establezca unos programas de actuación para reducir la contaminación de sus aguas por sustancias de la Lista II y de aquellas sustancias de Lista I que no posean directivas específicas de desarrollo. Estos programas deben incluir los controles y limitaciones mediante normas de emisión de los mencionados vertidos, así como los objetivos de calidad para las aguas receptoras, pudiendo incluir así mismo disposiciones específicas relativas a la composición y el empleo de sustancias que tengan en cuenta los progresos técnicos más recientes económicamente viables.

En este sentido, en España se están llevando a cabo esfuerzos tanto para tener un mayor conocimiento de la problemática de nuestras aguas asociada a estas sustancias, mediante su vigilancia y control, como para desarrollar los Programas de Actuación tendentes a reducir la contaminación producida por estas sustancias, tal como obliga el artículo 7 de la Directiva.

Así, se están actualizando los inventarios de vertidos de estas sustancias y estableciendo redes de control de agua, sedimentos y biota en varias cuencas hidrográficas.

En cuanto a los Programas de reducción, las actuaciones se están desarrollando a dos niveles, por una parte se están realizando los Programas de Actuación en industrias para eliminar y reducir la contaminación producida por estas sustancias tanto en aguas superficiales como subterráneas, y por otra parte se están haciendo esfuerzos para llegar a programas sectoriales de reducción de la contaminación y regularización de vertidos.

En este sentido se están haciendo negociaciones para elaborar Planes Sectoriales de Regularización de Vertido (contemplados en el R.D. 484/95) estableciendo valores límite de emisión homogéneos para los vertidos del sector del papel, pasta y cartón.

No obstante, la Directiva 76/464 tiende a desaparecer con la aprobación de la actual Directiva Marco, que establece en su artículo 21 que la Comisión debe definir una lista de sustancias prioritarias en sustitución de las actuales Lista I y II.

Están en marcha los trabajos para definir esta Lista de sustancias prioritarias que va a ser común para todos los países de la Unión Europea.

### 3.2.4.6. Vertederos de residuos sólidos

La contaminación de los recursos hídricos, subterráneos o superficiales, por medio de vertidos al suelo, queda regulada por la Ley de Aguas en el artículo 84b, en el que se impone como objetivo de la protección del Dominio Público Hidráulico *impedir la acumulación de compuestos tóxicos y peligrosos en el subsuelo, capaces de contaminar las aguas subterráneas*; en el artículo 89.b, por el que se prohíbe, con carácter general, *acumular residuos sólidos, escombros o sustancias, cualquiera que sea su naturaleza y el lugar en que se depositen, que constituyan o puedan constituir un peligro de contaminación de las aguas o de degradación de su entorno*; y en los artículos 40.g y 40.i en los que se definen los contenidos de los Planes Hidrológicos de cuenca y se obliga a que contengan los perímetros de protección y las medidas para la conservación y la recuperación del recurso y el entorno afectado, así como las directrices para la protección de los acuíferos.

El ordenamiento jurídico español aborda separadamente los residuos sólidos de origen urbano (Ley 42/1975 de 19 de Noviembre y Real Decreto Legislativo 1.163/1986) y los que son productos de la actividad industrial y tienen la consideración de peligrosos (Ley 20/1986 de 14 de Mayo, Reglamento R.D. 833/1988 de 20 de Julio). Sea cual fuere su origen, los residuos sólidos, a menos que sean adecuadamente recogidos, tratados y eliminados, pueden dar lugar a serios problemas sanitarios y ambientales (contaminación de aire, agua y suelo) así como a elevados costes económicos y sociales (MIMAM [1998d]; CEDEX [1998e]).

Se ha comprobado que aproximadamente la mitad de los residuos urbanos se componen de materia orgánica y que aproximadamente el 20% de los mismos lo constituye papel y cartón. España genera un promedio de 1 kg de residuos sólidos urbanos por persona y día. En lo que se refiere al tratamiento, aproximadamente el 14% se emplea como compost, el 64% se deposita en vertederos controlados y el 18% lo constituyen vertidos incontrolados.

