



HAL
open science

Aportaciones de la limnología a la gestión de embalses

J. Prats, R. Morales-Baquero, J. Dolz, J. Armengol

► **To cite this version:**

J. Prats, R. Morales-Baquero, J. Dolz, J. Armengol. Aportaciones de la limnología a la gestión de embalses. Ingeniería del Agua, 2014, 18, pp.80-94. 10.4995/ia.2014.3145 . hal-01128334

HAL Id: hal-01128334

<https://hal.science/hal-01128334>

Submitted on 9 Mar 2015

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Aportaciones de la limnología a la gestión de embalses

Contributions from limnology to reservoir management

Jordi Prats^a, Rafael Morales-Baquero^b, Josep Dolz^c y Joan Armengol^d

^aIrstea, UR HYAX, Equipe HYNES, 3275 Route de Cézanne, 13182, Aix-en-Provence, Francia. E-mail: jordi.prats@irstea.fr

^bDepto. de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, Campus Fuentenueva, 18071, Granada, España. E-mail: rmorales@ugr.es

^cInstituto Flumen, E.T.S. d'Enginyers de Camins, Jordi Girona 1-3, D1, 08034, Barcelona, España. E-mail: j.dolz@upc.edu

^dDepto. de Ecología, Facultad de Ecología, Universidad de Barcelona, Diagonal 645, 08028, Barcelona, España. E-mail: jarmengol@ub.edu.

Recibido: 26/06/2014

Aceptado: 27/07/2014

Publicado: 01/08/2014

RESUMEN

El presente trabajo describe algunas aportaciones de la limnología a la gestión de embalses a partir de la revisión de la bibliografía y de la experiencia de los autores. Después de explicar los principales retos a los que se enfrentan los gestores de embalses, se dan ejemplos de medidas a aplicar, destacando la importancia de tener en cuenta las diferentes escalas de gestión tanto temporales (escala plurianual, anual, diaria) como espaciales (cuenca, tramo fluvial, embalse o cadena de embalses). También se revisan los métodos disponibles para el estudio del estado ecológico de los embalses.

Palabras clave | Calidad del agua; gestión de embalses; limnología.

ABSTRACT

This article describes some of the contributions of limnology to reservoir management according to a literature review and the authors' experience. After explaining the main challenges that reservoir managers have to face, some examples of management measures are given and the need to take into account the different management scales are underlined, whether temporal (multiannual, annual, daily) or spatial (catchment, river reach, reservoir or reservoir chain). The available methods for the study of reservoir ecological status are also reviewed.

Key words | *limnology; reservoir management; water quality.*

INTRODUCCIÓN

Tradicionalmente, la gestión de los embalses se ha centrado en la satisfacción de los usos consuntivos y no consuntivos, y no se ha prestado la atención necesaria a los procesos que influyen en su estado ecológico y químico y a la influencia sobre la calidad aguas abajo. Si bien los embalses son sistemas creados por el ser humano, para gestionarlos de forma adecuada hay que ir más allá del concepto de un volumen de agua retenido por una presa. Son sistemas naturalizados, colonizados por microorganismos, animales y plantas. Sus aguas están expuestas a procesos físicos, químicos y biológicos que afectan a su calidad y que son muy semejantes a los que ocurren en los lagos naturales, si bien no son exactamente iguales. Es por eso que la limnología, que se puede definir como la parte de la ecología que se ocupa del estudio de las masas de agua continentales, aporta unos conocimientos de gran interés para la gestión de los embalses.

En España, la limnología tuvo un desarrollo muy importante después de la construcción de centenares de masas de agua artificial durante la segunda mitad del siglo XX, dando lugar a lo que se puede considerar como un macroexperimento que ha servido para desarrollar de forma notable la teoría ecológica (Margalef, 1983). Igualmente, ha dado lugar a una serie de principios y recomendaciones para la gestión de los embalses a fin de optimizar la calidad del agua y del ecosistema.

Jørgensen (2006), por ejemplo, propone 19 principios ecológicos y 12 recomendaciones para una buena gestión de los lagos. Entre estos principios, aparte de la clara necesidad de conocer a fondo los embalses y los ecosistemas de la cuenca vertiente, nos parece necesario destacar el que establece que en un ecosistema todo está relacionado con todo, y que el sistema es más que la suma de sus partes. En un lenguaje más ingenieril, un ecosistema es un sistema cibernético, con un comportamiento no lineal, donde sus componentes intercambian materia, energía e información mediante múltiples procesos de realimentación (Margalef, 1968). Según Jørgensen (2006), esta observación tendría que estar presente en todas las decisiones de gestión ecológica.

En este artículo se resumen algunos de los conocimientos adquiridos sobre la aplicación de la limnología a la gestión de embalses en los últimos cuarenta años. En primer lugar, se presentan las principales problemáticas relacionadas con la gestión de los embalses españoles. En segundo lugar, se describen las escalas temporales y espaciales relevantes para la gestión de los embalses y se dan ejemplos del tipo de actuaciones que se pueden adoptar para afrontar las problemáticas presentadas. Posteriormente, se comentan algunas de las herramientas disponibles para el estudio limnológico de embalses y para obtener la información necesaria para tomar las mejores decisiones de gestión con conocimiento de causa adecuado.

PRINCIPALES PROBLEMÁTICAS

En esta sección se presentan los principales retos ambientales en la gestión de los embalses de la Península Ibérica. Según Palau (2006), son: 1) la alteración de los regímenes de caudales, 2) la eutrofización, 3) la interrupción del transporte de sedimentos y 4) la introducción de especies exóticas. Además, existe un interés creciente en 5) la alteración de los regímenes térmicos, sobre todo en relación con los efectos del cambio climático (Webb *et al.*, 2008). Finalmente, 6) la planificación de la explotación de los recursos hídricos supone un reto a causa de la incertidumbre sobre los efectos del cambio climático global, la evolución futura de los consumos y los usos del suelo.

Modificación de caudales

En general, los embalses causan una reducción de la magnitud de las avenidas abajo de la presa (Batalla *et al.*, 2004; Belmar *et al.*, 2010), cosa que puede originar un establecimiento más lento de la vegetación de ribera (Scott *et al.*, 1996), una reducción del hábitat de la llanura de inundación disponible para los peces (Bayley, 1995) o la creación de un hábitat de aguas lentas más favorable para el crecimiento de macrófitos (Palau *et al.*, 2004). Además, este descenso de caudales provoca un aumento de la deposición de materiales finos, que pueden colmatar las zonas de freza de algunas especies de salmónidos (Soulsby *et al.*, 2001) y afectar a los macroinvertebrados acuáticos propias de los lechos de gravas (Torralva *et al.*, 1996).

En función del objetivo principal del embalse, podrán existir otros importantes efectos. Así, los embalses destinados al riego pueden provocar una disminución del caudal medio anual (Batalla *et al.*, 2004) a causa del consumo del agua por la agricultura y en parte a la evaporación de los embalses (Ibañez *et al.*, 1996). Además, a menudo dan lugar a un patrón temporal de caudales inverso al natural, con altos caudales en verano y bajos caudales en invierno (Batalla *et al.*, 2004; Belmar *et al.*, 2010), modificando las cadenas tróficas y la productividad del ecosistema fluvial (Wootton *et al.*, 1996). Cuanto mayor sea la intensidad de la alteración mayor será el efecto sobre el número de especies (Carlisle *et al.*, 2012), sobre la calidad del hábitat y del bosque de ribera (Belmar *et al.*, 2013). Los embalses hidroeléctricos, a menudo causan importantes variaciones del caudal turbinado a escala diaria, e incluso semanal, en respuesta a los picos de demanda de consumo eléctrico (Prats *et al.*, 2009), reduciendo el hábitat efectivo disponible y la productividad acuática (Poff *et al.*, 1997). Esta alta variabilidad de los caudales hace aumentar el arrastre de los macroinvertebrados por la corriente (Bruno *et al.*, 2010).

