

ESTRATEGIA NACIONAL DE RESTAURACIÓN DE RÍOS

Ministerio de Medio Ambiente

Subdirección General de Gestión Integrada del Dominio Público Hidráulico

Universidad Politécnica de Madrid

E.T.S. Ingenieros de Montes

MESAS DE TRABAJO

Coordinación General: Marta González del Tánago

ALTERACIONES DE LOS REGÍMENES DE CAUDALES DE LOS RÍOS

Coordinación y Redacción del documento:

Diego García de Jalón. ETS de Ingenieros de Montes, UPM
Rafael Sánchez Navarro. Delta del Ebro, IRTA
Javier Serrano. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir

Participantes:

César Alcácer Santos. CENTA
Andrés del Campo García. FENACORE
Ernesto Cardoso Martín. Unión Nac. Pescadores Conservac.
Mariano Cebrián. Infraestructura y Ecología SL
Víctor Cifuentes. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir
Néstor Jiménez Torrecilla. Ebronautas
Gregorio López Sanz. Ayuntamiento de Casas Ibáñez, Albacete
Fernando Magdaleno. CEDEX
Bárbara Mora Navarro. ETS de Ingenieros de Montes, UPM
Antoni Munne. Agència Catalana de l'Aigua
Clemente Prieto. Iberdrola
Miguel Ángel Rubio López. ADIMAN

Madrid, Julio de 2007

PREÁMBULO AL DOCUMENTO

Este documento se inscribe dentro del **Plan Nacional de Restauración de Ríos** que el Ministerio de Medio Ambiente ha puesto en marcha. Entendemos que la “Restauración de los ríos” es una tarea en la que deben participar toda la sociedad española interesada, y cuyos aspectos técnicos se diluyen frente a los aspectos legales o socio-económicos, o simplemente lúdicos. Por ello, se ha pretendido desde su inicio desarrollar un proceso de debate abierto a toda la opinión pública, con el fin de que entre todos diseñemos un Plan de restauración que quede avalado por todos los usuarios y beneficiarios de los ríos.

Se han constituido 8 diferentes Mesas de Trabajo con temáticas específicas (Agricultura, Urbanismo, Regulación de Caudales, Alteraciones Geomorfológicas, Especies Introducidas, Conservación, Legislación y Economía, en las que participan personalidades representativas de las Administraciones (central, autonómica y municipal), Universidades y Centros de Investigación, principales grupos de usuarios del agua (Hidroeléctricas, Agricultores y regantes, Pescadores, empresas de aventura,..), Ecologistas, conservacionistas y Asociaciones locales.

El objetivo de estas Mesas consiste en la discusión y el intercambio de ideas, de cada problemática sectorial y entre todos los agentes involucrados, enfocados a encontrar actuaciones, medidas o compromisos posibles que faciliten recuperar el buen estado ecológico de nuestros ríos, como exige la DMA.

El documento que se presenta ha sido debatido en la **Mesa de Regulación de Caudales** a partir de un borrador inicial diseñado por los coordinadores de la Mesa y que posteriormente fue revisado y completado por todos los participantes hasta que gradualmente su contenido ha ido incluyendo todas las ideas que se querían reflejar, y que se perfilarán en el documento definitivo. A este respecto, algunos participantes desean dejar constancia de que su colaboración en esta Mesa de Trabajo no implica necesariamente su aceptación de todas las afirmaciones y propuestas contenidas en este documento.

El documento consta de una introducción y tres partes principales, la primera relativa a los efectos de la Regulación de Caudales sobre los ríos, a modo de revisión bibliográfica; la segunda relativa a la cuantificación o intensidad de dichos efectos en los ríos españoles; y la tercera, relativa a las propuestas que se han propuesto contemplar para disminuir las presiones y mejorar o restaurar los ríos respecto a la regulación de caudales.

ÍNDICE:

1. MARCO INTRODUCTORIO.....	4
1.1. LOS USOS DEL AGUA EN ESPAÑA.	
1.2. INFRAESTRUCTURAS HIDRÁULICAS EN ESPAÑA: LOS GRANDES EMBALSES.	
1.3. INFRAESTRUCTURAS HIDRÁULICAS EN ESPAÑA: LOS PEQUEÑOS AZUDES DE DERIVACIÓN DE CAUDALES	
2. LOS EFECTOS DE LA REGULACIÓN DE CAUDALES EN LOS RÍOS.....	10
2.1. INTRODUCCIÓN	
2.2. LA MODIFICACIÓN DEL RÉGIMEN DE CAUDALES	
2.3. LOS EFECTOS DE LAS ESTRUCTURAS DE REGULACIÓN EN LOS RÍOS	
2.3.1. PRESAS, EMBALSES Y PEQUEÑOS AZUDES DE DERIVACIÓN	
2.3.2. CANALES DE TRASVASE	
3. ANÁLISIS DE LAS CONDICIONES HIDROLÓGICAS DE LOS RÍOS ESPAÑOLES.....	41
3.1. LA SITUACIÓN DE LOS RÉGIMENES HIDROLÓGICOS DE LOS RÍOS ESPAÑOLES SEGÚN DIFERENTES FUENTES	
3.2. LA SITUACIÓN DE LOS CAUDALES ECOLÓGICOS EN ESPAÑA	
4. PROPUESTAS PARA DISMINUIR LAS PRESIONES Y MEJORAR O RESTAURAR LOS RÍOS RESPECTO A LA REGULACIÓN DE CAUDALES.....	49
4.1. LA GESTIÓN LIMNOLÓGICA DE EMBALSES Y TRASVASES	
4.2. LOS CAUDALES ECOLÓGICOS COMO INSTRUMENTO DE RESTAURACIÓN	
4.3. LA DEMOLICIÓN DE PRESAS	
4.4. ESTRATEGIAS PARA LAS DISMINUCIÓN DE PRESIONES	
4.4.1. Sector Regadíos	
4.4.2. Sectos Hidroeléctrico	
4.4.3. Sector Abastecimientos	
4.5. ESTRATEGIAS PARA LA CONCERTACIÓN SOCIAL	
5. BIBLIOGRAFÍA.....	61

1. MARCO INTRODUCTORIO

1.1. Los usos del agua en España

Según el Libro Blanco del Agua (MMA, 1998), el consumo anual según los usos del agua en España se distribuyen de la siguiente forma:

Regadío utiliza 24.100 Hm³, el 80% del consumo de agua.

Abastecimiento a núcleos urbanos, 4.300 Hm³/año, aproximadamente el 14% del consumo.

Industria, 1.647 Hm³/año, que representa el 5,5% del total consumido.

El uso urbano supone según la encuesta de la AEAS (1996) el 14% del consumo de agua. Este porcentaje se prevé que aumente por el desarrollo del turismo, precisamente en las zonas donde el agua es más escasa y se emplea con finalidades de ocio (zonas verdes, piscinas, campos de golf, etc.). Según las previsiones de los Planes Hidrológicos de cuenca, la demanda futura para uso industrial prevista se incrementará un 1,65% anual en el primer horizonte y un 0.73% en el segundo horizonte, si bien es difícil su predicción a medio y largo plazo.

En España, el 80% de los recursos hídricos se emplean en la agricultura. Según la encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivo del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2005), existen 3.500.000 Ha en regadío, de las que el 36,6% se riegan por gravedad, 16,4% por aspersión, 7,9% por automotriz y 38% por riego localizado (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2005). El aumento de la superficie de regadío que propone el Plan Nacional de Regadíos para el 2008 es de 228.518 Ha, a través del impulso del ritmo de terminación de las zonas regables en ejecución (138.365 Ha), estableciendo pequeños regadíos destinados a mejorar las condiciones del mundo rural (79.426 Ha), y fomentando la creación de nuevos regadíos por la iniciativa privada. Este aumento de zonas de regadío se debe a los altos rendimientos que presentan estos tipos de cultivos frente a los de secano.

Hoy existen 735.000 Ha en producción en las que las redes de distribución, básicamente de canales de tierra, tienen pérdidas de agua muy altas. A su vez, de 1.295.000 Ha regadas mediante acequias de hormigón, 392.000 Ha presentan graves problemas de conservación y mantenimiento. 1.281.000 Ha se siguen regando con métodos antiguos, como el riego a manta o de gravedad, y gran parte de ellos, con riegos por turnos.

Si las actuales conducciones de agua se arreglasen y tuviesen un adecuado mantenimiento, y se cambiasen los métodos de riego a manta por otros más modernos que economizan el agua que se utiliza, se conseguiría mejorar la eficiencia de gasto de agua en los campos españoles.

El régimen hidrológico de los ríos españoles (fundamentalmente los de la vertiente mediterránea) presentan una elevada irregularidad espacial y temporal. Para satisfacer las demandas de agua y controlar los efectos perjudiciales de las inundaciones, en España se han construido un gran número de presas que regulan en gran medida el caudal de nuestros ríos. La capacidad de los embalses en explotación y ejecución según el LBAE era en 1996 superior a 56.000 hm³ al año.

Según datos del Instituto Nacional de Estadística (INE), en 1999 se consumieron en España 22.771 Hm³ de agua, de los cuales 17.681 Hm³ se utilizaron para riego, 3.536 Hm³ estuvieron destinados a abastecimiento urbano y el resto, 1.554 Hm³, se destinó a uso industrial.

Uno de los posibles problemas relacionados con el consumo excesivo de agua radica en su bajo precio. El agua se considera un bien público y los gastos que ocasiona se cargan a la masa global de impuestos pagados entre todos los ciudadanos, mientras que el precio que se paga no cubre los gastos de extracción y tratamiento que se realiza para el consumo del agua. En la tabla 1 se exponen los datos medios de los costes que se paga por el agua en las ciudades principales de España en comparación con otras extranjeras.

Tabla 1.- Coste del suministro domiciliario del agua (incluyendo saneamiento integral) en diversas ciudades españolas y valores medios de dichos costes en las ciudades de diferentes países (datos Confederación Hidrográfica del Tago, 2002).

PAIS	€/m ³	CIUDAD	€/m ³
Dinamarca	3,64	Barcelona	1,37
Francia	3,50	Murcia	1,32
Holanda	3,42	Valencia	1,06
Inglaterra	3,37	Madrid	1,05
Finlandia	2,99	Bilbao	1,00
Suecia	2,82	Alicante	0,91
Bélgica	2,43	Málaga	0,86
Italia	2,36	Castellon	0,70
Alemania	1,87	Pamplona	0,69
España	1,14	San Sebastián	0,63
USA (Dallas)	0,51	Santander	0,61
MÉXICO	0,24	Logroño	0,58
CHINA (Beijing)	0,32	Avila	0,40

En el caso del regadío, los precios del agua no cubren en muchos casos los costes reales del agua que supone su puesta a pie de parcela, ni se considera en el precio que pagan los gastos equivalentes de la pérdida de la calidad del agua por la utilización de productos fitosanitarios, o por la salinización resultante de la sobre-explotación de los acuíferos cercanos al mar. Según el LBAE, para obtener una idea global del agua en regadío se puede considerar simplifcadamente que los regadíos tradicionales o las grandes transformaciones de iniciativa pública suelen ser los de menor coste del agua (en torno a 0.006-0.018 €/m³), otrosd riegos superficiales más tecnificados tienen precios mayores (0.030-0.060 €/m³), los regadíos con aguas subterráneas suelen alcanzar precios mayores (0.060-0.090 €/m³), los de aguas trasvasadas se sitúan entre los 0.120-0.150 €/m³, mientras que los regadíos altamente productivos alcanzan los mayores precios entre los 0.150-0.390 €/m³.

Según los regantes, la política del precio del agua no es un instrumento adecuado para reducir significativamente los consumos hídricos del regadío. La razón es que los consumos no se reducen hasta alcanzar unos precios elevados del agua, y tienen como consecuencia no deseada afectar gravemente a la renta de los agricultores.

La práctica de la reutilización de las aguas es escasa debido al rechazo de los potenciales usuarios. Según el LBAE, en España se reutilizan alrededor de 200 Hm³ anuales, los cuales se utilizan para riego. Este uso se da sobretudo en la costa mediterránea y del sur, la zona atlántica y en los archipiélagos.

Otros usos no consuntivos son los lúdicos (baños, rafting, piraguismo,..), la pesca, el senderismo, o la observación de la naturaleza, que en general son minusvalorados por los técnicos de las Demarcaciones Hidrográficas, como usuarios del río frente a los usuarios

convencionales, sobre todo en la toma de decisiones (asambleas de usuarios, fijación de desembalses)

1.2. Infraestructuras hidráulicas en España: los grandes embalses

La política del agua en España se ha basado en el aumento de recursos hídricos (oferta hídrica), lo que ha hecho que España sea el cuarto país del mundo con un mayor número de grandes presas (1.200) y que apenas queden ríos sin regular.

Desde el punto de vista cuantitativo, la afección más significativa es sin duda la merma de los caudales circulantes debida a las detracciones del agua para los usos consuntivos. Como es bien conocido, la mayor utilización consuntiva del agua en España es para los riegos, siendo un porcentaje muy alto de ese agua devuelto a la atmósfera mediante la evapotranspiración desde las zonas de regadío. Los usos urbanos e industriales en España representan una proporción consuntiva mucho menor que la de los usos agrícolas, mientras que el uso energético es poco consuntivo en la producción de energía eléctrica (pérdidas en canales de derivación y en embalses), y en el caso de centrales térmicas y nucleares son significativas las pérdidas por evaporación en los sistemas de refrigeración.

El número de presas actualmente en servicio supera el millar, con una capacidad de almacenamiento total por encima de los 54.000 hm³, que supera los 56.000 hm³ si se contabilizan los embalses en ejecución (Ministerio de Medio Ambiente, 2006).

Como puede observarse en las figuras 1.1 y 1.2, el ritmo de ejecución de estas infraestructuras fue particularmente intenso en las décadas de los años 50 y 60, durante los cuales la capacidad de almacenamiento se elevó desde unos 6.000 hasta unos 37.000 hm³, con una media entre 1955 y 1970 de casi 2000 nuevos hm³ cada año.

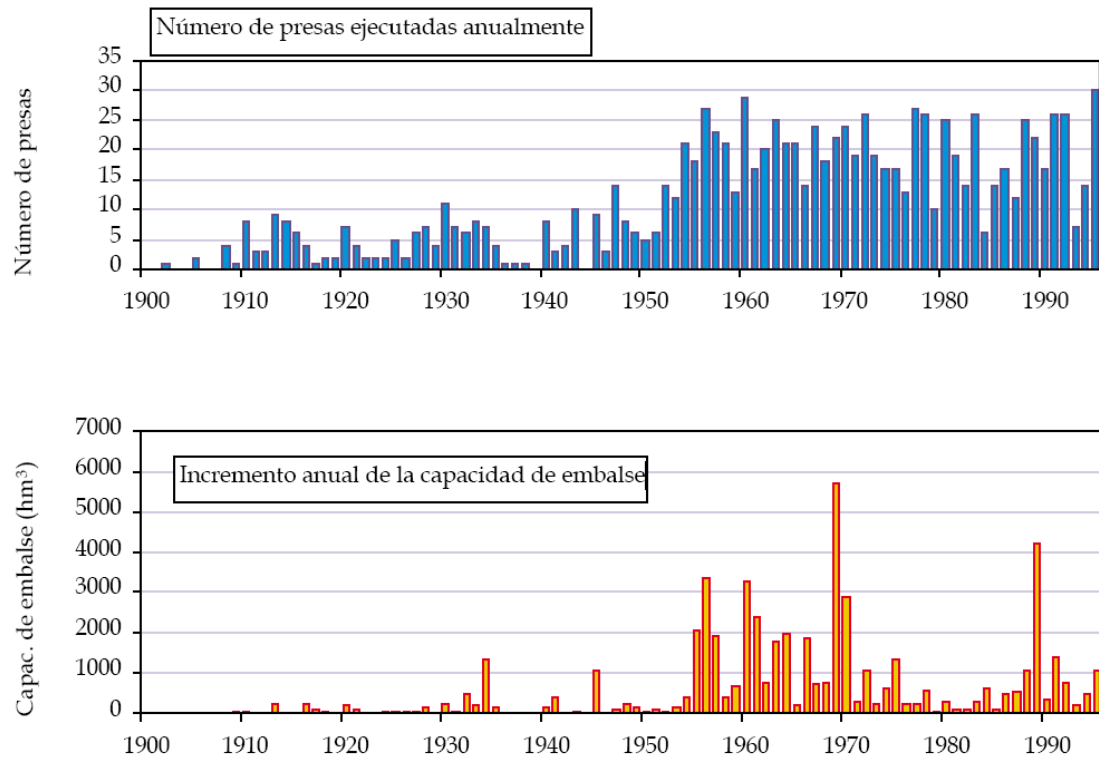


Figura 1.1. Número de presas ejecutadas anualmente e incremento anual de la capacidad de embalse.

Pueden apreciarse dos etapas claramente diferenciadas en la evolución del número presas. Hasta 1955 se sostiene un ritmo de unas 4 presas anuales, pasando de las cerca de 60 presas existentes a comienzos de siglo hasta unas 270 en 1950. A partir de ese año, y hasta hoy, el ritmo se acelera considerablemente, llegando a ejecutarse unas 20 presas/año hasta alcanzar el parque existente actualmente.

La capacidad de embalse evoluciona de manera similar, aunque con algunas diferencias. Hasta 1950 la capacidad de embalse varía de forma análoga al número de presas pero, a partir de ese año y hasta 1970, la capacidad crece más rápidamente que el número de presas, al construirse en ese periodo presas de gran capacidad. Desde 1970 el crecimiento de la capacidad vuelve a ser menor hasta finales de los ochenta, en que entra en funcionamiento la presa de la Serena.

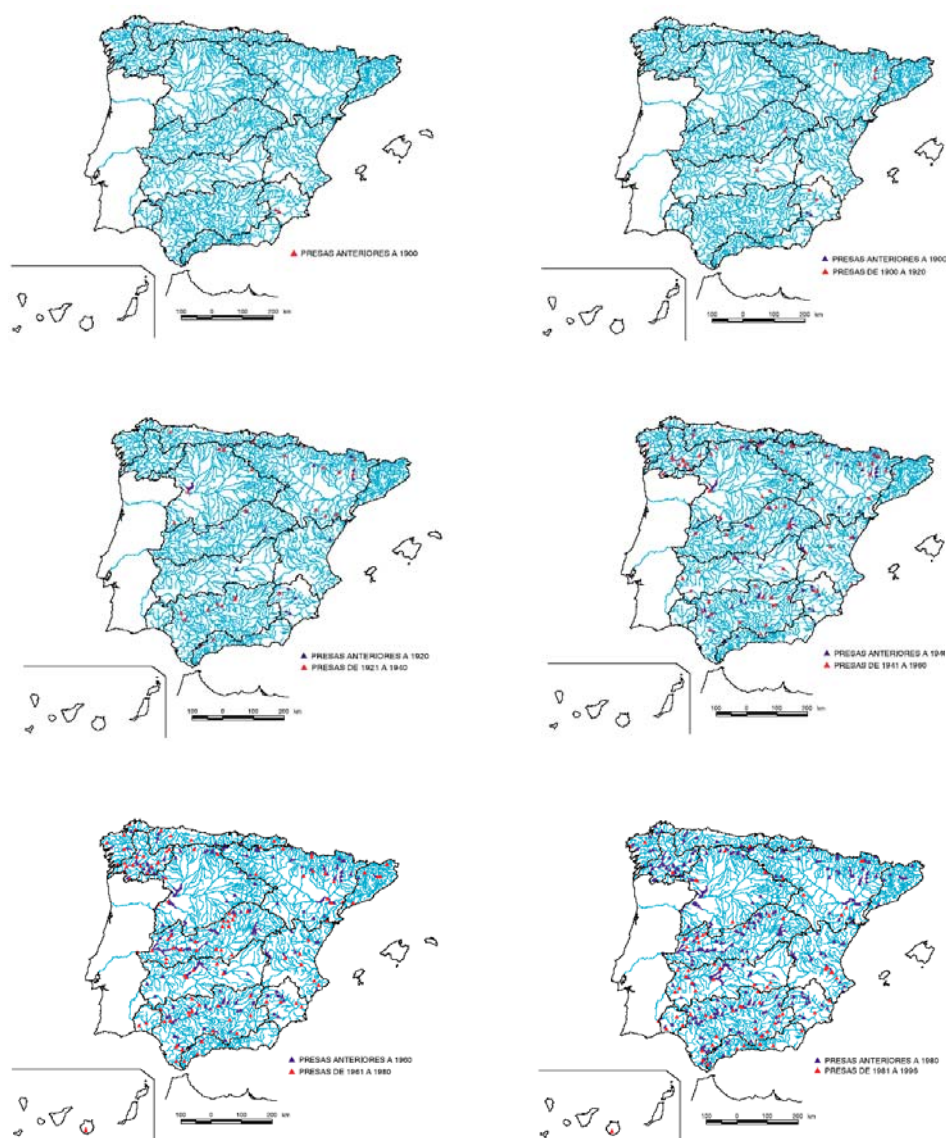


Figura 1.2. Evolución del número distribución de las presas construidas a lo largo del último siglo.

1.3. Infraestructuras hidráulicas en España: los pequeños azudes de derivación de caudales

Existen también en España numerosas infraestructuras de pequeña entidad, pequeñas presas y azudes para el regadío y la derivación de caudales, sin capacidad de regular de manera importante el flujo de caudales circulantes, pero que ocasionen graves alteraciones en el régimen de caudales circulantes, llegando a secar largos tramos fluviales debido a la constante derivación de caudales.

Se conocen pocos inventarios exhaustivos sobre la ubicación y caracterización de estas infraestructuras a lo largo de los ejes fluviales españoles, aunque en algunos tramos de especial protección para la pesca o refugio de especies protegidas se han realizado inventarios

y programas de restauración y minimización del impacto. Este es el caso de las cuencas internas de Cataluña, donde la aprobación por parte del Gobierno Autonómico del Plan Sectorial de Caudales Ambientales ha puesto de manifiesto la gran cantidad de pequeñas infraestructuras de derivación de caudales, básicamente para usos hidroeléctricos y pequeños abastecimientos y regadíos. Gran parte de los ríos de las cuencas catalanas, sobretudo en sus cuencas internas, padecen graves alteraciones hidromorfológicas, problemas de conectividad longitudinal y falta de hábitats adecuados como consecuencia de numerosas derivaciones de caudal o captaciones que alteran el régimen hidrológico sin garantizar, en muchos casos, un régimen de caudales adecuados para sostener una buena estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Munné y Prat, 2006; Munné *et al.*, 2007).

En Cataluña, se han identificado mas de 900 azudes y pequeñas presas de derivación de caudales sobre una red fluvial analizada de 4000 km. (Figura 1.3), donde se han detectado 190 tramos fluviales con graves problemas por falta de caudales mínimos circulantes. 130 de estos tramos se encuentran en las cuencas internas de Cataluña, 52 en las cuencas catalanas del Ebro, y 8 en la cabecera catalana del Garona (Valle de Aran). Dentro de las cuencas internas de Cataluña, las cuencas más impactadas, con diferencia, son el Llobregat (con 63 tramos conflictivos), el Ter (con 34) y el Fluvià (con 17), y la situación más crítica se localiza en el Llobregat y Cardener, donde un 33 % de los puntos con problemas de caudales circulantes presentan un impacto entre severo y crítico (llegan a dejar el río completamente seco). Al mismo tiempo, algunos tramos fluviales como el Llobregat por debajo del embalse de la Baells, el Ter en su tramo alto y medio, o el Fluvià en su tramo medio, llegan a presentar una minicentral hidroeléctrica por kilómetro de río, y porcentajes de entre el 70 y el 96 % del tramo fluvial afectado por la derivación de caudal o por la interrupción del flujo y almacenamiento de agua en el lecho (modificación del hábitat fluvial).

Con respecto a los tipos de usos que provocan detracciones significativas y falta de caudales circulantes a causa de las derivaciones de caudales, destacan el uso hidroeléctrico, sobre todo la minihidráulica (< 10 Mw de potencia instalada). El 87,4 % de los tramos que presentan problemas por falta de caudales adecuados o ambientales en las cuencas internas de Cataluña son causados por el uso hidroeléctrico, mientras que otros usos, como el regadío o el abastecimiento, son causa del 9% y del 3% respectivamente.

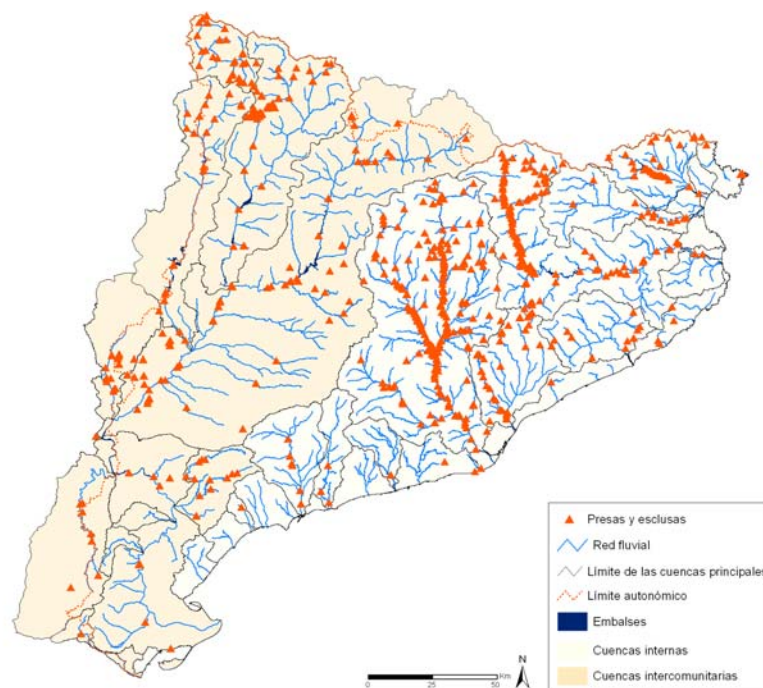


Figura 1.3. Situación de los principales azudes y presas en los ejes fluviales de Cataluña (Agència Catalana de l'Aigua, 2005).

2. LOS EFECTOS DE LA ALTERACIÓN DE CAUDALES EN LOS RÍOS

2.1. Introducción

El conjunto de procesos hídricos que han tenido o tendrían lugar en la naturaleza en total ausencia de intervención humana (es decir, como si no existiese la humanidad sobre la tierra) constituye el ciclo hidrológico en régimen natural.

Los recursos naturales generados internamente en un territorio cualquiera son los que se producen a partir de la precipitación, comprendiendo tanto la escorrentía superficial directa como la recarga a los acuíferos. En la figura 2.1 se muestran las cifras globales agregadas de los principales flujos en régimen natural para el territorio español (en km³/año), y, por tanto, los elementos fundamentales de su balance hídrico.

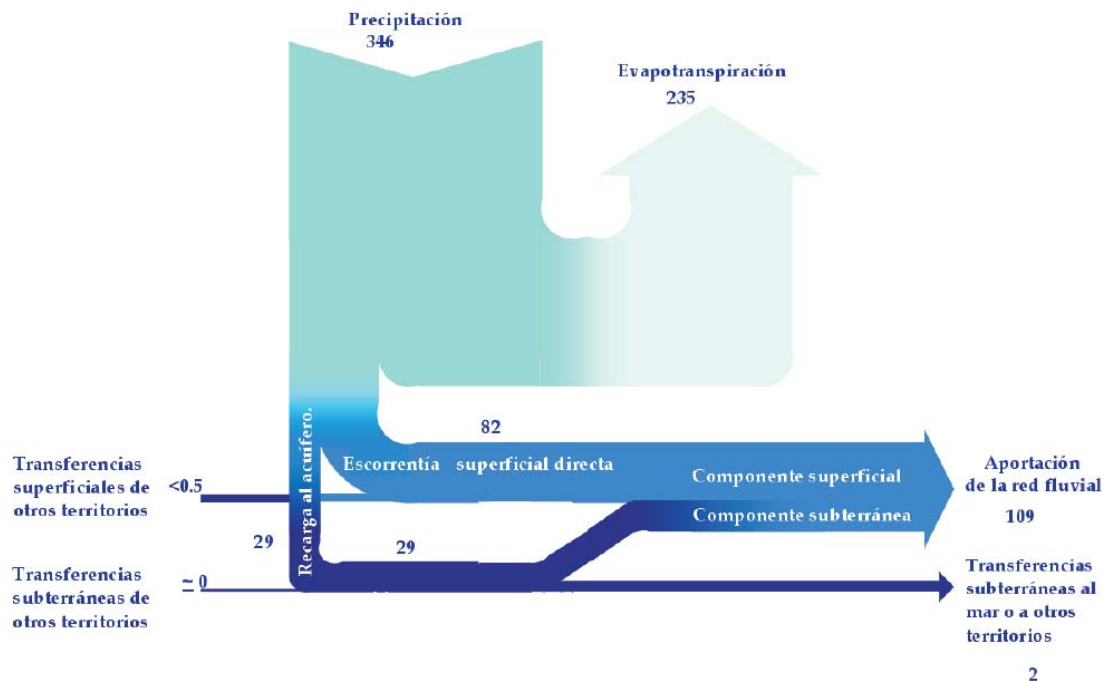


Figura 2.1. El ciclo hidrológico en régimen natural. FUENTE: LBAE, 1998.

El establecimiento de las ciudades, la producción de alimentos mediante la agricultura de regadío, o la producción de energía han exigido derivar las aguas de sus lugares naturales - ríos, lagos o acuíferos- modificando la circulación que habrían tenido de no mediar intervención humana. En muchas regiones estas intervenciones locales han sido muy intensas y han dado lugar a una circulación del ciclo que resulta, en muchos casos, absolutamente distinta de la que se produciría en el régimen natural. Esta circulación real, resultante de los flujos y almacenamientos naturales modificados por las acciones antrópicas, constituye el ciclo hidrológico en régimen afectado.

En la figura 2.2 se muestran esquemáticamente distintos ejemplos de afección al régimen natural, en su sentido clásico, debidos a la presencia de un embalse de regulación, de unos pozos en el acuífero, de una central térmica, de una ciudad y de una zona de regadíos.

