



Congreso Nacional del Medio Ambiente

CUMBRE DEL DESARROLLO SOSTENIBLE

**“Gestión integrada de pantanos para la producción
energética”**

Antonio Palau Ybars

Gerente de Medioambiente en centrales
hidráulicas de la Dirección de
Medioambiente y Desarrollo Sostenible
Endesa

Resumen:

En la actualidad, es bastante común identificar los embalses como causantes de efectos negativos sobre los tramos de río regulados aguas abajo. Los embalses y los ríos regulados guardan una relación intensa y unidireccional río abajo, de modo que la forma de gestionar el embalse, además de condicionar sus propias características ecológicas, determina también la organización, el funcionamiento y las posibilidades del ecosistema fluvial regulado río abajo.

En España, posiblemente, los cuatro principales problemas ambientales que afectan al sistema embalse-río regulado son la alteración del régimen de caudales, la eutrofización, la interrupción del transporte de sedimentos y la creciente introducción de especies exóticas.

Se puede continuar indefinidamente con las preocupaciones en medir y criticar los impactos de los embalses sobre los ríos, incluso se puede proponer la eliminación de presas, pero también se puede pensar en el valor estratégico de los embalses para garantizar la disponibilidad de agua y la preservación de los niveles de calidad de vida alcanzados gracias a ellos, y promover una gestión ambiental que reduzca sus impactos negativos sobre los ríos. Las opciones de manejo de niveles y caudales que ofrece prácticamente cualquier presa, junto con la inclusión dentro del programa de explotación de cada embalse, de unos objetivos ambientales para él mismo y para el tramo de río regulado río abajo, es un campo de aplicación de la limnología que no por conocido, se haya prodigado hasta donde sería deseable. Quedan muchos tópicos por demoler –aunque quizás no tantos como presas- y mucho margen para la mejora de los ríos regulados.

Las opciones de gestión ambiental son inabordables en un solo artículo, de modo que no se pretende más que exponer una serie de reflexiones básicas sobre las que poder elaborar un enfoque de gestión ambiental de los embalses, integrable con los usos para los que fueron construidos y con las demandas sociales actuales en materia de preservación de los ecosistemas acuáticos continentales.

GESTIÓN INTEGRADA DE EMBALSES Y RÍOS REGULADOS

Antoni Palau. Dirección Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible. Endesa.

Palabras clave: *embalse, ríos regulados, gestión, eutrofización, caudales de mantenimiento, sedimentos, colmatación, especies exóticas.*

INTRODUCCIÓN

Embalses y ríos regulados son dos tipos de ecosistemas acuáticos inseparables, con un origen común y una relación unidireccional. No existe el uno sin el otro y ambos derivan de la necesidad de aprovechamiento de los recursos hídricos. Todo lo que ocurre en el embalse afecta al río regulado aguas abajo, pero no al revés.

Actualmente, en los países desarrollados la percepción social -sobre todo urbana- identifica con más facilidad los impactos ambientales negativos de los embalses e ignora o no valora al mismo nivel sus efectos positivos.

Por su parte los ríos regulados, a menudo sujetos a regímenes de caudales muy bajos, son o aparecen normalmente como, ecosistemas fluviales degradados o incompletos.

Bajo este panorama, muchos son los que responsabilizan a los embalses de buena parte de los males que padecen los ríos, promoviendo unos la demolición de presas por distintos motivos (Poff & Hart, 2002; Brufao, 2002), mientras otros valoran la contribución de este tipo de ecosistemas artificiales, al estado del bienestar del que actualmente se disfruta y que, se reconozca o no, se fundamenta en gran medida en el control de la disponibilidad del agua y la energía, tanto en el tiempo como en el espacio; es decir en la presencia de embalses y ríos regulados (Berga *et al.*, 2002). No en vano, un 70% de la demanda de agua desde embalses en la península, se aplica a usos consuntivos del agua (Iversen *et al.*, 2000).

Los embalses y los ríos regulados han contribuido también de forma muy significativa en el progreso científico y proyección social experimentados por la limnología en las últimas décadas, facilitando el paso de las teorías a las soluciones frente a problemas prácticos de gestión del agua. Embalses y ríos regulados son excelentes sistemas para la experimentación y validación de prácticamente cualquier paradigma ecológico (Ward & Stanford, 1984; Straskraba *et al.*, 1993).

Hay sin duda embalses erróneamente proyectados, otros innecesariamente

construidos y tramos de ríos regulados ciertamente sobreexplotados. Se puede continuar criticando esta situación, pero también se puede asumir como una situación heredada que puede y debe mejorarse mediante unos principios de gestión ambiental coherentes con los conocimientos limnológicos actuales y basados en la experiencia ya disponible.

Este artículo muestra una visión personal de algunos de los principales problemas ambientales asociados a los embalses y los ríos regulados, y expone unas también personales reflexiones sobre la gestión de este tipo de ecosistemas, enfocadas a mejorar su estado ecológico y su integración en el ecosistema fluvial al que pertenecen.

EMBALSES Y RÍOS REGULADOS

Aspectos clave en la gestión

Desde un punto de vista limnológico Margalef (1983) presenta los embalses como un híbrido entre un río y un lago, indicando que su estudio se ha de basar en una visión completa de la limnología. En efecto, en primera aproximación, los embalses como ecosistemas tienen una parte que funciona como un río en la zona de cola y otra que lo hace como un lago en la zona de la presa (Kimmel *et al.*, 1990); sin embargo constituyen un tipo de sistema con personalidad propia (Thornton *et al.*, 1984; Thornton, 1990; Straskraba *et al.*, 1993) dado que tienen características diferentes de la organización que resultaría directamente de acoplar en serie un río y un lago. Así, entre otros aspectos, cabe destacar que la morfología de su cubeta es marcadamente asimétrica, los tiempos de renovación del agua son en general breves en comparación a los lagos, las fluctuaciones de nivel son amplias e independientes del régimen natural del río y la salida de aguas río abajo es casi siempre desde el fondo del embalse. En cuanto a los ríos regulados, como su nombre indica, presentan una organización adaptada a un flujo de energía inferior al natural, lo que en general conduce al establecimiento de situaciones de equilibrio en las que el río adquiere características propias distintas del gradiente continuo funcional esperable (Ward & Stanford, 1984).

Los impactos ambientales negativos de los embalses son de sobra conocidos (Margalef, 1983, Hellawell, 1988; Gujja & Hunziker, 2000). También hay efectos ambientales positivos y algunos de los calificados como negativos, tan ampliamente difundidos como el efecto barrera sobre especies como la nutria, no parecer ser

constatables a escala poblacional (Palau, 2002) e incluso ya se apunta que las zonas de cola de los embalses pueden jugar un papel positivo importante en la preservación de la nutria, al menos en ambientes mediterráneos (Ruiz-Olmo *et al.*, 2005).

Algo parecido ocurre con los peces en tramos medios y altos de ríos, sobre los que las amenazas de segmentación y aislamiento de poblaciones por presencia de las presas, tiene en muchos casos poco fundamento a la vista de los resultados de algunos excelentes trabajos desafortunadamente inéditos (Sostoa *et al.*, 1995).

Con acierto, Poff & Hart, (2002) destacan el interés que tiene el disponer de un sistema de clasificación ecológica de los embalses para tipificar sus consecuencias sobre los ríos. La tabla 1 muestra los principales efectos negativos y positivos que habitualmente aparecen en los estudios de impacto ambiental sobre la construcción de grandes presas y embalses. Todos estos efectos son la consecuencia del cambio de organización que experimenta el ecosistema fluvial (paso a unas condiciones lacustres, interrupción del continuo fluvial y modificación del régimen de caudales), así como de las características del embalse y de su explotación.