Por otro lado, la localización de un embalse puede influir en la modificación efectiva del régimen hidrológico. En la cuenca del Ebro los embalses situados en tributarios hacia el sur, en la zona mediterránea, modifican de forma más importante el régimen hidrológico que los situados en la zona atlántica, húmeda (Batalla *et al.*, 2004). En ríos de zonas áridas y altamente reguladas como la cuenca del Segura, se pueden encontrar dos tipos de tendencias: en ríos permanentes se produce un aumento de la torrencialidad de los caudales; mientras que en los cursos de agua temporales, los períodos de circulación de agua se hacen aún más raros (Belmar *et al.*, 2013).

Eutrofización

La eutrofia en los ecosistemas acuáticos es causada por un exceso de nutrientes y se refleja en una sobreproducción de fitoplancton. Durante los períodos de estratificación térmica, el exceso de biomasa producida en la zona fótica y aerobia sedimenta hacia el fondo donde es mineralizada por organismos utilizando el oxígeno del agua del hipolimnion anóxico. En casos de gran producción primaria en la superficie, se puede llegar a consumir todo el oxígeno disponible en las zonas profundas del lago o embalse produciendo episodios de anoxia. Las condiciones anóxicas intervienen en la dinámica del fósforo, del nitrógeno, y de metales pesados en la interfase agua-sedimentos, con potenciales consecuencias adversas y, además, pueden resultar corrosivas para el hierro y el cemento, y por lo tanto, para las estructuras hidráulicas. Otros problemas son la generación de malos olores y de sabores desagradables.

La eutrofización en embalses tiene principalmente dos causas: el aporte de nutrientes desde la cuenca vertiente y/o la materia orgánica presente en el vaso del embalse durante su primer llenado. En algunos casos, con tiempos de renovación largos y una importante entrada de nutrientes, como en el caso del embalse hipereutrófico de Foix, es posible que se presente una oxiclina durante todo el año además de la anoxia típica del periodo de estratificación (Marcé *et al.*, 2000).

Interrupción del transporte de sedimentos

El transporte de sedimentos es una de las características ambientales que más interesan a los ingenieros hidráulicos porque al cabo de los años pueden llegar a reducir de forma importante la capacidad de los embalses y también porque la retención de sedimentos en los embalses puede generar problemas de estabilidad de las estructuras hidráulicas situadas aguas abajo. Desde el punto de vista del ecólogo, la retención de sedimentos supone además una modificación del transporte de nutrientes y de materia orgánica.

Los embalses retienen una gran parte de los sedimentos transportados por el río (Roura, 2004; Vericat y Batalla, 2006; Ruiz-Bellet *et al.*, 2011). El depósito de sedimentos está relacionado con el tiempo de residencia del agua en el embalse, velocidad del agua, avenidas y utilización de la toma de fondo para la extracción de agua. Así, el embalse de Mequinenza retiene más del 90% de los sólidos en suspensión que recibe del río Ebro (Roura, 2004). Sin embargo, en el embalse de Ribarroja, situado aguas abajo y con tiempos de residencia mucho menores, la retención es del orden del 40%, y la mayor parte del transporte sólido tiene lugar durante avenidas (Flumen 2009). También en Ribarroja, el efecto de la velocidad del agua se manifiesta en una mayor sedimentación en la zona de cola, por la reducción de la velocidad del agua a la entrada del embalse, y en la zona de la presa donde la velocidad del flujo es menor (Flumen, 2009).

Las presas suponen, pues, una barrera para el transporte de sedimentos de fondo (Vericat y Batalla, 2006; Flumen, 2009) que sólo se reactiva en caso de avenidas o si se utiliza la toma de fondo de los embalses. La calidad de los sólidos en suspensión también se modifica por la presencia del embalse: disminuye la proporción de material grueso, que sedimenta, y aumenta la fracción orgánica, debida a la producción fitoplanctónica dentro del embalse (Roura, 2004).

La reducción de la granulometría del sedimento en suspensión y la modificación del régimen hídrico conlleva que se transporten sobre todo sedimentos finos, dando lugar a un acorazamiento del lecho del río y una modificación del hábitat fluvial. La reducción del transporte sólido da lugar a la regresión de los deltas, efecto todavía más importante en un contexto de elevación del nivel del mar. Se pueden producir además fenómenos de incisión del cauce y problemas de erosión localizada (pilas de puentes, etc.) aguas abajo de los embalses. En el tramo inferior del Ebro, la retención de sedimentos por los embalses da lugar a una estabilización

del cauce durante la mayor parte del tiempo, gracias a la presencia de gravas y una elevada tasa de asentamiento de la vegetación (Sanz Montero *et al.*, 2001), y a episodios de incisión con un transporte sólido importante en ocasión de avenidas de suficiente magnitud (Vericat y Batalla, 2006).

Introducción de especies exóticas y especies invasoras

La construcción de más de 1200 embalses en la Península Ibérica desde la mitad del siglo XX ha proporcionado un hábitat nuevo, sin una estructura ecológica consolidada, que ha facilitado la colonización de los mismos por nuevas especies. Además, el hombre ha introducido, voluntaria o involuntariamente, especies que tienen consecuencias drásticas sobre la ecología de estos ecosistemas (Ordóñez *et al.*, 2010). En el caso de los peces, actualmente existen unas 30 especies exóticas en España, superando al número de especies nativas (Palau, 2006). La preferencia de los pescadores de agua dulce por especies depredadoras y/o de gran tamaño, ha llevado a la introducción de poblaciones con estas características (siluro, perca, lucioperca). En el embalse de Sau el siluro se introdujo hacia 1999, juntamente con sus presas, el rutilo y alburno. Estas dos especies se alimentan del zooplancton y han causado una disminución de la biomasa de zooplancton, que a su vez ha permitido un mayor desarrollo del fitoplancton al disminuir sus consumidores. En consecuencia, la calidad del agua superficial de Sau ha empeorado. Otras consecuencias de las introducciones van desde la extinción de especies nativas, a la hibridación y la aparición de enfermedades. Es aconsejable, por lo tanto, controlar estas introducciones y controlar las poblaciones de las especies introducidas de interés para la pesca deportiva en los embalses donde estén presentes (ACA, 2003).

Involuntariamente, también el hombre puede introducir especies de animales inferiores, como los invertebrados, que causan daños considerables. Es el caso del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), que se observó por primera vez en el tramo inferior del Ebro, probablemente asociada a la introducción de especies de peces alóctonas como el siluro o a través de embarcaciones infectadas desde Francia (Rajagopal *et al.*, 2009). Esta especie se ha extendido por gran parte de la cuenca del Ebro y ha llegado a saltar incluso los límites de la cuenca, como muestran las observaciones en el embalse de Sitjart en Valencia o Bermejales en Granada.

La erradicación de estas especies invasoras es mucho más compleja. El mejillón cebra se introdujo en los Estados Unidos en 1988 y desde entonces ha ocasionado pérdidas millonarias (Pérez Pérez y Chica Moreu, 2005) sin que haya sido posible eliminarlo. Por lo tanto, cuando se trata de la introducción de especies, la prevención es la mejor arma, con una regulación y vigilancia adecuadas de la pesca fluvial y de la navegación en embalses.

Modificación del régimen térmico fluvial

El impacto térmico de los embalses depende de numerosos factores como son su tamaño, su comportamiento térmico o la profundidad de la toma de captación. Los embalses con toma superficial hacen aumentar la temperatura aguas abajo (Wotton, 1995). En el caso de los embalses con captación de agua profunda, el impacto térmico depende del período del año y está directamente ligado a los procesos de estratificación y mezcla. En verano, estos embalses liberan agua fría del hipolimnion, mientras que en invierno la temperatura del agua liberada es menos fría de lo que debería ser a causa de la lenta pérdida de calor del agua embalsada. En el caso del río Ebro, el sistema de embalses de Mequinenza, Ribarroja y Flix hace aumentar la temperatura del río en invierno hasta en 3°C, mientras que la hace disminuir en verano en la misma magnitud. Este impacto es del mismo orden de magnitud que el impacto térmico de la central nuclear de Ascó, situada 5 km aguas abajo y que calienta el agua del río en unos 3°C (Prats *et al.*, 2010).