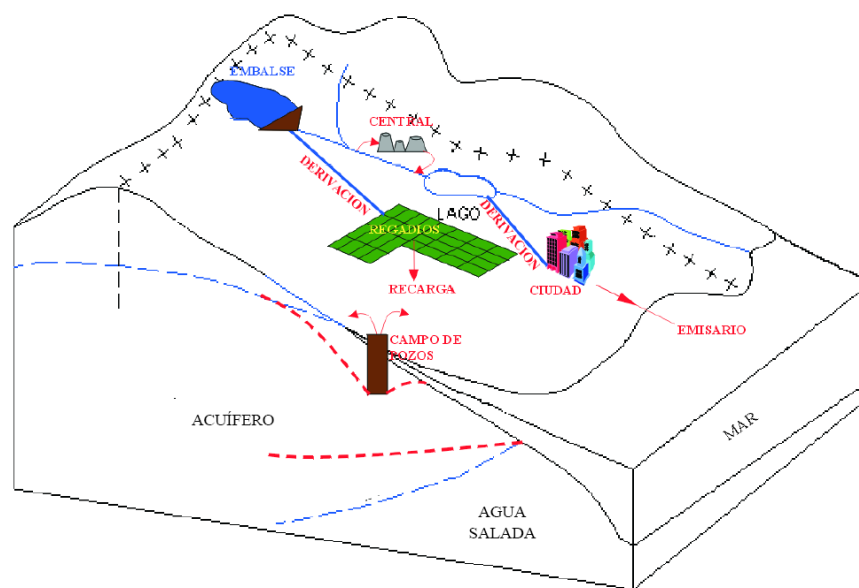


Figura 2.2. Ejemplos de afección al régimen natural del ciclo hidrológico. FUENTE: LBAE, 1998

El embalse de regulación supondrá una modificación del régimen hidrológico del río para adaptarlo a las demandas y mermará sus aportaciones como consecuencia de la evaporación. Los pozos que bombean agua del acuífero darán lugar a un descenso de los niveles piezométricos, el cual afectará a los caudales del río y podrá inducir a su vez, dada la proximidad de los pozos a la costa, una penetración del frente de intrusión salina. La central térmica derivará caudales para su refrigeración, los cuales al ser devueltos al río podrán ver aumentada su temperatura. El agua aplicada para los regadíos y utilizada por las plantas supondrá una disminución del recurso, mientras que la no consumida retornará a los ríos y acuíferos viendo alterada su calidad, al adquirir nuevos elementos procedentes de fertilizantes, insecticidas, pesticidas, etc. El agua detraída para el abastecimiento de la ciudad también se consumirá en parte, retornando el resto para ser depurada y evacuada al mar.

La incorporación de los recursos naturales por parte del ser humano y de las actividades económicas para la producción de los bienes y servicios trae consigo en numerosas ocasiones consecuencias adicionales no deseadas, tanto sobre el propio medio natural como sobre la sociedad. En el caso del agua, la explotación de los recursos hídricos supone fundamentalmente su detracción del medio natural para ser utilizada (disminución de la cantidad circulante aguas abajo), la modificación de su régimen de caudales natural (regulación), y la degradación de su calidad (contaminación).

La alteración del régimen de caudales se considera muchas veces como la amenaza más seria para la sostenibilidad ecológica de los ríos y sus humedales asociados (Naiman *et al.*, 1995; Ward *et al.*, 1999). La modificación del régimen natural de caudales afecta tanto a las especies acuáticas como a las riparias en los arroyos y ríos de todo el mundo. Esta modificación interrumpe además el equilibrio dinámico que existe entre el movimiento del agua y el movimiento de los sedimentos que tiene lugar en los ríos no regulados (Dunne and Leopold, 1978), alterando los procesos naturales de erosión, transporte y depósito de los sedimentos.

2.2. La modificación del régimen de caudales

Los regímenes de caudales de los ríos muestran pautas que vienen en gran parte determinadas por el tamaño del río y su cuenca, y por las variaciones geográficas del clima, la geología, la topografía y la cubierta vegetal.

Según Poff *et al.* (1997), hay cinco componentes críticos del régimen de caudales que regulan los procesos ecológicos de los ecosistemas fluviales: la magnitud, la frecuencia, la duración, la época y la tasa de cambio:

La **magnitud** de un caudal en un intervalo de tiempo dado es simplemente la cantidad de agua que se mueve a través de un lugar por unidad de tiempo. La magnitud se puede referir tanto a caudales absolutos como a relativos, por ejemplo la cantidad de agua que inunda la llanura de inundación o el caudal máximo o mínimo que pasa por un punto. Las magnitudes máximas y mínimas de caudal varían con el clima y el tamaño de la cuenca.

La **frecuencia** del caudal se refiere a cuántas veces tiene lugar un caudal por encima de una magnitud dada en un intervalo de tiempo específico. La frecuencia está relacionada inversamente con la magnitud. Por ejemplo, el caudal de 100 años es igualado o superado una vez cada 100 años, esto es, hay una probabilidad de 0.01 de que ocurra en cada año. Analizando caudales de varios años en un río se puede estimar con qué frecuencia ocurre una inundación o sequía de una magnitud dada.

La **duración** es el periodo de tiempo asociado a una condición de caudal específica. La duración se puede referir a un evento particular, por ejemplo una llanura de inundación se inundará un número específico de días para la inundación de los 10 años, o se puede expresar sobre un periodo de tiempo específico, por ejemplo el número de días al año en los que un caudal dado supera un valor dado.

La **estacionalidad** (*timing*) de un caudal de una magnitud dada se refiere a la regularidad con la que ocurre dicho caudal. Esta regularidad se puede definir formal o informalmente y con referencia a distintas escalas de tiempo. Por ejemplo, los caudales punta anuales pueden ocurrir con una previsibilidad estacional baja o alta.

La **tasa de cambio** (*flashiness*) se refiere a con qué rapidez cambia un caudal de una magnitud a otra. Los arroyos efímeros tienen tasas de cambio rápidas, mientras que aquellos estables tienen tasas de cambio lentas.

Según Poff *et al.* (1997), estos cinco componentes del régimen de caudales se pueden usar para caracterizar el rango completo de caudales y también fenómenos hidrológicos específicos, como avenidas o caudales bajos, que son críticos para la integridad de los ecosistemas fluviales. Además, al definir de este modo los caudales, se pueden considerar de forma explícita las consecuencias físicas y ecológicas de actividades humanas particulares que modifican uno o más componentes del régimen de caudales.

Los caudales naturales crean y mantienen la dinámica de las condiciones y hábitats del cauce y la llanura de inundación, que son esenciales para las especies acuáticas y de ribera (Poff *et al.*, 1997). Los cinco componentes del régimen de caudales interactúan de forma compleja para regular los procesos geomorfológicos y ecológicos, y la alteración de cada uno ellos tiene gran variedad de efectos negativos en los ecosistemas fluviales, que son los que se exponen a continuación:

Alteraciones en la magnitud y la frecuencia:

La regulación de caudales suele llevar asociada una reducción en la magnitud de los caudales, como la que tiene lugar aguas abajo de los embalses de regadío y abastecimiento. Además de una reducción en la magnitud, tiene lugar una estabilización de los caudales, lo que da lugar a entornos constantes que carecen de extremos naturales, ya que disminuyen las crecidas en magnitud y frecuencia (figura 2.4).

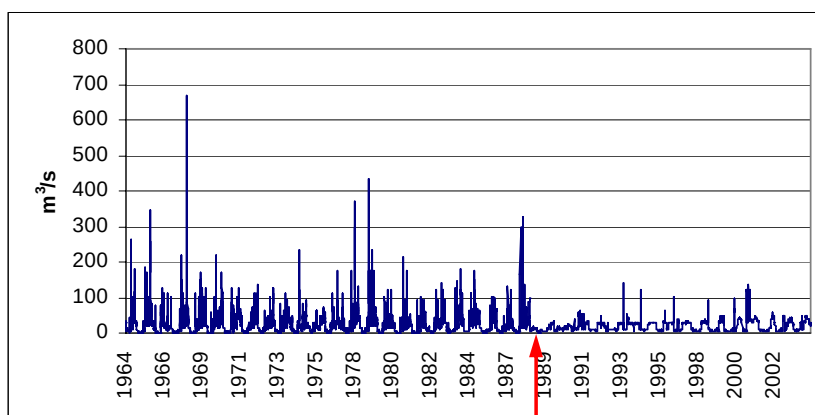


Figura 2.4. Estabilización de los caudales a partir del año 1988 del río Esla en Las Salas como consecuencia de la construcción de la presa del Riaño (datos de la estación de aforos 2102).

La estabilización de los caudales favorece un mayor desarrollo ciertos organismos acuáticos, tanto del perifiton como de la vegetación macrofítica sumergida, ya que se estabiliza el sustrato en el que vegetan. Los macroinvertebrados también suelen aumentar cuantitativamente con esta estabilización. Además, los salmónidos y otros peces que frezan en épocas de crecidas pueden verse favorecidos con la estabilización, al eliminarse un factor de riesgo que amenaza a la cría del año.

Pero aunque la producción de algunas especies aumenta enormemente gracias a la estabilización de los caudales, lo normal es que esto sea a costa de las especies nativas (Ward & Stanford, 1979). Por ejemplo, en el caso de los peces, muchas especies de aguas lénticas han invadido de forma intensa los ríos estabilizados. A menudo, estos peces suelen ser depredadores que eliminan a los nativos, viéndose amenazadas las especies de interés comercial (Stanford *et al.*, 1996). En el caso de los macroinvertebrados, su diversidad se ve notablemente disminuida, ya que la estabilidad favorece la dominancia de aquellas especies mejor dotadas para vivir en esas condiciones concretas, en detrimento de otros taxones, que dejan de ser competitivos. En efecto, la diversidad de macroinvertebrados será menor cuanto menos perturbaciones haya en el río, como se ve en la figura 2.5, debido a las interacciones competitivas que tienen lugar (Hershey y Lamberti, 1998).

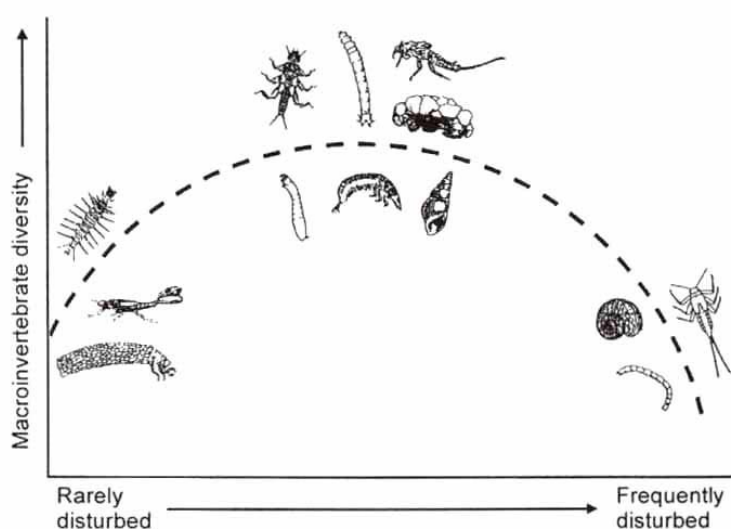


Figura 2.5. Relación entre la diversidad de macroinvertebrados en un río y el grado de perturbación de ecosistema (Hershey y Lamberti, 1998)

Al estabilizar los caudales se reduce además la magnitud y frecuencia de los caudales que inundan las riberas, eliminándose las perturbaciones que suponen las crecidas, y reduciéndose los niveles de la capa freática. Según Nilsson y Berggren (2000), las especies pioneras de ribera están adaptadas a los procesos de erosión y sedimentación, a soportar las avenidas y a la baja fertilidad del suelo, ya que tienen semillas que se dispersan fácilmente, germinan rápido, y el crecimiento de las raíces y en altura también es rápido. La pérdida de caudales elevados da lugar a la estabilización del cauce, con un sustrato más estable y unas orillas y márgenes más determinados por la constancia del nivel del agua, lo que resulta en un aumento de especies no propias de las riberas, que en condiciones naturales serían arrastradas por la corriente (Ligon *et al.*, 1995). Por otra parte, la pérdida de las avenidas reduce el aporte de agua y nutrientes a la llanura de inundación, lo que llega a modificar enormemente las comunidades de ribera, ya que al no recargarse la capa freática puede tener lugar desecación de las plantas, crecimiento reducido, y fallo en el establecimiento de las semillas (Stromberg, 1996). Esta falta de regeneración de las plantas pioneras por la estabilización de los caudales lleva a una sucesión hacia estados más envejecidos y menos productivos del bosque de ribera (Nilsson & Berggren, 2000).

La reducción de la magnitud y la frecuencia de los caudales altos tienen también consecuencias geomorfológicas. Si los caudales no tienen fuerza suficiente para transportar los sedimentos que llegan de los afluentes o de otras fuentes situadas aguas abajo de las presas, tiene lugar un depósito de sedimentos en el lecho del río (Petts, 1984; Sear, 1995; Kondolf, 1997). Las partículas finas se depositan en las gravas, por lo que estos hábitats se vuelven inutilizables para muchos organismos (Bednarek, 2001). Esto provoca altas tasas de mortalidad en las fases de ciertas especies sensibles a la sedimentación, como los huevos y larvas de muchos invertebrados y peces (Poff *et al.*, 1997). Por ejemplo, los sedimentos finos se depositan en las gravas donde los salmónidos acuden a frezar, dificultando su reproducción (Kondolf, 1997). Por otra parte, el depósito de los sedimentos da lugar a una estabilización del cauce y, por lo tanto, un estrechamiento del mismo (Johnson, 1994), lo que tiene una relevancia clave en el aumento de daños por inundaciones, al encontrarse las grandes avenidas con unos cauces muy disminuidos. La estabilidad da lugar a cambios en la forma en planta del cauce y formación reducida de barras de sedimentos (*point-bars*), de meandros abandonados y de canales secundarios (Chien, 1985).

Alteraciones en la estacionalidad:

Los ciclos de vida de muchas especies están programados para evitar o bien aprovechar los caudales de magnitudes variables (Poff *et al.*, 1997). Es por ello que los cambios en la época de las avenidas suponen una pérdida de los caudales punta estacionales, como ocurre aguas abajo de los embalses de regadío, siendo los caudales más altos de lo normal en las épocas de estiaje y más bajos en invierno (figura 2.6), lo que tiene efectos negativos tanto en los ecosistemas acuáticos como en las especies de ribera.

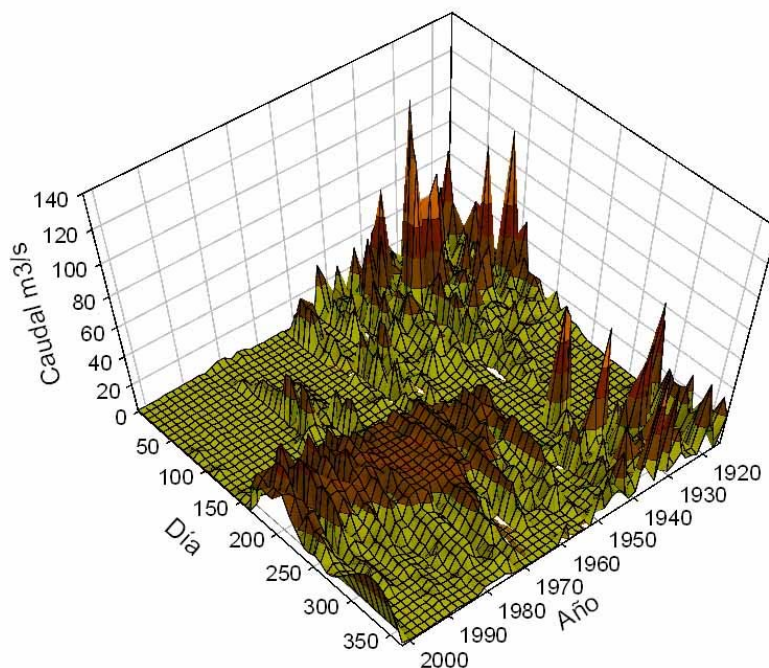


Figura 2.6. Cambios en la estacionalidad de las avenidas en el río Ebro a la altura de Arroyo como consecuencia de la construcción del embalse del Ebro en el año 1945 (datos de la estación de aforos 9026).

El retraso en las avenidas puede alterar de forma negativa las comunidades acuáticas. Por ejemplo, para aquellos que se reproducen en o cerca del agua pueden quedar destruidas sus puestas y larvas. Además, aquellas especies de peces cuyos ciclos dependen de los picos estacionales ven interrumpido el desove, la incubación y la migración, lo que disminuye los tamaños de las poblaciones (Næsje *et al.*, 1995). Como consecuencia de todo esto, la cadena alimentaria acuática se ve también modificada (Wootton *et al.*, 1996), lo que tiene efectos indirectos sobre el resto de los organismos.

En cuanto a la vegetación de ribera, muchas especies tienen ciclos adaptados a los caudales punta estacionales, y la pérdida de los mismos puede dificultar la colonización de las especies, reducir las tasas de crecimiento o llevar invasión de especies exóticas con menos necesidades específicas para la germinación (Poff *et al.*, 1997). Muchas especies de ribera tienen adaptaciones fenológicas para dispersar las semillas en sincronización con ciertos aspectos del régimen hidrológico que asegure el transporte de las mismas por el agua en el momento en el que las condiciones para la regeneración son más favorables (Merrit & Wohl, 2006). Es por ello que la época de las avenidas es un factor muy importante para la regeneración. Los caudales punta tienen que preceder a la dispersión de las semillas para posibilitar su transporte aguas abajo y para que las plántulas no se las lleve la corriente una vez hayan germinado (Hughes & Rood, 2003). El momento en el que se dan estas las avenidas suele ser algo variable, pero dentro de una región dada, las plantas autóctonas suelen estar adaptadas a las variaciones de caudal que tienen lugar en los ríos no regulados y sincronizadas con el caudal punta (Mahoney & Rood, 1998). La regulación del régimen de caudales da lugar a alteraciones en la época de las avenidas creando un calendario artificial que dificulta por tanto la colonización de la vegetación de ribera y promueve la invasión del cauce por parte de especies exóticas, que al tener menos necesidades específicas para la germinación, compiten con las especies nativas (Hughes y Rood, 2003).

Alteraciones en la duración:

Para las especies acuáticas, caudales prolongados de niveles particulares tienen efectos negativos. Según Robertson (1997), los caudales altos prolongados pueden desplazar las puestas de ciertos organismos aguas abajo a lugares donde no pueden sobrevivir. Además, las

inundaciones prolongadas hacen que desaparezcan los remansos, que constituyen los hábitats de muchas especies acuáticas (Bogan, 1993).

La vegetación de ribera responde de forma dramática a los caudales bajos prolongados, ya que producen estrés fisiológico en estas especies. La falta de agua durante largos periodos de tiempo da lugar a tasas de crecimiento reducidas, cambios morfológicos en la vegetación e incluso mortalidad (Rood *et al.*, 1995). Debido a esto la cubierta vegetal queda reducida y disminuye la diversidad (Poff *et al.*, 1997). Por otra parte, las avenidas prolongadas también llevan a mortalidad de las especies de ribera, ya que muchas no pueden soportar la anegación durante periodos largos, reduciendo la riqueza en especies y el grado de cobertura (Pettit *et al.*, 2001).

Alteraciones en la tasa de cambio:

La tasa de cambio de los niveles de caudal puede influir en la persistencia y coexistencia de las especies (Poff *et al.*, 1997). Por una parte, cambios rápidos en el nivel del río inducidos de forma artificial por las presas hidroeléctricas, en las que durante el día los caudales circulantes son elevados pero bajos durante la noche, cuando el consumo es menor (figura 2.7), provocan lavado y varado de las especies acuáticas. Estas oscilaciones bruscas sólo se dan en la naturaleza de forma episódica, por lo que no existen organismos adaptados a ellas, siendo la consecuencia general la pérdida de especies sensibles a estas variaciones (Gehrke *et al.*, 1995).

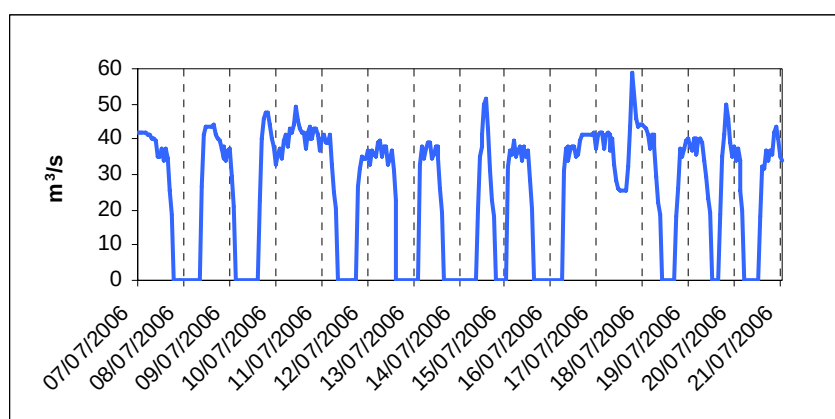


Figura 2.7. Variación diaria del caudal del río Segre en Serós, aguas abajo de la presa hidroeléctrica de Uchesa (datos de la estación de aforos 9025)

Los macroinvertebrados bentónicos, así como aquellas especies asociadas con macrófitas y con el perifiton, son arrastrados con los aumentos súbitos del nivel del agua, y por el contrario, cuando las turbinas dejan de funcionar, quedan varados en las orillas o se ven aislados de la corriente en charcas, teniendo lugar altas tasas de mortalidad (Petts, 1984). Como consecuencia, tiene lugar un desplazamiento de las especies típicas, que se ven remplazadas por otras que toleran las variaciones frecuentes en los caudales (Poff, 1997). Así, la fauna queda reducida a especies tolerantes a fuertes corrientes en el centro del cauce, o capaces de desplazarse rápidamente a posiciones de refugio frente a la corriente, o que en las cercanías de las orillas puedan sobrevivir a las fases de sequía en los intersticios del lecho (García de Jalón, 1992). Como consecuencia de todo esto, la comunidad macrobéntica queda rápidamente empobrecida en densidad, riqueza faunística y diversidad. Esto tiene un efecto indirecto en las comunidades piscícolas, que se verán afectadas a través de sus recursos alimentarios, ya que su dieta está basada principalmente en los macroinvertebrados que habitan en el fondo (García de Jalón, 1992).

Por otra parte, el retroceso acelerado de las avenidas dificulta el establecimiento de las semillas, ya que la supervivencia de las plántulas viene determinada por la tasa de recesión de las avenidas y del nivel freático de la llanura de inundación (Rood *et al.*, 1995). Las plántulas dependen de la humedad del suelo y de la altura de la capa freática para su supervivencia,

puesto que son especialmente vulnerables a la sequía (Stromberg *et al.*, 1997). Por ello necesitan tasas de recesión graduales de modo que el crecimiento de la raíz de las plántulas permita el contacto de las mismas con la capa freática (Rood *et al.*, 1995).

2.3. Los efectos de las estructuras de regulación en los ríos

Desde la antigüedad el hombre ha modificado los regímenes de caudales para obtener agua para regadío o para energía motriz. Pero es en las últimas décadas cuando la regulación de caudales ha adquirido especial importancia a raíz de la construcción de grandes presas y canales de trasvase.

2.3.1. Presas, embalses y pequeños azudes de derivación

Aproximadamente dos tercios de las aguas que fluyen a los océanos se encuentran reguladas por más de 40.000 grandes presas, definidas por la Comisión Internacional de Grandes Presas (ICOLD) como de más de 15 m de altura o que con más de 5 metros tiene un volumen de embalse de más de 3 hm³, y más de 800.000 de presas pequeñas (McCully, 1996). Estas estructuras se construyen para producir energía hidroeléctrica, para asegurar agua con fines agrícolas, industriales y domésticos, o para proteger frente a las avenidas. Pero su presencia en los ríos ha transformado la estructura de los ecosistemas fluviales y los procesos de las aguas corrientes y de los entornos asociados a ellos en todo el mundo. Las presas producen impactos en los ecosistemas fluviales en muy diversas formas: alteran los ciclos naturales de caudales, transforman las características físicas y biológicas del agua, los cauces y las llanuras de inundación, y fragmentan la continuidad de los ríos (Petts, 1984; Yeager, 1994; Ligon *et al.*, 1995; Stanford *et al.*, 1996; Poff *et al.*, 1997).

Las presas son los modificadores más obvios del caudal de los ríos. Según los usos que se planifique dar al recurso agua regulado por el embalse, tendremos diferentes regímenes de caudales en los tramos aguas abajo. Los tipos de aprovechamiento más usuales son:

Producción hidroeléctrica, caracterizados por mantener un nivel de agua en el embalse relativamente constante (figura 2.8) y realizar frecuentes sueltas con variaciones bruscas de caudal (figura 2.7).

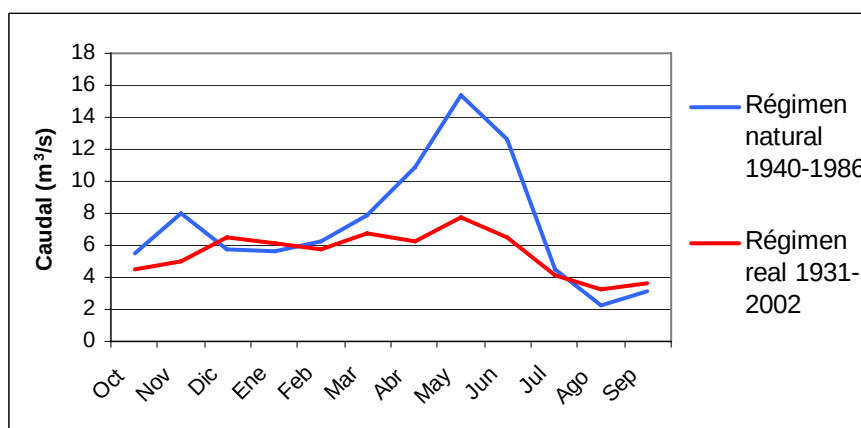


Figura 2.8. Comparación del régimen natural y el régimen real de caudales que resulta del aprovechamiento hidroeléctrico en el río Aragón aguas arriba de Jaca (datos obtenidos de la serie mensual de aportaciones simuladas según el modelo Sacramento para el Estudio de Recursos de la Cuenca del Ebro y de la estación de aforos 9018).

Regadío, caracterizados por tener fuertes oscilaciones estacionales del nivel de las aguas del embalse, y realizar sueltas altas en los meses de estiaje, mientras que los de invierno son menores (figura 2.9).

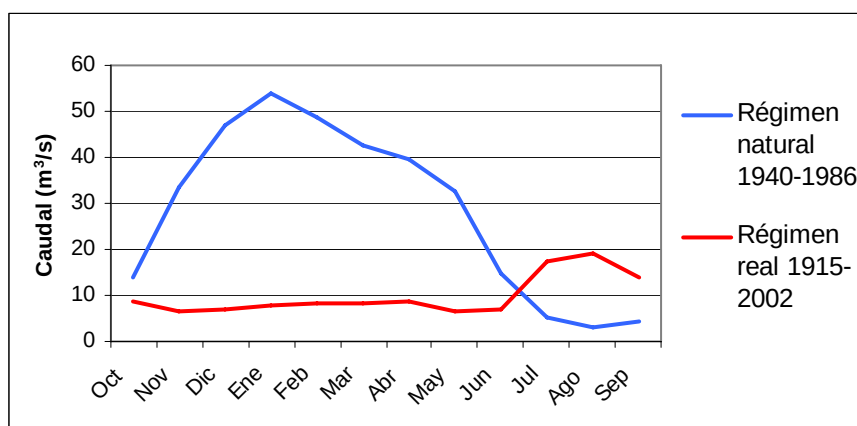


Figura 2.9. Comparación del régimen natural y el régimen real de caudales del río Ebro en Arroyo, aguas abajo del embalse del Ebro, que resulta del uso del agua para regadío que se hace en dicho embalse (datos obtenidos de la serie mensual de aportaciones simuladas según el modelo Sacramento para el Estudio de Recursos de la Cuenca del Ebro y de la estación de aforos 9026).

Abastecimiento, caracterizados por tener una conducción del embalse al centro de consumo, por lo que en muchas ocasiones el cauce aguas abajo se queda con unos caudales circulantes muy reducidos (figura 2.10).

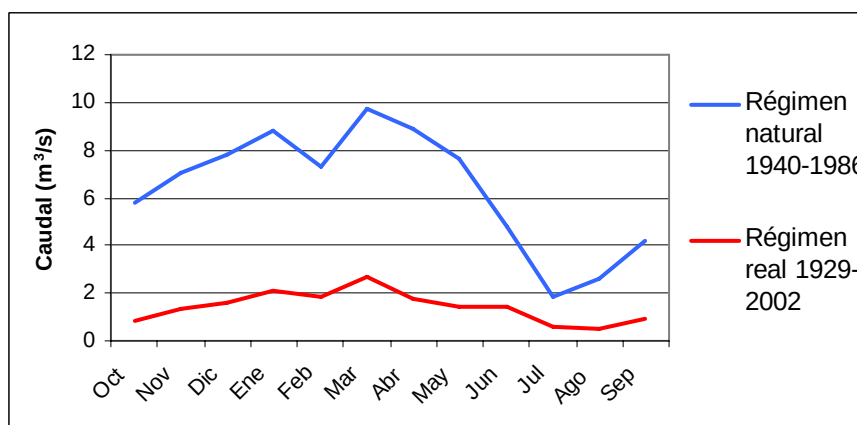


Figura 2.10. Comparación del régimen natural y el régimen real de caudales en el río Guatzalema a la altura de Peralta de Alcofea, que resulta del uso para abastecimiento de la ciudad de Huesca del embalse de Vadiello (datos obtenidos de la serie mensual de aportaciones simuladas según el modelo Sacramento para el Estudio de Recursos de la Cuenca del Ebro y de la estación de aforos 9032).

Laminación de avenidas, caracterizados por mantener vacío el vaso dedicando su capacidad de embalse a la retención de los volúmenes extraordinarios aportados durante las avenidas. En España es muy poco frecuente que se realicen presas exclusivamente para laminación de avenidas, siendo lo normal que su uso sea múltiple, estando entre una de sus funciones la de laminación. En estos casos, los embalses no se tienen vacíos, sino que dedican una parte de su capacidad, llamada "resguardo", a la retención parcial de los volúmenes extraordinarios

aportados durante las avenidas, principalmente por motivos de seguridad para evitar que la presa vierta por coronación.