Existe una gran cantidad de residuos sólidos urbanos que son depositados sobre el terreno sin ningún tipo de tratamiento y de manera incontrolada, lo que representa un peligro grave de contaminación en los suelos y acuíferos en los que exista un cierto grado de vulnerabilidad. Aproximadamente, el 28% del territorio presenta un alto riesgo frente a la contaminación derivada del vertido de residuos sólidos, en particular más de la tercera parte de la superficie de Aragón, Baleares, Valencia y Madrid poseen estas características. Se supera el 30% en las cuencas del Júcar, Segura, Ebro y Sur, Islas Baleares (84%) e Islas Canarias. Hay que resaltar que en la actualidad se está acometiendo el sellado sistemático de vertederos en varias Comunidades Autónomas.

En relación con los residuos tóxicos y peligrosos, la aplicación de la Ley 20/1986, de 14 de Mayo, básica de residuos tóxicos y peligrosos, excluye de su ámbito de aplicación "los efluentes cuyo vertido al alcantarillado, a los cursos de agua o al mar esté regulado por la normativa vigente", pero impone que en las operaciones de gestión de los residuos se evite trasladar la contaminación o el deterioro ambiental a otro medio receptor, lo cual es aplicable a los vertederos o depósitos que contengan residuos catalogados como tales.

Las industrias que producen residuos tóxicos y peligrosos son muy variadas, pero puede asegurarse que entre la industria química (33%), la fabricación de automóviles (11%), la fabricación de productos metálicos (10%), la industria de la alimentación (8%) y la industria papelera (8%) suman más del 70% de la producción total.

El Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados (1995-2005), aprobado por el Consejo de Ministros el 17 de febrero de 1995 (MOPTMA, 1995b) destaca la importancia que adquiere la existencia de *4.532 emplazamientos identificados como potencialmente contaminados por el tipo, concentración de contaminantes y potencial de dispersión de los mismos, el sistema biofísico y antrópico en el que se encuentran y por la vulnerabilidad que presentan estos medios*.

De los 259 emplazamientos que han sido caracterizados y estudiados con mayor profundidad en una primera fase (en una segunda fase se han caracterizado otros 120 emplazamientos) se desprende que el *riesgo de contaminación de las aguas subterráneas es alto en el 60% de los emplazamientos, ya que se sitúan en terrenos de permeabilidad media o alta* y figuran contaminantes con elevado grado de toxicidad, tales como metales pesados (arsénico y mercurio), aceites minerales, hidrocarburos, fenoles, lindano, DDT (Diclorodifenilo de Tricloroetano, pesticida muy utilizado en el pasado y hoy prohibido en gran número de países por su gran toxicidad), PCB (Bifenilos