Además, los embalses también pueden alterar el ciclo térmico diario y dar lugar a la aparición de patrones espaciales, con zonas alternas de alta y baja variabilidad diaria (Prats *et al.*, 2012). En los puntos de gran amplitud de la temperatura diaria, se puede llegar a altas temperaturas en algún momento del día que pueden no ser adecuadas para los peces. La distancia necesaria para la recuperación del ciclo térmico diario depende de la velocidad del río, caudal, anchura y procesos de intercambio de calor con la atmósfera (Prats *et al.*, 2012). En algunos casos, además, las variaciones bruscas de caudal pueden conllevar cambios térmicos bruscos que pueden afectar a las poblaciones de macroinvertebrados (Zolezzi *et al.*, 2010).

Efectos del cambio climático

Según las predicciones de los modelos climáticos, durante el presente siglo se prevé una disminución general de los caudales en el sur de Europa y un aumento de los períodos de sequía (Arnell, 1999; Lehner *et al.*, 2006). Para España, el CEDEX (2010) prevé reducciones de los recursos hídricos del -8% para el período 2011-2040, del -16% para 2041-2070 y del -28% para 2071-2100. La reducción de caudal, ya sea a causa de cambios climáticos, de un aumento de los consumos o de un cambio de los usos del suelo, tiene como consecuencia una disminución de la calidad del agua de los ríos y, por tanto, de los embalses, pero también puede suponer un riesgo para la provisión de agua potable.

Por lo que respecta al comportamiento térmico e hidrodinámico de embalses, se espera un aumento de la temperatura superficial, un calentamiento primaveral más temprano, una mayor duración de la estratificación y una mayor estabilidad de la termoclina en verano (IPCC, 2014). Estos cambios afectan al acoplamiento de las cadenas tróficas, de manera que la transferencia de elementos desde las formas mineralizadas hasta los niveles más altos de la cadena animal se verán alteradas (Morales-Baquero *et al.* 2006a). Además, en el norte de Europa se prevé un aumento de los aportes de nitrógeno y fósforo a causa del aumento de la escorrentía y cambios en los patrones de cultivo, pero se espera que disminuya en climas más cálidos (Jeppesen *et al.*, 2009, 2011).

Sin embargo estas previsiones presentan numerosas incertidumbres (Arnell, 1999; Milano *et al.*, 2013; Lespinas *et al.*, 2014): desconocimiento de la evolución futura de las emisiones de gases de efecto invernadero, de los usos del suelo, consumos, etc.; e incertidumbres ligadas a los modelos climáticos, hidrológicos y de calidad de agua utilizados. Por ejemplo, Lehner *et al.* (2006) encontraron que la influencia del consumo futuro sobre la garantía de suministro puede ser del mismo orden de magnitud que el impacto del cambio climático. Ma *et al.* (2010) también muestran que el impacto de la actividad humana (cambios en los usos del suelo y en la vegetación) responde del 18% de la disminución del caudal ingresado en el embalse de Miyun, que provee de agua potable a la ciudad de Pequín. Lespinas *et al.* (2014) observaron que los escenarios hidrológicos obtenidos con el modelo GR2M eran sensibles a la fórmula de evapotranspiración potencial utilizada, si bien esta variable es despreciable en la calibración del modelo GR2M en sí.

La constatación de que el efecto humano sobre la hidrología fluvial es del mismo orden de magnitud que el impacto estimado del cambio climático por un lado es tranquilizante. Quiere decir que existe la posibilidad real de tomar medidas de adaptación para contrarrestar la disminución de caudales. Por el otro, deja a los gestores la obligación de tomar las medidas adecuadas.

Tabla 1 | Escalas de gestión de embalses, con los principales aspectos afectados y procesos que inciden sobre su gestión

Descripción	Escalas espaciales de gestión		Descripción	Escalas temporales de gestión	
	Escala	Aspectos afectados		Escala	Procesos que inciden
Cuenca	10^2 - 10^3 km	Caudales Transporte de sedimentos Aporte de nutrientes	Largo plazo	10 - 10^2 años	Variabilidad climática Usos del suelo Consumos y demandas Maduración del embalse
Tramo fluvial	10 - 10^2 km	Régimen de caudales Calidad del agua / ecosistema Temperatura del agua Geomorfología fluvial	Medio plazo	10^{-1} - 10 años	Comportamiento estacional
Embalse/Cadena de embalses	1 - 10^2 km	Comportamiento hidrodinámico Calidad del agua / ecosistema Transporte de sedimentos	Corto plazo	10^{-3} - 10^{-2} años	Paso de frentes Ciclos meteorológicos diarios

GESTIÓN DE EMBALSES Y ECOLOGÍA

La gestión de los embalses debe realizarse teniendo en cuenta diferentes escalas temporales y espaciales, tal y como se describe a continuación. La Tabla 1 presenta un resumen de las escalas, y los principales aspectos afectados y procesos a considerar.

Escalas temporales de gestión

Medio plazo: escala anual

La gestión de los embalses a medio plazo depende de su comportamiento estacional. La sucesión estacional está causada por el paso de una situación de la columna de agua bien mezclada y con abundantes nutrientes en invierno, a una estratificación térmica en verano con escasos nutrientes en la zona fótica a causa de su consumo por parte del plancton. En los periodos de mezcla, las diatomeas, que pueden mantenerse en suspensión gracias al movimiento del agua, son dominantes, y en las etapas de estratificación dominan las clorofíceas. Hacia el final del verano y otoño, si la concentración de nitrógeno combinado en la zona fótica es escasa, las cianofíceas son predominantes, gracias a su flotabilidad y a su toxicidad, que disminuye su tasa de consumo por el zooplancton. Los grandes crecimientos, *blooms*, de cianofíceas pueden conllevar problemas de potabilidad del agua.

Si bien hay que tener en cuenta las condiciones particulares de cada embalse, la gestión de los embalses a medio plazo pasa, en general, por el aumento del tiempo de residencia de las capas de agua con bajos niveles de oxígeno y condiciones reductoras, y el aumento de la renovación de las capas oxigenadas y que tienen condiciones oxidantes (Armengol, 2007). A este fin, la posibilidad de seleccionar el nivel del cual se extrae el agua es esencial.

Largo plazo: escala plurianual

A la escala plurianual hay que tener en cuenta la variabilidad natural del clima, los posibles cambios futuros resultado del cambio climático, cambios en los patrones de consumo y usos del suelo. El clima mediterráneo presenta una gran variabilidad, alternando entre años de sequía y años más lluviosos. Por lo tanto, la gestión debe adaptarse a esta variabilidad y contemplar diferentes escenarios de gestión en función del comportamiento hidrológico de la cuenca (Armengol, 2007). En el futuro, cabe que esta variabilidad sea más importante y se presenten largos periodos de sequía interrumpidos por otros cortos de lluvias de gran intensidad. Durante la segunda mitad del siglo XX ya se ha observado una importante reducción del caudal de los ríos españoles, además de un aumento de la temperatura del agua de entrada (Prats *et al.*, 2007). En el río Ter a la entrada del embalse de Sau, en el periodo 1964-2006 se ha observado una reducción de la aportación media anual del orden del 40%, cosa que implica un aumento de dos meses del tiempo de renovación teórico (volumen máximo del embalse dividido por el caudal anual entrado) (Armengol, 2007). El aumento de temperaturas y el descenso de caudales tienen como consecuencia un aumento de la estabilidad térmica de los embalses. De hecho, el invierno 2006-2007 fue el primero desde el llenado de Sau (1964) en que no se produjo una mezcla completa del embalse, dando lugar a concentraciones importantes de compuestos reducidos, nutrientes, materia orgánica y metales disueltos (Armengol, 2007). A la vista de todo esto es esencial disponer de un sistema de gestión adecuado para los episodios de sequía.