Transvases, caracterizados por acumular recursos hídricos de otras cuencas, por lo que los tramos aguas abajo soportan caudales superiores a los normales. También los hay que acumulan para transferir a otras cuencas, por lo que debajo de los mismos circulan caudales reducidos.

En España, caracterizada por un régimen hidrológico muy irregular, se han construido numerosas presas para paliar las consecuencias de la sequía y las inundaciones, y para garantizar la disponibilidad de agua tanto para el abastecimiento como para las actividades económicas. Actualmente hay más de 1200 grandes presas construidas, con más de 54.000 hm³ de agua embalsada (Ministerio de Medio Ambiente, 2006).

Los efectos que tienen las presas en cuanto a la regulación de caudales ya se han detallado en el apartado anterior, pero además de modificar el régimen natural de caudales, las presas tienen otros efectos sobre el medio que se exponen a continuación.

En los tramos fluviales con elevada densidad de pequeñas explotaciones y derivaciones de caudales, la gran mayoría para usos hidroeléctricos (minihidráulica), son patentes la desestabilización del lecho del río, la desestructuración de las riberas e incremento en la invasión de especies oportunistas en los cursos fluviales, la alteración del hábitat y del conjunto del ecosistema acuático, la reducción en la capacidad de autodepuración de los sistemas naturales y, en algunos casos, debido al cambio de hábitats lóticos por leníticos (aguas remansadas y poco caudal circulante), los cambios en la temperatura y el pH, el incremento de la materia orgánica y la generación de compuestos químicos poco deseables para la potabilización y uso del agua (p.e. geosminas, amonio, etc.) (Vilalta *et al.*, 2003, Vilalta *et al.*, 2004). Todo ello dificulta el cumplimiento del objetivo que emana de la Directiva Marco del Agua de conseguir el Buen Estado Ecológico, y reduciendo las garantías de abastecimiento.

Modificación de las condiciones geomorfológicas

Los ríos transportan sedimentos desde las partes erosionables en las partes altas de las cuencas hasta las zonas de depósito cerca del nivel del mar (Kondolf, 1997), como se puede observar en la figura 2.11. Según el agua va fluyendo desde las zonas elevadas hasta el nivel del mar, su energía potencial se va transformando al ir modelando el terreno y desarrollando redes complejas de cauces y con ellas una gran variedad de hábitats asociados.

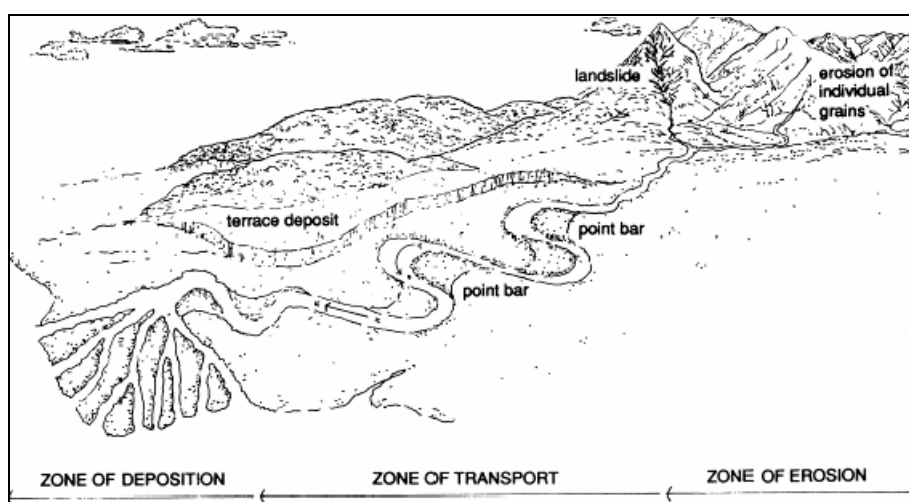


Figura 2.11. Zonas de erosión, transporte y depósito a lo largo del río (Kondolf, 1997)

Los ríos llevan a cabo su función geomorfológica usando el exceso de energía que sobra de mover el agua de un punto a otro, y disipan este exceso de energía de distintas maneras: en forma de turbulencias en los saltos, por la resistencia que oponen bolos y cantos rodados, por la resistencia de la vegetación, en los giros, en las irregularidades del lecho y los bancos de arena, y en el transporte de sedimentos (Kondolf, 1997), tal y como se muestra en la figura 2.12.

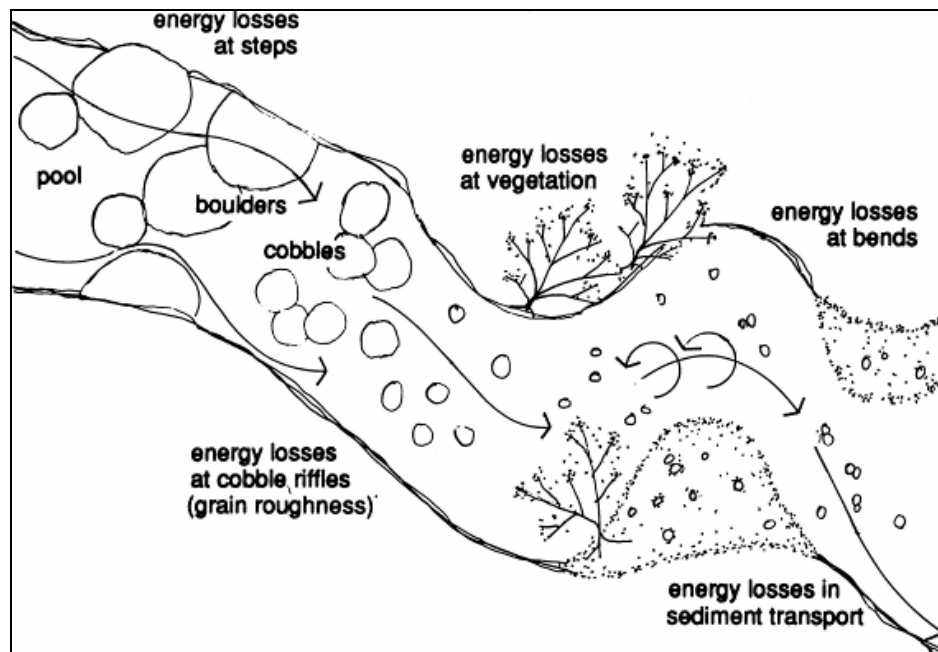


Figura 2.12. Diagrama de disipación de energía en los ríos (Kondolf, 1997)

Los sedimentos pueden ser transportados como carga en suspensión (arcillas, limos y arenas), o como carga del lecho (arenas, gravas, cantos rodados y bolos). Los sedimentos de fondo, aunque suponen una pequeña parte del total de sedimentos transportados, forman los lechos de arenas y gravas de los cauces, teniendo por otra parte las gravas y los cantos rodados gran importancia ecológica al formar el hábitat de los macroinvertebrados bentónicos y los frezaderos de los salmónidos (Kondolf y Wolman, 1993).

El transporte de los sedimentos a través de la cuenca vertiente y a lo largo del río es continuo. Sin embargo, independientemente de su función, todas las presas atrapan sedimentos hasta cierto punto, interrumpiendo la circulación de los mismos aguas abajo (Kondolf, 1997). Toda la carga del lecho y todos o parte de los sedimentos en suspensión serán atrapados por la presa, al menos durante los primeros años de funcionamiento. La interrupción de la circulación de los sedimentos causa cambios morfológicos en los ecosistemas fluviales y costeros (Kondolf y Mathews, 1993).

Según un programa de mediciones del transporte de sedimentos hecho por Vericat y Batalla (2006) en el río Ebro aguas arriba y abajo de las presas de Mequinenza y Ribarroja, entre los años 2002 y 2004, la carga total anual de sedimentos aguas arriba de las presas se estima en de $1.64 \cdot 10^6$ t, de la cual al menos 99% es transportada en suspensión, y de alrededor de $0.45 \cdot 10^6$ t aguas abajo, de la cual 60% es transportada en suspensión y el 40% restante como carga del lecho. La carga total de sedimentos es de 3 a 4 veces menor aguas abajo de la presa, debido a que la presa atrapa los sedimentos en el embalse (un 90% en el caso de sedimentos en suspensión y un 100% en el caso de los sedimentos del lecho).

Aguas arriba de la presa, toda la carga de sedimentos del lecho y todos o parte de los sedimentos en suspensión son depositados en las aguas tranquilas del embalse, y aguas arriba del embalse en las zonas influidas por las aguas embalsadas. Las partículas más finas,

como arenas y limos, se asientan cerca de la presa y pueden acabar llenando el embalse, limitando el volumen de agua almacenada (Kondolf, 1997).

Aguas abajo de la presa, el agua que se suelta no tiene apenas carga de sedimentos, por lo que, si el caudal es suficiente, el exceso de energía del agua tiende a recuperar la carga de sedimentos que llevaba y esto se traduce en erosión del cauce y las orillas (Kondolf, 1997; Nilsson y Berggren, 2000). La erosión lleva a la incisión del cauce y a un engrosamiento de los materiales del lecho (Kondolf, 1997). Además, debido a esta erosión, tiene lugar una actividad geomorfológica reducida en los ríos, como por ejemplo formación reducida de meandros y falta de depósitos *point-bar* (Johnson, 1992), y una formación más lenta de deltas y erosión costera (Kondolf, 1997; Nilsson & Berggren, 2000).

Los cambios en la morfología del cauce y la estabilidad del sustrato son cambios que tienen lugar lentamente, por lo que los efectos indirectos que estos puedan tener sobre la fauna y la flora ocurrirán probablemente en periodos de varios años (Brookes, 1994).

Incisión del cauce

El exceso de energía que tiene el agua desprovista de sedimentos lleva entre otros a una incisión del cauce del río debido a la erosión que tiene lugar en el lecho y las orillas. La magnitud de la incisión del cauce depende de las operaciones en la presa, las características del cauce, el tamaño de los materiales del lecho y las orillas y la secuencia de las inundaciones que siguen al cierre de la presa (Kondolf, 1997). Así, la incisión es más pronunciada aguas abajo de las presas que están en ríos con materiales del lecho de grano fino y en las que el impacto sobre las avenidas es menor (Williams y Wolman, 1984). En cambio la erosión de las orillas no podrá tener lugar en aquellas formadas por materiales cohesivos y con mucha vegetación. La incisión del cauce puede continuar aguas abajo durante varias décadas desde el cierre de la presa y extenderse hasta 50 kilómetros al año (Brookes, 1994). Este fenómeno tiene lugar hasta que se ajusten las características del cauce o tenga lugar lo que se conoce como acorazamiento del lecho (Petts, 1984).

En el río Ebro, según el estudio realizado por Vericat y Batalla (2006), el déficit de sedimentos aguas abajo de las presas de Mequinenza y Ribarroja causa una incisión del cauce media de 30 milímetros al año, lo que ha sido estimado a partir de mediciones de la carga del lecho y por medio de cadenas de incisión y guijarros pintados, situados entre la presa que está a menor altitud y la sección de mediciones, que se encuentra a 28 kilómetros aguas abajo de esta presa.

La incisión del cauce aguas abajo de una presa puede durar hasta que la pendiente del cauce se reduzca de tal modo que disminuya la velocidad del caudal por debajo del umbral del transporte de sedimentos (Petts, 1984). La incisión del cauce y la erosión de las orillas progresarán a lo largo del río a menos que las orillas sean lo suficientemente resistentes y los materiales del lecho no puedan ser arrastrados (Chien, 1985). Pero si la erosión es muy alta, la pendiente irá disminuyendo según se vaya erosionando el cauce para así disminuir de forma simultánea la capacidad de transporte de sedimentos (Brandt, 2000).

Como consecuencia de la incisión del cauce tiene lugar un rejuvenecimiento de los afluentes, que se empiezan a erosionar en dirección hacia su cabecera (Petts, 1984; Chien, 1985). Al erosionarse el cauce, el nivel base del agua que circula por el cauce principal disminuye, y los afluentes se ajustan a esta nueva situación erosionándose para así ajustar su pendiente a este nuevo nivel base (Petts, 1984; Brandt, 2000).

La incisión del cauce rara vez afecta directamente a la biocenosis, pero los cambios indirectos que tienen lugar en los hábitats sí son significativos, disminuyendo la heterogeneidad de hábitats y por tanto la biodiversidad (Bravard *et al.*, 1997). También tiene lugar inestabilidad temporal de los ecosistemas y una disminución de las interacciones entre el río y la llanura de inundación y variaciones en la estructura de las comunidades piscícolas (Shields, 1998).

Con la incisión del cauce, varía la sección transversal del mismo, que es importante para los peces por dos razones: la anchura del cauce controla la superficie de hábitat utilizable por los peces, y la forma de la sección controla la velocidad de los caudales circulantes (Petts, 1984). La superficie de lecho inundada es importante para la superficie disponible para el desove, la producción de alimento, la temperatura del agua y para satisfacer las necesidades espaciales

de las especies. Pero las necesidades territoriales están más relacionadas con la velocidad de la corriente y la distribución de velocidades del cauce (Petts, 1984). Por tanto, cambios en la forma de la sección del cauce debido a la incisión darán lugar a cambios en las poblaciones de peces (Petts, 1984).

La incisión del cauce disminuye además la altura del nivel freático, lo que afecta a las zonas de ribera, al verse limitado el acceso de la vegetación al agua (Gillilan and Brown, 1997). La falta de acceso al nivel freático puede dar lugar a una reducción a una disminución de la reproducción de las especies vegetales pioneras, tasas de crecimiento reducidas e incluso desecación de individuos maduros (Stromberg, 1996).

Acorazamiento del lecho

La erosión del cauce aguas abajo de las presas está frecuentemente acompañada de un cambio en el tamaño de las partículas del lecho, ya que las gravas y otros materiales más finos son arrastrados aguas abajo, dejando una capa de gravas grandes, cantos rodados y bolos (Petts, 1984; Kondolf, 1997). Las partículas de mayor tamaño no pueden ser movilizadas fácilmente, por lo que esta capa continuará engrosándose hasta que los materiales del lecho no pueden ser desplazados por el agua que suelte la presa (Kondolf, 1997). Este proceso se conoce como acorazamiento del lecho.

El aumento del tamaño de las partículas del lecho puede disminuir la disponibilidad de hábitats para muchas especies acuáticas que viven en el fondo o que usan los espacios intersticiales para reproducirse (Poff *et al.*, 1997, Kondolf, 1997). Por ejemplo, el éxito del desove de los salmónidos puede verse amenazado, ya que éstos usan las gravas de las aguas corrientes como frezaderos (Kondolf, 1997). Las hembras, mediante sacudidas de la cola, excavan un pequeño hoyo en el lecho de gravas, en el que depositan sus huevos y los machos los fecundan. Las hembras entonces cubren el hoyo con las gravas situadas aguas arriba. El tamaño de las gravas que pueden mover con la cola depende del tamaño del pez, variando entre los 15 milímetros para truchas pequeñas y aproximadamente 50 milímetros para salmones grandes (Kondolf y Wolman, 1993). Pero aguas abajo de la presa los materiales del lecho pueden engrosarse hasta el punto que los peces no pueden mover las gravas, impidiendo la reproducción de los salmónidos.

El sustrato del cauce influye además en la composición y abundancia de los macroinvertebrados bentónicos. La heterogeneidad en el tamaño de los sedimentos del lecho tiene una importancia crítica porque proporciona microhábitats muy variados que mantienen fauna muy abundante y diversa (Petts, 1984). Sin embargo, se ha observado aguas abajo de muchas presas un aumento en la fauna bentónica como consecuencia de la eliminación de los materiales más finos (Petts, 1984).

Otros cambios en la geomorfología del río:

Debido a la acumulación de los sedimentos aguas arriba de la presa, los procesos fluviales actuarán para reducir la capacidad de transporte de sedimentos del agua (Kondolf, 1997). Como ya hemos visto esto da lugar a cambios geomorfológicos, como erosión del lecho y de las orillas y acorazamiento del lecho, pero también otros cambios como en la pendiente del cauce o la forma de la planta del río. Estos cambios irán disminuyendo de forma progresiva aguas abajo hasta que la hidráulica del cauce se haya ajustado (Petts, 1984).

Por ejemplo, la interrupción de los procesos de erosión y depósito de los sedimentos, que se dan de forma natural en los ríos, se traduce en una menor actividad geomorfológica en los ríos, como formación reducida de meandros y falta de barras de sedimentos (Johnson, 1992). La erosión natural de las orillas es particularmente importante para la migración de meandros, que se asocia a la construcción de la llanura de inundación y al depósito de sedimentos gruesos en el cauce y de sedimentos más finos en la superficie de la llanura de inundación (Petts, 1984). La falta de sedimentos acelera las tasas de erosión y el agotamiento de sedimentos finos en suspensión disminuye la tasa de sedimentación, por lo que tendrá lugar una migración reducida de los meandros, y por tanto las nuevas llanuras de inundación tardarán en madurar y los suelos permanecerán infértiles (Petts, 1984).

La dinámica de las comunidades vegetales se encuentra gobernada por los procesos geomorfológicos (Nilsson y Berggren, 2000). Las especies pionera de ribera necesitan para establecerse zonas de suelos desnudos donde haya tenido lugar erosión y posterior depósito de sedimentos, por lo que la falta de estos procesos disminuirá la colonización por parte de las mismas (Stromberg, 1996).

Degradación de deltas y erosión costera

Los ríos transportan sedimentos de forma continua desde las aguas de cabecera hasta las zonas de depósito, siendo responsables del equilibrio entre los procesos marinos y fluviales que se dan en los deltas y las playas (Vericat y Batalla, 2006). La falta de aportación de sedimentos debido a la regulación por los embalses rompe este equilibrio, dando lugar a formación más lenta de deltas y a erosión costera (Nilsson y Berggren, 2000).

Los deltas son unidades geomorfológicas que se forman, se mantienen y evolucionan gracias a la aportación de sedimentos fluviales, en combinación con el efecto remodelador de los procesos marinos (oleaje, mareas, etc.). Cualquier reducción de las entradas de sedimentos al sistema, por ejemplo, la modificación de los flujos de sedimentos en los ríos, debido a la construcción de presas, y en los sistemas litorales, implica un déficit en su balance sedimentario, lo cual tiene consecuencias sobre la extensión, la forma y la elevación del delta. En el caso del Ebro, se estiman que los casi 200 embalses existentes en la cuenca retienen más del 99 % de los sedimentos que el río transportaba originalmente (Ibáñez *et al.* 1996). En el estudio llevado a cabo por Vericat y Batalla (2006), la carga total de sedimentos que llega hoy día al delta del Ebro representa tan solo un 3% de lo que llegaba a comienzos del siglo XX. De continuar esta tendencia, a medio y largo plazo se produciría un retroceso notable del frente costero, a la vez que una superficie creciente del delta se situaría por debajo del nivel del mar.

Las playas sirven para disipar la acción de las olas y para proteger los acantilados costeros. La arena de las playas es aportada entre otros por los sedimentos transportados por los ríos. Si el aporte de arena se ve reducido por la disminución del transporte de sedimentos por parte de los ríos, la playa estará desnutrida, disminuirá, y la erosión de los acantilados se acelerará. El aporte de sedimentos de los ríos a las playas puede verse reducido por las presas, lo que puede dar lugar a la pérdida de hábitats de valor y la reducción de su composición ecológica (DOI, 1995).

Modificación de la calidad del agua

La calidad de las aguas de un río está controlada, predominantemente, por las características climáticas y geológicas de la cuenca vertiente. El almacenamiento de agua en los embalses produce cambios físicos, químicos y biológicos en el agua acumulada. Como consecuencia, el agua que sueltan los embalses puede tener diferente composición y puede mostrar pautas estacionales distintas de los ríos no regulados (Petts, 1984).

Así, las presas pueden afectar de forma negativa la calidad del agua tanto aguas abajo como la del propio embalse. Muchos aspectos de la calidad del agua pueden quedar modificados, como la temperatura, que regula las tasas de crecimiento y las etapas de la vida de los organismos acuáticos y define el hábitat de los peces; el oxígeno disuelto, necesario para mantener la vida acuática; la turbidez, que tiene efectos en la transmisión de la luz y en la claridad del agua; la concentración de nutrientes, que da lugar a eutrofización, impulsando la productividad primaria y puede llevar al agotamiento de oxígeno, etc.

Las presas pueden afectar de tal modo a la calidad del agua que el 15 de mayo de 2006, en una decisión unánime, el Tribunal Supremo de los EE.UU. sostuvo que el agua que se suelta de una presa hidroeléctrica constituye una “descarga” o “vertido” y por tanto está sujeta a los niveles de calidad estatales a efectos de la Clean Water Act. La sección 401 de la Clean Water Act da a los estados la autoridad para asegurar que una actividad permitida de forma federal que cause vertidos o descargas en un río cumpla con los niveles de calidad de agua estatales.

Temperatura:

La temperatura del agua regula directamente las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua, el metabolismo de los organismos acuáticos, y los procesos vitales asociados. El régimen térmico del agua influye enormemente en el buen estado físico de los organismos acuáticos, y por extensión, en la distribución de las especies tanto en el espacio, por ejemplo a lo largo de gradientes latitudinales y altitudinales, como en el tiempo, por ejemplo las variaciones estacionales en un lugar dado (Baron *et al.*, 2002).

El volumen relativamente pequeño que pasa a través de la sección de un río, junto con el movimiento turbulento del agua y la gran superficie en contacto con la atmósfera, permite una respuesta rápida de la temperatura del agua del río en función las condiciones meteorológicas (Petts, 1984). Sin embargo, en aquellos embalses profundos en los que el flujo sea lo suficientemente lento, tiene lugar un fenómeno de estratificación térmica de las aguas embalsadas. Este fenómeno se da al incrementar la profundidad del agua y al disminuir la velocidad del caudal, de modo que el agua se separa en capas con distintas temperaturas y densidades. La capa superior, llamada epilimnion, tiene una temperatura más elevada y menor densidad, mientras que el agua más fría y más densa desciende a la parte inferior del embalse, formando una capa llamada hipolimnion.

Normalmente las presas sueltan el agua de la parte inferior, que es donde se encuentran los órganos de desagüe y las tomas de las turbinas. Por lo tanto, sueltan el agua de la capa más fría, que suele tener una temperatura de 4°C, normalmente muy diferente a la de la capa superior. De este modo, aguas abajo de los embalses el régimen térmico se encuentra modificado, siendo las temperaturas más frías en verano y más cálidas en invierno si la comparamos con las condiciones naturales. Esta modificación de las temperaturas supone además una disminución en el rango de temperaturas a lo largo del año, un aumento de la uniformidad diaria y un retraso de las temperaturas mínimas y máximas anuales (Bartholow *et al.*, 2004).

Por ejemplo, las temperaturas medias mensuales del río Green River (Utah, EE.UU.) variaban entre 2° C en invierno y 18° C en verano antes de la construcción de la presa Flaming Gorge en el año 1962. Después del cierre de la presa, la temperatura del río aguas abajo de la presa tenía un rango de temperaturas mucho más reducido, variando las medias mensuales entre 4° C en invierno y 9° C en verano (Vinson, 2001).

La temperatura afecta directamente a la tasa de crecimiento y al desarrollo de los organismos acuáticos, por lo que los regímenes térmicos alterados pueden modificar la composición de especies, disminuyendo las densidades y tipos de especies presentes en los ríos (Poff y Hart, 2002). Así, las descargas que proceden de aguas más frías en verano tienen consecuencias bastante negativas. En el caso de los macroinvertebrados, la alteración de la temperatura interfiere en sus procesos de crecimiento, maduración y reproducción, que requieren el mantenimiento de unos ciertos niveles térmicos sostenidos durante un determinado periodo de tiempo. De este modo, puede verse interrumpido el ciclo biológico, o realizarse éste de forma precaria, dando origen a individuos más pequeños y débiles. La consecuencia es la eliminación de numerosas especies y la disminución de otras. Por el contrario las especies de tramos más altos, en general criófilas, se ven favorecidas, al ocupar el lugar de las anteriores. Los peces, igualmente, pueden ver alterado su metabolismo, disminuyendo los crecimientos o siendo interferida la reproducción. En zonas templadas, los salmónidos suelen desplazar a los ciprínidos, al ser los primeros más propios de aguas frías.

Por ejemplo, en el río Ter, aguas abajo del embalse de Susqueda, según un estudio de Prat (1981), las bajas temperaturas del agua alteraron el ciclo vital del tricóptero *Psychomyia pusilla*, reduciendo su crecimiento y limitando las dos generaciones anuales a solo una. Además, las bajas temperaturas causaron un desarrollo pobre del alga *Cladophora* y de las especies asociadas a ella, como *Hydroptila*, perteneciente a los tricópteros, y ciertos dípteros de la familia Chironomidae.

Otro ejemplo podría ser el del río Cinca, río de alta montaña que se encuentra en los Pirineos. García de Jalón *et al.* (1988) compararon los macroinvertebrados de este río regulado con los del río Ara, que no se encuentra regulado. Como consecuencia de una temperatura del agua más baja en verano en el río Cinca, había tenido lugar una reducción en la riqueza de especies de las comunidades de macroinvertebrados, ya que habían desaparecido las especies termófilas. Las

bajas temperaturas explicaron también las tasas de crecimiento y productividad reducidas de las poblaciones de trucha.

En cambio, la mayor templanza del agua en los inviernos puede dar lugar a crecimientos y producciones mayores, más uniformes y sostenidas, en los distintos componentes de la comunidad acuática. Sin embargo, en los climas fríos en los que los cauces se hielan, ciertas especies criófilas exigen temperaturas bajo cero para eclosionar, por lo que al aumentar la temperatura del agua se ve impedido su desarrollo. Además, para los peces migradores propios de aguas frías, como el salmón y la trucha, las temperaturas templadas actúan como una barrera térmica para el movimiento (Gillilan y Brown, 1997). Los peces elegirán sin embargo afluentes más fríos y sin embalsar, alterando las rutas migratorias y disminuyendo las posibilidades para estos peces de alcanzar frezaderos adecuados (Bednarek, 2001).

Por otra parte, las máximas temperaturas anuales del año es un hecho que utilizan numerosas especies como clave reguladora de su ciclo biológico, ya que desencadenan procesos como la eclosión, la emergencia o la segregación de hormonas sexuales. El retraso de las temperaturas máximas anuales debido a la presencia de los embalses puede perjudicar por ejemplo a los insectos acuáticos con adultos aéreos, ya que al emerger éstos tardíamente quedan expuestos a temperaturas atmosféricas letales o que inhiben su reproducción.

La alteración térmica puede persistir decenas de kilómetros aguas abajo de la presa, dependiendo de los caudales que aporten los afluentes (Muth, 2000). La distancia de recuperación de la temperatura depende del caudal del cauce principal, del aporte de caudal de los afluentes y sus temperaturas, y de las condiciones térmicas de embalses anteriores (Preece y Jones, 2002). Según Palmer y O'Keeffe (1989), la distancia de estos efectos normalmente es menos de 50 kilómetros. Sin embargo, el efecto acumulado de varias presas da lugar a que las alteraciones duren una distancia mayor, y en aquellos lugares en los que la distancia entre las presas no sea suficiente para permitir la recuperación de la temperatura natural del agua, la biología de cientos de kilómetros puede resultar afectada por unas cuantas presas (World Commission on Dams, 2000).

La estratificación térmica condiciona además en gran medida los procesos químicos y biológicos que tienen lugar en los embalses, lo que a su vez determina la calidad del agua del propio embalse y del río aguas abajo, como se va a ver a continuación.

Oxígeno disuelto:

La composición química del agua que se suelta de un embalse puede ser significativamente distinta de la que llega al embalse, aunque en algunos casos el agua que se suelta tiene la composición química del agua que entra al embalse y de las precipitaciones que recibe. Así, en aquellos embalses en los que los tiempos de retención son cortos, el oxígeno disuelto y las concentraciones de soluto del flujo de salida son aproximadamente las mismas que las del flujo de entrada. Sin embargo, una vez se ha producido la estratificación térmica, tendrán lugar cambios químicos del agua embalsada (Petts, 1984), y entre ellos puede tener lugar un déficit de oxígeno disuelto.

Según Petts (1984), los cambios químicos en el agua de los embalses se han atribuido a una variedad de factores normalmente asociados con la dinámica de caudales y la actividad biológica. Principalmente inducidos de forma biológica, los cambios en la calidad del agua tienen lugar en los embalses en los que se da la estratificación térmica. El fitoplancton suele proliferar en el epilimnion, más cálido, soltando oxígeno y manteniendo las concentraciones cerca de los niveles de saturación todo el año. Según se va profundizando hay menos mezcla de las aguas, y la luz del sol necesaria para la fotosíntesis no penetra hasta el hipolimnion, el cual privado de aireación, no puede volverse a llenar del oxígeno usado en los procesos bioquímicos. Además, debido al asentamiento en el fondo del fitoplancton muerto y a la presencia de bacterias heterotróficas, el oxígeno será consumido en el hipolimnion normalmente hasta el agotamiento.

Como consecuencia de la falta de oxígeno disuelto, el proceso de descomposición de la materia orgánica se vuelve anaerobio, se produce ácido sulfhídrico, se suelta dióxido de carbono, disminuye el pH, aumenta la conductividad, la alcalinidad y el ortofosfato, y los sedimentos del fondo sueltan al agua hierro y manganeso. Por lo tanto, la calidad del agua hipolimnial se va volviendo progresivamente peor (Petts, 1984).

El oxígeno disuelto puede presentar estratificación en los embalses incluso si no existe estratificación térmica. En la capa superior el agua se mezcla por la acción del viento y de las olas, que combinada con la fotosíntesis de las algas mantiene los niveles de oxígeno disuelto cerca de la saturación (Petts, 1984). Pero las capas inferiores y superiores del embalse no se mezclan bien, lo que reduce el intercambio de oxígeno, dando lugar a que las capas más profundas estén menos oxigenadas.

El oxígeno es necesario para mantener la vida acuática. Si la suelta del agua se hace del hipolimnion, el agua no tiene oxígeno, causando la anoxia importantes mortandades de las poblaciones de macroinvertebrados y peces aguas abajo.