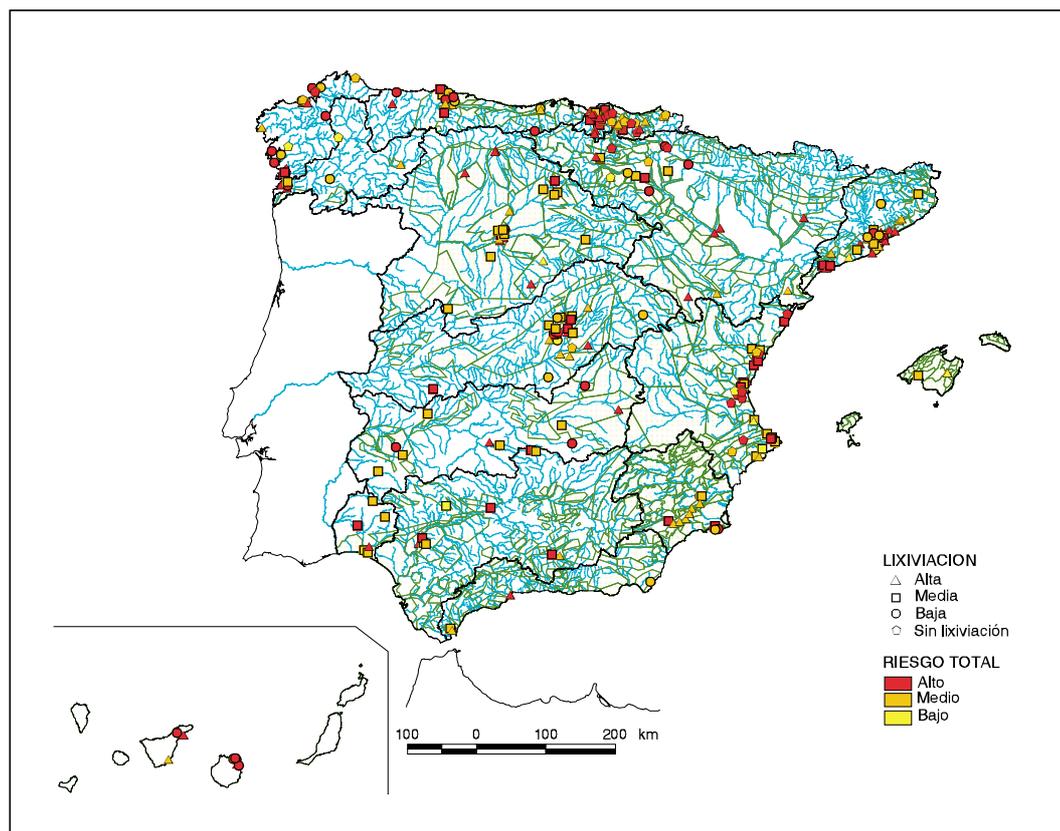


Figura 189. Mapa de suelos contaminados por sustancias tóxicas y peligrosas de mayor riesgo

Policlorados, familia de compuestos muy tóxicos, persistentes y poco degradables, que entran en la formulación de pesticidas, pinturas, tintas, etc. y que han constituido un componente importante de los transformadores eléctricos), etc. El posible grado de afección a las aguas superficiales también *puede estimarse igualmente alto ya que casi el 50% de los mismos se encuentran a menos de 50 metros del cauce.*

Hay que destacar que 61 de estos emplazamientos *se consideran de prioridad alta por la grave afección a las aguas subterráneas, su inminente reclasificación urbanística, la especial peligrosidad de los contaminantes presentes en ellos, su proximidad a cascos urbanos o por tratarse de zonas de Dominio Público Hidráulico o de servidumbre hidráulica.* Estos emplazamientos de mayor riesgo afectan a unos 38 millones de m<sup>3</sup> de suelo y a unos 9 hm<sup>3</sup> de aguas subterráneas.

El mapa de la figura 189 muestra, junto con las unidades hidrogeológicas, los suelos contaminados por sustancias de mayor riesgo, según el citado Plan.

### 3.2.4.7. Contaminación radiológica

La presencia de radionucleidos en el agua puede tener un origen natural o artificial. En el primer grupo se engloba la radiación procedente del espacio exterior, radiación cósmica, y la radiación procedente de ele-

mentos radiactivos naturales presentes en el suelo y en las rocas, asociadas sobre todo a formaciones graníticas y a las formaciones sedimentarias a las que las mismas dan lugar. El proyecto MARNA (Mapa de Radiación Natural de España, proyecto de I+D desarrollado por el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) y la Empresa Nacional de Uranio S.A. (ENUSA)) tiene como objetivo elaborar un mapa de radiactividad natural de la España peninsular con los datos de más de 30 años de campañas de muestreo en las que se midió la radiación gamma, la cual ofrece valores comprendidos entre 1 mR/h y 30 mR/h, siendo la media del territorio nacional de unos 9 mR/h. Dentro del segundo grupo, la posible radiación artificial inducida en el agua puede proceder de las centrales nucleares, la minería de uranio, el almacenamiento de residuos nucleares, las aplicaciones médicas y las aplicaciones industriales.