En España, si en los embalses ya construidos hubiera que escoger los aspectos que más consecuencias ecológicas negativas producen y más posibilidades de gestión admiten, probablemente se coincidiría en identificar como tales al control del estado trófico de los embalses, la gestión de los sedimentos retenidos y la aplicación de un régimen de caudales ambientales adecuado. A estos aspectos cabría añadir uno más, socialmente aceptado pero ecológicamente grave, como es la introducción de especies exóticas que deriva del creciente uso recreativo de los ríos en general y de los embalses en particular. De hecho, este último es posiblemente el problema ambiental más grave e irresoluble de los ríos y embalses ibéricos.

Tabla 1. Principales efectos de la construcción y presencia de grandes presas y embalses.

EFFECTOS NEGATIVOS	EFFECTOS POSITIVOS
Inundación de terrenos fértiles Desplazamiento de población Efecto barrera sobre la fauna Alteración del paisaje Eutrofización Alteración del régimen hidrológico del río Retención de sedimentos	Regulación de avenidas Abastecimiento de ciudades e industrias Riegos Producción de energía hidroeléctrica Uso recreativo (introducción de especies exóticas)

Objetivos ambientales en la gestión de embalses y ríos regulados

La gestión ambiental de embalses y ríos regulados debe concebirse de una forma global y acoplada entre uno y otro tipo de sistema acuático, dado que los objetivos son en buena parte comunes y complementarios. Estos objetivos son fáciles de enunciar pero difíciles de alcanzar plenamente dado que a menudo una vez superados los aspectos técnicos y limnológicos, quedan condicionantes sociales, económicos e incluso legales, de más compleja resolución.

La eutrofización, de manifestación más probable e intensa en los embalses que en los ríos regulados, condiciona sin embargo la calidad del agua de estos. Controlar el nivel de nutrientes que llega al embalse y maximizar la capacidad de procesamiento de estos en el sistema embalse-río regulado, son por tanto los dos objetivos clave.

Con la retención de sedimentos ocurre algo parecido. El objetivo es también evitar la colmatación del embalse y favorecer el tránsito y evacuación de sedimentos río abajo, de la forma más natural posible.

Frente a la alteración del régimen hidrológico natural como consecuencia de la explotación de un embalse, dado que el régimen de caudal juega un papel clave en la estructura, organización y composición de los ecosistemas acuáticos lóticos (Palau & Alcazar, 1996; Richter *et al.*, 1997), el objetivo es conseguir un régimen ambiental de caudales de mantenimiento, capaz de suplir todos los requerimientos hidrológicos esenciales del tramo de río regulado.

Finalmente frente a la introducción de especies exóticas, el objetivo es su erradicación o, en el peor de los casos, el control estricto de sus poblaciones.

El hecho de que los embalses sean masas de agua confinadas de forma artificial y controlable, supone muchas ventajas de gestión ambiental frente a los lagos ya que, además de poder variar los tiempos de residencia del agua embalsada incluso selectivamente a distintas profundidades (Toja, 1992), se puede favorecer la remoción de sedimentos y regular el suministro de caudales río abajo, de forma beneficiosa tanto para el embalse como para el tramo de río regulado.

Gestión de la eutrofización de embalses

La eutrofización de embalses es un fenómeno cultural bien conocido en sus causas y sus efectos. Como apuntaba Margalef (1976) se trata de un problema unido a la acción del hombre, al que los embalses están fatalmente condenados, en mayor o menor grado, desde su inicio.

La manifestación de la eutrofia en embalses es una consecuencia de cómo estos

ecosistemas procesan, reteniendo hacia el sedimento o expulsando hacia la atmósfera según el caso, el fósforo, el carbono y el nitrógeno, lo que a menudo mejora la calidad del agua río abajo, en término de balance de masas.

Predecir la susceptibilidad de cualquier nuevo embalse a la eutrofia, mediante alguno de los modelos existentes (Ryding & Rast, 1993) debe ser el primer paso obligado para preparar el proyecto constructivo y definir las directrices de gestión. Además de la carga de nutrientes (fósforo) que recibirá el embalse, la tasa de renovación del agua (Straskraba, 1999), la morfología de la cubeta de embalse, el tipo de gestión y la capacidad de desagüe, ubicación y características de las tomas de agua, son esenciales para saber como actuar en el control de la eutrofización de embalses y de sus efectos río abajo, así como para definir las medidas de gestión más adecuadas (Straskraba *et al.*, 1993; Palau, 2003).

En la prevención de la eutrofización, resulta esencial limitar la entrada de fósforo a los embalses mediante una gestión hidrológica, forestal, agrícola, industrial y urbana adecuadas de la cuenca. No es una tarea fácil dado que se moviliza un exceso de fósforo y en una fracción significativa a través de fuentes difusas poco o nada controlables. Por otro lado, la mayor parte de efluentes controlados, cuando reciben tratamientos de depuración, estos suelen ser inadecuados para retirar el fósforo.

Frente a un embalse nuevo, la planificación de los primeros años de llenado, puede contribuir a reducir la inevitable fase inicial de eutrofización, así como la intensidad de sus efectos de por vida. La retirada previa de materia orgánica (vegetación, suelo) de la zona inundable por el embalse es importante. Pero también lo es la selección de la época del año para llevar a cabo el primer llenado y la forma de hacerlo (duración, extracción selectiva del agua a diferentes profundidades,...). La figura 1 propone el invierno como una buen periodo para el primer llenado de un embalse, con aguas entrantes frías, densas y bien oxigenadas, que podrán suplir la demanda de oxígeno en profundidad del embalse recién inundado. Utilizar los desagües de fondo favorecerá la renovación del agua en contacto con los sedimentos. En primavera, la masa de agua dispone de luz, temperatura y nutrientes (carga externa e interna). Es el momento de controlar la biomasa algal en superficie y favorecer el mayor arrastre posible de plancton río abajo a través de tomas de agua superficiales. De este modo se reduce la carga orgánica y de nutrientes en el embalse, así como la demanda hipolimnetica de oxígeno del siguiente verano. El río regulado, si el régimen de caudales es adecuado, puede procesar sin dificultad, el plancton extraído del embalse

gracias a su alta capacidad de aireación y transporte. Hacia el verano hay que favorecer de nuevo la circulación y renovación del agua en profundidad y dejar el vaso de embalse al nivel mínimo posible con el fin de evitar situaciones de anoxia y permitir el contacto del sedimento con la atmósfera (mineralización). En otoño se repetiría la situación de primavera, procurando aprovechar la habitual punta de producción algal para evacuarla río abajo a través de las tomas superficiales de agua.

La gestión estacional de un embalse en explotación con problemas de eutrofia, puede adoptar directrices similares a las propuestas en la figura 1, adaptadas al comportamiento hidrodinámico del embalse en cuestión, especialmente si su función es el abastecimiento de agua a poblaciones y la presa está provista de tomas de agua a distintas profundidades (Straskraba *et al.*, 1993).

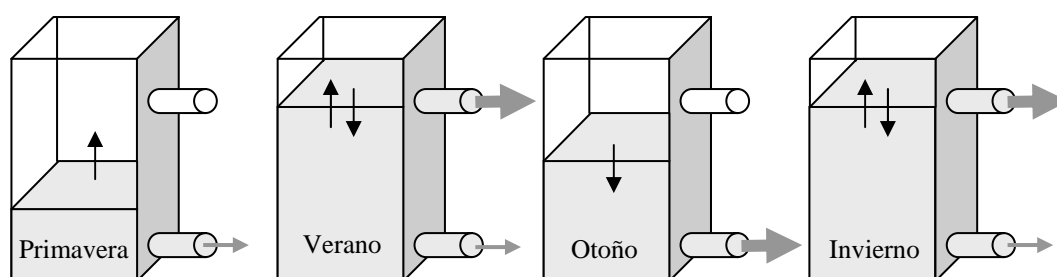


Figura 1. Propuesta de plan para el primer llenado de un embalse, con el fin de reducir la intensidad y la duración de la fase inicial de eutrofia.