Como ejemplo de esto se puede citar el embalse de Burgomillado, que regula las aguas del río Duratón mediante una presa de 40 metro de alto usada sólo para energía hidroeléctrica. Camargo y García de Jalón (1991) observaron que, junto con los impactos causados por las oscilaciones bruscas de caudal, el déficit de oxígeno era el principal factor que alteraba las poblaciones de macroinvertebrados aguas abajo de la presa y el único factor en el caso de los peces.

Los niveles bajos de oxígeno tienen tan solo efectos locales, ya que el oxígeno disuelto se recupera rápidamente por las turbulencias que tienen lugar en el punto de descarga o en el cauce (Petts, 1984). Así, los niveles de oxígeno tardan aproximadamente un kilómetro o dos en recuperarse (World Commission on Dams, 2000).

Sustancias tóxicas:

El agotamiento del oxígeno en el hipolimnion produce cambios en las características químicas del agua, entre otros un bajo potencial redox, lo que se traduce en una fuerte capacidad reductora. De este modo, la ausencia de oxígeno permite la presencia en el agua de sustancias que normalmente se oxidarían.

Como ya hemos visto, la anoxia en las zonas profundas del embalse provoca a continuación el predominio de mecanismos metabólicos anaerobios. Las sustancias de deshecho de estos procesos son formas reducidas como el amoníaco, el metano y el sulfhídrico, que debido a las condiciones reductoras del embalse no se oxidan.

Las condiciones reductoras del embalse favorecen además la disolución de hierro y manganeso de los sedimentos acumulados en el fondo. En los tramos aguas abajo se forman precipitados de estos metales pesados (Fe y Mn), pues al salir del embalse, se oxidan en el cauce y precipitan (Petts, 1984).

La presencia de concentraciones altas de estos compuestos, tóxicos para la generalidad de las especies acuáticas, en las aguas vertidas del embalse, se puede manifestar en mortandades más o menos extendidas. Incluso si las concentraciones no alcanzan niveles críticos, su acción sinérgica con otras circunstancias desfavorables es capaz igualmente de tener graves consecuencias.

Por otra parte, a las presas pueden llegar aguas contaminadas por los fertilizantes, insecticidas, pesticidas, etc., que se emplean en la cuenca. Esto modifica la calidad de las aguas presentes en los embalses. Por ejemplo, en el Guadalquivir prácticamente la totalidad de los embalses se encuentran contaminados por herbicidas, apareciendo fenómenos de interfase lodos agua, de forma que la contaminación es permanente, y no depende en exclusiva de las escorrentías. El problema es tan grave que en Andalucía la Consejería de Salud ha obligado a imponer a todos los abastecimientos la obligación de tratamientos con carbón activo.

Concentración de nutrientes:

Los nutrientes que llegan al agua quedan atrapados por los embalses y se depositan en el fondo de los mismos. Estos nutrientes son principalmente fósforo y nitrógeno, aunque pueden estar presentes también potasio y magnesio (Petts, 1984). Esta acumulación de nutrientes puede dar lugar a eutrofización de las aguas del embalse, con la consecuente proliferación de algas verdeazuladas (cianobacterias), agotamiento del oxígeno y concentraciones altas de hierro y manganeso en las capas profundas del embalse, y pH y oxígeno disuelto elevados en la capa superior del embalse (Zakova *et al.*, 1993).

Si el agua se suelta del fondo del embalse, ésta puede tener altas concentraciones de nutrientes y por lo tanto causar también eutrofización aguas abajo, con las consecuentes alteraciones en las comunidades acuáticas. Así, las concentraciones altas de estos nutrientes junto con la frecuente ausencia de avenidas, favorecen el crecimiento de algas y de densas masas de macrófitas, pero aunque aumenta la biomasa, disminuye la diversidad de especies (Sweeting, 1994). La fauna asociada a estas comunidades vegetales también se empobrece, disminuyendo la diversidad de macroinvertebrados y peces (Sweeting, 1994).

Camargo *et al.* (2005) llevaron a cabo un estudio la eutrofización aguas abajo de pequeñas presas en cuatro ríos de montaña del centro de España: Tormes, Riaza, Eresma y Miraflores. Debido a que estos embalses, aunque profundos, son pequeños, de almacenamiento de agua, y se encuentran en tramos altos, no se observaron diferencias en la velocidad del agua, la temperatura, el oxígeno disuelto y el pH entre los puntos aguas arriba y aguas abajo. Sin embargo, comprobaron que aguas abajo de los mismos aumentaba de forma significativa la conductividad y la concentración de nutrientes ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$), así como la clorofila a del perifiton y la biomasa seca sin cenizas. Como consecuencia de esto, la abundancia relativa de raspadores (*scrapers*) y colectores-recogedores (*collector-gatherers*) había aumentado aguas abajo, así como la dominancia de taxones, la densidad total y la biomasa total de los macroinvertebrados. Por el contrario, la diversidad de taxones y la abundancia relativa de desmenuzadores (*shredders*) había disminuido aguas abajo de las presas. En resumen, el aumento de la concentración de nutrientes afectó tanto al perifiton como a las comunidades de macroinvertebrados aguas abajo de las presas.

Turbidez:

La turbidez de las aguas es un aspecto ecológico importante, ya que influye en factores como la penetración en profundidad de la luz dentro del agua, de la que depende la fotosíntesis, y la visibilidad de los peces (Petts, 1984). Las presas dan lugar a zonas de velocidad de la corriente relativamente bajas, lo que permite que los materiales en suspensión se depositen, reduciéndose la turbidez del río.

Sin embargo, los desagües de fondo se suelen construir para amortiguar el aterramiento del embalse, por lo que con cierta periodicidad se hacen sueltas fuertes para el arrastre de los sedimentos finos acumulados. Ello produce algunos casos de turbidez, especialmente en aquellos embalses cuya cuenca de recepción está sometida a procesos erosivos (Petts, 1984).

Por ejemplo, en la cuenca del Guadalquivir la mayoría de las presas y azudes que se sitúan sobre el río principal (casi todas centrales hidroeléctricas), están totalmente aterradas, dando lugar a un incremento importante y puntual de la partículas en suspensión, originadas por aprovechar estas minicentrales las avenidas, o primeros desembalses para limpiar la capa superficial de sedimentos, que impide mantenerlas operativas.

Los efectos de la turbidez en la comunidad acuática son en general una disminución de la producción primaria, ya que disminuye la penetración de la luz y por tanto la fotosíntesis (Petts, 1984). Una turbidez elevada tiene también graves consecuencias para la fauna acuática. Por ejemplo, los salmónidos alteran sus migraciones, ven reducida su alimentación y crecimiento e incluso pueden morir si los niveles de turbidez son muy elevados (Welch *et al.*, 1998). Además, la sedimentación en el lecho de estos finos arrastrados homogeniza el mosaico de microhábitats bentónicos y ahogan el medio intersticial, cuyas consecuencias biológicas ya se han comentados anteriormente.

Sobresaturación de gases:

Cuando la salida del agua de la presa se produce en caída desde una cierta altura, por ejemplo en aquellos años en los que los caudales son elevados y el agua se derrama por encima de la presa, los gases disueltos en el agua pueden alcanzar elevadas concentraciones, ya que el líquido recoge importantes cantidades de aire y lo sumerge a una profundidad donde la presión hace posible una elevada solubilidad. La sobresaturación de nitrógeno disuelto también puede darse si el agua se suelta de la parte profunda de la presa, donde la presión que hay en el fondo facilita la disolución del nitrógeno en el agua, favoreciendo el paso del agua a través de las turbinas esta sobresaturación (Petts, 1984).

Si la sobresaturación alcanza ciertos niveles, los gases disueltos pueden llegar a ser letales para los peces, puesto que tiene lugar lo que se conoce como embolia gaseosa, que se caracteriza por la formación de burbujas de gas atrapadas entre o dentro de los tejidos del pez, particularmente alrededor de los ojos, en los capilares branquiales, y en otras partes del sistema circulatorio. La severidad de la embolia gaseosa y sus consecuencias dependen de la magnitud de la sobresaturación, del tiempo de exposición de los peces, de la temperatura del agua y de las condiciones físicas generales de los peces (Petts, 1984).

Bioacumulación de metilmercurio:

En los proyectos de presas en los que no se incluye la eliminación de la vegetación leñosa de las áreas que van a ser inundadas, la materia orgánica tarda mucho en descomponerse. Al hacerlo intervienen bacterias que transforman el mercurio inorgánico, que está presente de forma natural antes de la inundación en el suelo y la vegetación, en metilmercurio (Rosenberg *et al.*, 1997). Los problemas de metilmercurio aparecen en embalses de reciente construcción, están limitados al propio embalse y a distancias cortas (menos de 100 kilómetros) aguas abajo del mismo, y de forma temporal, la contaminación puede durar en el embalse entre 20 y 30 años o más (Bodaly *et al.*, 1997).

A partir de la formación de metilmercurio en el embalse, éste entra en la cadena trófica de los organismos presentes en el embalse, pero además se transporta aguas abajo a través del agua y de los organismos acuáticos (Rosenberg *et al.*, 1997). Según un estudio de Schetagne y otros (2000) realizado en el complejo hidroeléctrico de La Grande (Québec, Canadá), la principal fuente de transporte de metilmercurio aguas abajo del embalse tiene lugar disuelto en el agua y a través de partículas en suspensión. En cambio, los organismos que viajan a la deriva, como restos de plantas, invertebrados bentónicos, fitoplancton, zooplancton y peces, son menos importantes en el transporte de metilmercurio, puesto que la biomasa por volumen de agua que sale de la planta hidroeléctrica es muy baja, en oposición a la alta biomasa de partículas en suspensión.

El metilmercurio se acumula durante más tiempo en los niveles superiores de la cadena, permaneciendo en los peces no piscívoros durante 10-20 años y en los piscívoros durante los 20-30 años posteriores a la inundación (Bodaly *et al.*, 1997). La diferencia entre los peces y otros niveles tróficos más bajos se debe probablemente a una vida media más larga del metilmercurio en los peces y a un recambio más lento de las poblaciones de peces (Rosenberg *et al.*, 1997).

Discontinuidad fluvial

Las presas constituyen barreras físicas para el movimiento de los organismos, tanto para los movimientos migratorios de los peces como para el transporte de las semillas y propágulos de las plantas vasculares acuáticas y de las especies terrestres de ribera. Esto tiene consecuencias muy negativas en los ecosistemas fluviales, ya que lleva a fragmentación de las poblaciones, pérdida de diversidad e incluso extinción de ciertas especies.

“Efecto barrera” para los movimientos de los peces:

Las especies de peces muestran comportamientos innatos que incluyen movimientos aguas arriba, movimientos aguas abajo, movimientos laterales y migraciones en las distintas etapas de su ciclo de vida (Katopodis y Aadland, 2006). Estas necesidades migratorias de los peces están relacionadas con la reproducción, el crecimiento y la supervivencia de las especies. Así, los peces fluviales autóctonos de la Península Ibérica realizan migraciones bien para encontrar frezaderos adecuados, para buscar territorios propios en caso de densidades altas de población, para encontrar refugios estivales en el caso de los individuos de mayor tamaño o para evitar los problemas de consanguinidad en la reproducción (García de Jalón, 1992). Por lo tanto se puede decir que los movimientos de los peces satisfacen las siguientes necesidades ecológicas básicas que mantienen las poblaciones (Katopodis y Aadland, 2006):

Reproducción, que incluye la maduración de las gónadas, y las fases de freza y cría.

Crecimiento, que incluye la dispersión juvenil para el uso óptimo de los hábitats de alimentación.

Supervivencia, que incluye evitar los depredadores y el uso de hábitats de refugio durante los caudales limitantes.

Las migraciones reproductivas, tróficas y de supervivencia son imperativos para la mayor parte de las especies de peces (Katopodis y Aadland, 2006).

Los movimientos migratorios de los peces se pueden dar en aguas dulces, en el mar o entre el río y el mar. Así, los peces migratorios cuyos movimientos tienen lugar exclusivamente en el mar se llaman oceanódromos, y aquellos que tienen al menos una de las fases del ciclo de vida en agua dulce se dividen en potadromos y diadromos:

Los peces potadromos son aquellos cuyos movimientos tienen lugar exclusivamente dentro de los sistemas fluviales de agua dulce, por ejemplo la trucha común (*Salmo trutta*) y algunos ciprínidos, que en su mayoría son sedentarios pero muchos de ellos efectúan migraciones prerreproductivas a los cursos altos, como los barbos (*Barbus* spp.).

Los peces diadromos son aquellos que se mueven entre el mar y las aguas dulces. Éstos pueden ser a su vez anadromos, catadromos y anfídroinos:

los anadromos son peces que pasan la mayor parte de su vida en el mar, pero entran en las aguas dulces para reproducirse, por ejemplo el salmón (*Salmo salar*) o la lamprea marina (*Petromyzon marinus*);

los catadromos pasan la mayor parte de su vida en las aguas dulces y van al mar a reproducirse, por ejemplo la anguila (*Anguilla anguilla*),

y los anfídroinos, cuyos movimientos entre el mar y las aguas dulces o viceversa no son por causas reproductivas.

Los migradores anadromos y potadromos realizan migraciones prerreproductivas ascendiendo a los ríos en busca de lugares de freza, mientras que los catadromos tienen migraciones postreproductivas en las que colonizan las aguas dulces en busca de alimento y refugio (Katopodis y Aadland, 2006).

Las presas y otras estructuras similares de menor entidad, como los azudes, constituyen barreras físicas que dificultan o impiden los movimientos migratorios de los peces a lo largo del curso fluvial. Las presas limitan los movimientos de dispersión y colonización, así como los movimientos migratorios. Esto puede llevar a la desaparición de ciertas especies de peces, ya que ven impedido el acceso a los lugares de reproducción, como es el caso de los peces anadromos y catadromos, o a la fragmentación de las poblaciones en una serie de pequeñas poblaciones aisladas, lo que da lugar a pérdida de diversidad genética y extinción local, como es el caso de los peces potadromos (Katopodis y Aadland, 2006).

El efecto barrera depende obviamente de la altura de la presa y de la movilidad de las especies. Cuando las presas son grandes (de más de 15 de altura), éstas suponen barreras infranqueables para los peces en sus movimientos hacia aguas arriba y además, suele ser por lo general inviable económicamente la construcción de escalas que permitan el ascenso. Además, el descenso de alevines y juveniles en el caso de los peces anadromos o de los adultos en el caso de los catadromos queda en la práctica imposibilitado, ya que estas presas utilizan exclusivamente el desagüe de fondo, salvo en caso de avenidas, y los migradores buscan infructuosamente una salida por las orillas de los embalses en aguas superficiales. Aunque intentaran buscar una salida en aguas profundas, la estratificación del embalse durante parte del año y el consiguiente hipolimnion anóxico supondrían otra barrera impenetrable.

La mayoría de los grandes ríos ibéricos tienen grandes presas construidas en sus tramos bajos que han ocasionado la desaparición por encima de ellas de especies migradoras como mágiles, alosas, lampreas, salmones, anguilas y esturiones (Elvira, 1996).

Por ejemplo, la lamprea de río (*Lampræta fluviatilis*) no ha sido citada en España, pero sí en Portugal en la cuenca del Tago. Esta especie remonta el Tago hasta la frontera luso-española, donde se encuentra la presa del Cedillo, construida en 1976 (Blanco y González, 1992).

Otro ejemplo es el esturión (*Acipenser sturio*), especie prácticamente extinguida en la Península. Entre los factores que han contribuido a su desaparición se encuentran las presas.

La construcción de presas en el Duero fue crucial, ya que no se incluyeron pasos adecuados para peces, y la presa de Alcalá del Río, en el Guadalquivir, cortó las migraciones aguas arriba, impidiendo el paso de los esturiones a sus frezaderos habituales (Almaça y Elvira, 2000).

El caso de la anguila (*Anguilla anguilla*) es especialmente dramático, pues era la única especie piscícola depredadora más abundante de los tramos medio y bajos de los ríos del centro de la Península Ibérica (García de Jalón y López-Álvarez, 1983). En la actualidad se encuentra restringida a los ríos costeros de la Península, habiendo sido sustituida en el centro por especies introducidas como el lucio, el black-bass o el pez-sol (García de Jalón, 1992).

En cuanto al sábalo (*Alosa alosa*), éste sólo remonta ríos grandes y caudalosos para frezar en tramos medios. El caso más notable de remonte ocurría hasta principio de los noventa en el Guadiana, donde subía aguas arriba de la ciudad de Badajoz hasta la presa de Montijo, construida en 1954. Sin embargo, la construcción de la presa de Alqueva, en territorio portugués, ha interrumpido esta migración (Elvira *et al.*, 1998)

Otras especies migradoras muy afectadas también por la construcción de presas son el salmón (*Salmo salar*) y el reo (*Salmo trutta*), presentes en la costa Noreste de la Península. En este caso el impacto está principalmente causado por las numerosas minicentrales hidroeléctricas, que impiden el ascenso de estos migradores a los mejores frezaderos de salmónidos en muchos ríos (García de Jalón *et al.*, 1992). En la figura 2.13 se puede observar la tendencia descendente de capturas de salmón en España en los últimos años.

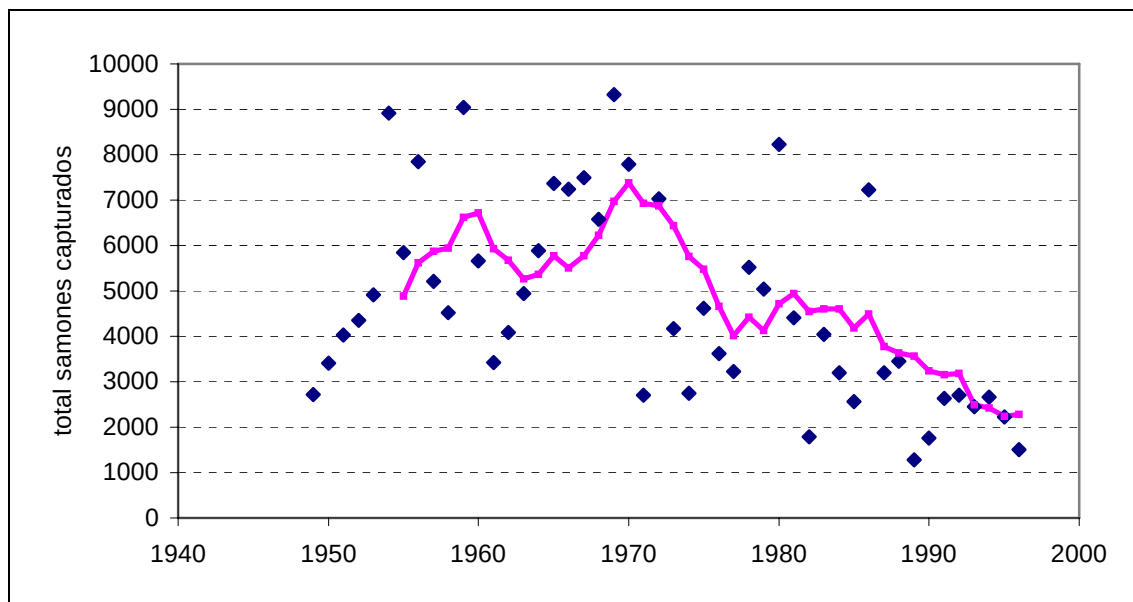


Figura 2.13. Capturas y curvas de tendencia de las capturas de salmón en España.

Las migraciones que los peces efectúan descendiendo el curso de agua hacia el mar presentan además otros problemas debido al paso a través de los aliviaderos de las presas y de las turbinas hidroeléctricas.

El paso por los aliviaderos supone turbulencias a pie del salto, variaciones bruscas de velocidades y presiones, choques mecánicos, etc. (Elvira *et al.*, 1998). Esto puede producir en los peces mortandad directa, debido a las heridas y traumatismos originados por los golpes en la caída del descenso, pero también indirecta, ya que existen con frecuencia acumulaciones de depredadores debajo de las presas (garzas, milanos, lucios, etc.) que capturan fácilmente los individuos desorientados o heridos por el paso a través del aliviadero.

Las muertes a través de los aliviaderos están directamente relacionadas con la altura de la presa, de manera que los aliviaderos con alturas pequeñas producen menos pérdidas. Además, los daños están relacionados con un tipo de aliviadero ampliamente utilizado denominado de "caída libre" como el de la figura 2.14. Sin embargo existen otros aliviaderos, como el aliviadero en "salto

de esquí” que reducen la velocidad del salto y por tanto el impacto de los peces sobre el plano del agua (Elvira *et al.*, 1998).

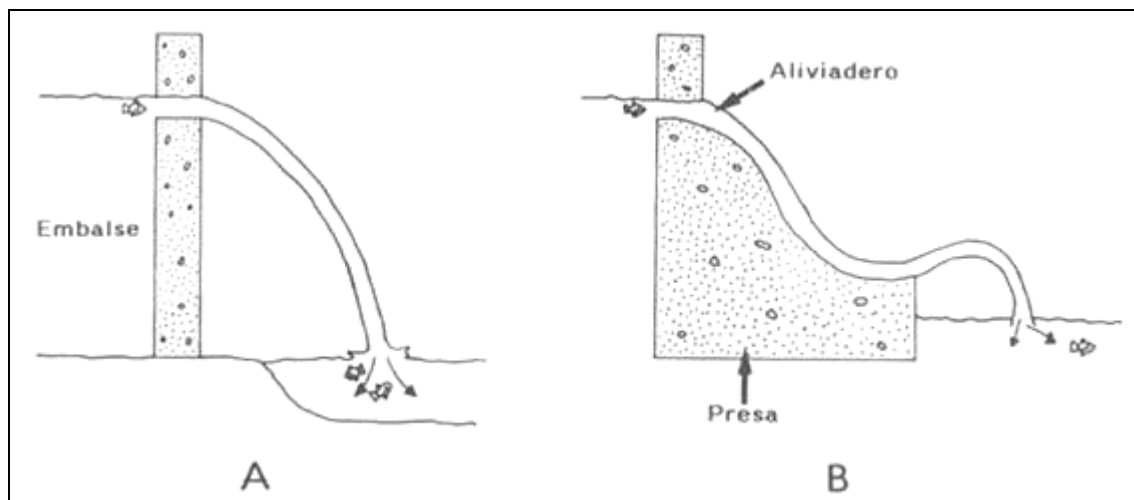


Figura 2.14. Tipos de aliviaderos usados en las presas: A aliviadero de “caída libre”, y B aliviadero en “salto de esquí”, menos dañino para los peces (Elvira *et al.*, 1998)

Pero la principal causa de muerte de los peces durante la migración río abajo es el paso por las turbinas de las centrales hidroeléctricas (Elvira *et al.*, 1998). Los peces migradores, tanto en el ascenso como en el descenso, son mucho más atraídos por los brazos del río que llevan más corriente, por lo que cuando el salto de agua está operando, estos tienden a ir hacia las turbinas antes que hacia el dispositivo que modula el caudal ecológico (García de Jalón, 1992).

Según Elvira *et al.* (1998), el paso por las turbinas provoca en los peces mortandad por distintas causas: daños mecánicos por golpes, cambios rápidos de presión y cambios hidrodinámicos. También la desorientación y el estrés fisiológico creados pueden causar una muerte indirecta por depredación.

Se han desarrollado numerosos experimentos en distintos países principalmente con los juveniles de los salmónidos, y más raramente con los sábalo y las anguilas, para determinar las muertes resultantes del tránsito por diferentes tipos de turbinas (Elvira *et al.*, 1998). Los porcentajes de supervivencia dependen de diversos factores. Así, la supervivencia de juveniles de salmónidos en las turbinas Francis y Kaplan, según Travade y Larinier (1992), depende de las características de la rueda, de su régimen de funcionamiento, de la altura del salto y de la especie y talla del pez implicado. Las supervivencias varían de menos del 5% a más del 90% en las turbinas Francis, y del 5% al 20% en las Kaplan, siendo las mortandades más importantes para por ejemplo la anguila, a causa de su tamaño. Por otra parte, los juveniles de sábalo parecen más sensibles a estas turbinas que los de salmónidos, con mortandades del 65 al 85% para los primeros y del 10 al 15% para los segundos.

“Efecto barrera” para la dispersión de la vegetación:

Los ríos y sus márgenes forman corredores que facilitan la dispersión de las plantas tanto distancias cortas como largas e incluso la migración de poblaciones vegetales hacia nuevos territorios (Merrit y Wohl, 2006). El acceso al agua de las semillas mejora su capacidad para dispersarse largas distancias aguas abajo y para colonizar nuevos lugares (Andersson *et al.*, 2000). La hidrocoria ha demostrado ser un medio de dispersión de plantas acuáticas y de ribera muy importante en todas las regiones del mundo, desde las tropicales hasta las boreales pasando por las húmedas, subhúmedas, templadas, áridas y semiáridas. Así, los ríos transportan anualmente millones de semillas depositándolas a distancias de decenas e incluso cientos de kilómetros de sus poblaciones origen (Merrit y Wohl, 2006).

Sin embargo, las presas interrumpen estos corredores longitudinales, dificultando la dispersión de las plantas tanto acuáticas como de ribera y fragmentando de este modo las comunidades vegetales (Nilsson y Svedmark, 2002). Por tanto, la diversidad de las comunidades de ribera europeas se ha reducido probablemente por la interrupción por parte de múltiples presas del transporte de semillas que se dispersan a través del agua (Nilsson y Berggren, 2000).

La fragmentación de comunidades debido a las barreras físicas que suponen las presas ha sido muy estudiada en peces pero no en la vegetación. Sin embargo, en los últimos años están apareciendo cada vez más estudios sobre el transporte de las semillas a través del agua y la influencia de las presas sobre el mismo.

Según Merrit y Wohl (2006), las presas pueden reducir la efectividad de la hidrocoria de las plantas de distintas formas. Como ya hemos visto, las presas modifican el régimen hidrológico, lo que afecta a la hidráulica del río y a la mecánica de transporte y depósito de las semillas, influyendo en la distancia y el lugar del margen donde quedan depositadas. Las presas también modifican el volumen de caudal, influyendo en la germinación y el establecimiento de las semillas. Pero además, las presas sirven de barrera física para el movimiento hacia aguas abajo de las semillas y propágulos vegetales, atrapando y acumulándolos en los embalses, lo que resulta en retención y alta tasa de mortalidad de las semillas. La dispersión a través del río posibilita que las orillas sean colonizadas por especies de muchas partes del valle. Pero en los ríos regulados esto no es así. Además de la modificación de los caudales, muy pocas semillas pueden pasar las presas a través de las turbinas o los aliviaderos.

Como consecuencia de las barreras, en las zonas de ribera de los ríos regulados hay menos especies de plantas vasculares que en las no reguladas (Nilsson y Svedmark, 2002). En los ríos no regulados las semillas que flotan se transportan rápidamente aguas abajo a zonas alejadas del lugar de la dispersión durante las avenidas. Andersson y otros (2000) demostraron que en los ríos no regulados las composiciones de especies de las semillas que van a la deriva era similar a la de la vegetación de ribera aguas arriba, pero en los ríos regulados esta similitud era significativamente más baja. Además, en los ríos que estudiaron comprobaron que el río no regulado transportaba diez veces más semillas flotando en el agua y el doble de especies que el río regulado.

Merrit y Wohl (2006) demostraron, en un estudio llevado a cabo en la cuenca del South Plate River (EE. UU.), que la riqueza de especies y la concentración de semillas que van a la deriva en ríos no regulados es muy alta, pero que los embalses atrapan las semillas que se transportan por el agua reduciendo la concentración y la riqueza de las mismas en la columna de agua cerca de un 95%. En la figura 2.15 se puede observar como aguas abajo de la presa la densidad de semillas y la riqueza de especies de las semillas es menor que aguas arriba. Esta eficiencia al atrapar las semillas a lo largo de los ríos regulados puede eliminar el potencial de mantenimiento de los niveles altos de biodiversidad y retrasar o impedir la recuperación de comunidades de plantas de lugares localizados donde hay extinción (Merrit y Wohl, 2006).

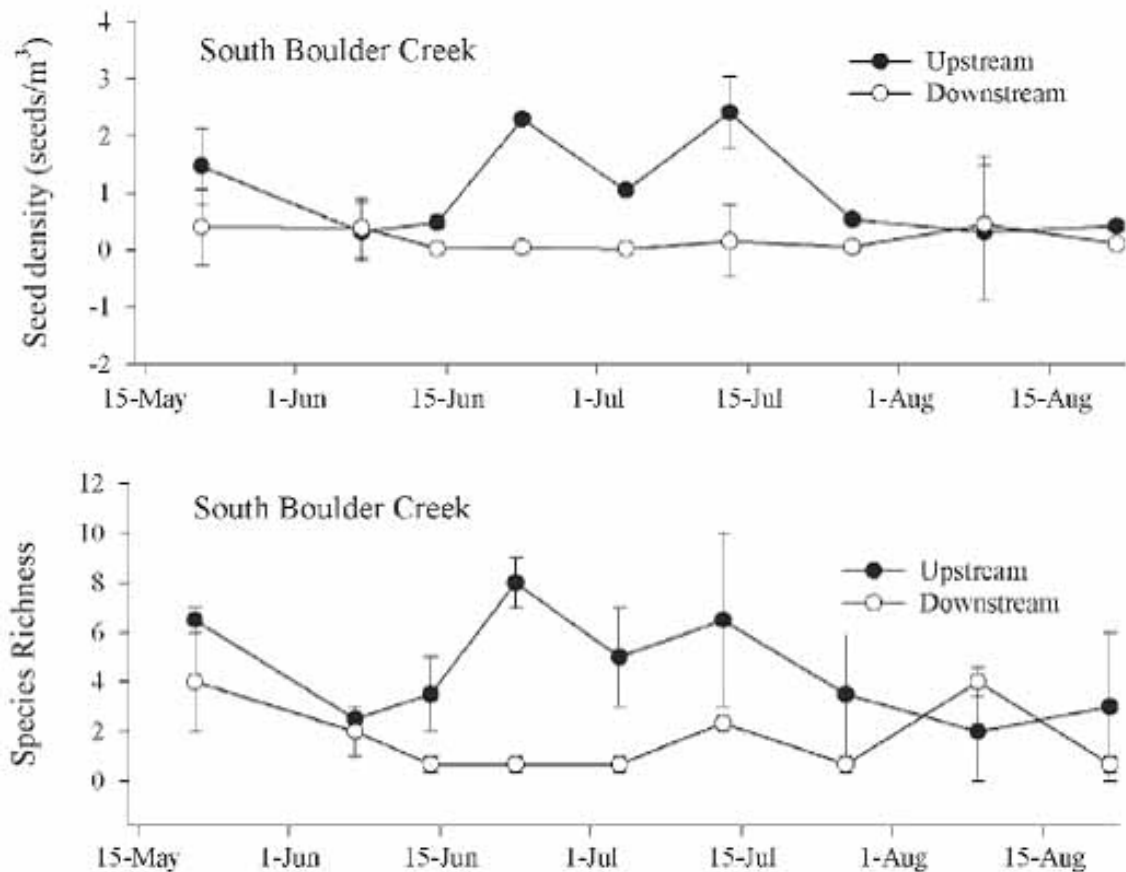


Figura 2.15. Concentración de semillas y riqueza de especies a lo largo del tiempo aguas arriba (upstream) y aguas abajo (downstream) de las presas en la cuenca del South Plate River (EE. UU.).