La evaluación de la posible contaminación radiactiva de las aguas adquiere una gran importancia ya que puede influir tanto en las funciones ecológicas del medio receptor como en la salud de aquellas personas que se encuentren expuestas a esta fuente potencial de radiación. La presencia efectiva de radioisótopos en el agua depende no sólo de las fuentes naturales o artificiales de posible emisión, sino también de una serie de características del medio físico y biológico, de tal modo que una parte no despreciable de la contaminación radiactiva se acumula en las cadenas tróficas y en

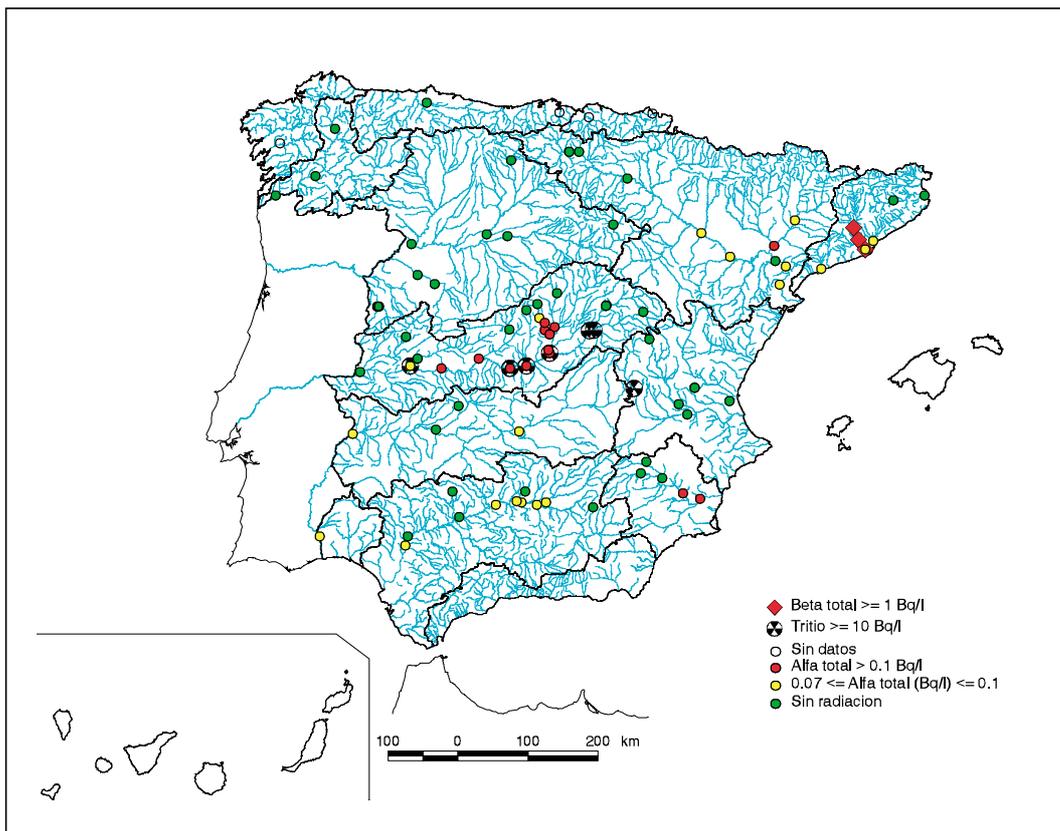


Figura 190. Mapa de situación radiológica de las aguas

los sedimentos. Por ello, la correcta caracterización de esta peculiar forma de contaminación no sólo queda determinada por los análisis en el agua sino que debe ser complementada con el estudio de la fauna y de la flora acuática (bioindicadores) y de los sedimentos fluviales, y así se hace, en efecto, en los entornos de todas las instalaciones nucleares, en los que se vigila sistemáticamente el agua, los sedimentos de fondo, los sedimentos de orilla, peces, organismos indicadores, etc.

La normativa sobre contaminación radiológica del agua en España se encuentra contenida, principalmente, en la Reglamentación Técnico-Sanitaria para el Abastecimiento y Control de la Calidad de las Aguas Potables de Consumo Humano (RD 1138/1990), en la que se fijan, en su anexo G, unos índices de actividad alfa global de 0,1 Bq/l (el Becquerel Bq es la unidad de actividad en el sistema internacional), y de actividad beta global de 1,0 Bq/l, que no deberían sobrepasarse.