Río abajo las medidas de gestión frente a la eutrofia deben centrarse básicamente en tres objetivos: propiciar unas buenas características hidráulicas para la mezcla, transporte y aireación, disponer de unas condiciones adecuadas de hábitat físico y mantener controlada la producción primaria, en particular por lo que respecta al desarrollo de macrófitos. Estos tres objetivos pueden alcanzarse si se mantiene la suficiente heterogeneidad hidráulica del cauce aguas abajo del embalse y se aplica un régimen adecuado de caudales, tema que se tratará más adelante.

Margalef (1983) mostraba una cierta propensión a la "biomanipulación" o introducción de especies planctófagas de peces en embalses, como control de la eutrofia (*Coregonus*, *Alburnus*). Lo cierto es que este tipo de actuaciones, puede incluso ser contraproducente, beneficiando aún más el desarrollo del fitoplancton al favorecer un zooplancton de menor tamaño y de menor eficacia filtradora (Köthe *et al.*, 1997; Sell *et al.*, 1997). Existen sin embargo experiencias positivas en pequeñas masas de agua muy eutróficas (Straskraba *et al.*, 1993). Además, la introducción de especies exóticas

de peces en general, tal y como se tratará más adelante, puede tener efectos colaterales muy negativos, como es la aparición de otras especies indeseables (ciliados, moluscos, etc.) asociadas a los peces introducidos.

En el caso de desarrollos masivos de plantas acuáticas en los propios embalses (*Eichornia*, *Lemna*, *Pistia*, *Egeria*), como no es infrecuente en embalses tropicales, su control es complejo y de éxito limitado. Requiere planes de gestión que integren métodos de control mecánicos, biológicos e incluso químicos (Tanaka *et al.*, 2003). Hay casos espectaculares, como el embalse del Muña (Colombia) que recibe las aguas residuales de Bogotá. Este embalse se encuentra en más del 80% de su superficie recubierto de *Eichornia crassipes* y con la columna de agua totalmente oscura y anóxica durante todo el año. La producción de malos olores, corrosión y mosquitos representan notables problemas para las poblaciones vecinas, además de suponer repercusiones económicas cuantiosas en medidas correctoras para la empresa hidroeléctrica propietaria.

Sedimentación de embalses

Si la eutrofización es un proceso consustancial al llenado inicial de cualquier embalse, no lo es menos la retención de sedimentos.

Los ríos no sólo transportan agua y además de la materia orgánica particulada y las sustancias disueltas, llevan también material particulado de origen mineral cuya dinámica es importante desde un punto de vista ecológico, tanto en su lugar de origen (cuencas), como en su tránsito y punto de estabilización (cauce del río, lagos, humedales, mares y océanos).

De forma general, con caudales ordinarios una parte de los materiales particulados inertes se transporta en suspensión, con un comportamiento muy próximo al de un fluido, mientras que otra parte más minoritaria, se mueve cerca del fondo del río, siguiendo un patrón de desplazamiento por pulsos, de dinámica compleja. Los embalses modifican el transporte en suspensión y anulan prácticamente el transporte de fondo, experimentando con ello un proceso de colmatación más o menos intenso. Por su parte, el cauce de los ríos regulados padece procesos de acorazamiento, agrandamiento y de incisión, más o menos importantes, con consecuencias para toda la organización biótica del ecosistema fluvial. Una buena revisión sobre la colmatación de embalses, sus efectos y las posibles medidas correctoras, se encuentra en Batuca & Jordaan (2000).

La colmatación de embalses, como la eutrofización, se manifiesta tanto en el propio embalse como en el tramo regulado río abajo y admite también medidas preventivas y medidas correctoras.

A nivel de prevención, la utilización de modelos predictivos sobre la producción y tipo de sedimentos esperables desde la cuenca del embalse, permite incorporar a nivel de proyecto algunas medidas estructurales y de diseño importantes, como es el caso de juntas y materiales que resistan la abrasión, sistemas de by-pass para crecidas -que siempre son las que aportan las máximas cargas de sedimentos- embalses de cola o variaciones en la altura de las presas, en el nivel de las tomas de agua o en la capacidad de los desagües de fondo, entre otras (Palau, 2002).

Para la descolmatación de embalses, la distribución del sedimento en el interior del embalse, junto con sus características granulométricas y químicas, resultan aspectos esenciales a la hora de plantear cualquier actuación. Una primera opción es el dragado, del que siempre se ha puesto en entredicho su eficiencia; no obstante existe alguna experiencia con resultados aceptables incluso para embalses profundos (Jacobsen, 2003). Una vez extraído el sedimento hay el problema de su destino. Probablemente lo ideal sería dosificar su suministro río abajo, junto con acciones de estabilización hidrológica-forestal en la cuenca de origen. Habitualmente se transporta hasta zonas de depósito con distintas posibilidades, desde el compostaje, al recubrimiento de espacios degradados. En cualquier caso suele ser necesario proceder a su deshidratación previa (secado, compresión,...) y a veces son necesarios tratamientos químicos, bien sea para su estabilización (Murakami *et al.*, 2004) o reutilización agronómica con posibilidad de aprovechamiento del fósforo orgánico acumulado.

Otra opción es el vaciado completo de embalses a través de los desagües de fondo. De esta forma se puede conseguir evacuar un volumen importante de sedimentos hacia el tramo aguas abajo. En España se han realizado ya bastantes vaciados de grandes embalses (Santa Ana, Barasona, Alloz, Doiras, Sallente, etc.) que han servido para conocer de forma empírica los aspectos más importantes de este tipo de actuaciones. Hasta el momento, la experiencia mejor documentada es sin duda el caso del embalse de Barasona (río Ésera, Huesca), donde se pudo analizar el importante impacto ambiental de este tipo de actuaciones, tanto en el propio embalse como en el tramo de río aguas abajo. Una recopilación de los principales trabajos de seguimiento realizados durante el vaciado del embalse de Barasona, se publicó en

Limnetica (1998; vol. 14). Se pudo constatar que se trata de una actuación de efectos totalmente reversibles a corto o medio plazo y con consecuencias finales positivas para el sistema acuático (reducción de la carga de nutrientes y eliminación de especies exóticas de peces en el embalse, recuperación de poblaciones de anfibios, mejora de zonas de ribera río abajo, etc.).

La mejor opción en la prevención y la corrección de la colmatación de embalses en explotación, es sin embargo de nuevo la gestión de niveles de agua embalsada, el manejo periódico de las tomas y desagües de fondo de la presa y la aplicación de crecidas periódicas. Así, el mantenimiento de niveles de embalse bajos, junto con el uso de los desagües de fondo en momentos de crecidas naturales, es la mejor forma para movilizar sedimento en el interior del embalse hacia la zona de la presa y para conseguir evacuarlo río abajo, así como para mantener limpios y operativos los propios conductos y sistemas de desagüe del embalse.

La importancia que va adquiriendo la colmatación de embalses hace que en algunos países como Italia, se haya desarrollado recientemente legislación específica sobre la colmatación de embalses y en otros (Francia) se aplican desde hace años criterios de regulación de crecidas y programas de vaciados totales decenales de embalses (Palau, 1998), que contribuyen de forma muy significativa a mantener el transporte continuo de sedimentos a lo largo de los ríos.