Otros efectos:

Inundación y creación de nuevos hábitats

Al construir una presa, las aguas corrientes inundan las zonas terrestres y de ribera y quedan convertidas en embalses, lo que lleva a una pérdida permanente de hábitats. Muchas especies terrestres se encuentran restringidas a los fondos de los valles, por lo que la inundación a gran escala puede eliminar hábitats únicos y extinguir poblaciones enteras (Nilsson y Berggren, 2000). Los embalses constituyen nuevos hábitats con caudales más lentos y mayor superficie de agua (Yeager, 1994). Esto altera la composición de los organismos del río, favoreciendo especies de hábitats acuáticos lentos que están más adaptadas a masas de agua del tipo de los lagos (Bednarek, 2001). Estos nuevos hábitats son los que favorecen también la introducción de algunas especies invasoras, y en particular el ejemplo del mejillón cebra y del siluro, que se instalan primero en pantanos y afectan también a tramos de río aguas abajo y aguas arriba.

Las comunidades piscícolas del vaso del embalse sufren un cambio en su composición, ya que las especies más reófilas disminuyen en abundancia e incluso llegan a desaparecer, mientras que las especies de aguas remansadas se ven favorecidas. Es frecuente que la biomasa y la producción piscícola aumenten respecto a las condiciones fluviales previas, debido a que la superficie y el volumen del sistema acuático aumentan considerablemente. No obstante, la productividad disminuye significativamente, ya que las aguas corrientes presentan unas capacidades biogénicas muy superiores a la de los hábitats lacustres (Hynes, 1970).

Este aumento cuantitativo se debe, por lo general, a especies menos apreciadas (ciprínidos, centrárquidos, esócidos) y las más cotizadas disminuyen. Las primeras son especies caracterizadas ecológicamente por ser más termófilas y frecuentemente lénticas, mientras que las segundas son criófilas y reófilas. Ello es así principalmente en embalses con estratificación estival, en los que durante esta época los peces solo pueden vivir en aguas superficiales (epilimnion) donde las temperaturas son muy superiores a la media del antiguo río.

La sucesión de especies en la comunidad íctica de un embalse es difícil de predecir, pues depende en gran manera del tipo de gestión que se realice en el embalse, y es por lo tanto muy diferente de unos casos a otros según los usos del agua, y de la introducción de especies foráneas, cuyos efectos son muy variables. En general, las poblaciones existentes en los remansos del río o en zonas lacustres próximas son las que mayor probabilidad tienen de predominar en las primeras etapas.

Los efectos del embalse en los tramos fluviales aguas arriba del mismo son obviamente pequeños. Solamente las especies piscícolas tienen capacidad efectiva para remontar la corriente. Esto sucede en la freza de todas aquellas especies reófilas que necesitan las aguas corrientes para su reproducción y para el desarrollo de sus alevines (truchas, barbos, bogas, loinas, cachos...). Debido a que la biomasa piscícola de algunas de estas especies en el embalse puede ser considerable con relación al tamaño de estos ríos, las poblaciones sedentarias de estos tramos fluviales se ven obligadas a emigrar y refugiarse aguas arriba en arroyos de cabecera.

Los embalses sirven también de refugio a numerosas aves ictiófagas (ardeidos, cormoranes, gaviotas, somormujos,...), que afectan tanto a las poblaciones del propio embalse como a los tramos de río contiguos.

Además, el nivel del agua normalmente se eleva por encima del nivel del río, lo que da lugar a una inundación de las zonas terrestres creando nuevas zonas litorales con orillas más empinadas, hábitats acuáticos menos complejos y condiciones fisicoquímicas diferentes para las plantas acuáticas y los animales (Walker *et al.*, 1992). Las áreas inundadas acaban desarrollando nuevas orillas que varían en tamaño según el rango de las fluctuaciones del nivel de agua. Estas orillas pueden abarcar desde áreas de varios kilómetros de ancho, lo cual es muy corriente en los embalses dedicados a regadío o a abastecimientos, hasta bandas de 1 metro de ancho en aquellos embalses con fluctuaciones de nivel limitadas. En los embalses en los que el nivel varía poco, la vegetación de orilla puede persistir y desarrollarse de forma parecida a la de los lagos (Nilsson and Berggren, 2000).

Emisión de gases de efecto invernadero

La creación de los embalses no solo supone la alteración de las características físicas y biológicas de los ecosistemas fluviales, sino que lleva también a problemas ambientales. En los proyectos de presas en los que no se incluye la eliminación de la vegetación leñosa de las áreas que van a ser inundadas, la materia orgánica tarda mucho en descomponerse debido a la falta de oxígeno, y al hacerlo intervienen bacterias que producen gases de efecto invernadero (CO₂ y CH₄) (St. Louis *et al.*, 2000).

Según St. Louis *et al.* (2000), todos los embalses estudiados hasta el año 2000, situadas en zonas templadas y tropicales de distintas partes del mundo, emiten CO₂ y CH₄ a la atmósfera. Los distintos lugares contienen distintas cantidades de carbono orgánico almacenado en los suelos y la vegetación (Schlesinger 1997), por lo que el potencial de emisión varía entre los distintos lugares. Por ejemplo, en las regiones boreales de Canadá la peor posibilidad es la inundación de turberas, ya que éstas tienen un gran almacén de carbono orgánico en la turba, que se puede descomponer y retornar a la atmósfera como gases de efecto invernadero durante un largo periodo de tiempo (Kelly *et al.*, 1997). Los embalses que inundan turberas probablemente emiten más gases de efecto invernadero a largo plazo que los embalses de los bosques boreales, que tienen capas de suelo finas y no tienen depósitos de turba (St. Louis *et al.*, 2000).

Distintos factores intervienen en la intensidad y duración de las emisiones de estos gases al crear un embalse (Kelly *et al.*, 1994): en primer lugar, la superficie total inundada, emitiendo más gases la inundación extensiva de zonas terrestres; en segundo lugar, la edad del embalse, disminuyendo las emisiones con el tiempo (ver figura 2.16); por otra parte, la cantidad de

biomasa vegetal y carbón del suelo inundados, siendo como ya hemos visto la inundación de las turberas de especial importancia; y por último, la situación geográfica de la reserva, afectando la temperatura a la tasa de $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ que se emite, siendo el potencial de calentamiento global del CH_4 de 20 a 40 veces mayor que el del CO_2 y emitiéndose mayor proporción del mismo en las zonas tropicales.

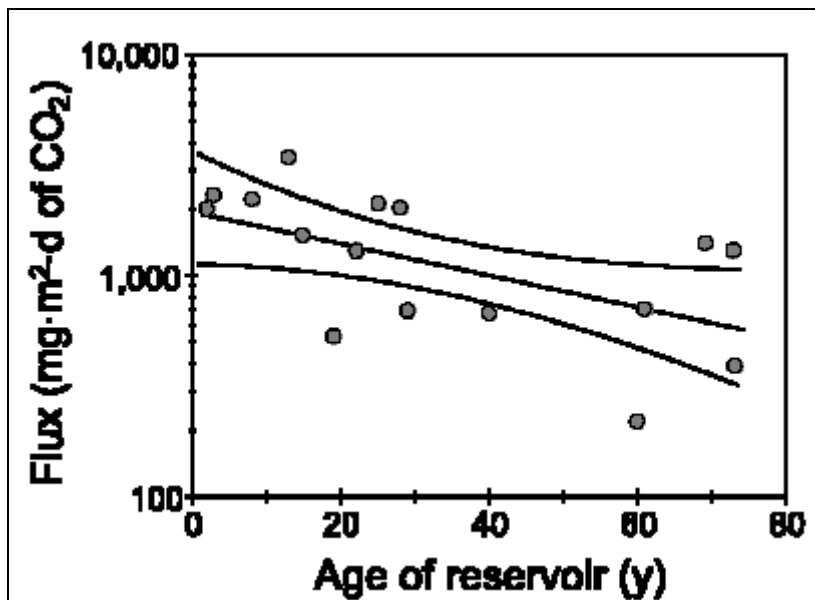


Figura 2.16. Relación negativa entre la edad de los embalses situados en zonas de clima templado y el flujo medio de CO_2 que emiten (St. Louis *et al.*, 2000).

Aun cuando se haya terminado de descomponer la materia orgánica, las emisiones de estos gases serán parecidas a las tasas producidas por los lagos naturales, que son mayores que las de los flujos estimados para los sistemas terrestres originales (Rudd *et al.*, 1978).

Según un estudio de Dean y Gorham (1998), y asumiendo las tasas de sedimentación y porcentaje de sedimentos medios, los embalses del mundo acumulan al año $1,6 \cdot 10^{15}$ g de carbono orgánico. La IHA (Internacional Hydropower Association) afirma, basándose en este estudio, que las centrales hidroeléctricas tienen un impacto muy bajo o incluso positivo en el cambio climático, ya que los embalses secuestran amplias cantidades de carbono. Según los cálculos de Dean y Gorham (1998), las reservas absorben un 2,5% de las emisiones emitidas por el hombre. Sin embargo, este cálculo no incluye varios factores importantes que hacen que los embalses, en vez de sumideros de carbono, emitan cantidades globales importantes de carbono (Parekh, 2004).

St. Louis *et al.* (2000) estiman las emisiones globales de carbono (en forma de CO_2 y CH_4) de los embalses en $2,7 \cdot 10^{15}$ g al año. Esto es un 60% más alto que la cantidad de carbono que Dean y Gorham (1998) estiman que absorben los embalses. Además, la capacidad de los embalses de secuestrar carbono se encuentra limitada por su capacidad de almacenamiento, llenándose los embalses de sedimentos normalmente después de 50 a 200 años desde su entrada en funcionamiento (Morris y Fan, 1998). Por otra parte, al atrapar las presas gran parte de los nutrientes y sedimentos que llevan los ríos, esto puede afectar a largo plazo al balance de silicio de los océanos, lo que disminuye la efectividad del proceso que incorpora el carbono a la materia orgánica en las aguas profundas (Parekh, 2004).

Pese a que los embalses actúen como sumideros de carbono, las emisiones de los mismos parecen ser mucho mayores, pero todavía hace falta muchas investigaciones sobre este tema para poder valorar de forma fiable los efectos sobre el clima de los embalses (Parekh, 2004).

2.3.2. Canales de trasvase

La transferencia de agua entre cuencas con demandas de usos equilibrados (excedentarias) y aquellas con sobreexplotación de este recurso (deficitarias), se ha convertido frecuentemente en una solución simplista para la redistribución de las provisiones de agua (Davies *et al.*, 1992). Así, en aquellos países grandes con población esparcida y variaciones temporales y espaciales del clima y de la disponibilidad de agua, los trasvases entre cuencas parecen ser una solución para aliviar la escasez de agua y asegurar un desarrollo económico equilibrado entre las distintas regiones (Das, 2006). Sin embargo, en muchas ocasiones el agua solamente es escasa en la medida que se quieran preservar unas prácticas y formas de uso que ya no son sostenibles.

En general, los trasvases entre cuencas se conciben para un amplio rango de objetivos distintos como para regadíos, para generar energía hidroeléctrica, para abastecimiento industrial y abastecimiento de agua tanto urbano como rural, para mejoras ambientales y para navegación (Das, 2006). En España, el trasvase más importante es el Tajo-Segura, en explotación desde 1979 y que lleva agua a las zonas de regadío de la cuenca del río Segura. Pero también existen otros trasvases importantes, como el minitransvase de Tarragona, que lleva agua desde el Ebro para mejorar el abastecimiento urbano e industrial de esta provincia; el trasvase Ter-Llobregat, el Júcar-Turia, el Ebro-Besaya., el Ebro-Bilbao, el Guadiaro-Majaceite, el Guadiana Menor-Almanzora, etc.

Hay que resaltar que no sólo se deben considerar en la alteración del régimen de caudales los grandes trasvases, sino también las derivaciones y aprovechamientos de cierta entidad. Así, los abastecimientos urbanos de Madrid, Barcelona, Valencia o Bilbao se nutren de trasvases entre subcuencas, y también son numerosas las zonas de riego que reciben aguas que no proceden de la subcuenca donde se asientan (Libro Blanco del Agua, 1998). Por ejemplo, en Madrid, los embalses de la Comunidad de Madrid constituyen elementos fundamentales del sistema de abastecimiento de agua a las poblaciones y a las industrias (Cubillo *et al.*, 1990). El agua se toma de los embalses, dos de ellos, el Vado y el Pozo de los Ramos, situados fuera de la Comunidad, y se trasvasa a la ciudad de Madrid y a otros núcleos urbanos para su uso, como se puede ver en la figura 2.17. El agua, después de ser utilizada y depurada, se vuelve a verter aguas abajo a los ríos Manzanares y Jarama. Sin embargo, el agua no solo se toma de la cuenca del río Jarama, sino también de la del Guadarrama, la del Sorbe y en ocasiones de sequía se bombea del río Alberche. Este sistema de abastecimiento cuenta con doce grandes embalses y más de cincuenta grandes conducciones (Cubillo *et al.*, 1990).

SISTEMA DE ABASTECIMIENTO DE LA COMUNIDAD DE MADRID

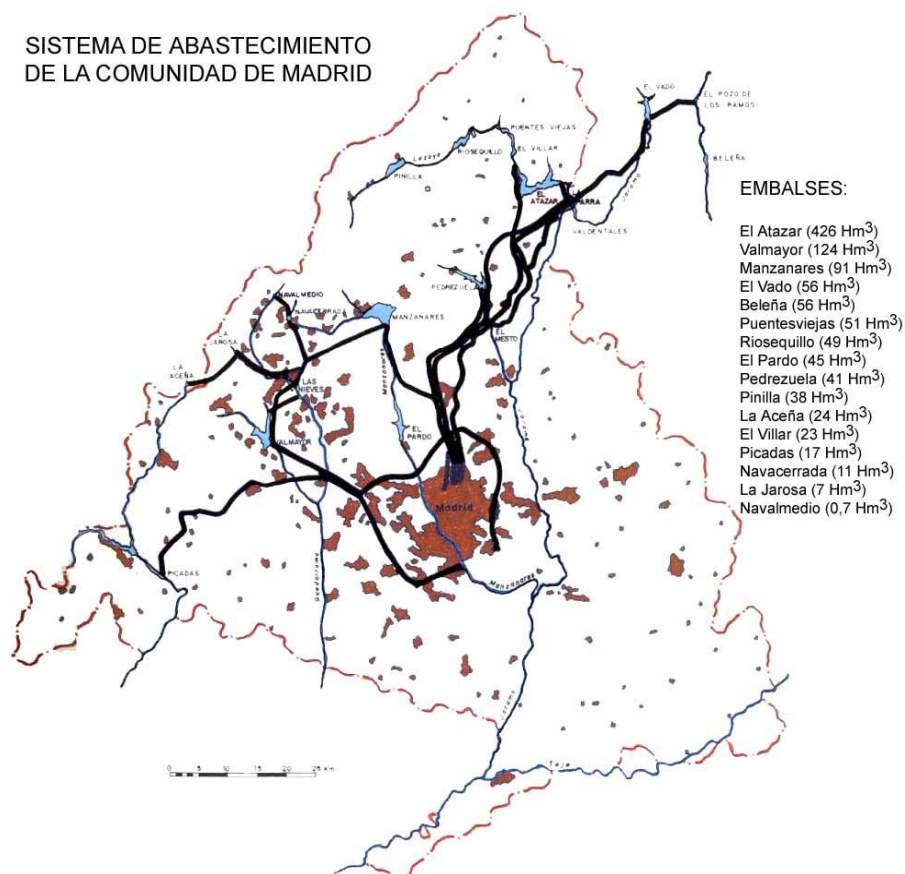


Figura 2.17. Sistema de abastecimiento de la Comunidad de Madrid (Cubillo *et al.*, 1990)

Cualquier tipo de transferencia de agua dentro de una cuenca o entre cuencas, ya sea larga o corta, abierta o cerrada, intermitente o continua, etc., tiene consecuencias físicas, químicas y ecológicas tanto como para la cuenca emisora como para la receptora (Davies *et al.*, 1992). Los impactos en la cuenca cedente proceden fundamentalmente de la disminución del caudal circulante, que modifica el régimen hídrico aguas abajo del punto en el que se toma el agua. Las consecuencias que la modificación del régimen de caudales tiene sobre los ecosistemas ya se han expuesto detalladamente en el apartado sobre la modificación del régimen de caudales. En la cuenca receptora también se modifica el régimen de caudales, pero de forma que aumenta el caudal circulante en los meses de verano, como se puede ver en la figura 2.18, lo que afecta a las poblaciones de peces y macroinvertebrados, así como a la vegetación. Por ejemplo, el trasvase Tajo-Segura ha generado una inversión de caudales en el río Mundo, que recibe el agua del trasvase, con máximos en la época estival, lo que ha supuesto la eliminación de muchas especies acuáticas adaptadas a las disminuciones estivales de caudal (Martínez, 2000).

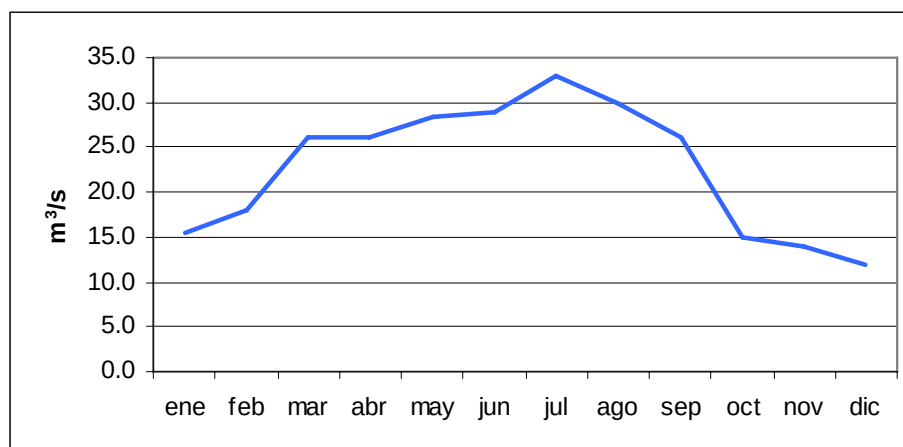


Figura 2.18. Caudales medios mensuales (en m³/s) en el río Segura a su paso por Calasparra, aguas abajo del trasvase Tajo-Segura, entre los años 1997 y 2005 (datos de la estación de aforo 7012).

Además de la alteración del régimen de caudales tanto en la cuenca cedente como en la receptora, otros efectos significativos de los trasvases son los cambios en la calidad del agua de la cuenca receptora, que resultan de mezclar aguas de dos ríos diferentes, y los efectos ambientales típicos de las estructuras lineales, en este caso el canal de trasvase, siendo los más importantes el efecto “corredor” y el efecto “barrera” producidos sobre la fauna a causa de la impermeabilización territorial que genera el canal (Libro Blanco del Agua, 1998).

“Efecto corredor”

Las pautas históricas de distribución de especies, endemidad local y estructura de metapoblaciones (población que está dividida en subpoblaciones, entre las que los individuos pueden emigrar o inmigrar) de los organismos acuáticos vienen definidas enormemente por los límites de las cuencas y la presencia de barreras naturales en los ríos, por ejemplo cascadas (Bunn y Hughes, 1997). Los trasvases entre cuencas tienen un “efecto corredor” que puede alterar estas pautas de distribución naturales de la biota acuática y aumentar la propagación de plagas y enfermedades (Bunn y Arthington, 2002). Bunn y Arthington (2002) consideran los trasvases de agua entre cuencas como un mecanismo principal para la propagación de especies exóticas e introducidas, así como de enfermedades.

Las invasiones biológicas han causado la interrupción de los ecosistemas nativos alrededor del mundo (Williamson, 1999; Mooney y Hobbs, 2000). Los sistemas acuáticos alterados por las actividades humanas parecen especialmente vulnerables a estas invasiones (Welcomme, 1992; Claudi & Leach, 1999), y la introducción de peces normalmente ha venido acompañada de una disminución o incluso extinción de muchas especies nativas (Brown, 1989). Las especies exóticas pueden afectar a las autóctonas compitiendo por los recursos, depredando la fauna nativa, transfiriendo patógenos o alterando el hábitat de forma significativa (Elvira y Almodóvar, 2001).

En la Península Ibérica se conocen casos de efectos negativos producidos por fenómenos de competencia entre especies. De hecho, uno de los factores que influyen en el declive de las poblaciones del fartet (*Aphanius iberus*) es la competencia producida por especies más voraces como la gambusia (*Gambusia holbrooki*) y el fúndulo (*Fundulus heteroclitus*). Los trasvases pueden afectar a estas poblaciones causando una distribución generalizada de las especies exóticas que, tanto por competencia como por depredación, pueden poner en peligro crítico a nuestra fauna autóctona (Doadrio, 2001).

En España, la principal conexión entre grandes cuencas es el trasvase Tajo- Segura, que lleva el agua desde el tramo más alto del río Tajo a las zonas de regadío del río Segura. Este trasvase es el responsable de la llegada del pez rojo (*Carassius auratus*), del gobio (*Gobio gobio*) y de la boga del Tajo (*Chondrostoma toledo*) a la cuenca del Segura, pero también de

la boga del Tajo (*Chondrostoma polylepis*) y del calandino (*Squalius alburnoides*) a la del Júcar, y de la bermejuela (*Chondrostoma arcasii*) a la del Guadiana (Elvira, 2001; Elvira y Almodóvar, 2001).

Además los trasvases pueden dar lugar a problemas de hibridación entre los peces endémicos y los introducidos, lo que implica cambios en las características genéticas de cada población, la proporción entre los individuos nuevos y los residentes, y el potencial de introgresión genética que sigue a la hibridación (Elvira y Almodóvar, 2001). Por ejemplo, en el trasvase Tajo-Segura, la boga del Tajo, que como ya hemos visto, ha llegado a las cuencas del Júcar y del Segura, ha tenido como consecuencia la hibridación con una especie próxima, la loina (*Chondrostoma arrigonis*), y esto ha provocado su declive próximo a la extinción (Elvira, 2001).

Esto ha sido también estudiado con detalle en el Mediterráneo francés, donde la especie *Barbus meridionalis* está prácticamente extinta por la introgresión de *Barbus barbus*, al conectarse por medio de un canal las ictiofaunas de dos cuencas diferentes. La especie *Barbus meridionalis* también vive en España, distribuyéndose por las cuencas internas catalanas, que son susceptibles de ser afectadas por trasvases. Es por tanto lógico pensar que este mismo efecto se pueda dar si los trasvases son llevados a cabo (Doadrio, 2001).

El conectar dos cuencas no sólo supone la aparición de organismos en las cuencas receptoras, ya que los peces no son materia inerte sino que suelen nadar activamente contra corriente. Por ello, si el caudal en el canal no es excesivo, la aparición de fauna exótica puede ocurrir tanto en la cuenca donante como en la receptora (Doadrio, 2001).

Los trasvases también pueden dar lugar a la introducción en la cuenca receptora de otros organismos como patógenos, especies vegetales o invertebrados. Por ejemplo, en el proyecto del río Orange-Vaal, en Sudáfrica, ha tenido lugar la transferencia de esquistosomas a ríos que antes estaban libres de la esquistosomiasis, estando esta transferencia favorecida por los cambios de temperatura que se dan aguas abajo de las presas, lo que ha favorecido tanto a las poblaciones del molusco huésped como a las del parásito (Pitchford y Visser, 1975). Lo mismo ha ocurrido en la Eastern National Water Carrier (Namibia), donde se creía que no era posible el establecimiento de la esquistosomiasis, ya que la cloración en el punto final y los caudales altos no constituyen condiciones adecuadas para el molusco huésped. Sin embargo, éstos se han establecido en los embalses del complejo, con la consecuente propagación de la enfermedad (Davies *et al.*, 1992).

Como caso curioso cabe citar el trasvase del lago Suldalsvatnet a Hylsfjorden (Noruega), donde se barajó la hipótesis de que los salmónidos podían perder su camino hacia los frezaderos por la transferencia de feromonas entre las cuencas, por lo que se sugirió que se parara el trasvase durante los meses de junio y julio, para así impedir que los salmones entraran en Hylsfjorden en vez de en el río Suldalslågen, su río de origen (Tøndevold, 1984).

“Efecto barrera”

El “efecto barrera” creado por los canales de trasvase impide el libre movimiento de la fauna hacia las zonas de reproducción, alimento o en sus movimientos habituales. Este efecto puede significar un empobrecimiento genético para algunas poblaciones de animales, que quedan aisladas genéticamente. Además, puede tener lugar un aumento de la mortandad de determinadas especies por caídas a los canales.

Así, la Eastern National Water Carrier (Namibia) incide en las rutas migratorias de muchas especies, elevando alarmantemente las tasas de mortalidad de vertebrados (Davies *et al.*, 1992). Un estudio realizado por el Departamento de Asuntos del Agua, de la República de Namibia, a lo largo de un tramo de 65 km de canal abierto entre junio de 1985 y agosto de 1986, mostró que había un total de 7234 vertebrados muertos dentro del mismo (excluyendo aquellos en descomposición y los consumidos por animales carroñeros). Del total, 57% eran reptiles, 22% anfibios, 19% mamíferos y 2% aves. Además de mortalidad debida a la interrupción de las rutas migratorias, algunas especies en peligro de extinción, como el buitre de El Cabo (*Gyps coprotheres*) han caído presas del canal al ir a alimentarse de animales ahogados (Department of Water Affairs, Republic of Namibia, 1992).

Cambios en la calidad del agua:

En la cuenca receptora puede tener lugar un cambio de los parámetros físico-químicos del agua circulante debido a la mezcla de la misma con agua de otras características distintas. Por ejemplo, el trasvase se puede hacer desde una zona de cabecera con temperatura del agua fría a un tramo medio más templado. Lo mismo puede ocurrir con otras características como la concentración de nutrientes, las partículas en suspensión, etc. (Davies *et al.*, 1992).

Así, en la cuenca del río Segura, con un alto contenido en sulfatos en algunos tramos recorridos por las aguas trasvasadas, la entrada de aguas procedentes del Tajo, con un bajo contenido en esas sales, provoca un aumento de sus concentraciones debido a la redisolución de los precipitados de sulfatos existentes en su cauce (Libro Blanco del Agua, 1998). Esto puede afectar a las comunidades de organismos vivos presentes en las aguas y dependientes de ellas.

En el trasvase del Lower Murray (Australia), la salinidad y la turbidez han aumentado en la cuenca receptora como consecuencia del trasvase desde el río Snowy, así como la concentración de nutrientes en el agua, con un incremento en la reproducción de algas verdeazuladas (cianobacterias) tóxicas (Cugley, 1988).

Por otra parte, también puede haber cambios en la calidad del agua a su paso por el canal de trasvase. Por ejemplo, en la Eastern National Water Carrier (Namibia), las concentraciones de nutrientes que entran en el canal son muy bajas, pero al ser una conducción abierta, la acumulación de materia transportada por el viento y la descomposición de los animales que quedan atrapados en el canal tienen consecuencias importantes en la calidad del agua y en el crecimiento de algas (Davies *et al.*, 1992).

Otros efectos

Además de los efectos sobre el régimen de caudales, la transferencia de especies, los movimientos de la fauna o la calidad del agua, los trasvases tienen otros efectos negativos en la cuenca receptora y a lo largo del propio canal de trasvase.

En la cuenca receptora, los cauces que reciben el agua suelen ser gestionados como canales para maximizar la capacidad de transporte de agua, transformando la sección transversal del cauce para así minimizar la resistencia del flujo, y quitando toda la vegetación que se encuentra dentro del mismo (Davies *et al.*, 1992). Por ejemplo, el río Mundo y el Segura se usan como canales de transporte del agua trasvasada desde el río Tajo, lo que entre otras cosas requirió dragar y ampliar dichos cauces e incluso canalizar el tramo final del río Mundo, provocando efectos muy negativos sobre la vegetación de ribera y sobre la fauna (Martínez, 2000).

Otro efecto negativo son las pérdidas de agua por evaporación que pueden tener lugar en los canales de trasvase abiertos. En el canal de Omatoko (Namibia), estudios muestran pérdidas evaporativas cercanas al 70% (Davies *et al.*, 1992).

3. ANÁLISIS DE LAS CONDICIONES HIDROLÓGICAS DE LOS RÍOS ESPAÑOLES

3.1. La situación de los regímenes hidrológicos de los ríos españoles según diferentes fuentes

3.1.1. El Libro Blanco del Agua

En el LBAE se utilizó como primer indicador de la afección antrópica sobre el ciclo natural el cociente entre el caudal medio que circula actualmente y, por tanto, en régimen real, afectado, y el que circularía si no hubiese afección humana, es decir, en régimen natural. Los valores de este indicador para algunos importantes ríos españoles se muestran en la figura 3.1, en la que se representa también el valor medio global para estos ríos, y se manifiesta con claridad el efecto de la afección antrópica.