También conviene plantear una metodología de gestión diferenciada para los primeros años de funcionamiento del embalse. En este periodo las condiciones suelen ser heterotróficas, debido a la existencia de una gran cantidad de materia orgánica en el fondo del vaso que genera una tendencia hacia la anoxia al ser degradada progresivamente por los microorganismos acuáticos. La reducción de la cantidad de materia orgánica en la cubeta del embalse mediante la tala de árboles contrarresta este efecto (Palau, 2006; Marcé *et al.*, 2010), permite un posible aprovechamiento económico de la madera y evita la creación de dificultades para la pesca y la navegación (Margalef, 1983). Además, la gestión durante el primer año del embalse puede ayudar a reducir el nivel de eutrofia del embalse en años posteriores. Palau (2006) propone un sistema de gestión para los primeros años basado en un llenado inicial en invierno y un uso adecuado de las tomas de aguas a diferentes profundidades, según el periodo del año. El principio general es utilizar la toma de fondo para favorecer la renovación del agua del hipolimnion y la toma de superficie para limitar la biomasa algal en verano.

Corto plazo

La gestión a corto plazo de los embalses es un concepto relativamente reciente, a causa de la escasez de conocimientos sobre los procesos a estas escalas de tiempo y al notable esfuerzo de muestreo necesario para disponer de datos con suficiente resolución temporal y espacial. A la escala de días y horas, el comportamiento de los embalses está influenciado por la variación de las condiciones meteorológicas diarias y por el paso de frentes (Armengol y Dolz, 2004). Las variaciones de las condiciones meteorológicas afectan al epilimnion y a un grosor variable del metalimnion en función de la cantidad de energía (mecánica y térmica) intercambiada con la atmosfera.

Muchos de los embalses españoles se encuentran en valles alargados y estrechos, de forma que suelen estar sometidos a regímenes de vientos bastante regulares (Armengol *et al.*, 2004). Si el gradiente térmico es estable y la energía mecánica aportada al sistema por el viento es reducida, se produce una oscilación de las capas del embalse (ondas internas). En el caso del embalse de Sau, en condiciones de estabilidad meteorológica se producen secas diarias que causan una variación importante de la calidad del agua extraída a lo largo del día. Por el contrario, si el gradiente térmico es inestable o la entrada de energía mecánica es elevada (por ejemplo, a causa del paso de un frente), se puede producir una mezcla del agua, llevando nutrientes hacia la superficie. En los embalses de El Atazar y Gergal, el paso de frentes puede dar lugar a crecimientos de cianofíceas. Por otro lado, las lluvias de barro, que depositan partículas de polvo procedente del desierto del Sahara, pueden suponer importantes entradas de nutrientes (carbono orgánico soluble, fósforo) a los embalses (Morales-Baquero *et al.*, 2006b; de Vicente *et al.*, 2012).

Un adecuado conocimiento de la dinámica del embalse a cortas escalas temporales puede permitir concentrar la extracción del agua en las horas del día (en los días) más favorables.

Escalas espaciales de gestión

Cuenca

Dada la dependencia de la calidad en un punto del río de la calidad aguas arriba, la Directiva Marco del Agua contempla la necesidad de gestionar los recursos hídricos a nivel de cuenca hidrográfica. En España, esta necesidad se reconoció muy pronto, con la creación de las confederaciones hidrográficas en 1926. Es a este nivel que se pueden establecer políticas de gestión de los recursos hídricos y de los caudales circulantes como el control del consumo, la ordenación de los usos del suelo, o la operación coordinada de embalses (por ejemplo, con motivo de una avenida).

Para reducir el aporte de nutrientes a un embalse es necesario depurar la mayor cantidad posible de agua residual, preferiblemente mediante tratamiento terciario para reducir la carga de fósforo y favorecer la desnitrificación. Además, hay que reducir en lo posible el uso de abonos y fertilizantes y la liberación de purín en tierras agrícolas. La restauración de los bosques de ribera de los afluentes de los embalses puede reducir los aportes difusos de nutrientes (ACA, 2003; Armengol, 2007).

Para evitar el llenado de los embalses con sedimentos, es aconsejable localizar las zonas de la cuenca vertiente con una erosión importante y ejecutar las medidas correctivas oportunas para evitar la movilización de sedimentos (ACA, 2003). Así mismo, una gestión coordinada de los embalses podría favorecer al transporte de sedimentos. En el río Segre, Ruiz-Bellet *et al.* (2011) observaron una menor retención de sedimentos durante una avenida en el embalse de Oliana, que dejó pasar el agua, que en el embalse de Rialb, situado 3 km aguas abajo y con una capacidad mayor, que se aprovechó para almacenar el agua.

Tramo fluvial

Según el concepto de la continuidad fluvial (*River Continuity Concept*, Vannote *et al.*, 1980), la calidad del agua de un río y sus comunidades biológicas varían a lo largo del mismo a causa del cambio en las condiciones físicas y de los procesos naturales que en él tienen lugar. Los embalses suponen una interrupción a este continuo causando efectos que difieren en función del parámetro considerado y de la posición del embalse en el eje fluvial. A menudo los embalses causan un rejuvenecimiento del sistema fluvial, o sea, el establecimiento de condiciones más parecidas a las de los tramos situados aguas arriba (Stanford y Ward, 2001). Además,

la presencia de embalses también resultan en una modificación de la distribución de las especies: las presas dificultan la migración de especies de peces y mamíferos acuáticos (p. ej. nutrias); las especies de aguas frías pueden encontrar un hábitat favorable aguas abajo de embalses con toma hipolimnética; el plancton aguas abajo de un embalse tiende a parecerse al del embalse; etc. Según el concepto de la discontinuidad serial (*Serial Discontinuity Concept*), a medida que el agua se aleja del punto de alteración su estado ecológico se acerca a su estado ecológico natural (Ward y Stanford, 1983; Stanford y Ward, 2001). En algunos casos, como por ejemplo la temperatura, es posible calcular la distancia necesaria para la recuperación (Prats *et al.*, 2012). O se puede estimar cuál es el equivalente en desplazamiento río arriba o abajo de la alteración para un parámetro determinado (Sabater *et al.*, 1989; Stanford y Ward, 2001).

Los embalses también pueden tener un efecto positivo sobre la calidad del agua aguas abajo por la fijación de nutrientes en el sedimento (Armengol *et al.*, 1986; Roura, 2004). Aparte de disminuir la concentración de nutrientes y sólidos en suspensión, regularizan y disminuyen la variabilidad de los flujos de dichas variables (Margalef, 1983). En el río Ebro el embalse de Mequinzenza reduce la variabilidad de las concentraciones de sulfatos y cloruros a la mitad (Roura, 2004). Además, los embalses modifican los patrones estacionales de las sustancias disueltas, así como su cantidad. Se han observado reducciones de la concentración de nitratos a la salida del embalse de Mequinzenza del 20% a causa de la desnitrificación favorecida por las condiciones anóxicas del fondo, y prácticamente una completa inversión de sus patrones estacionales, con máximos en invierno y mínimos en verano (Roura, 2004).

Se ha intentado minimizar las alteraciones hidrológicas debidas a los embalses a través de la fijación de caudales ambientales. En la mayoría de los casos se ha optado por la fijación de caudales mínimos a partir de un valor del 5-10% del caudal anual. Este valor es arbitrario y no responde a motivaciones ecológicas. De hecho, en la actualidad se reconoce la necesidad de definir caudales ambientales variables, capaces de conservar el hábitat físico así como su dinámica, y que tengan en cuenta las especificidades de cada sistema fluvial (Palau, 2006). En algunos ríos mediterráneos, por ejemplo, puede ser necesario fijar un período del año con caudales nulos, como sucede en estado natural. Sin embargo, la determinación de caudales ambientales basados en criterios científicos no es fácil. Por un lado, existe todavía una cierta discusión sobre los métodos a aplicar y es un área de investigación activa. Por el otro, hay que llegar a un compromiso entre los diferentes usos. Entre los métodos más utilizados en España se encuentra el Método del Caudal Básico (Palau, 1994) y el método del Régimen Ambiental de Caudales (Fernández Yuste y Martínez, 2010).