Actualmente existen propuestas de dragado de embalses y depósito de los sedimentos en las zonas de pie de presa para que las crecidas naturales (o provocadas desde los embalses) los vayan distribuyendo río abajo. Este tipo de medidas puede reducir la degradación del cauce como consecuencia de la retención de sedimentos en los embalses, así como el descalzado de puentes y diques, pero difícilmente puede compensar el déficit de sedimento para la preservación de grandes superficies deltáicas, como se ha propuesto para el caso del Delta del Ebro, por ejemplo.

Régimen ambiental de caudales de mantenimiento en ríos regulados

A pesar de los progresos experimentados a partir de los años 80 y consolidados en los 90, en el desarrollo de métodos de cálculo de caudales ambientales y de comprobación de sus consecuencias, la definición de los caudales de mantenimiento en todo el mundo, sigue patrones bastante comunes. Son aún mayoría los casos en los que los ríos regulados presentan caudales mínimos insuficientes, calculados

mediante métodos hidrológicos simples cuyos resultados no van más allá del 10% del caudal medio anual. Iversen *et al.*, (2000) muestran como en Europa este criterio se aplica en ríos desde el Báltico al Mediterráneo (tabla 2). Lo mismo ocurre en países como Estados Unidos (Reiser *et al.*, 1989) o Canadá.

Tabla 2. Criterios establecidos en distintos países, para el cálculo de los caudales ambientales.

PAIS	CRITERIO MÁS COMÚN
España	10-20% del módulo anual.
Francia	10% del módulo anual pero para módulos superiores a 80 m ³ /s se admite el 5% del módulo
Italia (según las regiones)	10% del módulo anual en algunas regiones y en otras un caudal específico de 2 l/s.km ²
Irlanda	1-10% del módulo anual
Gran Bretaña (Inglaterra y Escocia)	Q ₃₄₇ (caudal igualado o superado el 90% del tiempo durante el año)
Suiza (Legislación cantonal La Vaudoise)	El caudal de mantenimiento se deduce de un algoritmo basado en el Q ₃₄₇ conocido como "formula de Mathey"
Austria	Q ₃₀₀ (caudal igualado o superado durante 300 días al año)
Alemania	30-60% del módulo anual
Estados Unidos	New England Flow Method (USFWS, 1981). Se le conoce también como ABF (Aquatic Base Flow)
Canadá (costa este)	25% del módulo anual
República de Sudáfrica	Building Block Methodology (King <i>et al.</i> , 2000)

En España la normativa sobre caudales de mantenimiento, emana de los Planes Hidrológicos de Cuenca (Ministerio de Medio Ambiente) y las Leyes de Pesca (Comunidades Autónomas). Los criterios de cálculo son variados, pero son mayoritariamente también de tipo hidrológico, basados en un porcentaje del caudal medio anual (tabla 3). La no coincidencia territorial entre Cuencas Hidrográficas y Comunidades Autónomas, produce algunas situaciones extrañas, en las que para un mismo río según se adopte el criterio del Plan Hidrológico correspondiente o la legislación de pesca aplicable, se puede llegar a caudales ambientales distintos.

Tabla 3. Criterios establecidos en los distintos Planes Hidrológicos de Cuenca y en algunas Comunidades Autónomas, junto con la denominación que en cada caso reciben los caudales ambientales.

ORGANISMO DE CUENCA	CRITERIO
Norte I, II y III. Caudal mínimo	10% del módulo anual, con un mínimo de 50 l/s
Duero	Sin especificaciones
Tajo. Demanda medioambiental	Equivalente al volumen que corresponda al 50% de la aportación media estival restituida a régimen natural

Guadiana I y II. <i>Volumen mínimo</i>	1% de la aportación natural a cada embalse
Guadalquivir y Guadalete-Barbate <i>Demanda medioambiental</i>	50 l/s como máximo, adicionales a los indicados para los usos reconocidos en la cuenca
Sur. <i>Caudal ecológico</i>	10% del módulo anual
Ebro. <i>Caudal mínimo</i>	10% del módulo anual
Júcar. <i>Reserva máxima</i>	1% de los recursos totales de la cuenca
Segura. <i>Caudal mínimo</i>	10% del módulo anual
Cuencas Internas de Cataluña. <i>Caudal de mantenimiento</i>	Método QBM (Caudal Básico de Mantenimiento; Palau & Alcázar, 1996)
Galicia-Costa. <i>Caudal mínimo</i>	10% del módulo anual
COMUNIDAD AUTÓNOMA	CRITERIO
Galicia. <i>Caudal ecológico</i>	Cualquier método suficientemente contrastado
Asturias. <i>Caudal mínimo ecológico</i>	20% del módulo anual
Navarra. <i>Caudal mínimo</i>	10% del módulo anual en ríos ciprinícolas y el Q ₃₃₀ en ríos salmonícolas
Aragón. <i>Caudal ecológico</i>	A determinar según cada caso
Cataluña. <i>Caudal de mantenimiento</i>	Método QBM (Caudal Básico de Mantenimiento; Palau & Alcázar, 1996)
Castilla y León. <i>Caudal ecológico</i>	20% del módulo anual
Castilla-La Mancha. <i>Caudal mínimo ecológico</i>	10% del módulo anual
Extremadura. <i>Caudal mínimo</i>	Sin especificar

Los principales hitos alcanzados en la definición de los caudales de mantenimiento son posiblemente los siguientes, todos ellos relacionados entre sí:

- Para el mantenimiento de un ecosistema fluvial, hay que preservar no sólo el hábitat físico sino también los procesos que regeneran y dinamizan dicho hábitat (enfoque holístico; Arthington, 1994).
- Las necesidades ecológicas (limnológicas) de caudal no pueden ser abastecidas con un caudal constante. Es necesario definir regímenes ambientales completos, de caudales de mantenimiento (Palau, 1994).
- Cada río regulado tiene unos requerimientos específicos en materia de caudales de mantenimiento.

En la mayoría de países, la aplicación práctica de los caudales de mantenimiento en los ríos regulados, choca con los derechos de uso del agua que los estados han ido otorgando a empresas y particulares desde hace décadas, bajo criterios ambientales muy distintos a los actuales. Por otro lado, lo cierto es que la gran mayoría de los usos de agua, desempeñan un papel relevante bien sea desde un punto de vista energético,

productivo o de calidad de vida, especialmente en estados como España, sin reservas energéticas, con una estructura industrial muy dependiente de los sectores primarios y con una pluviometría muy irregular en todos los sentidos.

Hay varias maneras de preservar los ríos regulados, sin un notable quebranto de los derechos de uso de agua y todas ellas tienen en común el camino del pacto o acuerdo entre los usuarios del agua y la administración pública. Las posibilidades de dichos pactos son notables y están desafortunadamente, aún sin explorar.

En la actualidad es conveniente distinguir varios conceptos dentro del término amplio de caudales de mantenimiento. Por un lado están los caudales mínimos, que son la mayoría de los que emanan del marco legal (Planes Hidrológicos, Leyes de Pesca). Se trata de caudales que permiten preservar la vida en el río. Se establecen a partir de un criterio arbitrario, sin un fundamento ecológico.

Otro tipo de caudales de mantenimiento son los caudales de acondicionamiento. En este caso se trata de caudales que se definen para una finalidad determinada, distinta de la conservación del ecosistema fluvial. Es el caso de caudales para la práctica de rafting, la pesca deportiva, la preservación del paisaje, etc. Se calculan como aquellos que permiten alcanzar las condiciones hidráulicas necesarias para la consecución del objetivo perseguido.

Finalmente hay los caudales de mantenimiento (inadecuadamente llamados “caudales ecológicos” en España), que se calculan para la conservación del ecosistema fluvial propiamente. Son caudales cuya definición responde a criterios científicos.