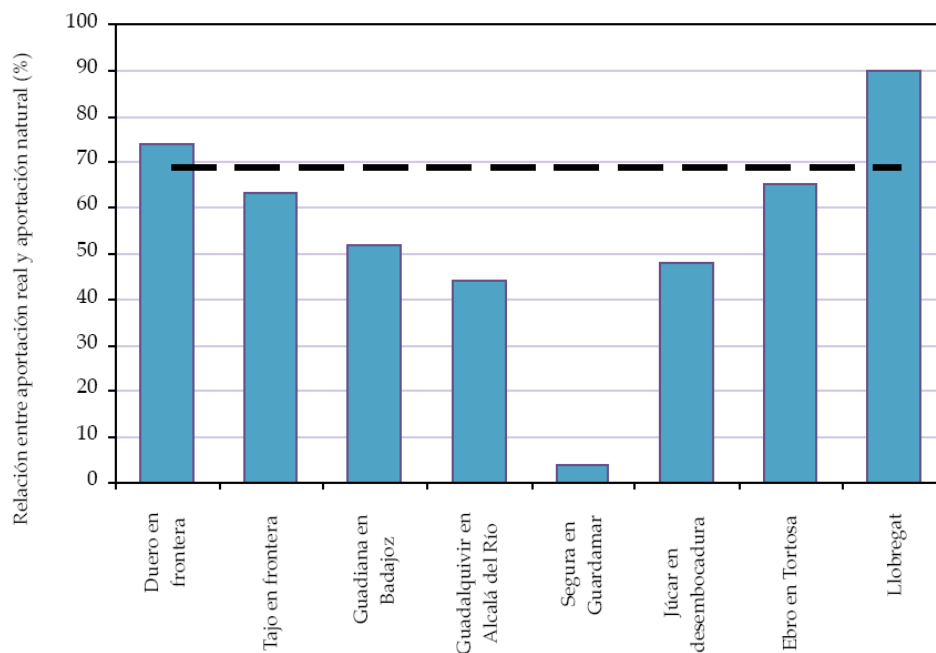


Figura 3.1. Relación entre la aportación real y la natural para algunos ríos españoles y valor medio global estos ríos como indicador del efecto de la acción antrópica sobre el ciclo natural

Por otra parte, desde el punto de vista del régimen temporal de flujos, la afección mas importante es sin duda la inducida por los embalses de regulación, cuyo objetivo es precisamente ése, la modificación del régimen de caudales naturales para su adaptación a los requerimientos humanos.

Bajo esta perspectiva, el grado de alteración producido en un punto de un río será básicamente función del volumen de embalse existente aguas arriba del punto, de la magnitud relativa de ese embalse con respecto a las aportaciones circulantes, y del régimen de explotación de estos embalses aguas arriba. Si se divide la aportación natural circulante por el volumen de embalse aguas arriba, se obtiene un mapa que representa la máxima alteración potencial del régimen (figura 3.2).

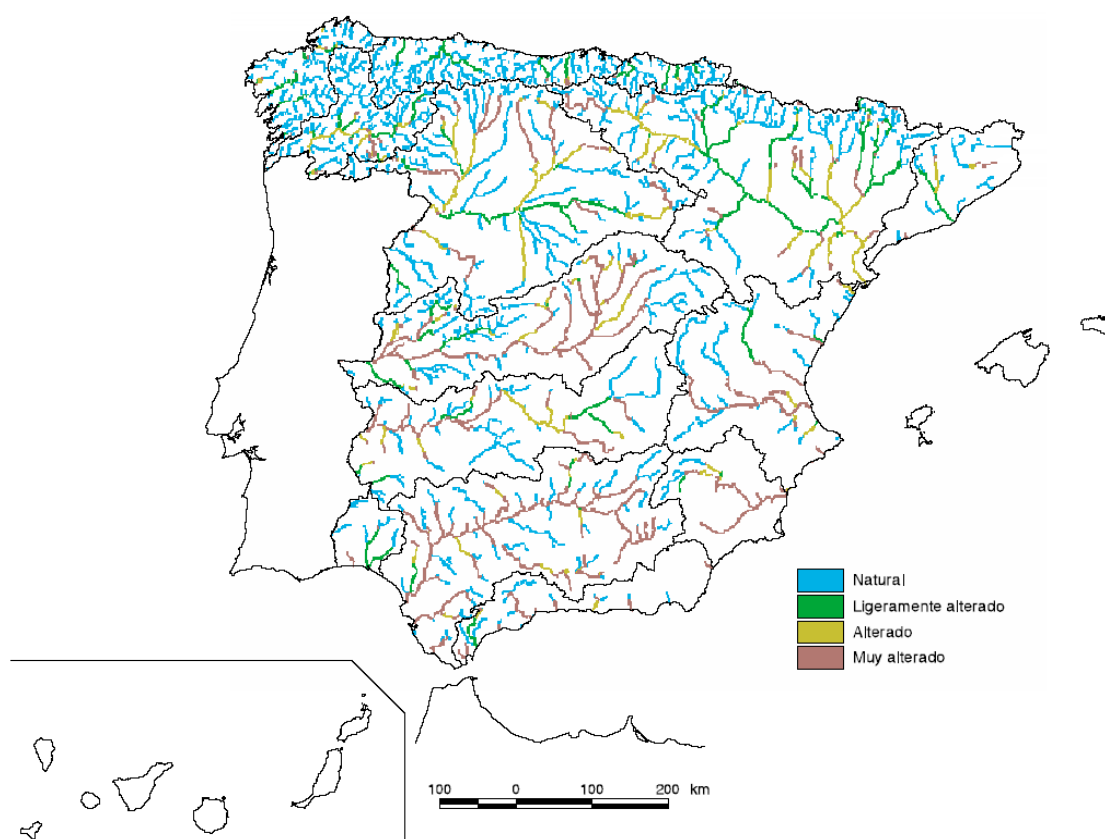


Figura 3.2. Grado de alteración por los embalses del caudal de los ríos.

Si bien es cierto que la afección inducida por los embalses de regulación es la más importante, en ocasiones las afección producidas por las captaciones indirectas de agua a través de extracciones de los acuíferos originan disminuciones de caudales circulantes por los ríos. Destacan los ríos manchegos (Guadiana, Záncara y Cigüela) que son desecados en largos tramos, causando la destrucción ecológica del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel.

3.1.2. Los informes de Impactos y Presiones Ambientales (IMPRESS) en el contexto de la DMA.

Tal como establece el artículo 5 de la Directiva 2000/60/CE, y en conformidad con las especificaciones técnicas fijadas en el Anexo II, los Estados miembros deben recoger y conservar la información sobre el tipo y la magnitud de las presiones antropogénicas significativas a las que puedan verse expuestas las masas de aguas superficiales de cada demarcación hidrográfica. El objetivo del análisis de presiones e impactos es evaluar el riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales de la DMA para cada masa de agua.

La metodología utilizada por las diferentes Demarcaciones Hidrográficas para el estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas se desarrolla en el *“Manual para la identificación de las presiones y evaluación del impacto en aguas superficiales”* (2005). Esta metodología fue elaborada siguiendo las directrices señaladas en *“Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). Guidance Document No 3. Analysis of Pressures and Impacts. Produced by Working Group 2.1 – IMPRESS”*.

Esta metodología consta de tres pasos. En primer lugar se identifican para cada masa de agua las presiones significativas que soporta. A continuación se analiza el impacto que causan tales presiones sobre la masa de agua en relación a los objetivos medio ambientales. A partir de estos dos análisis se valora el riesgo de incumplimiento a la que está sometida la masa de agua.

Entre los distintos tipos de presiones identificadas, en la Directiva se mencionan explícitamente las presiones causadas por:

Extracción significativa de agua para usos urbanos, industriales, agrarios y de otro tipo, incluidas las variaciones estacionales y la demanda anual total, y de la pérdida de agua en los sistemas de distribución.

Incidencia de la regulación significativa del flujo del agua, incluidos el trasvase y el desvío del agua, en las características globales del flujo y en los equilibrios hídricos.

Tal como se define en la la CIS-Guidance-IMPRESS, una presión es significativa si puede contribuir a un impacto que impida alcanzar alguno de los objetivos medio ambientales de la DMA. El término de significancia se utiliza principalmente como herramienta de caracterización de las presiones. La existencia de una presión significativa no implica que la masa de agua esté en riesgo, sino que está sometida a presiones que potencialmente pueden alterar los objetivos medioambientales de la misma, es decir, se trata de un elemento importante dentro del sistema al cual se debe prestar atención.

Los resultados para los diferentes ámbitos de planificación se muestran en las gráficas 3.3 y 3.4.

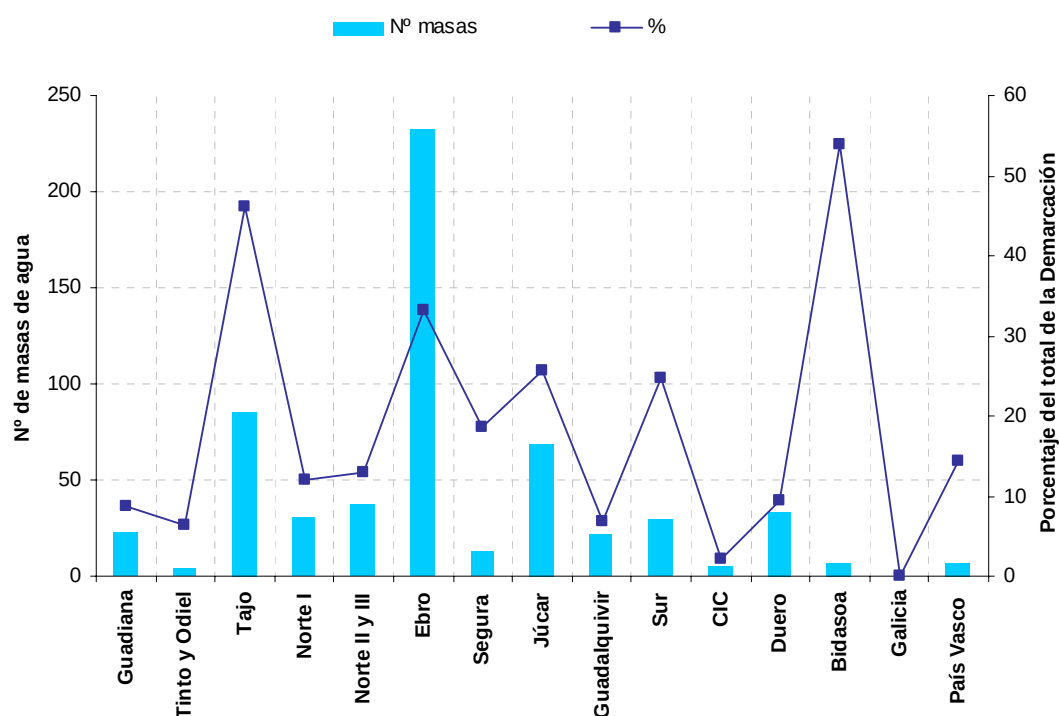


Figura 3.3. Masas en riesgo de incumplimiento de objetivos ambientales por efecto de las detracciones

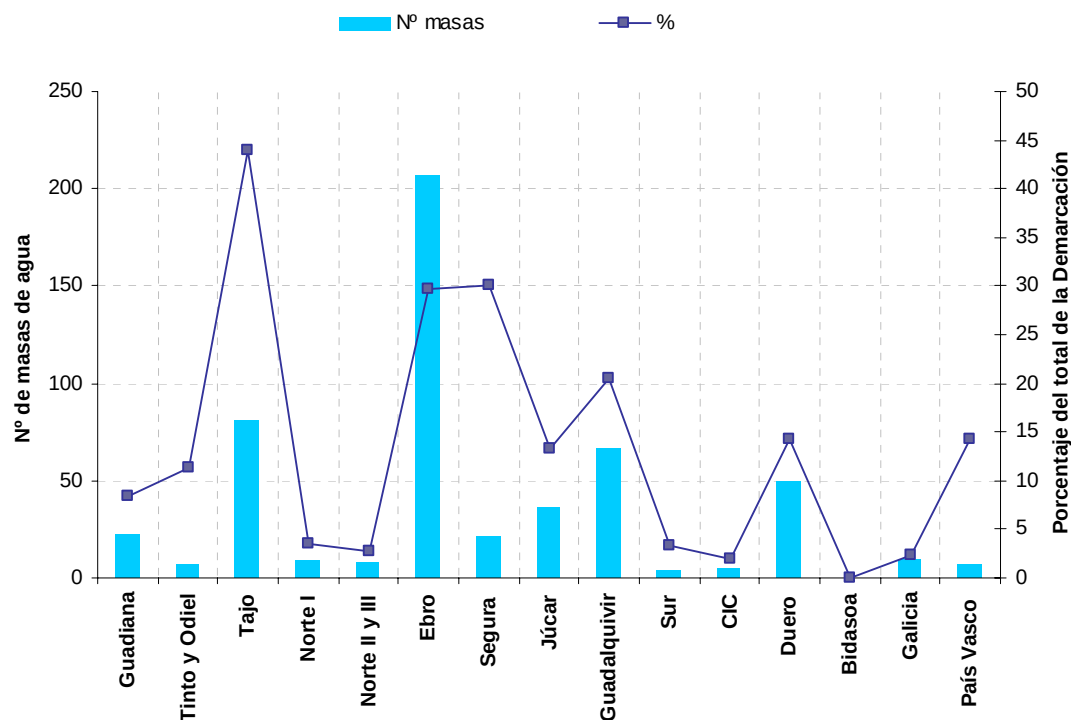


Figura 3.4. Masas en riesgo de incumplimiento de objetivos ambientales por efecto de la regulación

En términos globales, para todas las masas de agua de los ríos españoles, solamente está en riesgo de no alcanzar los objetivos medio ambientales de la DMA un 16,5% por efecto de las extracciones y un 15% por efecto de la regulación.

En Cataluña, en el documento de análisis de presiones e impactos y riesgo de incumplimiento de los objetivos de la Directiva Marco del Agua (Documento IMPRESS) realizado por la Agencia Catalana del Agua (2005), la alteración de caudales junto con su derivación y extracción, se identifican como uno de los principales problemas para conseguir el buen estado de las masas de agua (Figura 3.5), donde un 14% de las masas de agua definidas tienen un elevado riesgo de no cumplir los objetivos de la Directiva marco del Agua, el buen estado de las aguas. Las presiones se identifican y, dependiendo de su magnitud y de la capacidad de los sistemas fluviales para soportar dicha presión, se calcula el riesgo de incumplimiento de objetivos, en este caso, los caudales ambientales que deberían circular, concretados en el Plan Sectorial de Caudales de Mantenimiento.

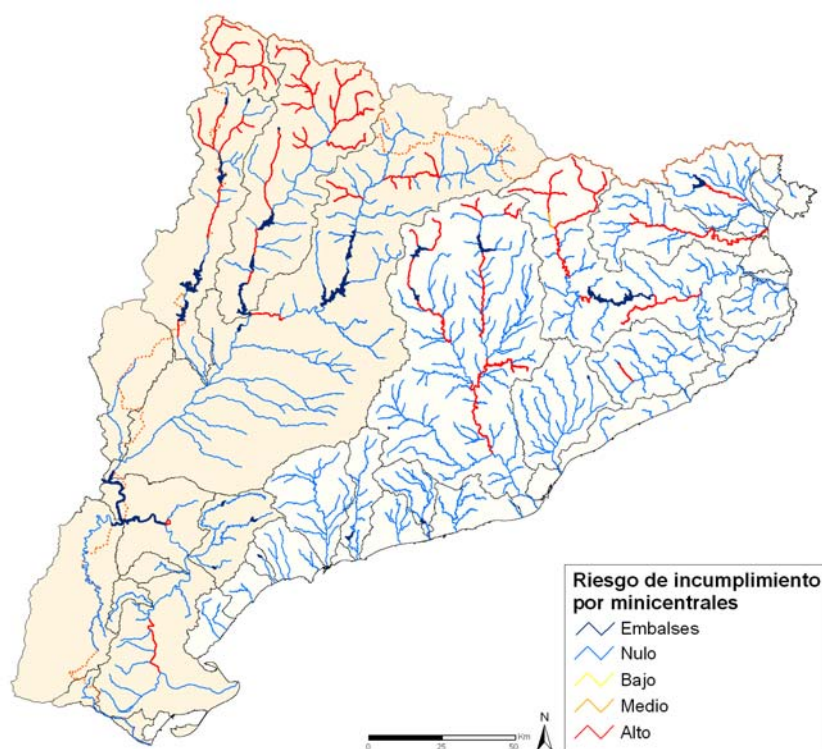


Figura 5. Análisis de riesgo de incumplimiento de los objetivos de la DMA a causa de las principales derivaciones de caudal para aprovechamientos hidroeléctricos

3.1.3. La utilización de nuevas herramientas para la caracterización de los cambios hidrológicos

Desde un punto de vista práctico, sería interesante tener unos instrumentos de evaluación hidrológica que utilicen directamente criterios hidrológicos, que nos permitan realizar una labor de ‘cribado’ con lo que podamos clasificar los ríos o los tramos fluviales de acuerdo con el grado de alteración hidrológica a que están sometidos. Estos parámetros hidrológicos ya existen y se han hecho estudios en los que se han seleccionado aquellos **parámetros que tienen una mayor correlación con el estado y los requerimientos de hábitat de las comunidades biológicas**. En efecto a partir del trabajo de Richter (1997) ‘How much water does a river need?’ se han realizado numerosos estudios sobre el tema (Richter *et al.* 1996, 1997, 1998, 2001). También en España se han aplicado esta metodología en ríos de la Cuenca del Tago (Baeza y García de Jalón, 1997 y 2005), y en la Cuenca del Ebro (Baeza y García de Jalón, 2004). Por ello estamos en condiciones de proponer una metodología de este tipo.

Si conseguimos **caracterizar el régimen de caudales** al cual está sometido un río o tramo fluvial (régimen de explotación o regulado), y si conseguimos **medir la “similitud” o “distancia” que lo separa del régimen natural**, estaremos en disposición de, por un lado evaluar el grado de alteración ambiental al que está sometido, y por otro, de fijar un objetivo al cual tender en la asignación de caudales circulantes por el cauce para mejorar sus condiciones ecológicas. Poff *et al.* (1997) ya definieron claramente al régimen natural de caudales como objetivo básico en la Conservación y Restauración de ríos.

Sin embargo, el régimen natural no solo se caracteriza por sus condiciones medias sino también por su variabilidad natural (que en los ríos mediterráneos puede ser muy grande). Por tanto, será necesario conocer el rango de fluctuación Natural de caudales y analizar para el régimen regulado la frecuencia con que este caudal se encuentra dentro de los umbrales de la variabilidad natural.

En este sentido, hemos propuesto un método para evaluar el grado de alteración hidrológica atribuible a impactos humanos dentro de un ecosistema. Este método, denominado **Indicadores de Alteración Hidrológica** (Ritcher et al, 1996, 1997) (a partir de ahora IHA), se basa en el análisis de datos hidrológicos disponibles ya sea de puntos de muestreo de un ecosistema o generados por modelos. Utilizamos 35 parámetros organizados en cinco grupos, para caracterizar estadísticamente la variación hidrológica de cada año. Estos **35 parámetros proporcionan información de rasgos ecológicamente significativos de los regímenes de aguas superficiales y subterráneas que influyen en ecosistemas acuáticos, inundables y riparios**. Mediante la comparación de medidas de tendencia central y dispersión para cada parámetro entre rangos de tiempo definidos como pre-impacto y post-impacto, se evalúan las perturbaciones hidrológicas asociadas con actividades tales como operación de presas, desviación de flujos, bombeo de aguas subterráneas o cambios en el uso intensivo del suelo, lo que acaba generando un total 70 **Indicadores de Alteración Hidrológica**. Estos parámetros están basados en las cinco características fundamentales de los regímenes hidrológicos: magnitud, frecuencia, duración, estacionalidad y tasas de cambio.

3.2. La situación de los caudales ecológicos en España

Las nuevas cuestiones relacionadas con el agua que han ido surgiendo en los últimos años, han dado lugar a un nuevo contexto en el que se requieren nuevas bases sobre las que replantear la gestión de los recursos hídricos desde la perspectiva ambiental. Además, su carácter fuertemente institucional, exige una visión globalizadora donde converja adecuadamente la ecología, la tecnología, el derecho, la economía y la sociología.

Si consideramos el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (el estado ecológico es una expresión de su estructura y funcionamiento) y los altos niveles de protección requeridos, parece evidente que el régimen de caudales debe jugar un papel preponderante. En este contexto, los caudales ambientales deben ser el puente que ayuden a engarzar el papel que desempeña el régimen natural de caudales en la dinámica ecosistémica y los niveles de conservación establecidos en el marco legal.

Desde una perspectiva amplia, la situación en España de los caudales ecológicos se puede esbozar a partir de los siguientes rasgos:

General

Urgencia. Es importante hacer las reservas ambientales pertinentes para cumplir sus funciones ambientales de la misma forma que la demanda para diferentes usos del agua continúa incrementándose. En un futuro este nivel de compromiso puede ser mayor. En aquellas cuencas donde los volúmenes concesionados sean mayores que los caudales disponibles existe una limitada oportunidad de mejora. Por esta razón es importante salvaguardar los volúmenes necesarios antes de hipotecarlos en nuevas concesiones.

Aumento de conflictos. El uso del agua y sus conflictos asociados se incrementarán. La protección y restauración de los regímenes hidrológicos se convertirá en un tema más complicado a medida que la demanda se vaya incrementando.

Sequías y cambio climático. Las recientes sequías en el ámbito español han reavivado un renovado interés por el incremento de la capacidad de regulación para salvar la irregularidad de los caudales. A medio y largo plazo sigue siendo válida la evidencia de que las actividades humanas están incrementado la velocidad del cambio climático de tal forma que sus efectos se están haciendo notar a corto plazo. Como consecuencia, hay una clara necesidad de considerar los efectos del cambio climático en las estimaciones de los caudales ecológicos y en las provisiones de los mismos de cara a la planificación hidrológica.

Institucional

Personal técnico. En general los estudios y programas de caudales ecológicos en las diferentes administraciones, instituciones y entidades están infradotados y carecen de la suficiente experiencia en estos temas especializados. Las confederaciones no cuentan con el personal técnico adecuado para el estudio y aplicación de regímenes de caudales ecológicos.

Dirección de gestión. Las agencias medioambientales dedican una gran parte de sus esfuerzos a la conservación de las especies, mientras que los hábitats de las mismas se encuentran desprotegidos, a menudo porque muchas de estas agencias no tienen competencias sobre la gestión del agua.

Política de gestión. Las diferentes políticas sectoriales pueden ser diferentes para un mismo aspecto o incluso ser contrapuestas. Es necesaria una integración y priorización de las políticas ambientales en las diferentes políticas sectoriales.

Legal

Títulos concesionales. En muchos casos las concesiones otorgadas son superiores a los caudales de tales ríos en régimen natural, imposibilitando o comprometiendo en gran medida la consecución de los objetivos ambientales. Una gran parte de concesiones se encuentran incumplidas por haber cambiado de uso, por caducidad, o por abuso, y sus afecciones ambientales no son tenidas en cuenta.

Descontrol. Muchos aprovechamientos actualmente existentes carecen de los permisos adecuados.

Interpretación. En numerosos casos los principios y objetivos recogidos en los textos legales y acuerdos internacionales no han sido adecuadamente interpretados, administrados ni utilizados por las autoridades competentes o los agentes interesados. La interpretación y revisión de estos textos no se realiza adecuadamente por equipos interdisciplinarios. Estos equipos tampoco disponen de los recursos económicos necesarios para llevar a cabo esta tarea.

Participación e implicación de la sociedad

Apoyo. El apoyo de los movimientos sociales hacia la restauración de los regímenes hidrológicos varía entre las diferentes regiones y los niveles de percepción de las ventajas de disponer de un adecuado régimen de caudales.

Participación. La DMA obliga a considerar los procesos participativos en la toma de decisiones. Una parte de la población comienza a pensar que el incremento en los usos del agua puede tener unas graves consecuencias sobre los ríos, y que por tanto conviene tomar medidas para su preservación. Hay algunas limitaciones para ya que las decisiones para el establecimiento de caudales ecológicos están regladas y necesita de estudios técnicos que la acompañen.

Alcance. La sociedad reclamará cambios en la toma de decisiones para reconocer que muchas de las funciones ambientales y valores de los ríos van más allá de las simples actividades económicas del agua. Este nuevo impulso de los grupos de interés puede ser aprovechado por las administraciones competentes para reforzar los argumentos a favor de las funciones múltiples de los ríos.

Científico

Integración. Han de continuar los esfuerzos científicos para demostrar que la conservación de los ecosistemas acuáticos en buen estado sólo se puede conseguir si integramos adecuadamente los aspectos hidrológicos, biológicos, geomorfológicos, de calidad del agua y conectividad.

Validación. Son necesarios más estudios para demostrar los efectos sobre los procesos ecológicos del régimen de caudales, las modificaciones de los lechos fluviales y sus riberas así como los cambios de uso en la cuenca.

Cumplimiento. Se deben incrementar los esfuerzos para asegurar el adecuado cumplimiento de los regímenes de caudales ecológicos establecidos.

Formación. No existen programas específicos de formación para el personal técnico y otros agentes interesados en los aspectos ambientales de la gestión del agua

Investigación. No hay una identificación clara de las necesidades de investigación para dar respuesta a los compromisos del uso de los recursos hídricos con la conservación de sus ecosistemas. La investigación sobre técnicas de determinación de caudales ambientales y su aplicación en casos reales no se está desarrollando al ritmo de los países avanzados con situaciones equivalentes.

4. PROPUESTAS PARA DISMINUIR LAS PRESIONES Y MEJORAR O RESTAURAR LOS RÍOS RESPECTO A LA REGULACIÓN DE CAUDALES.

Hemos visto como la importancia de en España tiene la regulación de los caudales que circulan por nuestros ríos y cuales son efectos ambientales. Nos interesa ahora, analizar las posibles acciones, técnicas, y buenas prácticas que podemos utilizar con objeto de disminuir, mitigar o eliminar dichas afecciones impactantes. Se trata de diseñar una estrategia consensuada que permita mantener los usos sostenibles del territorio y de los recursos fluviales de tal manera que sea posible lograr un buen estado ecológico de los ríos, y en los casos que ello no sea factible, poder alcanzar su buen potencial ecológico.

Está claro que lo primero que debemos realizar es aplicar el 'Principio de prevención de deterioro adicional' (**Art. 1 DMA**). Aquellos ríos que hoy en día no están alterados hidrológicamente (desgraciadamente en España son los menos, deben ser objeto de especial protección y preservar en la medida de lo posible su actual funcionamiento. Son ríos que tienen valores de referencia (objetivos de restauración), y por ello se deberán estudiar sistemáticamente con datos que ampliar el conocimiento de su composición, estructura y funcionamiento.

4.1. La gestión limnológica de embalses y trasvases

La Limnología como ecología de los ecosistemas acuáticos es una ciencia que debe incorporarse a la gestión de los ríos, habida cuenta que la DMA exige como objetivo de dicha gestión el buen estado ecológico. Si nos centramos en el caso de los embalses, una gestión limnológica ha de vigilar y evaluar los siguientes aspectos:

- Control de calidad de las aguas desembalsadas
- Control de la cantidad de aguas de desembalse
- Mitigación del efecto barrera para las especies migradoras
- Control de las aguas que entran al embalse
- Control de la acumulación de sedimentos en embalse
- Control de ocupaciones y gestión del DPH
- Control de los efectos geomorfológicos aguas abajo de la presa
- Control de ocupaciones del dominio público hidráulico
- Control de la proliferación de las especies introducidas

Para el control de calidad de aguas que el embalse suelta, en especial cuando se encuentra estratificado, es necesario contar con una Torre de Tomas que permita regular las condiciones fisicoquímicas del agua que suelta. De esta manera, se puede diseñar un Régimen Natural de Temperaturas del agua que imite al natural, o bien, evitar las condiciones anóxicas mezclando las aguas ricas en oxígeno de la superficie con las anóxicas del hipolineon.

El control de la cantidad de aguas de desembalse corresponde a la suelta de Regímenes Ecológicos de Caudales. Para ello, con frecuencia es necesario dotar a la presa de unas válvulas de desagüe para caudales pequeños. Es importante controlar las velocidades de

apertura y cierre de válvulas de desagüe, por las mortalidades que se producen los cambios bruscos de caudal. Resultan también imprescindibles las avenidas de mantenimiento: **Ordinarias** para defensa del Dominio público hidráulico y las **Extraordinarias** para el mantenimiento del bosque ripario

La mitigación del efecto barrera para los migradores, puede exigir la existencia y el funcionamiento de escalas piscícolas, ascensores o trampas de captura (según características de la presa y de las especies). Especialmente importante es el control y seguimiento de las migraciones de todas las especies que habitan el río (épocas de ascensos y descenso) para tomar las medidas y precauciones necesarias en cada caso, como la captura y transporte de peces (si ha lugar) y el control de depredadores

El control de las aguas que entran al embalse resulta necesario para evitar las condiciones de eutrofización y un exceso de colmatación del vaso. Para ello, se debe trabajar en la Conservación de las riberas de los cauces vertientes para que funcionen como trampas de sedimentos y absorban nutrientes.

La mitigación de los procesos debajo de la presa pasa por el control de los efectos geomorfológicos aguas abajo de la misma. Ello implica el seguimiento de procesos de incisión o/y de agradación del cauce principal y en la desembocadura de afluentes el control y seguimiento de los procesos de sedimentación.

Un río regulado es un río que ha perdido su torrencialidad y sus avenidas han aumentado tanto su periodo de retorno que la gente ha perdido el 'miedo' al río (falso sentido de seguridad). Por ello resulta necesario un especial control de ocupaciones del dominio público hidráulico, y la conservación de sus riberas

A medio y largo plazo los efectos ambientales más contundentes de los embalses son la proliferación de especies piscícolas introducidas, por lo que su control resulta imprescindible. Ello implica realizar actuaciones en el vaso del embalse (inhibición de la reproducción, descastes, etc.), el control de escapes de peces aguas abajo y aguas arriba (barreras eléctricas, escalas selectivas), la protección de especies autóctonas y el control de pescadores (prohibición de cebos vivos).

4.2. Los caudales ecológicos como instrumento de restauración

Las restricciones de carácter ambiental tienen como objetivo la protección en determinados ecosistemas de las funciones naturales del agua (ecosistemas acuáticos, fundamentalmente) mediante la preservación de flujos, de velocidades, de niveles, de volúmenes, o de sus características físico-químicas.

En este contexto, el régimen de caudales ambientales es la conservación o recuperación parcial de algunas de las características relevantes del régimen natural de caudales (magnitud, frecuencia, duración, momento de ocurrencia, tasa de cambio y estacionalidad), de tal forma que se pueda mantener o restaurar tanto los componentes biofísicos como los procesos ecológicos de los ecosistemas acuáticos implicados (Arthington & Pusey, 2003).

