



**Balance de agua y sedimentos durante el vaciado del embalse de Sant Llorenç de Montgai (Río Segre)**

*Hydrosedimentary dynamics of the Sant Llorenç de Montgai reservoir drawdown (Segre River)*

Béjar, M. <sup>(1)</sup>; Vericat, D. <sup>(1), (2)</sup>; Palau, A. <sup>(1)</sup>; Batalla, R.J. <sup>(1), (3), (4)</sup>

(1) Fluvial Dynamics Research Group (RIUS), Universidad de Lleida (UdL), Av. Alcalde Rovira Roure, 191, 25198, Lleida, España. [mariabejar@macs.udl.cat](mailto:mariabejar@macs.udl.cat)

(2) Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Catalunya (CTFC), Carrer de Sant Llorenç, 25280, Solsona, España.

(3) Institut Català de Recerca de l'Aigua (ICRA), 17241, Girona, España.

(4) Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

**Resumen**

Los embalses se colmatan progresivamente debido a la captura de una parte o la totalidad de sedimentos que los ríos transportan. La colmatación produce una serie de efectos tanto hidráulicos como ecológicos y socioeconómicos, como por ejemplo la pérdida de capacidad de almacenamiento de agua y de regulación de avenidas, el deterioro de los órganos de regulación de las presas (desagües de fondo, compuertas,...), la limitación del uso recreativo, y una mayor propensión a la eutrofia de la masa de agua, así como un déficit de sedimentos aguas abajo. Una solución a estos problemas es el vaciado total o parcial de embalses. Los vaciados de embalses planificados para la revisión del estado de conservación de las presas se muestran como una herramienta de gestión eficaz frente al problema de colmatación, aunque no libre de generar impactos sobre el sistema fluvial aguas abajo. Este trabajo analiza el balance de aguas y sedimentos en el río Segre durante el vaciado parcial del embalse de Sant Llorenç de Montgai a lo largo de 40 km aguas abajo de la presa. Para ello se realizó el monitoreo del caudal y del transporte de sedimentos en cuatro puntos de muestreo del río con el objetivo de estudiar la dinámica hidrosedimentaria durante el vaciado y estimar el balance de masas. Los caudales registrados durante el vaciado fueron similares a los registrados en crecidas ordinarias. Los resultados indican que la mayoría de los sedimentos movilizados y evacuados quedaron retenidos en azudes situados a distintas distancias aguas abajo de la presa. La carga sedimentaria registrada por debajo de estos azudes estuvo condicionada, en gran medida, por los sedimentos disponibles en el propio lecho del río Segre. Los resultados obtenidos subrayan la importancia de las diferentes infraestructuras (diques y azudes) ubicadas aguas abajo de la presa, con capacidad para modificar el transporte de sedimentos durante los vaciados y contribuir con ello a minimizar su impacto ambiental en el ecosistema fluvial. Estas



infraestructuras, además, aumentan la disponibilidad de sedimentos para episodios de avenida posteriores con capacidad suficiente para re-suspender los sedimentos retenidos. Los resultados indican que una gestión más coordinada de las infraestructuras podría facilitar y optimizar el transporte de sedimentos en futuras actuaciones de vaciado del embalse.

**Palabras claves:** vaciado; embalse; transporte de sedimentos en suspensión; colmatación; río Segre.

## **Abstract**

Reservoirs experience siltation due to total or partial sediment trapping of the materials that come from upstream (incoming load). Reservoir siltation affects hydrology, ecology and socioeconomics, as for instance loss on storage capacity and flood regulation, damage of dam components (e.g. sluice gates, water gates), limitation of the recreational use of the reservoirs, propensity to eutrophication and sediment starvation downstream from the dam. Problems are being solved by total or partial drawdown of the reservoirs, through the releases of flow and stored sediments). Drawdown has being consolidated as an effective management tool, but it impacts the fluvial system downstream. This study analyzes the hydrosedimentary dynamics of the Sant Llorenç de Montgai reservoir associated to a partial drawdown (Segre River) in a 40 km reach downstream from the dam. For this, the flow discharge and suspended sediment transport was monitored in four sections to study hydrosedimentary dynamics and built the mass balance of the drawdown. Recorded discharges at the dam were similar to those registered during flood events. Most of the evacuated sediment was trapped in the weirs located immediately downstream from the dam. Consequently, suspended sediment registered downstream the weirs came mostly from the river channel and it was the result of the flow's sediment transport capacity. Results highlight the key role of the infrastructures located downstream from the dam and how these infrastructures modify water and sediment transport during the drawdown, mitigating its ecological impacts and maximizing sediment availability for subsequent competent events. Results also show how coordinate management of downstream infrastructures needs to be considered to optimize the longitudinal continuity of suspended sediment transport.