A modo de referencia, los caudales mínimos pueden suponer del orden de un 5-10% del caudal medio anual; los caudales de acondicionamiento son muy variables pudiendo ser superiores a los naturales en una época concreta del año, mientras que los caudales de mantenimiento, no suelen bajar del 20% del caudal medio anual.

Existen muchas opciones para el cálculo de caudales ambientales, que en general pueden clasificarse según los datos que utilizan o los objetivos de preservación que persiguen (Palau, 2003). Hay métodos mejores que otros y los criterios para identificarlos deben centrarse en los siguientes aspectos:

- Fundamentación ecológica. El método debe tener unas bases ecológicas sólidas que lo sustenten.
- Objetividad. El proceso de cálculo no debe tener arbitrariedades o puntos de decisión dependientes de quien lo aplique.
- Aplicabilidad universal. El método debe poder aplicarse en cualquier río, pero con

capacidad de diferenciar cada tipo de río distinto.

- Enfoque ecosistémico. El objetivo preferente a preservar es el ecosistema fluvial y no especies o aspectos presuntamente más sensibles, de valor indicador o representativos.
- Operatividad. El proceso de cálculo deber ser rápido y, en la medida de lo posible, barato.
- Protocolo de validación. Los resultados deben poder contrastarse a partir de un protocolo de validación incorporado en el propio proceso de cálculo.

En la definición de caudales de mantenimiento, actualmente se percibe un abandono creciente de los métodos hidrológicos de tipo estadístico (porcentajes, caudales clasificados,...). También los métodos hidráulicos se limitan a aplicaciones concretas. Los modelos de simulación hidráulica que intervienen en la caracterización del hábitat físico (métodos hidrobiológicos) son cada vez mejores y evolucionan hacia enfoques bidimensionales (mesohabitat). Los métodos hidrológicos de tipo secuencial (Palau, 1994; Palau *et al.*, 2002) y los holísticos (Arthington, 1994; King *et al.*, 2000), basados en un enfoque ecosistémico y en el principio de cada río tiene unos requerimientos propios y distintos, aún tienen mucho por ofrecer.

El planteamiento de partida de los métodos hidrológicos secuenciales es simple: Las series de caudales circulantes son como el código genético de los ríos dado que contienen la información clave para explicar las características físicas y la organización espacial y temporal del ecosistema fluvial (Palau & Alcázar, 1996). Es lo que se conoce como el paradigma de los caudales naturales y la integridad de los ecosistemas acuáticos, (Ritchter *et al.*, 1997).

La información contenida en las series de caudales circulantes puede estudiarse mediante técnicas de análisis de tendencias de series temporales que permiten detectar cambios o discontinuidades (figura 2).

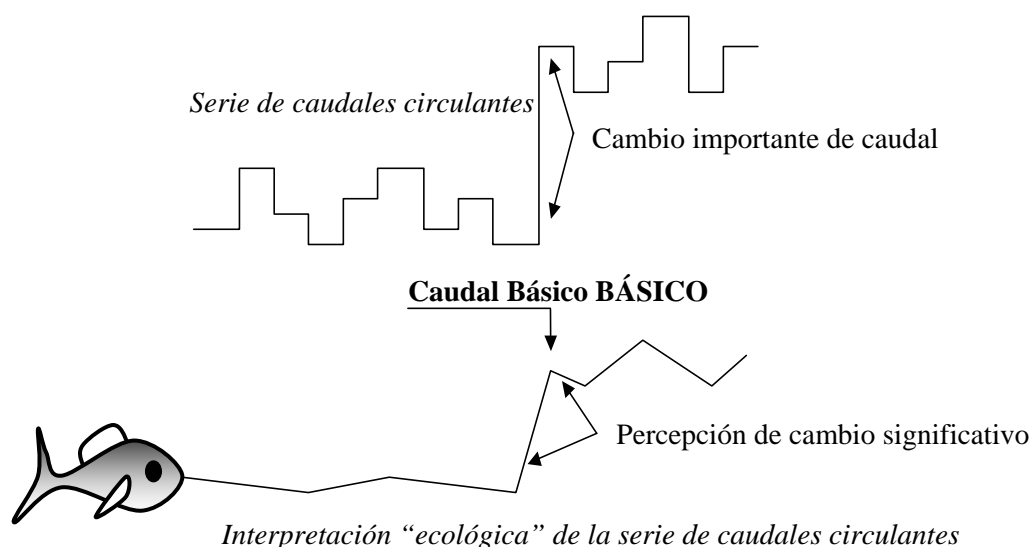


Figura 2. La aplicación de medias móviles a intervalos crecientes de datos, dentro de las series de caudales circulantes, permite “leer” la información temporal de una forma muy parecida al modo en que, en principio, lo deben hacer las comunidades naturales; es decir, integrando (acumulando) la información (caudales circulantes) y respondiendo a las discontinuidades de dicha información (variaciones significativas) que puedan ser interpretadas como indicadoras de cambios en el medio. Sobre una hipotética serie de caudales naturales en el periodo de mínimos, el Caudal Básico podría ser el Caudal de Mantenimiento.

La figura 3 muestra los aspectos que, como mínimo, cualquier régimen de caudales ambientales debería contemplar. El aspecto fundamental es el Caudal Básico (Q_b); es decir el que debe circular por el río aguas abajo del punto de regulación o captación, siempre que el caudal natural sea igual o superior a él. Tomando como referencia el Caudal Natural (Q_n), debe establecerse un Caudal de Mantenimiento (Q_m) que es el Caudal Básico modulado en el tiempo a la escala que se considere más adecuada (semanas, meses, trimestres,...). Hay que indicar que la correcta aplicación del concepto de variabilidad temporal en un río mediterráneo, puede comportar dejarlo seco cómo y cuándo corresponda, tal y como ocurriría de forma natural durante alguna época del año.

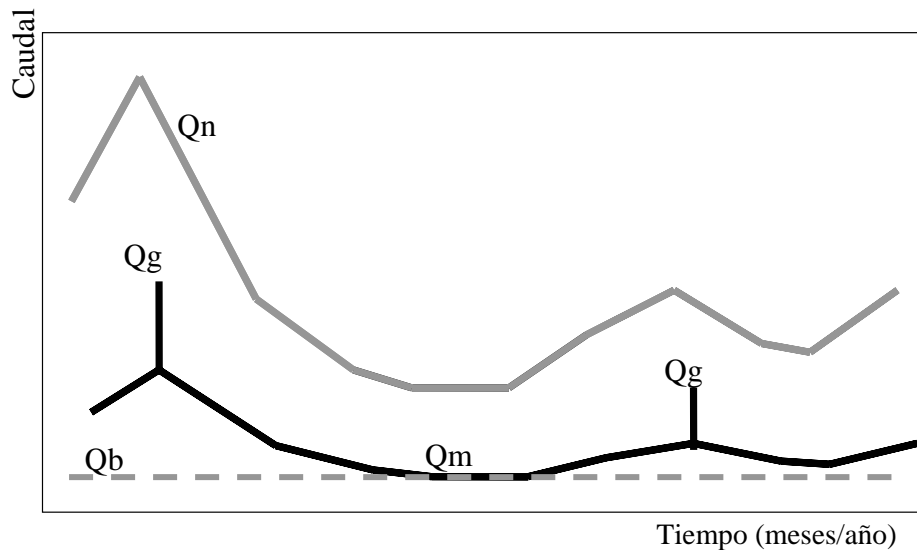


Figura 3. Componentes hidrológicos esenciales de cualquier régimen de caudales ambientales que pretenda ser funcional. Estos aspectos no son los únicos, pero si los más importantes.