Asimismo la Guía de Seguridad 7.7 (Rev.1) del CSN establece que para el caso específico del Tritio, el valor de concentración de actividad correspondiente al nivel de investigación (situación en que la ingestión continuada de agua de bebida pudiera dar lugar a una dosis igual o superior a 0,05 mSv/año, debiéndose proceder a la investigación del origen de los radioisótopos presentes en el agua) es de 4.000 Bq/l.

Por otra parte, la nueva directiva de agua potable 98/83 CE incluye la radioactividad dentro de los

parámetros indicadores, proponiéndose como parámetro indicador 100 Bq/l de H-3.

Debe indicarse que estas normas (RD1138/1990 y Guía 7.7) sólo son aplicables a las aguas potables, y no, en consecuencia, a las naturales superficiales o subterráneas previamente a su proceso de potabilización.

Hecha esta salvedad, de las muestras tomadas en la Red Nacional de Vigilancia Radiológica desde el año 1978, en sus aproximadamente 100 puntos de muestreo, se pueden resumir las siguientes conclusiones, que reflejan las características geográficas y edafológicas de los suelos por donde discurren las aguas y la influencia de los vertidos urbanos e instalaciones nucleares (ver figura 190).

En la cuenca del Duero existen dos instalaciones nucleares con vertidos radiológicos, la fábrica de Juzbado, en el río Tormes, y las minas de uranio de Saelices, en el río Águeda. Los niveles de radiactividad detectados en Vega de Terrón, frontera con Portugal, indican que la influencia de dichas instalaciones no es significativa.

En la cuenca del Tajo existen tres instalaciones nucleares, las centrales de Trillo, Zorita y Almaraz, además de los aportes radiológicos urbanos de Madrid, causantes en su conjunto de apreciables concentraciones de tritio (la Guía de Seguridad nº.77 Rev.1, sobre Control Radiológico del Agua de Bebida, establece