**Keywords:** drawdown; reservoir; suspended sediment transport; siltation; Segre River.

## **1. Introducción**

En el siglo XX se construyeron más de 45.000 grandes presas en el mundo para la regulación de los cursos fluviales (Commission on Dams, 2001). Los objetivos principales de estas infraestructuras han sido esenciales para el bienestar y la calidad de vida alcanzados por la humanidad y, básicamente, se consideran que son (i) el abastecimiento de agua para usos diversos, particularmente para la producción de alimento, (ii) la generación de energía hidroeléctrica, y (iii) la laminación o regulación de avenidas. Actualmente, además, los embalses son utilizados de forma creciente, para albergar actividades de ocio al aire libre. Según Commission on Dams (2001), España, con más de 1.200, se encuentra entre los cinco pri-

meros países del mundo en construcción de grandes presas, valor que representa el 2,5% de las presas del mundo. La mayoría de ellas fueron construidas entre 1950 y 1960 con una vida útil estimada entre 50 y 100 años (Juracek, 2015) que, no obstante, se ha constatado que puede ser sustancialmente mayor. Si no se lleva a cabo un mantenimiento adecuado, estas construcciones presentan problemas de obsolescencia, seguridad e ineficiencia (The H. John Heinz III Center, 2002) a medida que avanza su vida útil. Estos problemas se asocian tanto al desgaste de las instalaciones como a la colmatación de los embalses por sedimentos; por ejemplo Batalla y Vericat (2011) estiman que la pérdida de capacidad de los embalses de la cuenca del río Ebro por colmatación es del 0,3% anual, algo inferior a la media de Es-

pañá, cifrada en un 0,5% anual (Palau, 2002a) y ligeramente superior a la media mundial, estimada en un 0,21% (Palau, 2002b). La retención de sedimentos genera un efecto de colmatación que no solo tiene efectos socioeconómicos, como son la pérdida progresiva de capacidad de almacenamiento, la reducción en la capacidad de laminación de crecidas y la limitación del uso recreativo, sino que también comporta efectos ambientales potencialmente importantes y de distinta naturaleza, aumentando la capacidad erosiva de las aguas salientes (Kondolf, 1997), favoreciendo la formación de humedales e incrementando la propensión a la eutrofia (Palau, 2002b). Una de las soluciones frente a estos efectos pasa por recuperar la conectividad longitudinal del flujo de sedimentos desde el embalse hacia aguas abajo de la presa. Para ello los sedimentos acumulados pueden ser movilizados a través del vaciado periódico del embalse (White, 2001) o pueden ser extraídos mecánicamente, principalmente en la cola del embalse (Cajot *et al.*, 2012) y transportados aguas abajo de la presa. En la Península Ibérica se han realizado un buen número de vaciados totales de embalses para la supervisión de las presas y de sus órganos de regulación (p. ej. los embalses de Santa Ana, Tavascan, Barasona y Alloz en la cuenca del Ebro y el embalse de Doiras en la vertiente cantábrica, entre otros; ver Avenadano y Cobo, 1998 para el caso de Barasona). Una opción para recuperar la conectividad fluvial es la eliminación de la presa. Esta opción ya se ha llevado a cabo en más de 3800 presas en el mundo (Ding *et al.*, 2019), aunque principalmente se realiza en azudes y pequeñas presas que han quedado obsoletas. En la Península destacan los ejemplos de Gotera y Retuerta (Primo y González, 2015) en la cuenca del Duero en los años 2011 y 2014 (respectivamente), Robledo de Chavela en la Cuenca del Tajo en el año 2014, e Inturia en la cuenca del Oría entre 2013 y 2016 (Ollero *et al.*, 2014; Ibisate *et al.*, 2016).

Los efectos de estas acciones de re-conectividad sobre los procesos físicos y ecológicos aguas abajo han sido ampliamente estudiados (p. ej. Palau, 1998a, 1998b; East *et al.*,

2015; Ibisate *et al.*, 2016; Espa *et al.*, 2019; It-sukushima *et al.*, 2019). Todos ellos concluyen que los efectos dependen de la cantidad de sedimento liberado y de las características de sedimento (p. ej. contenido de materia orgánica, presencia de contaminantes, tamaño de partícula dominante, cohesión del material; Doyle *et al.*, 2003; Major *et al.*, 2017; Ding *et al.*, 2019). Sin embargo, pocos trabajos (Avenadano y Cobo, 1998; Wohl *et al.*, 2000; Espa *et al.*, 2016) se han publicado sobre el transporte de sedimentos en suspensión durante estas maniobras. Los embalses suelen ir asociados a sistemas más complejos de presas y canales (regadío, producción de energía o abastecimiento) que hay que considerar a nivel de cuenca. En el caso de las infraestructuras localizadas aguas abajo del embalse, estas pueden ejercer un importante papel sobre el transporte de agua y sedimentos durante las operaciones de vaciado o eliminación de la presa, pero su papel ha sido poco documentado. En este contexto, los objetivos de este trabajo son analizar el balance de agua y sedimentos en el río Segre durante el vaciado parcial del Embalse de Sant Llorenç de Montgai (ESLM, Río Segre) y evaluar el efecto que tienen las infraestructuras situadas aguas abajo del ESLM en el balance de agua y sedimentos. El ESLM ha sido vaciado en varias ocasiones desde su puesta en marcha en 1946: un vaciado total en 1988 y varios vaciados parciales entre los años 1980-1990 para el mantenimiento y la reparación de distintos componentes de la presa (GESNA, 2008). En este trabajo se caracteriza el vaciado que tuvo lugar en octubre de 2012. En este caso, el vaciado fue parcial y se llevó a cabo para realizar trabajos de mantenimiento de las dos compuertas automáticas de los aliviaderos de la presa, lo que requería la retirada de los lodos acumulados en las cámaras de flotación de dichas compuertas, que podían llegar a impedir el descenso total de las compuertas.