Coincidiendo con las épocas de mayor probabilidad de crecidas, según el régimen natural del río, deben establecerse Caudales Generadores (Q_g) cuya función es esencial para la conservación del ecosistema fluvial a muchos niveles. Para definir estos caudales generadores existen varios criterios (Gore & Petts, 1989) que van desde adoptar porcentajes del caudal medio anual (200%...), caudales de un determinado periodo de retorno (1.5 años, 2.3 años,...) o caudales necesarios para poner en movimiento un determinado tamaño de partícula (de 1.3 a 3.8 cm,...); algunos de estos criterios incluyen indicaciones sobre la época del año y la duración más adecuadas para los caudales generadores.

Las crecidas cumplen un papel fundamental en la gestión de los ríos regulados (Brookes, 1995), especialmente en ríos mediterráneos donde son la única perturbación capaz de introducir en el ecosistema suficiente energía como para permitir su necesaria renovación. Así, aplicar crecidas periódicas controladas en épocas concretas permite favorecer el transporte sólido, evitar la proliferación excesiva de productores primarios, especialmente macrófitos (Palau *et al.*, 2004), sanear el lecho del río, renovar las comunidades bentónicas y mantener en buen estado la vegetación de ribera, lo que también interviene en beneficio del tramo de río regulado (Pusey & Arthington, 2003).

Control de especies exóticas

La base de datos de la FAO sobre introducción de especies exóticas en el 2001, recogía 3.141 casos (Khalanski, 2001), con los peces como principales protagonistas

(82% de los casos), seguidos de los moluscos (9%) y los crustáceos (6%). En Europa se citaban 789 casos, mientras que en América del Norte, 198.

El hecho de que buena parte de las introducciones de especies exóticas sea de peces, moluscos o crustáceos (97% en conjunto de los casos recogidos por la FAO), pone sobre aviso de que son introducciones relacionadas con la práctica de la pesca en aguas continentales, la navegación o la acuarofilia, lo que debería servir para que la administración competente incidiera más en el control de este tipo de actividades, pues las consecuencias para el ecosistema fluvial, resultan a menudo graves y bastante irreversibles (Granado, 2000), desde la extinción de especies nativas (incluido endemismos), la degradación genética (cuando la hibridación es posible) o la aparición de nuevas patologías, entre otras consecuencias.

En 1994, en España se conocía de la existencia de algo más de 20 especies exóticas de peces (Granado, 1996; Elvira, 1997). Ahora la lista puede situarse fácilmente entorno a las 30, lo que representa un número superior al de las especies nativas, si se excluyen las de ambientes estuáricos y salobres.

Desde un punto de vista hidrográfico, la Península Ibérica no tiene grandes masas de agua naturales, ni ríos suficientemente caudalosos y estables como para haber permitido la consolidación evolutiva de redes tróficas largas y diversas (Granado, 1996). Sin embargo la presencia de más de 1200 grandes presas construidas en su mayoría desde mediados del pasado siglo, ha supuesto la aparición de unos ambientes acuáticos, los embalses, particularmente propicios para la introducción de especies de peces. En efecto, los embalses son biotopos “nuevos” para las especies nativas, que pueden habitarlos pero no aprovecharlos de forma eficiente. Por el contrario, son ambientes muy adecuados para especies predadoras limnófilas. Este simple hecho, junto con el complejo entramado económico que se mueve en torno a la pesca recreativa, explican sobradamente la profusión de especies exóticas de peces en los embalses españoles.

Un efecto colateral grave y reciente asociado a la introducción de especies exóticas de peces, o si se prefiere a la práctica de la pesca deportiva en general sin control ni criterio, ha sido la introducción del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), citada por primera vez en el tramo inferior del Ebro (Ruíz-Altava *et al.*, 2001), actualmente ya consolidada en los dos grandes embalses finales de ese río (Riba-roja y Mequinenza) y citada en el embalse de Sitjart (Valencia), dentro de lo que ya se intuye como una expansión geográfica imparable. Los efectos del mejillón cebra sobre el ecosistema

fluvial del río Ebro van a ser muy progresivos pero a la vez muy irreversibles (Palau *et al.*, 2003). Como consecuencia de la actividad filtradora de la especie, cambiará la composición y la densidad del plancton, y el tapizado del fondo del cauce simplificará la comunidad bentónica. La red trófica se verá por tanto afectada en sus niveles primario y secundario, y la ausencia de posibilidades de predación eficaz sobre el mejillón cebra, producirá también a su vez, un empobrecimiento de los niveles tróficos superiores. El ciclo de nutrientes y el balance producción/respiración también se verán afectados, hacia unas condiciones de fertilización del sustrato por un lado y de cambios en la disponibilidad de oxígeno disuelto en el sustrato que conforma el lecho. Ya se ha identificado la presencia de algún tremátodo nunca citado en España hasta la fecha (Peribañez, 2004) y no cabe descartar la presencia de nuevos patógenos y enfermedades que puedan haber entrado con el mejillón cebra y acaben afectando la supervivencia de algunas especies de alto valor de conservación como *Margaritifera auricularia* en el Ebro.

A nivel económico, los impactos del mejillón cebra están siendo ya notables (obturación de todo tipo de captaciones de agua, riego, abastecimientos urbanos, industrias, etc.) con pérdidas de eficiencia importantes, interrupción de servicios y mayores gastos de mantenimiento. Las actividades recreativas (baño, pesca, etc.) también se verán seriamente limitadas.

De nuevo la adopción de un régimen de caudales ambientales que se ajuste al hidrograma natural, combinado con una gestión de los niveles de los embalses, se intuyen como las únicas opciones para controlar el desarrollo del mejillón cebra en ambientes naturales, al lado de una mayor vigilancia sobre las actividades ilegales de introducción de especies.

CONCLUSIONES

De todo lo expuesto se deduce que una adecuada programación en el manejo de niveles de embalses y de caudales en tramos de río regulados, dentro de los planes de explotación, es la vía para afrontar en simultáneo, el control de la eutrofia, la continuidad del transporte longitudinal de sedimentos, la preservación del tramo de río regulado y la prevención o limitación de la presencia de especies exóticas. Así, una crecida controlada desde un embalse a través de los desagües de fondo, en un momento determinado del ciclo anual puede, prevenir un déficit de oxígeno disuelto en el hipolimnion, permitir una cierta evacuación y transporte de sedimentos río abajo,

evitar pérdidas en la calidad del agua río abajo, regenerar geomorfológicamente el tramo de río regulado, sanear y acondicionar el lecho, controlar la presión de colonización de las riberas sobre el cauce, controlar los productores primarios en el tramo regulado (macrófitos) y reducir la presencia de especies exóticas, tanto pelágicas como sésiles. Los efectos ecológicos de este tipo de gestión son por tanto fundamentales para la preservación de los embalses y los ríos regulados dentro de unos niveles de naturalización aceptables.