La restauración de los regímenes hidrológicos, en el marco de los ecosistemas acuáticos que sostiene tiene los siguientes fines:

Contribuir a alcanzar el buen estado para las masas de agua

Contribuir al uso racional de los recursos hídricos a través de la provisiones de reservas ambientales para satisfacer las necesidades de conservación de los ecosistemas acuáticos

Integrar el buen estado de los regímenes hidrológicos en las políticas sectoriales, especialmente de aguas, medio ambiente, agricultura y ordenación del territorio.

Contribuir al cumplimiento de los compromisos del Estado Español en relación a los convenios, directivas, políticas y acuerdos europeos, e internacionales relacionados con la conservación de los ecosistemas acuáticos y de los regímenes hidrológicos de los que dependen.

A la hora de establecer unos caudales ecológicos que sean coherentes con los objetivos ambientales de cada tramo nos encontramos con una serie de limitaciones técnicas, administrativas y sociales. Si existen restricciones técnicas, debidas a la presencia de infraestructuras, habrá que revisar y adaptar dichas infraestructuras, así como realizar un análisis de coste-beneficio para ver la viabilidad de su mantenimiento. En el caso de restricciones administrativas habrá que hacer una revisión de las concesiones y establecer medidas compensatorias para los usuarios. En cuanto a las restricciones sociales, habrá que realizar una concertación social bajo parámetros reales de objetivos y de información.

España es un país donde la incidencia de las épocas de sequía es historicamente grande, y las previsiones del cambio climático pueden agravarla. Por tanto, los planes de Sequías son necesarios, y en estas circunstancias habrá que determinar los correspondientes caudales de sequías.

Los caudales ecológicos en el marco legal

La Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 20/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional, en relación a los caudales ambientales establece que:

Artículo único. Octavo: A los efectos de la evaluación de disponibilidades hídricas, los caudales ambientales que se fijen en los Planes Hidrológicos de cuenca, de acuerdo con la Ley de Aguas, tendrán la consideración de una limitación previa a los flujos del sistema de explotación, que operará con carácter preferente a los usos contemplados en el sistema. Para su establecimiento, los Organismos de cuenca realizarán estudios específicos para cada tramo de río, teniendo en cuenta la dinámica de los ecosistemas y las condiciones mínimas de su biocenosis. Las disponibilidades obtenidas en estas condiciones son las que pueden, en su caso, ser objeto de asignación y reserva para los usos existentes y previsibles.

A pesar de que en el texto de la Directiva Marco del Agua no aparece explícitamente el término de caudales ecológicos, en el anexo V de dicha Directiva queda reflejado el papel que debe cumplir el régimen hidrológico respecto a sus funciones ambientales. Para el Buen Estado, el régimen hidrológico debe ser aquel “caudal e hidrodinámica del río, y la conexión resultante a aguas subterráneas, que permite que los valores de los indicadores de calidad biológicos muestren valores bajos de distorsión causada por la actividad humana, y sólo se desvían ligeramente de los valores en condiciones inalteradas”.

La Ley 10/2001, del Plan Hidrológico Nacional contempla en la Disposición Adicional décima del Plan Integral de Protección del Delta del Ebro, la “definición del régimen hídrico que permita el desarrollo de las funciones ecológicas del río, el delta y el ecosistema marino próximo. Asimismo, se definirá un caudal adicional que se aportará con la periodicidad y magnitudes que se establezcan de forma que se aseguren la correcta satisfacción de los requerimientos medioambientales de dicho sistema”.

En el Texto Refundido de la Ley de Aguas (Ley 11/2005), los caudales ecológicos son aquellos “caudales que mantienen como mínimo la vida piscícola que de manera natural habitaría o pudiera habitar en el río, así como su vegetación de ribera”.

El Reglamento de Planificación Hidrológica recientemente aprobado por el Consejo Nacional del Agua define en su artículo 18 los caudales ecológicos como aquel “régimen que permite mantener de forma sostenible la funcionalidad y estructura de los ecosistemas acuáticos y de los sistemas terrestres asociados, contribuyendo a alcanzar el buen estado o potencial ecológico en ríos o aguas de transición”. Este mismo reglamento dice en su artículo 3: “El proceso de implantación del régimen de caudales ecológicos se desarrollará conforme a un proceso de concertación que tendrá en cuenta los usos y demandas actualmente existentes y su régimen concesional, así como las buenas prácticas”.

La práctica de los caudales ecológicos en España

En cuanto a los requerimientos ambientales, debe decirse que precisan un tratamiento especial, pues no suponen un uso del agua, al menos en un sentido reglamentario estricto, sino

que, en rigor, y conforme se indicó al describir el concepto de recursos disponibles, constituyen restricciones en la propia utilización del agua del medio natural.

Los Planes de cuenca fijan, aunque no en todos los casos, unos caudales ecológicos o mínimos. Estos caudales son muy dispares, variando desde el 1% al 10% de la aportación media anual. De su análisis no se desprende, en general, la metodología utilizada para su determinación, aunque en algunos casos no parecen obtenerse de acuerdo con los requerimientos ambientales reales, sino en función de los recursos no utilizados en la satisfacción de otras demandas ya comprometidas, y cuya modificación podría requerir expropiación.

Los requerimientos ambientales en España también han sido abordados con carácter normativo en la legislación autonómica relativa a la protección de la pesca y la preservación de los ecosistemas acuáticos. Así mismo, el incumplimiento de esta normativa ya ha originado conflictos y denuncias que la jurisprudencia ha creado precedentes. Así, podemos mencionar resoluciones judiciales y administrativas sobre caudales de mantenimiento por tres minicentrales hidroeléctricas en el Alto Tajo que amplían hasta un 21% los caudales medioambientales fijados por la Confederación Hidrográfica del Tajo.

Nos encontramos, en definitiva, ante un requerimiento hídrico de gran importancia, pero que carece aún, desde el punto de vista conceptual, de una reflexión sobre su propia naturaleza, y una definición y encaje rigurosos en el sistema de usos; desde el punto de vista técnico, de metodologías, modelos y determinaciones globalmente admitidos; y desde el punto de vista jurídico, de la necesaria clarificación competencial y procedimental.

4.3. La demolición de presas

Las presas proporcionan muchos beneficios para la sociedad, ya que laminan avenidas, abastecen a las ciudades y a las industrias, proporcionan agua para regadíos y energía hidroeléctrica, y pueden tener usos de recreo (Palau, 2006). Sin embargo, las presas no se construyen para durar siempre, sino que son obras finitas, y llegado el momento pueden suponer riesgos para la seguridad de las personas y para la economía. Además, como ya hemos visto, las presas también tienen impactos importantes sobre el medio ambiente, ya que cambian los procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en los ríos, así como aquellos relacionados con el movimiento de los organismos a lo largo del río, degradando de este modo los ecosistemas fluviales (American Rivers *et al.*, 1999). Por todo ello, se hace necesaria la revisión de muchas de estas estructuras, planteándose la posibilidad de eliminar total o parcialmente aquellas que carezcan de utilidad y estén comprometiendo la seguridad de las personas y la salud del ecosistema fluvial (Marchamalo *et al.*, 2000).

En los últimos tiempos se ha considerado la demolición de presas como una herramienta muy efectiva para la restauración de los ríos (American Rivers, 2002). Los países pioneros en la demolición de presas como forma de restauración de los ríos han sido Estados Unidos, Canadá y Francia (Brufao, 2006b). En Estados Unidos, hay más de 75.000 presas construidas (Shuman, 1995), y más de 600 han sido ya desmanteladas (Brufao, 2006b). La mayoría de las presas desmanteladas tienen menos de 10 metros de altura, y por ahora no se ha demolido ninguna de más de 30 m (Gregory *et al.*, 2002).

En España existen ya numerosas iniciativas y casos de demolición de presas, como en Galicia donde se han eliminado ya algunas barreras, anunciándose en enero de 2000 la demolición de un azud en el río Támega e iniciándose en abril de 2003 el expediente para eliminar la presa de Rubieras (Lugo); en Castilla y León, donde el Tribunal Supremo ordenó en el año 2005, y a instancias de Ecologistas en Acción, la demolición de una presa hidroeléctrica autorizada por el Ayuntamiento de Valdelageve (Salamanca); en Cataluña, donde la Generalitat ha anunciado la demolición de la presa hidroeléctrica de Molló, y los propietarios de la presa de una fundición en el río Ter en el municipio de Manlleu, han decidido eliminarla, o en Asturias, donde la Consejería de Medio Ambiente, con la colaboración de la Confederación Hidrográfica del Norte, eliminó en el año 2001 una presa en el río Piloña, en la localidad de Villamayor, y en 2004 la presa de un antiguo molino en el río Güeña, en Cangas de Onís (Brufao, 2006b).

En muchos casos de presas ya obsoletas o que dan problemas ambientales, de seguridad y económicos, son colectivos como grupos ecologistas, grupos de investigación o los propios vecinos y ayuntamientos los que piden que se revisen ciertas presas y se plantee la demolición de las mismas. Marchamalo *et al.* (2000) proponen, entre otros, la demolición de la presa de Agrio (Sevilla), cuyo fin principal ya no está justificado, pues la empresa minera Boliden se ha declarado suspensión de pagos, sufriendo asimismo la zona grave riesgo de contaminación en caso de ruptura de la presa. En el río Nansa se ha demandado la adecuación o demolición de la presa de Palomera, ya que a originado la desapaarición del samón en dicho río (Rodríguez, 2002; Brufao y Rodríguez, 2004).

Y siguiendo con los ejemplos de Brufao (2006b), cada vez es mayor el número de ciudadanos partidarios de demoler la presa de Ézaro (La Coruña) en el río Xallas, ya que ha hecho desaparecer la única cascada española que acaba directamente en el mar. También existen varias iniciativas por parte de ayuntamientos, como la del Ayuntamiento de Cangas de Onís (Asturias), que ha presentado al Principado un proyecto para demoler la presa de La Estrada, que está abandonada y causa inundaciones, o la del Ayuntamiento de Ripoll (Gerona), que aprobó una moción para dirigirse a la Agencia Catalana de l'Aigua con el fin de eliminar la central hidroeléctrica de una empresa textil recientemente clausurada. En cuanto a los grupos ecologistas, organizaciones como WWF/Adena, Ecologistas en Acción, AEMS-Ríos con Vida, y otras de menor entidad han reclamado la eliminación de numerosas presas y obstáculos. Entre otros muchos ejemplos, estas tres organizaciones exigen la demolición de las presas de Alcalá del Río y Cantillana (Sevilla), situadas en el bajo Guadalquivir, ya que han acabado con especies como el esturión (*Acipenser sturio*), el sábalo (*Alosa alosa*), la lamprea (*Petromyzon marinus*) y la anguila (*Anguilla anguilla*) en este río, al impedir sus migraciones aguas arriba.

Los motivos que pueden llevar al desmantelamiento de una presa son los siguientes:

Ambientales:

Como ya se ha expuesto de forma detallada en el apartado sobre los efectos de la regulación de caudales, las presas alteran ampliamente los ecosistemas de los ríos, modificando el régimen de caudales, la geomorfología, la calidad de las aguas, constituyendo barreras tanto para el movimiento de los sedimentos como para el de los organismos, modificando los hábitats de muchas especies, etc.

Al demoler una presa, se eliminan los impactos que causa la presencia de las mismas. Es por ello que en Cantabria, que puede considerarse la impulsora en España en la demolición de presas, se eliminaron en el año 2000 cinco presas sin concesión en el río Ansón para mejorar la entrada de salmones atlánticos (*Salmo salar*) a este río (Brufao, 2006b). Del mismo modo, ya se han eliminado en Cáceres diversas presas dentro de un programa para mejorar la accesibilidad de los peces (Brufao, 2006b).

Financieros:

Dos de los factores principales que influyen en el proceso de envejecimiento de una presa, o de pérdida de viabilidad, son el deterioro de los materiales de construcción y la acumulación de sedimentos en el embalse (Poff y Hart, 2002).

Por una parte, los sedimentos capturados por las presas reducen la capacidad de almacenamiento y dificultan su funcionamiento. La reducción de la capacidad de almacenamiento supone una pérdida de efectividad para las presas de abastecimiento, regadío o control de inundaciones; por otra parte, en las presas hidroeléctricas los sedimentos pueden bloquear las válvulas que llevan el agua a las turbinas, y si no se dragan, la instalación puede perder su capacidad de mover el agua para obtener energía (American Rivers *et al.*, 1999). Así, debido al aterramiento, las presas dejan de cumplir su función, obteniendo menos ingresos y perdiendo rentabilidad. El aterramiento en las presas modernas tiene lugar mucho antes que la pérdida de la integridad estructural de los materiales de construcción, por lo que éste es a menudo el factor limitante para la vida útil de una presa (Morris y Fan, 1998). Por el contrario, algunas presas con tasas de aterramiento bajas han permanecido funcionales por periodos de tiempo muy largos, en algunos casos varios cientos de años (Schnitter, 1994).

Del mismo modo, los costes de funcionamiento y mantenimiento tienden a aumentar según la presa va envejeciendo (Poff y Hart, 2002). El propietario a menudo tiene que hacer frente a inversiones de funcionamiento y mantenimiento, así como a mejoras estructurales y a modificaciones operativas para poder cumplir con los requisitos actuales de regulación. Estos

costes, junto con los menores ingresos generados por la presa, pueden hacer que la demolición de la presa sea la alternativa más rentable para el propietario (American Rivers *et al.*, 1999).

La mayoría de las presas eliminadas en Estados Unidos han sido demolidas a iniciativa de sus propietarios debido a cuestiones económicas, al generar éstas altos costes de mantenimiento y seguros (Brufao, 2006b).

De seguridad:

Las presas se construyen para retener o derivar millones de litros de agua al día. Tal estrés deteriora las presas y limita su vida útil, y según van pasando los años se vuelven cada vez más propensas a la rotura. Si la integridad estructural de la presa se ve comprometida, el peligro de que falle se convierte en una preocupación seria, ya que la rotura supone un riesgo para las poblaciones humanas y para los bienes públicos y privados (Marchamalo *et al.*, 2000). Por ejemplo, en el año 1982 la presa de Tous (Valencia) cedió debido a las intensas lluvias y consecuente crecida del río Júcar, y al deterioro de la presa, causando más de 30 muertos y muchos daños materiales.

Por motivos de seguridad, en España ya se ha pedido la demolición de varias presas con riesgo de rotura. Como indica Brufao (2006b), se ha pedido la demolición de la presa de Albina (Álava), actualmente en desuso. Además, en julio de 2001 el Ayuntamiento de Villaviciosa (Asturias) aprobó la demolición de la presa de Mantequera de Amandi, ya que provocaba daños en algunos barrios y edificios de esta ciudad debido a las inundaciones.

Administrativos:

Si el periodo de concesión llega a su fin, habrá que revisar la utilidad de la estructura (Marchamalo *et al.*, 2000). También se puede declarar la caducidad de la concesión por el posible incumplimiento de las condiciones de la misma, ya que toda concesión ha de mantener un caudal de mantenimiento y permitir el paso de la fauna fluvial (Brufao, 2006c).

Un ejemplo de incumplimiento de las condiciones de la concesión es el de la presa de Puentes Viejas en el río Viejas (Cáceres), ya que en numerosas ocasiones la explotación de esta central hidroeléctrica no cumple el régimen de caudales de mantenimiento, dejando totalmente seco el cauce (Brufao, 2006c). Por otra parte, la Confederación Hidrográfica del Tago ha iniciado más de mil expedientes de caducidad de concesiones de obras hidráulicas, lo que llevará a suprimir varias presas (Brufao, 2006b).

Otro motivo de desmantelamiento puede ser también que haya cesado el uso que justificó su construcción, que como en cualquier obra que afecta a un bien público es un motivo suficiente para su revisión, o bien que los usos que justificaron la obra en un momento dado no sean útiles desde la perspectiva actual (Marchamalo *et al.*, 2000).

En España, la presa de Cerro Alarcón, en el río Perales (Madrid), construida con fines recreativos, tiene su embalse prácticamente colmatado, por lo que las embarcaciones no pueden navegar, y tampoco hay ya zona de baño al haber empeorado la calidad del agua, constituyendo así un ejemplo de presa cuya utilidad actual debe ser revisada para ver si es viable o no su mantenimiento (Marchamalo *et al.*, 2000).

Por todo ello, se hace necesaria la revisión de muchas de estas estructuras, planteándose la posibilidad de eliminar total o parcialmente aquellas que carezcan de utilidad y estén comprometiendo la seguridad de las personas y la salud del ecosistema fluvial (Marchamalo *et al.*, 2000).

Sin embargo, las decisiones sobre la demolición de presas son complejas porque todavía existen muchas incertidumbres científicas sobre los posibles efectos del desmantelamiento de presas (Poff y Hart, 2002). Según Hart *et al.* (2002), los estudios existentes no son muy numerosos y hacen referencia únicamente a pequeñas presas, que son las que normalmente se eliminan. Además, la mayor parte de los estudios sólo tienen en cuenta unos pocos componentes del ecosistema, como los peces y los sedimentos, más que hacer una evaluación integrada de las respuestas ecológicas. Por otra parte, los estudios suelen depender de observaciones cualitativas y no de medidas cuantitativas. Éstos y otros factores limitan la capacidad para establecer unas conclusiones generales del rango, magnitud y trayectoria de las respuestas ecológicas esperadas del desmantelamiento de presas.

Aunque a largo plazo los beneficios ecológicos de la demolición de presas sean muy importantes, puesto que desaparecen los numerosos impactos que tienen las presas sobre los ecosistemas, el desmantelamiento también puede tener impactos negativos a corto plazo en los ecosistemas fluviales (Hart *et al.*, 2002). El vaciado y demolición de una presa da lugar a cambios bruscos poco después de la retirada de la presa (Stanley y Doyle, 2003). El principal efecto negativo del desmantelamiento es la movilización de los sedimentos retenidos por la presa, que se ve agravado si estos sedimentos se encuentran contaminados, pero también pueden aparecer otros efectos negativos como la sobresaturación de gases debida al vaciado rápido del agua de la presa. Por ello, es necesario desarrollar métodos para anticipar y mitigar estos impactos (Hart *et al.*, 2002).

La posible demolición de cualquier presa debe ser sometida a un análisis coste-beneficio, así como al respeto de los derechos existentes, tanto concesionales como económicos y sociales. Por lo tanto, habrá que estudiar la viabilidad de y valorar todos los aspectos ambientales, económicos y sociales. Además, la retirada de una presa deberá conllevar los mismos estudios previos ambientales y medidas correctoras que los contemplados en la construcción de una infraestructura de su tipología y magnitud.

4.4. ESTRATÉGIAS PARA LA DISMINUCIÓN DE PRESIONES

Hemos visto que el deterioro de nuestros ríos se debe en gran medida a una regulación artificial de caudales que circulan por ellos. La DMA nos plantea la exigencia de que deben estar en un buen estado ecológico, o en el caso de su declaración como Masa de aguas fuertemente modificada, su buen potencial ecológico. Por tanto, una respuesta lógica es preguntarnos, ¿Realmente necesitamos consumir o utilizar toda esa agua? ¿No existe una alternativa socioeconómica diferente a como hacemos las cosas? ¿Se necesita seguir creciendo en el consumo? ¿Se producen abusos concesionales? ¿Es necesario seguir manteniendo derechos excesivos decimonónicos?

En definitiva, se trata de analizar qué podemos hacer en las políticas sectoriales para disminuir esta presión sobre los recursos fluviales. En principio, las Políticas Sectoriales deben ser compatibles con las limitaciones impuestas por los caudales ambientales. Por tanto, habrá que establecer prioridades en los diferentes usos, diferenciando cuales son estrictamente necesarios, cuales son convenientes, cuales existen por políticas de subvenciones sectoriales y cuales no tienen razón de ser. Y después llegar a un proceso de concertación entre todos los interesados, bajo una coordinación intersectorial. Esta coordinación se deberá plasmar en una planificación hidrológica integral y multifuncional.

También, resulta necesario la coordinación entre las Administraciones a distintos niveles: estatales, autonómicas y municipales, con competencias solapadas o complementarias, tanto en cuanto a las aguas como en temáticas ambientales, urbanísticas y de conservación de naturaleza.

Los distintos aprovechamientos de las aguas públicas deben ser sometidos a controles regulares para garantizar que su funcionamiento se ciñe a lo establecido en la concesión. Las ayudas públicas a cualquiera de ellos deben estar supeditadas al cumplimiento estricto de las condiciones estipuladas en su autorización y en sus estudios de impacto ambiental. Por tanto, es obvio que se deberá incidir en la revisión de las concesiones y en el seguimiento del obligado cumplimiento de las mismas, y en los casos en que las concesiones cuyos beneficios sean inferiores a los perjuicios que causan proponer su revocación.

Las concesiones de la mayoría de los regadíos son anteriores a la Ley de Aguas, al Plan Hidrológico y al establecimiento de cualquier caudal ecológico, por tanto, de acuerdo con lo previsto en la Disposición Transitoria 1ª de la Ley de Aguas, seguirán disfrutando de sus derechos concesionales. El establecimiento posterior de un caudal ecológico que cause perjuicios deberá prever las indemnizaciones correspondientes.

Una variación unilateral por parte del Estado de las concesiones vigentes que tienen las Comunidades de Regantes y otros usuarios rompería el equilibrio de las concesiones de forma poco respetuosa con los principios de seguridad jurídica, igualdad ante la ley y respeto hacia los

bienes y derechos de los ciudadanos reconocidos en los artículos 9.3 y 33.3 de la Constitución Española.

El respeto a los derechos preexistentes es un pilar esencial del Estado de Derecho, sin el cual se dificulta o impide el normal desarrollo de la sociedad, que se basa en buena medida en la confianza en que las acciones realizadas al amparo de la Ley no se verán afectadas en el futuro por arbitrariedades de ningún tipo.

No obstante, teniendo en cuenta que los objetivos y prioridades de la sociedad cambian con el tiempo, se ha previsto la posibilidad de privar a los particulares de algunos de sus derechos y bienes, mediante la legislación que regula la expropiación forzosa, y así se recoge, para el caso de los derechos concesionales, en el Texto Refundido de la Ley de Aguas.

Por ello, en estos casos, las Demarcaciones Hidrográficas pueden imponer caudal de mantenimiento, régimen de desembalse, restricción a vertidos, etc. sin indemnizar a su titular. No se trata de una expropiación, sino de una nueva modulación de sus derechos patrimoniales derivados del título concesional (Brufao, 2006c).

En los casos en los que la implantación de caudales ecológicos o necesidad de restauración del río afectara a aprovechamientos legalizados preexistentes habrá que tramitar el correspondiente expediente para indemnizar los perjuicios ocasionados a los concesionarios siempre y cuando lo solicitasen sus titulares, y teniendo en cuenta que la concesión es un derecho de uso exclusivo del agua pero no un derecho de dominio.

En conclusión, las acciones que se establezcan a raíz del Plan Nacional de Restauración de Ríos deben procurar minimizar la afección a los derechos existentes, afectándolos solo en casos plenamente justificados, después de un proceso de concertación con todos los interesados, y siempre previendo la justa compensación de esas afecciones.

Las medidas o restricciones sobre los ecosistemas hídricos y las actividades ya implantadas o a implantar en el futuro necesarias como consecuencia de la obligación de la DMA del logro del buen estado ecológico deben justificarse, mediante un análisis coste-beneficio, que las ventajas superan a los inconvenientes, dentro del marco de la Directiva que obliga.

Ese análisis coste-beneficio, de cada actuación, debería valorar los beneficios inducidos en el ecosistema, en el paisaje, en el sentir social, en nuevas actividades económicas, etc., frente a los costes: lucro cesante de actividades existentes, subvenciones, sustitución de una fuente de energía más o menos impactante y autóctona por otras de mayor coste económico y medioambiental, etc.

Por tanto, será necesario un análisis previo y detallado de los costes económicos y de los perjuicios directos e indirectos para los usuarios y concesionarios, y para el conjunto de la sociedad habrá que valorar económicamente la disminución de las externalidades positivas, así como los beneficios ambientales y la sostenibilidad del recurso disponible para futuras generaciones (incluyendo los beneficios intangibles que no retribuye el mercado).

Por otra parte, se podrán buscar alternativas a usos actuales y otras fuentes de recursos acuáticos opcionalmente: Recarga artificial de acuíferos; Reutilización de aguas; o desalación.

4.4.1. Sector Regadíos

La problemática a la que se enfrenta este sector responde a los efectos de la falta de fondos estructurales en el futuro, por lo que deberá centrarse en buscar la productividad económica. Ello puede ser una oportunidad para converger en la restauración fluvial, ya que el fomento actual de cultivos muy demandantes de agua, como es el arroz y el maíz, se ha debido a las correspondientes subvenciones. Por ello se prevé que sus demandas de agua disminuyan.

La eficiencia sólo se puede mejorar a través de las infraestructuras agrarias. Cuando un regante consume más agua de la que teóricamente requiere su cultivo no es porque el regante quiera

derrochar agua sino porque las condiciones del sistema de riego, de las infraestructuras de transporte, etc. no permiten conseguir una mayor eficiencia en el riego. La solución al problema de un consumo elevado no es otra que la modernización de los regadíos.

Por tanto hemos de exigir la modernización y eficiencia en sistemas de riego, evitando sistemáticamente el 'derroche de agua'. Un indicador notable de esta eficiencia son los retornos de riegos, al estar cargados de nutrientes, pesticidas, insecticidas y herbicidas tienen un efecto degradante en el estado ecológico de los ríos receptores. Se deberá promover una política de disminución, e incluso eliminación de estos retornos, con instrumentos activos de inspección, monitoreo y de sanciones.

Es opinión de los regantes que de la modernización de los regadíos poco se van a beneficiar los agricultores afectados, pues los incrementos de producción de sus cultivos van a ser prácticamente inapreciables. Además, consideran que la modernización del regadío tiene un claro objetivo medioambiental que consiste en conseguir una mayor eficiencia en la utilización del agua, lo que supone no sólo el ahorro de un recurso natural escaso, sino también la reducción de la erosión del suelo y de la contaminación difusa al utilizar dosis más reducidas de riego. Los realmente beneficiados serán los restantes usuarios que podrán disponer del agua que pueda ahorrarse por efecto de la mejora del regadío o el conjunto de la sociedad que se beneficiará unos caudales medioambientales mayores. Por tanto, opinan que toda la sociedad debería soportar los costes de las modernizaciones.

Sin embargo, esta afirmación no es del todo cierta ya que el precio del agua que pagan no cubren los costes financieros, ambientales y de agotamiento. Actualmente, por razones sociales de ordenación territorial o simplemente de aceptación política, se impide una tarificación acorde con la sostenibilidad del recurso agua. Por tanto, abogamos por una política tarifaria que se complemente con otras medidas como la política agraria común o las políticas estructurales y de cohesión y que se encamine en aras de un uso sostenible del recurso y de acuerdo con los principios de transparencia, de información y participación ciudadana, y de asignación de costes que inspiran la Directiva Marco del Agua.

4.4.2. Sector Hidroeléctrico

Las distintas tecnologías de producción de energía eléctrica (eólica, térmica en todas sus variantes, solar, hidráulica, etc.) tienen en conjunto la misión fundamental de suministrar, en cada momento del día, la energía demandada por los consumidores, y deben hacerlo de forma que lo producido iguale a lo demandado, 24 horas al día, todos los días de cada año. No hacerlo así introduce inestabilidades en el sistema, que pueden acabar en situaciones de apagón general (frecuentemente, afectando a varias naciones), con los consiguientes y muy cuantiosos daños de todo tipo.

A esta función de satisfacción de la demanda se le suele llamar "seguimiento de la curva de carga".

Pues bien, cada una de las tecnologías de producción tiene una misión diferenciada, en base a sus particularidades técnicas. Así, por ejemplo, la energía nuclear proporciona una buena parte de la energía entregada a la red, con variaciones casi inexistentes a lo largo del tiempo, ya que su forma óptima de funcionamiento exige estabilidad en el mismo. Otras energías de distinto origen van siendo aportadas a lo largo del día, según sus capacidades técnicas y las necesidades del consumo. Finalmente, la energía hidroeléctrica es la única con capacidad para realizar variaciones muy rápidas de producción, necesarias para garantizar tanto la cantidad (potencia) como la calidad (regulación de frecuencia de la corriente eléctrica) de la energía entregada a la red, y es, por tanto, la única que permite realizar el citado seguimiento de la curva de carga, con el grado imprescindible de continuidad, rapidez y calidad.

Otra importante función de la hidroelectricidad es la de reposición rápida de fallos. Esta función se realiza cuando algún grupo térmico de gran potencia (frecuentemente, del orden de 500 MW) tiene un fallo, interrumpiendo más o menos bruscamente su producción de energía. Lógicamente, esa energía que deja de producir el grupo térmico debe ser repuesta con la mayor rapidez posible, para evitar no solo el desabastecimiento puntual, sino, como se ha

dicho, una situación de fallos en cadena del sistema eléctrico, que puede acabar en un apagón general. Esta función de reposición rápida solo puede ser asumida por la energía hidroeléctrica, por su gran capacidad de variación. Técnicamente, esto se consigue mediante la denominada "reserva rodante", que consiste en que un determinado número de turbinas hidráulicas, distribuidas por todo el territorio, mantienen sus circuitos hidráulicos permanentemente llenos y con agua circulando, de manera que de forma casi instantánea pueden aumentar sustancialmente su producción.

Se requiere realizar un estudio e identificar el número mínimo de sistemas hidroeléctricos necesarios para garantizar la citada "reserva rodante", con el fin de poder aplicar al resto de sistemas hidroeléctricos ciertas medidas para compatibilizarlos con el buen estado ecológico y el uso lúdico de los ríos aguas abajo de los mismos. Dichas medidas comprenden entre otras el aumento paulatino de los caudales turbinados, de forma que se disminuyan los actuales cambios bruscos de caudal que afectan a la fauna piscícola y ponen en peligro mortal a pescadores y otros usuarios lúdicos.

Todos estos procesos, absolutamente esenciales para el normal funcionamiento del sistema eléctrico español son supervisados y dirigidos por la administración energética, a través de Red Eléctrica de España, empresa pública que tiene asignadas, por ley, las labores de operador del sistema eléctrico.