Para recuperar en parte la variabilidad de caudales propia del comportamiento natural aguas abajo de un embalse, puede ser de interés generar crecidas controladas. Estas crecidas pueden ayudar a eliminar o disminuir la población de macrófitos para favorecer el transporte de sedimentos y contrarrestar el acorazamiento del lecho fluvial (Batalla y Vericat, 2009) y para proporcionar las señales ambientales necesarias para la reproducción de algunas especies de peces (King *et al.*, 1998). Desde el punto de vista de la producción hidroeléctrica, estas sueltas controladas pueden reducir la obturación de los conductos de las tomas por sedimentos depositados en el entorno aguas arriba de los conductos (Batalla y Vericat, 2009).

Local: gestión hidráulica del embalse

A nivel de embalse se pueden implementar dos tipos de medidas correctoras: respecto al diseño del embalse o con respecto a las estrategias de gestión u operación del embalse. Las maniobras de gestión deben adaptarse a las especificidades de cada embalse y a su estado ecológico en todo momento. La extracción de agua de la superficie es especialmente de interés en embalses eutróficos, donde el agua del fondo es anóxica y acumula compuestos reducidos, ácido sulfhídrico y metales disueltos (Armengol, 2007). En estas condiciones hay una diferencia importante de calidad entre el agua en superficie, mejor, y el agua profunda, peor. En embalses con un buen estado trófico, oligotróficos o mesotróficos, la cantidad de nutrientes y materia orgánica aportados por los afluentes son suficientemente bajos para que puedan ser procesados por el plancton. Entonces, la captación de agua del fondo basta para mantener la calidad del agua de toda la columna (Armengol, 2007). Es por ejemplo el caso de los embalses de La Llosa del Cavall, Sant Ponç y La Baells, situados en la cabecera de la cuenca del Llobregat.

La estructura térmica del embalse y el calor almacenado en él dependen de la profundidad de la que se toma el agua (Han *et al.*, 2000; Moreno-Ostos *et al.*, 2008). Los sistemas de captación múltiple pueden ofrecer una solución para evitar las bajas temperaturas en primavera y verano, permitiendo la descarga de agua con una temperatura adecuada (Sherman *et al.*, 2007). En caso de utilizarse el embalse para la refrigeración de centrales térmicas, se crea una estratificación con un fuerte gradiente térmico,

mayores temperaturas en superficie (asociadas con un incremento de la pérdida de calor por evaporación) y una mayor duración del período de estratificación. En estos casos, una toma superficial, ayuda a evacuar calor de la superficie del embalse, reduciendo el impacto térmico dentro del embalse mismo. Sin embargo, el impacto en el río aguas abajo es mayor. Por el contrario, una toma profunda provoca una profundización del epilimnion con una reducción del impacto aguas abajo.

En ocasiones podría ser de interés disponer de medidas que permitan el traslado de sedimentos aguas debajo de la presa. Sin embargo, las soluciones pueden ser costosas y la calidad de los sedimentos de un embalse no siempre es suficientemente buena para aconsejar su movilización. Los sedimentos pueden estar contaminados por la acumulación de metales pesados u otras sustancias. Por lo tanto, es imprescindible realizar un análisis de la calidad del sedimento almacenado antes de tomar cualquier decisión al respecto. Es aconsejable también disponer de información sobre la distribución de sedimentos en el embalse (Palau, 2006).

El vaciado del embalse mediante los desagües de fondo es una opción para eliminar los sedimentos del mismo, haciendo que sean arrastrados por las altas velocidades creadas cerca del fondo. En España se han vaciado diferentes embalses (Alloz, Barasona, Sallente, Santa Ana, etc.), proporcionando información muy útil para determinar los efectos de este tipo de actuación. En concreto, el caso mejor estudiado fue el del vaciado del embalse de Barasona (Armengol, 1998). Sin embargo, según Palau (2006), la mejor opción para la movilización de sedimento es la gestión de los niveles de agua almacenada, el control periódico de las tomas, las descargas de agua profunda y la generación de avenidas controladas. Durante una avenida, el mantenimiento de niveles bajos y el uso de la toma de fondo ayuda a movilizar el sedimento y evacuarlo aguas abajo.

Local: gestión de una cadena de embalses

La mejora de la calidad del agua almacenada se incrementa en una cadena de embalses si estos se manejan adecuadamente de forma global. Hay que tener en cuenta la calidad del agua en cada uno de los embalses de manera que al transvasar el agua de entre embalses se facilite la satisfacción de la demanda en cantidad y calidad. En años húmedos o medios, la gestión de una cadena de embalses se basa en general en la extracción de agua superficial de un embalse para llenar el siguiente, aprovechando así la capacidad de depuración de las aguas represadas y mejorando progresivamente la calidad del agua en cada uno de los embalses (ACA, 2003; Armengol, 2007). En cambio, en años de sequía, la estrategia es diferente. En el caso del sistema de embalses Sau-Susqueda, se aconseja acumular toda el agua en el embalse inferior aprovechando las diferencias de densidad del agua para situarla en los niveles más adecuados (Armengol, 2007). En la sequía de octubre de 2005, se trasvasó el agua de la superficie de Sau, más caliente y de mejor calidad, al embalse de Susqueda antes de que se mezclara con el agua del fondo, de peor calidad. Con esta acción, el agua trasvasada se introdujo en el metalimnion, mejorando su calidad y mejorando la capacidad de gestión de las compuertas.

Las cadenas de embalses también pueden reducir el efecto térmico (Prats *et al.*, 2010). En el caso del tramo inferior del Ebro, el impacto térmico más importante es el producido por el embalse de Mequinenza, con variaciones de la temperatura de entrada respecto a la de salida de hasta 6°C. En el embalse de Riba-roja, situado justo aguas abajo del embalse anterior, la entrada del caudal aportado por el río Segre ayuda a diluir el impacto térmico. Además, el entretencimiento de la velocidad de circulación del agua a lo largo de los embalses de Flix y Riba-roja favorece, también el acercamiento a las condiciones de equilibrio térmico con la atmósfera.

ASPECTOS METODOLÓGICOS

Caracterización de embalses

El concepto de calidad del agua no es absoluto. Un agua puede ser buena para un uso pero no para otro, y también depende del tipo de masa de agua, no se puede medir la calidad del agua con los mismos criterios en embalses de montaña que en embalses próximos al mar, en embalses sobre suelos silíceos que en embalses sobre suelos calcáreos. En este sentido, la limnología proporciona los conocimientos necesarios para establecer las tipologías de los embalses y los objetivos de calidad alcanzables.

El primer estudio sobre la caracterización de los embalses españoles se realizó en los años 1970 y tenía como objetivo determinar cómo influyen las características fisiográficas y ecológicas regionales sobre el comportamiento de los embalses (Margalef, 1983). Se estudiaron más de un centenar de embalses, en los cuales se registró una gran cantidad de variables. A partir de un análisis multivariante se definieron 6 grupos con la alcalinidad como principal factor explicativo de la variabilidad de los embalses españoles. Los menos alcalinos se encuentran al oeste, de litología silícica; mientras que los más alcalinos se encuentran hacia el este, de litología calcárea.

Posteriormente, estos trabajos fueron actualizados en los años 80 (Armengol *et al.*, 1991; Riera *et al.*, 1992) y en los últimos años se ha procedido a una nueva caracterización de las masas de agua a escala europea a raíz de la Directiva Marco del Agua. Como ejemplo, los embalses de Cataluña se clasificaron a partir de los datos obtenidos en cuatro campañas de campo a lo largo de un año y se definieron seis grupos de embalses en función de cinco criterios geológicos y morfométricos: altitud, volumen, distancia a la costa, concentración de cloruros y superficie de la cuenca vertiente (ACA, 2003; Navarro *et al.*, 2009).