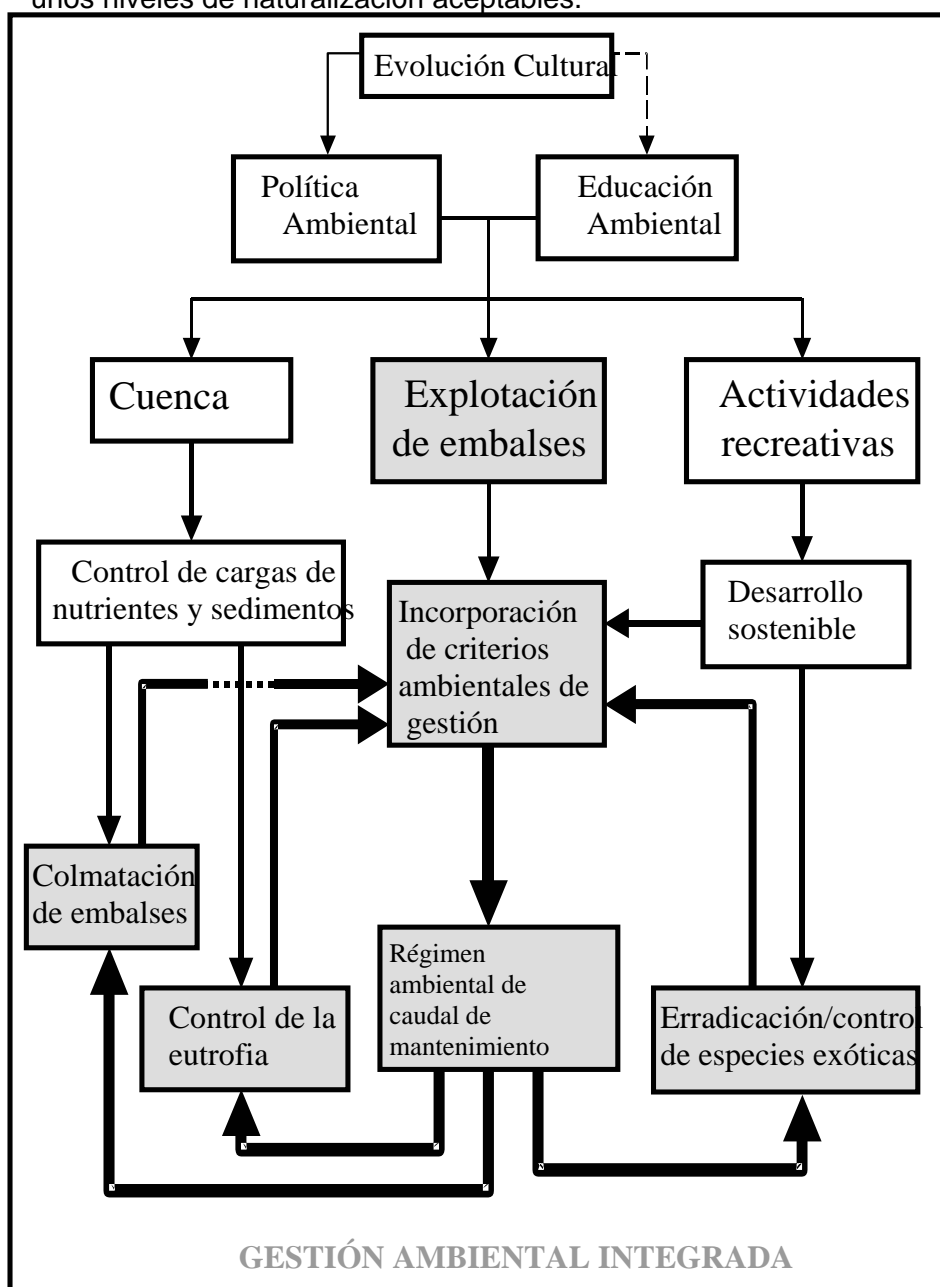


Figura 4. La evolución cultural de la sociedad, en parte por necesidad pero también

por negocio, conduce hacia un grado creciente de sensibilización ambiental, que se recoge de forma progresiva en nuevas leyes y reglamentos y que debería también consolidarse en la propia sociedad, más de lo que ahora lo hace, a través de programas de educación ambiental. Para las ecosistemas acuáticos continentales, las actuaciones ambientales han de focalizarse a nivel de cuenca (control de nutrientes y de la erosión), en los planes de explotación de embalses (integrando en ellos criterios ambientales de gestión) y en la práctica de actividades recreativas (promoviendo unos usos realmente sostenibles del medio acuático).

Dentro de los planes de explotación de los embalses para optimizar su aprovechamiento hidráulico, el incorporar criterios de gestión ambiental integrada no tendría porque suponer costes adicionales importantes, sobre todo si se internalizan los beneficios sobre el ecosistema fluvial. La gestión ambiental al fin y al cabo es cuestión de prioridades y su aplicación depende en gran medida de lo que la sociedad esté dispuesta a asumir, tanto a nivel social como económico (figura 4). Por defecto, los objetivos para una gestión ambiental de los embalses y los ríos regulados, podrían concretarse en los siguientes términos:

- Mantener la calidad del agua embalsada
- Permitir el paso de sedimentos
- Disponer de un régimen ambiental de caudales de mantenimiento aguas abajo de la presa
- Acoger actividades recreativas sin riesgo para la integridad biótica del ecosistema fluvial.

Sin embargo, en un país como España, con buena parte de la escorrentía comprometida en concesiones de aguas para riego, abastecimientos y producción hidroeléctrica, la gestión ambiental de embalses y ríos regulados no puede llevarse a la práctica desde una administración pública dedicada a la generación continua de nuevos impuestos por el uso del agua, que además no tienen una reversión ambiental clara, ni desde unas empresas encerradas en sus derechos de uso del agua; tampoco desde los paradigmas científicos, a veces poco realistas, y nunca desde una sociedad que reivindica con insistencia que el agua corra por los ríos, e incluso que se retiren las presas, pero que es incapaz de aplicar las mínimas medidas de ahorro de agua y energía. Se hace necesario un punto de encuentro más o menos equidistante de todas las posiciones. Es la opción del sentido común; cualquier otro enfoque conduce, como lo demuestran las numerosas experiencias al respecto, hacia posiciones enquistadas sin otra salida que los tribunales de justicia, cuya decisión puede ser larga, arbitraria y siempre deja alguna de las partes insatisfecha, mientras los ríos esperan.

En la actualidad, parece razonable plantear que no se trata ni de limitar la construcción de nuevos embalses, ni de promover la demolición de los existentes. Ya no se decide la construcción de embalses sin tener en cuenta sus impactos sobre el medio y lo de demoler presas, en un país mediterráneo como España, con un déficit energético evidente, una alta irregularidad pluviométrica, una fuerte demanda de agua, no sólo para la agricultura, y con un horizonte de cambio climático hacia la aridez, quizás habría que dejarlo para más adelante. Mientras tanto, entre la construcción injustificada y la demolición indiscriminada, queda mucho margen para gestionar los embalses existentes de una forma ambientalmente mejor.

BIBLIOGRAFÍA

1. Arthington, A.H. (1994). A holistic approach to water allocation to maintain the environmental values of Australian streams and rivers: A case history. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 165-177.
2. Berga, L., F. Girón, J. Cajete & J.M. Mendiluce (2002). Beneficios de las presas en España. *Actas de las VII Jornadas Españolas de Presas*. Comité Nacional Español de Grandes Presas. Zaragoza. Vol. IV: 3-15.
3. Brookes, A. (1995). The Importance of High Flows for Riverine Environments. In: *The Ecological Basis for River Management* (D.M. Harper & A.J.D. Ferguson, eds.). John Wiley & Sons Ltd: 33-49.
4. Brufao, P. (2002). Desmantelamiento de obras hidráulicas: una innovadora e indispensable herramienta para la restauración. *Actas de las VII Jornadas Españolas de Presas*. Comité Nacional Español de Grandes Presas. Zaragoza. Vol. IV: 349-355.
5. Elvira, B. (1997). Impacto y control de los peces exóticos introducidos en España. In: *Conservación, Recuperación y Gestión de la Ictiofauna Continental Ibérica* (C. Granado, ed.). Publicaciones de la Estación de Ecología Acuática. EMASESA: 139-152.
6. Gujja, B. & D.O. Hunziker (2000). The Impact of Dams on Life in Rivers. WWF Research Report. WWF International. Gland, Switzerland.
7. Gore, J.A. & G.E. Petts (1989). Alternatives in regulated river management. CRC Press, Inc. Boca Ratón (Florida; EEUU). 343 pp.
8. Granado, C. (1996). Ecología de peces. Secretariado de Publicaciones. Universidad de Sevilla. Sevilla. 353 pp