En sector hidroeléctrico podemos diferenciar dos subsectores: la producción hidroeléctrica de gran dimensión y las 'minicentrales'. Las primeras tienen asignadas las funciones de seguimiento de la curva de carga y la absorción de las puntas de la demanda. Por el contrario, las segundas tienen un funcionamiento en continuo y una producción constante.

Resumiendo:

La energía hidroeléctrica de gran dimensión tiene asignadas, de forma insustituible por otras, las funciones de:

Seguimiento de la curva de carga.

Regulación de frecuencia.

Reposición rápida de fallos de producción.

Esto hace que, en la práctica:

Sean importantes las variaciones muy rápidas del caudal turbinado.

Se necesite mantener los canales de derivación y las tuberías de presión llenos de forma continua, aunque no se esté turbinando (reserva rodante).

Se precise una buena coordinación entre los Ministerios de Industria y de Medio Ambiente.

Esta última observación es especialmente importante, ya que no resulta admisible que las administraciones públicas adopten acciones sin valorar, con conocimiento suficiente, las graves afecciones que se pueden originar a la sociedad en su conjunto.

La construcción de los sistemas de embalses conllevó un fuerte y negativo impacto socioeconómico en muchas comarcas de montaña. La restauración de la economía y perspectivas de futuro de estas zonas ribereñas pasa en algunos casos por las actividades náuticas, que pueden apoyarse mediante una concertación de los caudales turbinados entre los usuarios hidroeléctricos y las empresas de turismo de aventura, de manera que éstas últimas puedan desarrollar sus actividades correctamente. Esta concertación conlleva necesariamente una adecuada planificación de los caudales (posible en todos aquellos sistemas hidroeléctricos que no sean imprescindibles para la "reserva rodante") e información del plan de desembalse a las empresas turísticas con una adecuada antelación. Además, se debe fomentar la adecuación de los caudales turbinados a las especiales necesidades de estas empresas (mayor actividad en fin de semana, en verano, para puentes...) mediante acuerdos y contraprestaciones para las empresas hidroeléctricas beneficiarias de la concesión, como se ha hecho ya en varios ríos de España como el Noguera Pallaresa.

Finalmente, los sistemas de producción de pequeñas centrales hidroeléctricas (minicentrales) responden a unos mitos sociales falsos: 'lo pequeño es hermoso' y 'la hidroelectricidad es una energía limpia'. En efecto, su eficacia energética y su contribución son muy pequeñas, y además su ubicación con frecuencia en zonas prístinas o poco alteradas, o en los tramos fluviales aún sin afectar por embalses ha producido significativos daños ecológicos. Todo ello unido, a su funcionamiento en continuo, parece aconsejar que dicha producción deje de estar subvencionada.

No obstante, debe ser tenida en cuenta la aportación que la minihidráulica hace a la cobertura de la demanda, aportación que se concreta en una producción aproximadamente constante, cuya restricción o eliminación -por vía legal o económica- obligaría a su sustitución por otras energías del mismo carácter continuo, es decir, de origen eólico, solar, térmico o nuclear.

4.4.3. Sector Abastecimientos

El Abastecimiento a núcleos urbanos es un uso de agua manifiestamente prioritario. Para poder asegurar estos abastecimientos, es evidente la necesidad de poner un límite al crecimiento urbano. Por tanto, cualquier nuevo desarrollo urbano ha de tener un análisis de su viabilidad realizado por la Demarcación Hidrográfica correspondiente, que asegure su compatibilidad con los usos y recursos hídricos de su cuenca, y el mantenimiento del buen estado ecológico de sus masas de agua.

Estos nuevos planes urbanísticos han de ser respetuosos con el drenaje natural del territorio, evitando todo lo posible el sellado del suelo (la impermeabilización causa caudales punta extremos, tan dañinos) y prescribiendo siempre la alcantarillización (entubamiento de ríos y arroyos).

La estricta separación de las escorrentías pluviales urbanas del sistema de recogida de aguas residuales es imprescindible si realmente se quiere depurar los vertidos con una mínima eficacia. Ello, posibilitará, además, la reutilización efectiva de las aguas pluviales en diferentes tipos de usos. La depuración de aguas residuales urbanas ha de ser muy exigente, ya que los ríos receptores suelen llevar caudales muy escasos en relación a los caudales de vertidos urbanos, por lo que no se puede contar con factor dilución para subsanar sus deficiencias.

La red de distribución de aguas de abastecimiento, con frecuencia tiene pérdidas muy altas, por lo que resulta necesario un plan de inventario, análisis, mejora y monitoreo de toda la red de abastecimiento, desde su captación a la entrada en los domicilios.

4.5. ESTRATÉGIAS PARA LA IMPLANTACIÓN Y CONCERTACIÓN SOCIAL

Para solucionar el problema de la elevada alteración de los caudales circulantes a partir de concesiones y usos excesivos, y aportar la base para la posterior compatibilización de los usos actuales y futuros con un buen estado de los sistemas fluviales, en las cuencas internas de Cataluña, la Agencia Catalana del Agua redactó, en Junio de 2005, el Plan Sectorial de Caudales de Mantenimiento de las cuencas internas de Cataluña (PSCM-CIC), que posteriormente fue aprobado por el *Govern de la Generalitat de Catalunya* el 4 de Julio de 2006 (Resolución MAH/2465/2006), y publicado en el Diario Oficial de la *Generalitat de Catalunya* el 27 de Julio de 2006 (DOGC núm. 4685). En dicho Plan se define un régimen de caudales ambientales en 320 tramos de la red fluvial capaces de mantener el funcionamiento, composición y estructura de los ecosistemas fluviales en una calidad aceptable (el buen estado ecológico) (Munné *et al.*, 2007).

El Plan Sectorial de caudales de mantenimiento de las cuencas internas de Cataluña asigna un régimen mensual de caudales ambientales o de mantenimiento (para mantener el buen estado) a 320 tramos fluviales (en unos 2.000 km.) de las cuencas internas de Cataluña (16.000 km²), y la metodología para asignar estos caudales en tramos fluviales de pequeña entidad. El Plan

también determina unos caudales generadores o crecidas ordinarias a satisfacer en aquellas infraestructuras con capacidad de retención de caudales de crecida, así como una propuesta de tramos fluviales de referencia o a preservar, y unos caudales de diseñillo para dispositivos de pasos y conectividad fluvial. Pero el principal reto es su posterior implantación en el territorio, donde los actuales usos, algunos de ellos consolidados y estratégicos, impiden la inmediata implantación ya sea por motivos administrativos y legales, o de incapacidad técnica, económica o social.

Es por tanto necesario e imprescindible redactar un Programa de implantación de los caudales ambientales, donde se analicen los costes económicos (bajo la perspectiva coste-beneficio) y sociales, y donde se defina el modelo de desarrollo y su compatibilidad con la protección del medio ambiente. Este proceso de implantación debe llevarse a cabo bajo un proceso de participación activa con la ciudadanía, usuarios y interesados.

Se sugiere mantener separados los procesos de cálculo del régimen de caudales ambientales, del proceso de implantación y análisis económico-financiero y social (Munné *et al.*, 2007). Se entiende que el régimen de caudales ambientales recoge las exigencias de la Directiva Marco del Agua para mantener un buen estado ecológico de los sistemas fluviales, y este cálculo debe ser independiente de posibles restricciones económicas, productivas y/o sociales. El Plan Sectorial de caudales de mantenimiento (PSCM-CIC) aprobado por la Agencia Catalana del Agua y el Gobierno de la Generalitat de Cataluña marca el objetivo a alcanzar, si es posible, y la restricción en nuevas concesiones o modificación del título concesional, mientras que su implantación en las actividades existentes se tratará en los respectivos Planes Zonales de Implantación, tal y como se recoge en la disposición octava del (PSCM-CIC). En el Plan Zonal de Implantación, se analizarán las actividades existentes y su nivel de acoplamiento con las exigencias del PSCM-CIC, analizando formulas de cooperación, estrategias de implantación, actividades estratégicas, y sensibilidad social al respecto. Los planes zonales de implantación se redactarán mediante un proceso de participación activa de los usuarios implicados así como los interesados, administraciones implicadas en el territorio y organizaciones ambientalistas o estrechamente implicadas y/o afectadas en el proceso.

La redacción del Plan Zonal de implantación de caudales ambientales deberá contar con el máximo de consenso social y atendiendo a criterios de racionalidad económica y ambiental. Es necesario un debate sincero sobre el modelo de sistema fluvial deseado y el tipo de desarrollo aceptado, ya que la implantación de caudales ambientales supondrá un ligero descenso en la producción hidroeléctrica y disponibilidad o garantía en el abastecimiento de agua para usos urbanos, industriales y agrícola. Estas pérdidas pueden ser fácilmente abordadas mediante escenarios de ahorro, buenas prácticas, y usos de fuentes no convencionales de abastecimiento (reutilización, etc.). Como ejemplo, la reducción de producción hidroeléctrica (mini-hidráulica), en Cataluña, representará probablemente menos de un 0,7 % del consumo actual, aunque esta está considerada como fuente de energía renovable.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Almaça y Elvira. 2000. Past and present distribution of *Acipenser sturio* L., 1758 on the Iberian Peninsula. Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 16 (1-4):11-16.
- American Rivers, Friends of the Earth, and Trout Unlimited, 1999. *Dam removal success stories: restoring rivers through selective removal of dams that don't make sense*.
- American Rivers. 2002. *The Ecology of Dam Removal, a Summary of Benefits and Impacts*. Washington, DC.
- Andersson E., Nilsson C., Johansson M. 2000. *Plant dispersal and its relation to the diversity of riparian flora*. Journal of Biogeography 27: 1095–1106.
- Arthington, A.H., B.J. Pusey (2003). Flow restoration and protection in Australian rivers. *River Research and Applications* 19 (5-6): 377-395. ASCE. 1997. *Guidelines for Retirement of Dams and Hydroelectric Facilities*. American Society of Civil Engineers, New York.
- Baron, JS, NL Poff, PL Angermeier, CN Dahm, PH Gleick, NG Hairston, Jr., RB Jackson, CA Johnston, BG Richter, and AD Steinman. 2002. *Meeting ecological and societal needs for freshwater*. Ecological Applications 12:1247-1260.
- Bartholow, J.M., S.G. Campbell, and M. Flug. 2004. *Predicting the thermal effects of dam removal on the Klamath River*. Environmental Management 34(6): 856-874.
- Bednarek A.T. 2001. *Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal*. Environmental management 27: 803-14.
- Blanco J.C., Gonzalez J.L. 1992. Libro Rojo de los Vertebrados de España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Bodaly R. A., St. Louis V. L., Paterson M. J., Fudge R. J. P., Hall B. D., Rosenberg D. M. y Rudd J. W. M. Bioaccumulation of Mercury in the Aquatic Food Chain in Newly Flooded Areas. *Metal Ions in Biological Systems, Vol. 34, Mercury and Its Effects on Environment and Biology*, Sigel, A. and Sigel, H., Eds., Marcel Dekker, New York, 1997, 259-287
- Bogan A.E. 1993. *Freshwater bivalve extinctions (Mollusca: Unionoida: a search for causes*. American Zoologist 33: 599-609.
- Brandt S.A. 2000. *Classification of geomorphological effects downstream o dams*. Catena, 40: 375-401.
- Bravard J., Amorros C., Pautou G., Bornette G., Bornaud M., Creuze Des Chatellier M., Gilbert J., Peiry J., Perrin J., Tachet H. 1997. *River incision in south-east France: morphological phenomena and ecological effects*. Regulated Rivers: Research and Management 13, 75-90.
- Brookes A. 1996. *River channel change*, cap 11, pp. 221-242 en: Petts, G. y Callow, P. (eds.) *River flows and channel forms*. Blackwell Science.
- Brown, J. H. 1989. *Patterns, modes and extents of invasions by vertebrates*. Pages 85-110 in J. A. Drake, H. A. Mooney, F. di Castri, R. H. Groves, F. J. Kruger, M. Rejmanek, and M. Williamson, editors. *Biological invasions: a global perspective*. John Wiley & Sons, New York.
- Brufao P. 2006a. Dictamen sobre requisitos ambientales en concesiones de aguas otorgadas al amparo de la Ley de Aguas de 1879. AEMS-Ríos con Vida. www.riosconvida.org
- Brufao P. 2006b *La demolición de presas y otras obras hidráulicas en España. Un repaso por Comunidades Autónomas*. Quercus, 241: 34-40.
- Brufao P. 2006c. *Propuesta de mejoras ambientales en el río viejas (Cáceres)*. AEMS-Ríos con Vida. Madrid.
- Brufao, P. y C. Rodríguez. 2004. "Desmantelamiento de presas y otras obras hidráulicas"; ponencia publicada en M. LAMUELA Y J. ÁLVAREZ (edits.). *Un Viaje de Ida y Vuelta. IV Jornadas del Salmón Atlántico en la Península Ibérica*. Ed. Gobierno de Navarra, y Gestión Ambiental-Viveros y Repoblaciones de Navarra. 256 pp.: Pp. 205-214.

- Bunn, S. E. and J. M. Hughes. 1997. *Dispersal and recruitment in streams: Evidence from genetic studies*. Journal of the North American Benthological Society 16:338-346.
- Bunn, S.E. and A. H. Arthington. 2002. *Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity*. Environmental Management 30, 492-507.
- Camargo J.A. y García de Jalón D. 1991. *The downstream impacts of the Burgomillodo reservoir, Spain*. Regul. Rivers: Res. & Mgt. 5, 305-17.
- Camargo, J. A., Alonso A. y de la Puente M. 2005. *Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain*. Water Research 39: 3376-3384.
- Chien N. 1985. *Changes in river regime after the construction of upstream reservoirs*. Earth Surf. Processes Landforms 10, 143-159.
- Claudi, R. & Leach, J. H. (Eds) (1999). *Nonindigenous Fresh Water Organisms: Vectors, Biology, and Impacts*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.
- Cubillo F., Casado, C. & Castillo, V. 1990. *Caudales Ecológicos. Estudio de regímenes de caudales mínimos en los cauces de la Comunidad de Madrid*. Cuadernos Madrileños de Medio Ambiente. Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid, 305 pp.
- Cugley J.A. 1988. *Time series analysis of turbidity data from Mt Boldt Reservoir in South Australia*. South Australian Engineering and Water Department, Ref 88/18.
- Das D.K. 2006. *Environmental Impact of Inter-Basin Water Transfer Projects. Some Evidence from Canada*. Economic and Political Weekly, April 29, 2006, 1703-1713.
- Davies B.R., Thoms M. and Meador M. 1992. *An assessment of the ecological impacts of inter-basin transfers, and their threats to river basin integrity and conservation*. Aquatic conservation - marine and freshwater ecosystems 2 (4): 325-349.
- Dean, W. E. and E. Gorham (1998), *Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands*. Geology, 26, 535-538.
- Department of Water Affairs, Republic of Namibia. 1992. *Final report on the investigation into the influence of the Grootfontein-Omatoko Canal on Wild animals and methods to prevent identified problems*. Draft Report WR 91/5, Windhoek.
- Doadrio I. 2001. *La ictiofauna continental en el Plan Hidrológico Nacional*. En: El Plan Hidrológico Nacional a debate. Arrojo P. (coord.). Colección Nueva Cultura del Agua, 8. Bakeaz / Fundación Nueva Cultura del Agua, Bilbao.
- DOI (Department of the Interior). 1995. *Final environmental impact statement: Elwha River ecosystem restoration, Olympic National Park, Washington*, 674 pp.
- Dunne T., Leopold L.B. 1978. *Water in Environmental Planning*. San Francisco. W. H. Freeman and Co.
- Elvira B. 1996. *Endangered freshwater fish of Spain*. Birkhaeuser Verlag, Basel (Switzerland). pp. 55-61.
- Elvira B. 2001. *El Plan Hidrológico Nacional, los ecosistemas fluviales y los peces de río*. En: El Plan Hidrológico Nacional a debate. Arrojo P. (coord.). Colección Nueva Cultura del Agua, 8. Bakeaz / Fundación Nueva Cultura del Agua, Bilbao.
- Elvira B. y Almodóvar A. 2001. *Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century*. Journal of Fish Biology 59 (Suppl. A): 323-331.
- Elvira B., Nicola G.G. y Almodóvar A. 1998. *Sistemas de paso para peces en presas*. Madrid, CEDEX, Ministerio de Fomento.
- García de Jalón D. 1992. *Impacto ambiental de las minicentrales hidroeléctricas*. Quercus, 80: 38-42.
- García de Jalón D. y López Álvarez J.V. 1983. *Contribución al conocimiento de la distribución geográfica y mesológica de las principales especies piscícolas de la Cuenca del Duero en el verano de 1981*. Actas I Congreso español de Limnología: 214-226, Barcelona.

- García de Jalón D., González del Tánago M., Casado C. 1992. *Ecology of regulated streams in Spain: An Overview*. Limnetica, 8: 161-166 (1992). Asociación Española de Limnología. Madrid.
- García de Jalón D., Montes C., Barceló E., Casado C. & Menes F. 1988. Effects of a Hydroelectric Regulation on Fluvial Ecosystems from the Spanish Pyrenees. *Regulated Rivers. Research and Management* 4(2): 479-492.
- Gehrke P.C., Brown P., Schiller C.B., Moffatt D.B., Bruce A.M. 1995. *River regulation and fish communities in the Murray-Darling river system, Australia*. Regulated Rivers: Research & Management 11: 363-375.
- Gillilan, D.M., and T.C. Brown. 1997. *Instream Flow Protection: Seeking a Balance in Western Water Use*. Island Press, Washington, D.C., 417 pp.
- Gregory, S., Li, H., and J. Li. 2002. The conceptual basis for ecological responses to dam removal. *BioScience* 52(8): 713-723.
- Hart, D.D. and N.L. Poff. 2002. *A special section on dam removal and river restoration*. *BioScience* 52(8):653-655.
- Hart, D.D., T.E. Johnson, K.L. Bushaw-Newton, R.J. Horwitz, A.T. Bednarek, D.F. Charles, D.A. Kreeger, and D.J. Velinsky. 2002. *Dam removal: Challenges and opportunities for ecological research and river restoration*. *BioScience* 52(8):669-681.
- Hershey A.E. and Lamberti G.A. 1998. *Stream macroinvertebrate communities*. In: Naiman RJ and Bilby RE (Eds). *River ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion*. Springer-Verlag. pp. 69-94.
- Hughes F.M.R. y Rood S.B. 2003. *The allocation of river flows for the restoration of woody riparian and floodplain forest ecosystems: a review of approaches and their application in Europe*. *Environmental Management* 32(1):12-33.
- Hynes H.B.N. 1970. *The Ecology of Running Waters*. Liverpool Univ. Press.
- Ibáñez C., Prat N. y Canicio A. 1996. *Changes in the hydrology and sediment transport produced by large dams on the lower Ebro river and its estuary*. *Regulated Rivers* 12: 51-62.
- International Hydropower Association, *Greenhouse Gas Emissions from Reservoirs*, brochure.
- Johnson W.C. 1992. *Dams and riparian forests: Case study from the Upper Missouri River*. *Rivers* 3:229-242.
- Johnson W.C. 1994. *Woodland expansion in the Platte River, Nebraska: patterns and causes*. *Ecological Monographs* 64: 45-84.
- Katopodis C. & L.P. Aadland. 2006. *Effective dam removal and river channel restoration approaches*. IAHR International J. River Basin Management, Special Issue on Ecohydraulics, Vol. 4(2) pp. 1-16.
- Kelly CA, et al. 1997. *Increases in fluxes of greenhouse gases and methyl mercury following flooding of an experimental reservoir*. *Environmental Science and Technology* 31: 1334-1344.
- Kelly CA, Rudd JWM, St. Louis VL, Moore T. 1994. *Turning attention to reservoir surfaces, a neglected area in greenhouse studies*. *EOS* 75: 332-333.
- Kondolf G.M. 1997. *Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels*. *Environmental Management*. Vol. 21(4): 533-551.
- Kondolf, G. M., and M. G. Wolman. 1993. *The sizes of salmonid spawning gravels*. *Water Resources Research* 29:2275-2285.
- Kondolf, G. M., and W. V. G. Matthews. 1993. *Management of coarse sediment in regulated rivers of California*. Report No. 80. University of California Water Resources Center, Davis, California.
- Kondolf, G.M. 1997. *Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels*. *Environmental Management*. 21(4):533-551.
- Ligon F.K., Dietrich W.E., Trush W.J. 1995. *Downstream ecological effects of dams, a geomorphic perspective*. *BioScience* 45: 183-192.

- Mahoney J.M., Rood S.B. 1998. *Streamflow requirements for cottonwood seedling recruitment: An integrative model*. Wetlands 18: 634–645.
- Marchamalo, M., C. Alonso y D. García de Jalón. 2000. *Propuesta de criterios para la demolición de Embalses: ejemplos prácticos en el caso español*. II Congreso Ibérico sobre Planeamiento e Gestao de Aguas.
- Martínez J. 2000. *Los trasvases entre cuencas: una forma polémica de gestión del agua*. En: *II Congreso Ibérico sobre gestión y planificación del agua. Una cita europea con la nueva cultura del agua. La directiva marco. Perspectivas en Portugal y España*. Oporto.
- Merrit D.M. y Wohl E.E. 2006. *Plant dispersal along rivers fragmented by dams*. River Research and Applications 22:1-26.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 2005. *Encuesta sobre superficies y rendimientos de Cultivo ESYRCE 2005*.
- Ministerio de Medio Ambiente. 1998. *Libro Blanco del Agua en España*. Madrid, 855 pp.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2005. *Manual para la identificación de las presiones y evaluación del impacto en aguas superficiales*. Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2006. *Inventario de presas y embalses*. Madrid.
- Mooney, H. A. & Hobbs, R. J. 2000. *Invasive Species in a Changing World*. Washington D.C.: Island Press.
- Morris, G.L. and J. Fan. 1998. *Reservoir Sedimentation Handbook*, McGraw Hill, NY.
- Muth R., Crist L., LaGory K., Hayse J., Bestgen K., Ryan T., Lyons J. y Valdez R. 2000. *Flow and Temperature Recommendations for Endangered Fishes in the Green River Downstream of Flaming Gorge Dam, final report*. Upper Colorado River Endangered Fish Recovery Program Project FG-53.
- Næsje T., Jonsson B., Skurdal J. 1995. *Spring flood: a primary cue for hatching of river spawning Coregoninae*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52: 2190–2196.
- Naiman, R. J., J. J. Magnuson, D. M. McKnight, and J. A. Stanford. 1995. *The freshwater imperative: A research agenda*. Island Press, Washington, DC, 165 pp.
- Nilsson C. y Berggren K. 2000. *Alterations of riparian ecosystems resulting from river regulation*. BioScience 50: 783–792.
- Nilsson, C. y Svedmark M. 2002. *Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities*. Environmental Management 30: 468-80.
- Palau, A. 2006. *Integrated environmental management of current reservoirs and regulated rivers*. Limnetica, Vol. 25 (1-2): 287-301.
- Palmer R.W. y O'Keeffe J.H. 1989. *Temperature characteristics of an impounded river*. Archives of Hydrobiologia, 1 (6):471-485.
- Parekh P. 2004. *A preliminary review of the impact of dam reservoirs on carbon cycling*. International River Network (IRN).
- Pettit, N. E., Froend, R. H. and Davies P.M. 2001. *Identifying the natural flow regime and the relationship with riparian vegetation for two contrasting Western Australian rivers*. Regulated Rivers: Research and Management 17: 201-215.
- Petts, G.E. 1984. *Impounded rivers: perspectives for ecological management*. New York: John Wiley & Sons.
- Pitchford, R.J. & Visser, P.S., 1975. *The Effect of Large Dams on River Water Temperature Below the Dams, with Special Reference to Bilharzia and the Verwoerd Dam*. S. Afr. J. Sci. 71(7): 212-213.
- Poff N.L. and Hart D.D. 2002. *How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal*. BioScience 52(8): 659–68.

- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E. and Stromberg, J.C. 1997. *The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration*. BioScience. 47: 769-784.
- Prat N. 1981. *The influence of reservoir discharge on benthic fauna in the river Ter (NE Spain)*. Series Entomologica, 20: 293- 301.
- Preece R.M., Jones H.A. 2002. *The effect of Keepit Dam on the temperature regime of the Namoi river, Australia*. River Research and Applications 18(4): 397–414.
- Robertson L. 1997. *Water operations on the Pecos River, New Mexico and the Pecos bluntnose shiner, a federally-listed minnow*. US Conference on Irrigation and Drainage Symposium 1996, pp. 407-421.
- Rodriguez, C. 2002. Hacia una adecuación ambiental de sistemas hidroeléctricos obsoletos: el río Nansa, un caso práctico. En *El salmón, joya de nuestros ríos. Comunicaciones de las III Jornadas de salmón atlántico en la península ibérica*. 330 pp: 273-289. D.G. de Montes y Conservación de la Naturaleza. Consejería de Agricultura y Pesca. Gobierno de Cantabria. Santander.
- Rood S.B., Mahoney J.M., Reid D.E., Zilm L. 1995. *Instream flows and the decline of riparian cottonwoods along the St. Mary River, Alberta*. Canadian Journal of Botany 73: 1250–1260.
- Rosenberg D.M., Berkes F., Bodaly R.A., Hecky R.E., Kelly C.A., and Rudd J.W.M. 1997. *Large-scale impacts of hydroelectric development*. Environ. Rev./Dossiers environ. 5(1): 27-54.
- Rudd JWM, Hamilton RD, Campbell NER. 1978. *Methane cycling in a eutrophic Canadian Shield lake and its effects on whole lake metabolism*. Limnology and Oceanography 23: 337–348.
- Schetagne R., Doyon J.F. y Fournier J.J. 2000. *Export of Mercury Downstream from Reservoirs*. The Science of the Total Environment, 260: 135-145.
- Schlesinger WH. 1997. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. San Diego: Academic Press.
- Schnitter, Nicholas J., *A History of Dams, the Useful Pyramids*. A.A. Balkema: Rotterdam, Netherlands, 1994.
- Shields F.D., Jr., Knight S.S. y Cooper C.M. 1998. *Rehabilitation of aquatic habitats in warmwater streams damaged by channel incision in Mississippi*. Hydrobiologia, 382:63-86.
- Shuman J.R. 1995. *Environmental considerations for assessing dam removal alternatives for river restoration*. Regulated Rivers: Research and Management Vol. 11: 249-261.
- St. Louis, V.L., C.A. Kelly, E. Duchemin, J.W.M. Rudd and D.M. Rosenberg. 2000. *Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate*. BioScience, 50, 766–775.
- Stanford J.A., Ward J.V., Liss W.J., Frissell C.A., Williams R.N., Lichatowich J.A., Coutant C.C. 1996. *A general protocol for restoration of regulated rivers*. Regulated Rivers: Research & Management 12: 391–414.
- Stanley, E.H. and M.W. Doyle. 2003. *Trading off: the ecological effects of dam removal*. Frontiers in Ecology and the Environment 1: 15-22.
- Stromberg J.C., Fry J., Patten D.T. 1997. *Marsh development after large floods in an alluvial, arid-land river*. Wetlands 17: 292–300.
- Stromberg J.C., Tiller R., Richter B. 1996. *Effects of Groundwater Decline on Riparian Vegetation of Semiarid Regions: The San Pedro, Arizona*. Ecological Applications, Vol. 6, No. 1, pp. 113-131.
- Sweeting R.A. 1994. *River Pollution*. En: Calow P. and Petts, G.E. (Eds.) *The Rivers Handbook- Hydrological and Ecological Principals* Vol. 2. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Tøndevold, E., 1984. *The River Suldalslågen: A Case Study of the Norwegian Decision Process*. In: Lillehammer A & S J Saltveit (Eds), *Regulated Rivers*. Universitetsforlaget, Oslo, pp. 87-90.

- Travade F. y Larinier M. 1992. *Ecluses et ascenseurs à poissons*. In: Bulletin Français de Pêche et Pisciculture. Vol. 326-327: 95-110.
- Vericat D. y Batalla R.J. 2006. *Sediment transport in a large impounded river: The lower Ebro, NE Iberian Peninsula*. Geomorphology 79, 72-92.
- Vinson M.R. 2001. *Long-term dynamics of an invertebrate assemblage downstream from a large dam*. Ecological Applications 11:711-730.
- Walker, K. F., M. C. Thoms, and M. C. Sheldon. 1992. *Effects of weirs on the littoral environment of the River Murray, South Australia*. Pages 271–292 in P. J. Boon, P. Calow and G. E. Petts (eds.), River conservation and management. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Ward J.V., Stanford J.A. 1979. The ecology of regulated streams. New York: Plenum Press.
- Ward, J. V., K. Tockner, and F. Schiemer. 1999. *Biodiversity of floodplain ecosystems: Ecotones and connectivity*. Regulated Rivers: Research and Management 15:125–139.
- Welch EB, Jacoby JM, and May CW. 1998. *Stream quality*. In: Naiman RJ and Bilby RE (Eds). River ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion. Springer-Verlag. pp. 69-94.
- Welcomme, R. L. 1992. *A history of international introductions of inland aquatic species*. ICES Marine Science Symposium 194, 3-14.
- Wik S.J. 1995. *Reservoir drawdown: Case study in flow changes to potentially improve fisheries*. Journal of Energy Engineering. Vol. 121(2): 89-96.
- Williams G. P. and Wolman M.G. 1984. *Downstream effects of dams on alluvial rivers*. US Geological Survey Professional Paper 1286.
- Williamson, M. (1999). Invasions. *Ecography* 22, 5-12.
- Wootton JT, Parker MS, Power ME. 1996. *Effects of disturbance on river food webs*. Science 273: 1558–1561.
- World Commission on Dams. 2000. *Dams and Development: A New Framework for decision Making*. London: Earthscan Publications LTD.
- Yeager, B.L. 1994. *Impacts of Reservoirs on the Aquatic Environment of Regulated Rivers*. Tennessee Valley Authority, Water Resources, Aquatic Biology Department, TVA/WR/AB-93/1, Norris, Tennessee.
- Zakova, Z., Berankova, D., Kockova, E., Kriz, P., Mlejnkova, H. and Lind, O.T. 1993. *Investigation of the development of biological and chemical conditions in the Vir Reservoir 30 years after impoundment*. Water Sci. Technol. 28 (6) 65-74.