Aplicación de la modelización numérica a la gestión de embalses

La modelización numérica es un campo fructífero de colaboración entre ecólogos e ingenieros, dado que los primeros tienen el conocimiento de los procesos, mientras que los últimos tienen el conocimiento de las herramientas matemáticas necesarias para implementar los cálculos. Según Palau (2006), la predicción de la susceptibilidad de un embalse a la eutrofización mediante un ejercicio de modelización debería ser el primer paso en la fase de proyecto y de establecimiento de criterios de gestión. Además, los modelos pueden ayudar a diseñar los elementos de una presa, tales como el número y localización de las tomas, y a seleccionar la mejor estrategia de gestión (Marcé *et al.*, 2010).

El inicio del desarrollo de la modelización ecológica en limnología se puede situar en los años 1950s y 1960s con los primeros modelos de ríos. Posteriormente, se fue aumentando la complejidad de los modelos, incorporando más procesos ecológicos, ampliando las áreas de aplicación y definiendo una metodología de modelización estandarizada (Jørgensen, 1995). En la actualidad se dispone de una gran diversidad de modelos que se pueden utilizar para la gestión de embalses: modelos hidrodinámicos en 1D, 2D y 3D; modelos de calidad del agua, ecológicos o biogeoquímicos; modelos de la cuenca vertiente; etc. El modelo 1D DYRESM ha sido aplicado con éxito a los embalses de Ribarroja (Prats *et al.*, 2011) y Sau (Han *et al.*, 2000). En el primer caso se utilizó para estudiar la hidrodinámica del embalse y las profundidades a las cuales circulaban los caudales aportados por los ríos Ebro y Segre al embalse y cómo estos determinaban la estructura térmica del embalse. En el segundo caso, se utilizó el modelo para estudiar la sensibilidad del comportamiento del embalse de Sau a diferentes parámetros (caudal, coeficiente de extinción de la luz, profundidad de la toma).



Figura 1 | Plataforma de medida automatizada instalada en el embalse de Riba-roja por Flumen en los años 2007-2010. La plataforma flotante estaba equipada con una estación meteorológica y una sonda multiparamétrica. La sonda medía la temperatura del agua, conductividad, concentración de oxígeno y velocidad del agua cada seis horas y a diferentes profundidades.

El modelo 1D de calidad del agua DYRESM-CAEDYM fue aplicado por Marcé *et al.* (2010) al diseño de las estructuras hidráulicas asociadas al embalse de Lekubaso en la provincia de Bizkaia. Los modelos 2D son especialmente adecuados para el estudio de los procesos longitudinales en masas de agua alargadas y estrechas, como lo son una gran parte de los embalses españoles. El modelo hidrodinámico y de calidad del agua CE-QUAL-W2 se ha aplicado con éxito a los embalses de Riba-roja y de Sau para el estudio del tiempo de permanencia en diferentes partes del embalse (Arbat Bofill *et al.*, 2011). Los modelos 3D son los más complejos. Dado el importante coste computacional, así de la cantidad de datos necesaria, ha hecho que su uso aún no esté tan generalizado. Ramón *et al.* (2014) utilizaron un modelo hidrodinámico 3D para estudiar los procesos de mezcla en la cola del embalse de Ribarroja (confluencia Ebro-Segre).

La importancia de los procesos que tienen lugar a escala de cuenca para el comportamiento limnológico de los embalses justifica que se hayan desarrollado modelos también a este nivel. En España, se han testado diferentes metodologías para simular el aporte de nutrientes de la cuenca al embalse de Sau (Marcé *et al.*, 2004, 2008). Una opción son los modelos deterministas basados en procesos, como los modelos semidistribuidos (Marcé *et al.*, 2008). Otros tipos de modelos, no basados en procesos, también pueden dar buenos resultados. Marcé *et al.* (2004) muestran la posibilidad de utilizar modelos de tipo neuro-fuzzy (combinación de redes neuronales y lógica borrosa) a la simulación del fósforo.

Sin embargo, cuanto mayor sea la complejidad del modelo, mayor será la cantidad de datos necesarios. La obtención de dichos datos pasa por la instalación de sistemas de medición automatizados (Figura 1) y por la utilización de la teledetección. Para la obtención de datos de calidad del agua a escala mensual o bisemanal, empieza a ser posible utilizar imágenes de satélite. Por ejemplo, esta técnica se ha utilizado en embalses para determinar la temperatura del agua (capas superficiales) con un RMSE (raíz del error cuadrático medio) de 1-2°C (Simon *et al.*, 2014). Otra opción prometedora es el uso de sensores aerotransportados, que permiten obtener una mayor resolución de las medidas cubriendo fácilmente el área de un embalse. En la cola del embalse de Ribarroja se han utilizado para medir la temperatura del agua (Prats *et al.*, 2013) y variables relacionadas con la calidad del agua (concentración de clorofila, sólidos en suspensión y transparencia del agua) (Ruiz-Verdú *et al.*, 2001).

CONCLUSIONES

Las problemáticas relacionadas con los embalses españoles son múltiples y complejas y su solución es una tarea multidisciplinar, donde la colaboración entre ingenieros y limnólogos es esencial. Existe ya una gran cantidad de información sobre el funcionamiento ecológico y sobre cómo gestionarlos, así como algunas de las herramientas necesarias (p. ej. modelos numéricos de diferentes tipos). Sin embargo, uno de los principales retos es obtener datos con una resolución temporal y espacial mayor, que permitan tener un mejor conocimiento del comportamiento del sistema y el uso de herramientas más complejas.

REFERENCIAS

- ACA. 2003. *Caracterització i propostes d'estudi dels embassaments catalans segons la Directiva 2000/60/CE del Parlament Europeu*. Agència Catalana de l'Aigua, Barcelona, Spain.
- Arbat Bofill, M., Sánchez Juny, M., Blade i Castellet, E., Dolz Ripollés, J. 2011. Aplicabilidad de CE-QUAL-W2 para la simulación 2D (longitudinal y vertical) de la evolución de la temperatura en embalses. Casos de Sau (río Ter) y Ribarroja (río Ebro). *JIA 2011: II Jornadas de Ingeniería del Agua. Modelos numéricos en dinámica fluvial*, October 5-6, Barcelona, Spain.
- Armengol, J. 1998. Efectos ecológicos del dragado y vaciado del embalse de Barasona. *Limnetica*, 14, 17-33.
- Armengol, J. 2007. La gestión de los embalses en relación con la calidad del agua en condiciones de sequía extrema. *VII Encuentro de Cáceres*, October, Spain.
- Armengol, J., Dolz, J. 2004. La gestión a corto plazo del agua de los embalses. *Ponencias del II Congreso Internacional de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente*, September 20-24, Santiago de Compostela, Spain.