9. Granado, C. (2000). Ecología de las comunidades. El paradigma de los peces de agua dulce. Secretariado de Publicaciones. Universidad de Sevilla. Sevilla. 282 pp
10. Hellawell, J.M. (1988). River regulation and nature conservation. *Regulated Rivers: Res. and Manag.*, 2: 425-443.
11. Iversen, T.M., B.L. Madsen & J. Bogestrand (2000). River conservation in the European Community, including Scandinavia. In: *Global Perspectives on River Conservation: Science, Policy and Practice* (P.J. Boon, B.R. Davies & G.E. Petts, eds.). John Wiley & Sons Ltd.: 79-103.
12. Jacobsen, T. 2003. Sediment handling technologies: experience from case studies. *Hydropower & Dams*, 6: 84-87.
13. Khalanski, M. (2001). Introduction d'espèces invasives dans les hydrosystèmes: pestes et bio-salissures. *Actas del Colloque d'Hydroécologie d'Electricité de France*. Chinon (France). 24 pp.
14. Kimmel, B.L., O.T. Lind & L.J. Paulson (1990). Reservoir Primary Production. In: *Reservoir Limnology* (K.W. Thornton, B.L. Kimmel & F.E. Payne, eds.). John Wiley & Sons Ltd: 133-194.
15. King, J.M., R.E. Tharme y M.S. de Villiers (2000): Environmental Flow Assessments for Rivers: Manual for the Building Block methodology. Freshwater Research Unit. University of Cape Town. WRC Report No: TT131/00. 339 pp.
16. Köthe, A., V. Faltin, N. Kamjunke & J. Benndorf (1997). The structure-forming impact of zooplankton on phytoplankton in a whole-lake biomanipulation experiment. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 712-714.
17. Margalef, R. (1976). Biología de los embalses. *Investigación y Ciencia*, 1: 51-62.
18. Margalef, R. (1983). Limnología. Ed. Omega. Barcelona. 1010 pp
19. Murakami, A., M. Ozeki & Y. Ishiguro (2004). Sediment Dredging: Unplugging Ikawa Dam's Bottom Outlets. *Hydro Review Worldwide*, Sep. 2004: 26-29.
20. Palau, A. (1994). Los mal llamados caudales "ecológicos". Bases para una propuesta de cálculo. *OP (Obras Públicas)*, vol. 28 (Ríos II): 84-95.
21. Palau, A. (1998). El vaciado de embalses: Consideraciones ecológicas y gestión medioambiental. *Ecología*, 12: 79-92.
22. Palau, A. (2002). Algunas cosas buenas de los embalses. *Actas de las VII Jornadas Españolas de Presas*. Comité Nacional Español de Grandes Presas. Zaragoza. Vol. IV: 217-227.
23. Palau, A. (2002). La sedimentación en embalses. Medidas preventivas y

- correctoras. *Actas del I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente*, 1: 847-856.
24. Palau, A. (2003). Medidas de gestión y adecuación ambiental de embalses frente a la eutrofia. *Limnetica*, 22 (1-2): 1-13.
 25. Palau, A. (2003). Régimen Ambiental de Caudales. Curso sobre Régimen Ambiental de Caudales. Universidad Internacional Menéndez Pelayo. Documento Inédito. Cuenca.
 26. Palau, A. & J. Alcazar (1996). The Basic Flow. An alternative approach to calculate minimum environmental instream flows. *Proceedings of 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics*. Quebec (Canada). Vol., A: 547-558.
 27. Palau, A., R. Sánchez, R. Rocaspana, M. Bardina & I. Rebollo (2002). Validación del Caudal Básico según el método QBM en el cálculo de caudales mínimos ambientales. In: *Validación hidrobiológica del método del Caudal Básico de Mantenimiento en el cálculo de caudales con fines ambientales*. Informe Técnico. CEDEX clave 50-499-6-002. Madrid.
 28. Palau, A., R.J. Batalla, E. Rosico, A. Meseguer & D. Vericat (2004). Management of water level and design of flushing floods for environmental river maintenance downstream of the Riba-roja Reservoir (Lower Ebro River, NE Spain). *Proceedings of HYDRO 2004*. Porto (Portugal). S. 9.07.
 29. Peribañez, M.A. (2004). Estudio parasitológico del mejillón cebra en el tramo inferior del Ebro. Proyecto MZ. Documento Inédito. Endesa. Lleida.
 30. Poff, N.L. & D.D. Hart (2002). How Dams Vary and Why It Matters for the Emerging Science of Dam Removal. *Bioscience*, 52(8): 659-668.
 31. Pusey, B.J. & A.H. Arthington (2003). Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54: 1-16.
 32. Richter, B.D., J.V. Baumgartner, R. Wiginton & D.P. Braun (1996). How much water does a river need?. *Freshwater Biology*, 37: 231-249.
 33. Reiser, D.W., T.A. Wesche y C. Estes (1989). "Status of instream flow legislations and practices in North America". *Fisheries*, 14(2): 22-29.
 34. Ruíz-Altava, C., P.J. Jiménez & M.A. López (2001). El temido mejillón cebra empieza a invadir los ríos españoles desde el curso bajo del río Ebro. *Quercus*, 188: 50-51.
 35. Ruíz-Olmo, J., A. Margalida & A. Batet (2005). Use of small rich patches by

- Eurasian otter (*Lutra lutra* L.) females and cubs during the pre-dispersal period. *J. Zool. Lond.*, 265: 339-346.
36. Ryding, S.O. & W. Rast (1993). Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Ed. Masson. UNESCO. Paris.
 37. Sell, A.F., U. Horning & J. Benndorf (1997). Long-term effects of planktivore removal: results from a manipulated and a reference lake. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 782-785.
 38. Sostoa, A., F. Casals, E. Aparicio, M.J. Vargas & J.M. Olmo (1995). Caudales Ecológicos. Proyecto PIE 121.43. Documento inédito. OCIDE. Madrid.
 39. Straskraba, M. (1999). Retention Time as a Key Variable of Reservoir Limnology. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications* (M. Straskraba & J.G. Tundisi eds.). International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers: 385-410.
 40. Straskraba, M., J.G. Tundisi & A. Duncan (1993). State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In: *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management* (M. Straskraba, J.G. Tundisi & A. Duncan, eds.). Chapter XIII: 213-288.
 41. Tanaka, R.H., A.L. Mustafa & H. Kuratani (2003). Managing Aquatic Plants in Reservoirs: Developing an Integrated Plan. *Hydro Review Worldwide*, Sep. 2004: 20-23.
 42. Thornton K.W. (1990). Perspectives on Reservoir Limnology. In: *Reservoir Limnology* (K.W. Thornton, B.L. Kimmel & F.E. Payne, eds.). John Wiley & Sons Ltd: 1-13.
 43. Thornton, K.W., R.H. Kenedy, A.D. Magoun & G.E. Saul (1982). Reservoir water quality sampling design. In: *Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs*. S.O. Ryding & W. Rast. (1993). Ed. Masson. UNESCO. Paris.
 44. Toja, J. (1982). Control de la eutrofia en embalses por utilización selectiva de agua a distintas profundidades. *Revista de Obras Públicas*, Abril-Mayo: 223-231.
 45. USFWS (1981). Interim regional policy for New England stream flow recommendations. US Fish y Wildlife Service. Newton Corner. Massachussets.
 46. Ward, J.V. & J.A. Stanford (1984). The regulated stream as testing ground for ecological theory. In: *Regulated Rivers* (A. Lillehamer & S.J. Salveit, eds.). Oslo University Press: 139-165.