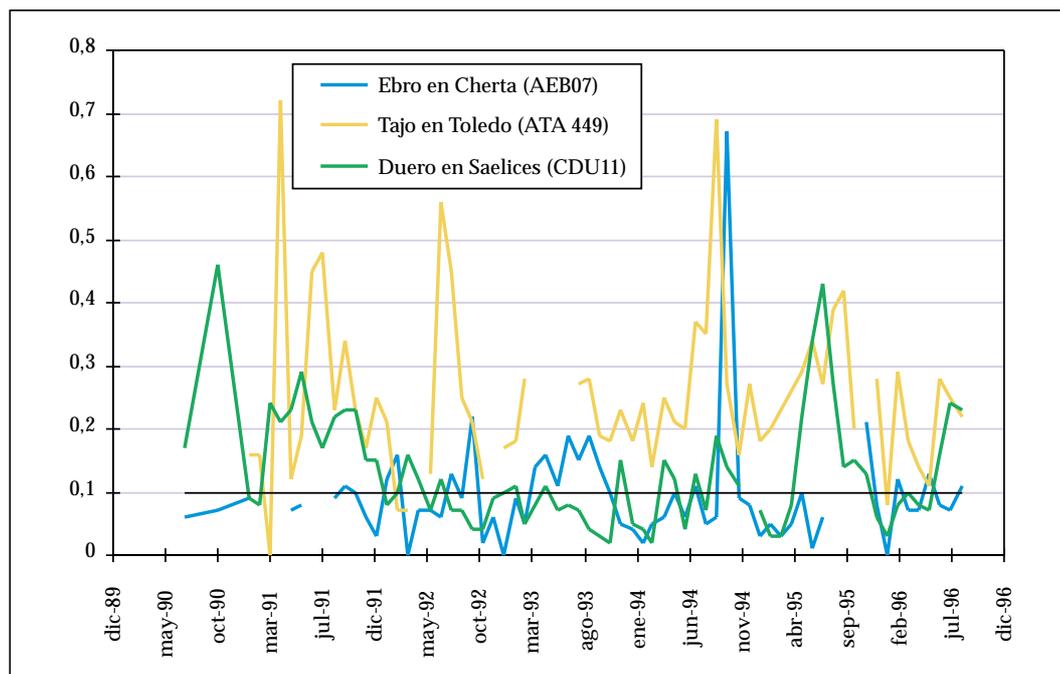


Figura 191. Actividad alfa total en algunos puntos de las cuencas del Tajo, Duero y Ebro

que para el caso específico del tritio, radionucleido de muy baja toxicidad, el valor de concentración de actividad correspondiente al nivel de investigación es de 4.000 Bq/l). Se observa también una actividad alfa global superior a 0,1 Bq/l en el tramo entre Aranjuez y Valdecañas, cuyo origen se encuentra en los uranios naturales erosionados en los terrenos de la cuenca de recepción y en los vertidos urbanos.

Parece advertirse la influencia radiológica de la central de Trillo sobre las aguas del trasvase Tajo-Segura, y en el embalse de Alarcón se obtienen los valores medios de tritio en torno a los 15 Bq/l, que descienden a 8 Bq/l antes de su confluencia con el río Mundo.

Finalmente, en el río Llobregat los índices de actividad beta total presentan unos valores altos debido a las aportaciones de sal a su paso por la cuenca minera de la zona.

La figura 191 muestra la evolución desde el año 90 de la actividad alfa total en algunos de los puntos mencionados, pudiendo apreciarse la ausencia de tendencias crecientes ni decrecientes claramente identificables.

Es interesante constatar que en los últimos 20 años de funcionamiento de la Red Nacional de Vigilancia Radiológica nunca se han detectado isótopos artificiales emisores gamma por encima de sus correspondientes límites inferiores de detección.

Hay que indicar asimismo que las concentraciones radiactivas detectadas sólo podrían suponer un riesgo

para la salud, derivado de su consumo, si efectivamente tales aguas fueran utilizadas como aguas potables en algún abastecimiento urbano. En general, no son utilizadas con este fin en los tramos estudiados y, por otra parte, los análisis efectuados se han realizado directamente en los cauces fluviales, y no en las aguas que finalmente llegan a los hogares, ya potabilizadas, cuya analítica y competencia corresponde a las Comunidades Autónomas.

También convendría precisar un punto de gran interés a la hora de valorar los datos anteriores. El riesgo para la salud puede diagnosticarse cuando se encuentra “asociado a un potencial de dosis equivalente efectiva comprometida de 1 mSv/año” (el Sievert Sv es la unidad de dosis equivalente en el sistema internacional). Es decir, la gravedad de la exposición depende no sólo de la magnitud de la dosis sino también del tiempo de exposición.

El CSN recomienda que sólo en los casos en los que se supere la dosis antes mencionada los poderes públicos deberán actuar en consecuencia (Nivel de actuación). Como bien advierte el CSN, el riesgo para la salud derivado de la ingesta de agua en la que se ha detectado cierta radiactividad no supone por sí sola riesgo para la salud, incluso si se han superado los valores de emisiones alfa y beta que recomienda la Reglamentación Técnica Sanitaria. En estos casos habría que estudiar detenidamente las muestras de agua y analizar y comprobar que el conjunto de ciertos isótopos radiactivos supera unas determinadas cantidades prefijadas (CSN, 1994).

### 3.2.5. La Contaminación de masas de agua

#### 3.2.5.1. Introducción

La contaminación de las masas de agua continentales (embalses, lagos y lagunas) tiene dos fuentes principales. Por un lado, la descarga de las aguas residuales urbanas y agrícolas, y por otro la de los vertidos industriales.