- Armengol, J., Crespo, J. M., Morguá, J. A., Vidal, A. 1986. Phosphorus budgets and forms of phosphorus in the Sau reservoir sediment: An interpretation of the limnological record. *Hydrobiologia*, 143(1), 331-336. doi:10.1007/BF00026679
- Armengol, J., Riera, J.L., Morguá, J.A. 1991. Major ionic composition in the Spanish reservoirs. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 24, 1363-1366.
- Armengol, J., Navarro, E., Caputo, L., Dolz, J. 2004. Viento, estabilidad térmica y ondas internas: Bases para una gestión de los embalses a corto plazo. *Revista Chilena de Historia Natural*.
- Arnell, N. G. 1999. The effect of climate change on hydrological regimes in Europe: a continental perspective. *Global Environmental Change*, 9, 5-23. doi:10.1016/S0959-3780(98)00015-6
- Batalla, R. J., Gómez, C. M., Kondolf, G. M. 2004. Reservoir-induced hydrological changes in the Ebro River basin (NE Spain). *Journal of Hydrology*, 290(1-2), 117-136, doi:10.1016/j.jhydrol.2003.12.002.
- Batalla, R. J., Vericat, D. 2009. Hydrological and sediment transport dynamics of flushing flows: implications for management in large Mediterranean rivers. *River Research and Applications*, 25(3), 297-314, doi:10.1002/rra.1160.
- Bayley, P. B. 1995. Understanding Large River: Floodplain Ecosystems. *Bioscience*, 45(3), 153-158. doi:10.2307/1312554
- Belmar, Ó., Velasco, J., Martínez-Capel, F., Alberto Marín, A. 2010. Natural flow regime, degree of alteration and environmental flows in the Mula stream (Segura River basin, SE Spain). *Limnetica*, 29(2), 353-368.
- Belmar, O., Bruno, D., Martínez-Capel, F., Barquín, J., Velasco, J. 2013. Effects of flow regime alteration on fluvial habitats and riparian quality in a semiarid Mediterranean basin. *Ecological Indicators*, 30, 52-64, doi:10.1016/j.ecolind.2013.01.042.
- Bruno, M.C., Maiolini, B., Carolli, M., Silveri, L. 2010. Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Limnologia*, 40(4), 281-290, doi:10.1016/j.limno.2009.11.012.
- Carlisle, D. M., Nelson, S.M., Eng, K. 2012. Macroinvertebrate community condition associated with the severity of streamflow alteration. *River Research and Applications*, 30(1), 29-39. doi:10.1002/rra.2626.
- CEDEX. 2010. *Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos en régimen natural*. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, Madrid, Spain.
- De Vicente, I., Ortega-Retuerta, E., Morales-Baquero, R., Reche, I. 2012. Contribution of dust inputs to dissolved organic carbón and water transparency in Mediterranean reservoirs. *Biogeosciences* 9, 5049-5060, doi:10.5194/bg-9-5049-2012.
- Fernández Yuste, F., Martínez, C. 2010. *Régimen Ambiental de Caudales. Manual de Referencia Metodológica*. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, Madrid, Spain.
- Flumen. 2009. *Estudio de la dinámica sedimentaria y batimetría de precisión del embalse de Ribarroja*. Estudio realizado a petición de la Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza, Spain.
- Han, B.P., Armengol, J., Garcia, J. C., Comerma, M., Roura, M., Dolz, J., Straskraba, M. 2000. The thermal structure of Sau Reservoir (NE: Spain): a simulation approach. *Ecological Modelling*, 125(2-3), 109-122. doi:10.1016/S0304-3800(99)00176-3
- Ibañez, C., Prat, N., Canicio, A. 1996. Changes in the hydrology and sediment transport produced by large dams on the Lower Ebro River and its estuary. *Regulated Rivers: Research and Management*, 12(1), 51-62. doi:10.1002/(SICI)1099-1646(199601)12:1<51::AID-RRR376>3.3.CO;2-9
- IPCC. 2014. *Climate change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Volume II: Global and Sectoral Aspects*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Søndergaard, M., Hansen, K. M., Andersen, H.E., Lauridsen, T.L., Liboriussen, L., Beklioglu, M., Özen, A., Olesen, J. 2009. Climate Change Effects on Runoff, Catchment Phosphorus Loading and Lake Ecological State, and Potential Adaptations. *Journal of Environmental Quality*, 38(5), 1930-1941. doi:10.2134/jeq2008.0113

- Jeppesen, E., Kronvang, B., Olesen, J. E., Audet, J., Søndergaard, M., Hoffmann, C.C., Andersen, H.E., Lauridsen, T.L., Liboriussen, L., Larsen, S.E., Beklioglu, M., Meerhoff, M., Ôzen, A., Özkan, K. 2011. Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaption. *Hydrobiologia*, 663(1), 1-21. doi:10.1007/s10750-010-0547-6
- Jørgensen, S.E. 1995. State of the art of ecological modelling in limnology. *Ecological Modelling*, 78(1-2), 101-115. doi:10.1016/0304-3800(94)00120-7
- Jørgensen, S.E. 2006. Application of ecological engineering principles in lake management. *Lake & Reservoirs: Research and Management*, 11(2), 103-109. doi:10.1111/j.1440-1770.2006.00296.x
- King, J., Cambray, J. A., Impson, N. D. 1998. Linked effects of dam-released floods and water temperature on spawning of the Clanwilliam yellowfish *Barbus capensis*. *Hydrobiologia*, 384(1-3), 245-265. doi:10.1023/A:1003481524320
- Lehner, B., Döll, P., Alcamo, J., Henrichs, T., Kaspar, F. 2006. Estimating the impact of global change on flood and drought risks in Europe: A continental, integrated analysis. *Climatic Change*, 75(3), 273-299. doi:10.1007/s10584-006-6338-4
- Lespinas, F., Ludwig, W., Heussner, S. 2014. Hydrological and climatic uncertainties associated with modeling the impact of climate change on water resources of small Mediterranean coastal rivers. *Journal of Hydrology*, 511, 403-422. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.01.033
- Ma, H., Yang, D., Tan, S.K., Gao, B., Hu, Q. 2010. Impact of climate variability and human activity on streamflow decrease in the Miyun Reservoir catchment. *Journal of Hydrology*, 389(3-4), 317-324. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.06.010
- Marcé, R., Comerma, M., García, J.C., Gomà, J., Armengol, J. 2000. Limnology of Foix Reservoir (Barcelona, Spain). *Limnetica*, 19, 175-191.
- Marcé, R., Comerma, M., García, J.C., Armengol, J. 2004. A neuro-fuzzy modeling tool to estimate fluvial nutrient loads in watersheds under time-varying human impact. *Limnology and Oceanography: Methods*, 2, 342-355. doi:10.4319/lom.2004.2.342
- Marcé, R., Ruiz, C.E., Armengol, J. 2008. Using spatially distributed parameters and multi-response objective functions to solve parameterization of complex applications of semi-distributed hydrological models. *Water Resources Research*, 44(2), W02436. doi:10.1029/2006WR005785
- Marcé, R., Moreno-Ostos, E., García-Barcina, J.M., Armengol, J. 2010. Tailoring dam structures to water quality predictions in new reservoir projects: Assisting decision-making using numerical modeling. *Journal of Environmental Management*, 91(6), 1255-1267. doi:10.1016/j.jenvman.2010.01.014
- Margalef, R. 1968. *Perspectives in ecological theory*. University of Chicago Press, Chicago.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Editorial Omega, Barcelona, Spain.
- Milano, M., Ruelland, D., Dezetter, A., Fabre, J., Ardoin-Bardin, S., Servat, E. 2013. Modeling the current and future capacity of water resources to meet water demands in the Ebro basin. *Journal of Hydrology*, 500, 114-126. doi:10.1016/j.jhydrol.2013.07.010
- Morales-Baquero, R., Carrillo, P., Barea-Arco, J., Pérez-Martínez, C., Villar-Argaiz, M. 2006a. Climate-driven changes on phytoplankton-zooplankton coupling and nutrient availability in high mountain lakes of Southern Europe. *Freshwater Biology*, 51(6), 989-998. doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01545.x
- Morales-Baquero, R., Pulido-Villena, E., Romera, O., Ortega-Retuerta, E., Conde-Porcuna, J.M., Pérez-Martínez, C., Reche, I. 2006b. Significance of atmospheric deposition to freshwater ecosystems in the southern Iberian Peninsula. *Limnetica*, 25(1-2), 171-180.
- Moreno-Ostos, E., Marcé, R., Ordóñez, J., Dolz, J., Armengol, J. 2008. Hydraulic Management Drives Heat Budgets and Temperature Trends in a Mediterranean Reservoir. *International Review of Hydrobiology*, 93(2), 131-147. doi:10.1002/iroh.200710965

- Navarro, E., Caputo, L., Marcé, R., Carol, J., Benejam, L., García-Berthou, E., Armengol, J. 2009. Ecological classification of a set of Mediterranean reservoirs applying the EU Water Framework Directive: A reasonable compromise between science and management. *Lake and Reservoir Management*, 25(4), 364-374. doi:10.1080/07438140903238567
- Ordóñez, J., Armengol, J., Moreno-Ostos, E., Caputo, L., García, J.C., Marcé, R. 2010. On non-Eltonian methods of hunting Cladocera, or impacts of the introduction of planktivorous fish on zooplankton composition and clear-water phase occurrence in a Mediterranean reservoir. *Hydrobiologia*, 653(1), 119-129. doi:10.1007/s10750-010-0348-y
- Palau, A. 1994. Los mal llamados caudales “ecológicos”. Bases para una propuesta de cálculo. *OP (Obras Públicas)* 28 (Ríos II), 84-95.
- Palau, A., Batalla, R., Rosico, E., Meseguer, A., Vericat, D. 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). *HYDRO 2004- A new era for Hydropower*, October 18-20, Porto, Portugal.
- Palau, A. 2006. Integrated environmental management of current reservoirs and regulated rivers. *Limnetica*, 25(1-2), 287-302.
- Pérez Pérez, L., Chica Moreu, C. 2005. *Valoración económica de la invasión del mejillón cebra en la cuenca del Ebro*. Comisaría de Aguas, Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza, Spain.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestergaard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E., Stromberg, J. C. 1997. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, 47(11), 769-784. doi:10.2307/1313099
- Prats, J., Val, R., Armengol, J., Dolz, J. 2007. A methodological approach to the reconstruction of the 1949-2000 water temperature series in the Ebro River at Escatrón. *Limnetica*, 26(2), 293-306.
- Prats, J., Dolz, J., Armengol, J. 2009. Variabilidad temporal en el comportamiento hidráulico del curso inferior del río Ebro. *Ingeniería del Agua*, 16(4), 259-272.
- Prats, J., Val, R., Armengol, J., Dolz, J. 2010. Temporal variability in the thermal regime of the lower Ebro River (Spain) and alteration due to anthropogenic factors. *Journal of Hydrology*, 387(1-2), 105-118. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.04.002
- Prats, J., Salgado, A., Sánchez-Juny, M., Armengol, J., Dolz, J. 2011. Optimización de parámetros del modelo DYRESM mediante la metodología GLUE. Aplicación al embalse de Riba-roja. *II Jornadas de Ingeniería del Agua*, October 5-6, Barcelona, Spain.
- Prats, J., Val, R., Dolz, J., Armengol, J. 2012. Water temperature modeling in the Lower Ebro River (Spain): Heat fluxes, equilibrium temperature, and magnitude of alteration caused by reservoirs and thermal effluent. *Water Resources Research*, 48(5). doi:10.1029/2011WR010379
- Prats, J., Arbat-Bofill, M., Martí Cardona, B., Dolz, J., Armengol, J. 2013. Utilidad de los sensores térmicos aerotransportados en estudios de hidrodinámica de embalses y ríos. *III Jornadas de Ingeniería del Agua*, October 23-24, Valencia, Spain.
- Rajagopal, S., Pollux, B.J.A., Peters, J.L., Cremers, G., Moon-van der Staay, S.Y., van Alen, T., Eygensteyn, van Hoek, A., Palau, A., bij de Vaate, A., van der Velde, G. 2009. Origin of Spanish invasion by the zebra mussel, *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) revealed by amplified fragment length polymorphism (AFLP) fingerprinting. *Biological Invasions*, 11(9), 2147-2159. doi:10.1007/s10530-009-9495-3
- Ramón, C.L., Armengol, J., Dolz, J., Prats, J., Rueda, F.J. 2014. Mixing dynamics at the confluence of two large rivers undergoing weak density variations. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 119(4), 2386-2402. doi:10.1002/2013JC009488
- Riera, J.L., Jaume, D., de Manuel, J., Armengol, J. 1992. Patterns of variation in the limnology of Spanish reservoirs: A regional study. *Limnetica*, 8, 111-123.
- Roura, M. 2004. *Incidència de l'embassament de Mequinensa en el transport de sòlids en suspensió i la qualitat de l'aigua del riu Ebre*. Tesis doctoral. Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain.
- Ruiz-Bellet, J.L., Balasch, J. C., Tena, A. 2011. Suspended sediment transfer during a flood along the dam-regulated Segre river (NE Iberian Peninsula). *Cuatrenario y Geomorfología*, 25(3-4), 87-101.

- Ruíz-Verdú, A., Domínguez, J.A., Peña, R. 2001. Teledetección aero-portada hiperespectral del embalse de Ribarroja. *Revista de Teledetección*, 16, 69-72.
- Sabater, F., Armengol, J., Sabater, S. 1989. Measuring discontinuities in the Ter River. *Regulated Rivers: Research & Management*, 3(1), 133-142. doi:10.1002/rrr.3450030113
- Sanz Montero, M.E., Avendaño Salas, C., Cobo Rayán, R. 2001. Influencia del complejo de embalses Mequinenza-Ribarroja-Flix (río Ebro) en la morfología del cauce situado aguas abajo. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 14(1-2), 3-17.
- Scott, M.L., Friedman, J.M., Auble, G.T. 1996. Fluvial processes and the establishment of bottomland tres. *Geomorphology*, 14(4), 327-339. doi:10.1016/0169-555X(95)00046-8
- Sherman, B., Todd, C. R., Koehn, J.D., Ryan, T. 2007. Modelling the impact and potential mitigation of cold water pollution on Murray Cod populations downstream of Hume Dam, Australia. *River Research and Applications*, 23(4), 377-389. doi:10.1002/rra.994
- Simon, R.N., Tormos, T., Danis, P.-A. 2014. Retrieving water surface temperatura from archive LANDSAT thermal infrared data: Application of the mono-channel atmospheric correction algorithm over two freshwater reservoirs. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 30, 247-250. doi:10.1016/j.jag.2014.01.005
- Soulsby, C., Youngson, A. F., Malcolm, I. A. 2001. Fine sediment influence on salmonid spawning hábitat in a lowland agricultural stream: a preliminary assessment. *Science of the Total Environment*, 265(1-3), 295-307. doi:10.1016/S0048-9697(00)00672-0
- Stanford, J.A., Ward, J.V. 2001. Revisiting the Serial Discontinuity Concept. *Regulated Rivers: Research & Management* 17 (4-5), 303-310. doi:10.1002/rrr.659
- Torrvalva, M.M., Oliva, F.J., Uberp-Pascal, N.A., Malo, J., Puig, M.A. 1996. Efectos de la regulación sobre los macroinvertebrados en el río Segura (S.E. España). *Limnetica*, 11(2), 49-56.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130-137.
- Vericat, D., Batalla, R.J. 2006. Sediment transport in a large impounded river: The lower Ebro, NE Iberian Peninsula. *Geomorphology*, 79(1-2), 72-92. doi:10.1016/j.geomorph.2005.09.017
- Ward, J.V., Stanford, J.A. 1983. The Serial Discontinuity Concept of lotic ecosystems. In: *Dynamics of lotic ecosystems* (T.D. Fonatine y S.M. Bartell, eds.). Ann Arbor Science, Ann Arbor, 29-42.
- Webb, B.W., Hannah, D.M., Moore, R.D., Brown, L.E., Nobilis, F. 2008. Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes*, 22(7), 902-918. doi:10.1002/hyp.6994
- Wotton, R.S. 1995. Temperature and lake-outlet communities. *Journal of Thermal Biology* 20 (1-2), 121-125. doi:10.1016/0306-4565(94)00042-H
- Wootton, J.T., Parker, M.S., Power, M.E. 1996. Effects of disturbance on river food webs. *Science*, 273, 1558-1561. doi:10.1126/science.273.5281.1558
- Zolezzi, G., Siviglia, A., Toffolon, M., Maiolini, B. 2010. Thermopeaking in Alpine streams: event characterization and time scales. *Ecohydrology*, 4(4), 564-576. doi:10.1002/eco.132