La primera de las fuentes es, básicamente, de tipo orgánico, y su tratamiento es relativamente fácil por ser biodegradable en plazo breve, aunque la masiva utilización de detergentes complica mucho los procesos de tratamiento. La segunda fuente de contaminación está constituida en gran proporción por productos químicos, muchos de ellos tóxicos, como fenoles, dioxinas, metales pesados, además de hidrocarburos, sustancias radiactivas, etc., más difíciles de degradar que los contenidos en las aguas residuales urbanas.

El conocimiento del nivel de contaminación de estas masas de agua es relativamente aceptable, aunque existen algunos problemas puntuales mal conocidos, y con datos no actualizados.

A continuación se describe con mayor detalle el problema concreto de la eutrofización de lagos y embalses.

#### 3.2.5.2. Eutrofización de lagos y embalses

La *eutrofización* es un proceso complejo de fertilización de las aguas naturales con sustancias nutritivas, especialmente nitrógeno y fósforo, en forma asimilable por la vegetación acuática, que origina un aumento de la población de algas, un incremento de la productividad en todos los niveles de la cadena alimentaria y un empeoramiento de las características físico-químicas iniciales del agua. Aunque puede darse de forma natural, suelen ser las actividades humanas las principales causantes de este fenómeno.

Los lagos y embalses se suelen clasificar en *eutróficos*, *mesotróficos* y *oligotróficos*, de acuerdo con la

capacidad de los mismos para producir una biomasa vegetal más o menos abundante.

Los eutróficos se caracterizan por tener una elevada productividad primaria y una gran concentración de nutrientes. Por regla general, son poco profundos, turbios en verano por efecto del fitoplancton, y con bajas concentraciones de oxígeno disuelto en el fondo con tendencia a la anoxia durante el periodo de estratificación.

Los oligotróficos tienen un contenido bajo en nutrientes, son poco productivos, transparentes, profundos y con una elevada concentración de oxígeno disuelto en el hipolimnion.

Los mesotróficos ocupan una posición intermedia entre ambos.

De acuerdo con los criterios de la OCDE (1982) pueden introducirse dos nuevas categorías tróficas: ultraoligotrófico e hipereutrófico, tal y como muestra la tabla 56.

En España, el problema de la eutrofización en embalses ha sido más estudiado, sobre todo en lo que a número se refiere, que la de lagos y lagunas (Margalef et al, 1976).

Para la determinación del grado trófico de los embalses españoles se ha recogido información de los reconocimientos limnológicos efectuados por el CEDEX para la DGOHCA (1990-1997), y la información obtenida a partir de las imágenes del sensor Thematic Mapper del satélite Landsat-5 en los trabajos sobre teledetección en las cuencas del Ebro (1990), Gadiana (1991), Tajo (1992) y Duero (1992), también realizados por el CEDEX para la DGOHCA. Asimismo, con objeto de actualizar la información existente sobre eutrofización, se ha completado con la procedente de Confederaciones Hidrográficas, Diputación Foral de Guipuzcoa, Mancomunidad de Aguas de Añarbe, Consorcio de Aguas de Bilbao, empresas municipales y Universidades.

Categoría trófica	Clorofila media	Clorofila máxima	Fósforo total	Media de Secchi	Mínimo de Secchi
Ultraoligotrófico	< 1,0	< 2,5	< 4,0	> 12,0	> 6,0
Oligotrófico	< 2,5	< 8,0	< 10,0	> 6,0	> 3,0
Mesotrófico	2,5 - 8	8 - 25	10 - 35	6 - 3	3 - 1,5
Eutrófico	8 - 25	25 - 75	35 - 100	3 - 1,5	1,5 - 0,7
Hipereutrófico	> 25	> 75	> 100	< 1,5	< 0,7

Cl. media = media anual de la concentración de clorofila *a* en aguas superficiales ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

Cl. máxima = pico anual de la concentración de clorofila *a* en aguas superficiales ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

Fósforo total = media anual de concentración de fósforo total en el agua ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )

Media de Secchi = media anual de transparencia de la profundidad de Secchi (m)

Mínimo de Secchi = mínimo anual de transparencia de la profundidad de Secchi (m)

Tabla 56. Valores límites para un sistema de clasificación trófica