## 2. Área de estudio

La cuenca del río Segre se encuentra al noreste de la Península Ibérica y tiene una superficie de 13034 km<sup>2</sup> hasta su confluencia con

el río Cinca. El Segre tiene una longitud de 265 km, un régimen nivo-pluvial y es el mayor afluente del Ebro (Fig. 1). El caudal medio del río Segre en Lleida (Estación de aforos A024 de Lleida, datos de la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) para el periodo 2011-2019, Fig. 1) es de 19 m<sup>3</sup>/s. El caudal asociado a crecidas de período de retorno de 2 años es de 782 m<sup>3</sup>/s, mientras que el de 25 años es de 2195 m<sup>3</sup>/s. Sus principales afluentes son la Noguera Pallaresa y la Noguera Ribagorzana que confluyen con el Segre aguas arriba de ESLM y en las proximidades de Lleida (9 km aguas arriba de la ciudad), respectivamente. Los usos principales de ESLM son el aprovechamiento hidroeléctrico y el abastecimiento para regadío. La capacidad total del embalse es de 9,5 hm<sup>3</sup>, con una superficie inundada de 105 ha y una profundidad media de 9 m. Las fluctuaciones anuales del nivel de la lámina del agua no son superiores a 1 m, lo que ha propiciado el asentamiento en el embalse de amplias extensiones de macrófitos y helófitos, una presencia continuada de avifauna y la catalogación del embalse como Reserva Natural Parcial de Fauna Salvaje.

El tramo de estudio abarca los 40 km existentes entre la salida de ESLM y la ciudad de Lleida (Fig. 1). A lo largo de este tramo las aguas del Segre son derivadas y retornadas al cauce en varias ocasiones mediante canales de riego y para producción hidroeléctrica. En el ESLM se encuentra la captación de agua de riego del Canal Auxiliar d'Urgell, que se une al Canal Principal d'Urgell, con un retorno de los sobrantes al Segre aguas abajo de Lleida. Por su parte, el azud del Partidor de Balaguer se sitúa a 2,5 km aguas abajo del ESLM y actúa derivando aguas hacia el Canal de Balaguer dedicado fundamentalmente a la producción hidroeléctrica y que discurre en paralelo al cauce del río, hasta su retorno en el azud de la Mitjana, ubicado en el río Segre antes de entrar en la ciudad de Lleida. Desde dicho azud se deriva caudal hacia el Canal de Seròs que, tras pasar por el pantano d'Utxesa retorna al Segre próximo a su confluencia con el Cinca, unos 35 km aguas abajo de Lleida. Desde el embalse de Sant Llorenç de Montgai

hasta Lleida confluyen con el Segre varios ríos de pequeño caudal (Sió, Corb, y Farfanya) y la Noguera Ribagorzana aguas arriba de Lleida (Fig. 1). El Canal Auxiliar d'Urgell y el de Seròs permanecieron cerrados y no operativos en el periodo de estudio.

### 3. Materiales y métodos

El registro y muestreo del transporte de agua y sedimentos se realizó durante los días del vaciado del embalse, entre el 8 y el 10 de octubre de 2012, en los siguientes cuatro puntos a lo largo del tramo de río entre el ESLM y Lleida: Partidor de Balaguer, Balaguer, Térmens y Lleida (Fig. 1). Durante el mes de octubre y durante el vaciado del embalse no se registraron precipitaciones en la zona, ni incrementos de caudal (Fig. 2).

#### 3.1. Muestreo de caudal

El caudal (Q) se obtuvo a partir de los registros de: (i) las estaciones de aforo oficiales de la red del Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) de la CHE, (ii) sensores instalados *ad-hoc* en el tramo de estudio, y (iii) cálculos indirectos con datos facilitados por ENDESA (Tabla 1). De manera específica:

- (i) En las estaciones de aforo oficiales (A096 en Balaguer y A024 en Lleida) un limnógrafo obtiene medidas cada quince minutos de nivel de agua (h) que posteriormente se transforman a caudal (Q; m<sup>3</sup>/s) mediante una curva de gasto h/Q facilitada por la CHE ( $Q=62,99h^2-39,47h+4,20$ ;  $r^2=0,99$  y  $Q=48,53h^2 + 25,76h - 44,87$ ;  $r^2=0,99$  para A096 y A024 respectivamente).
- (ii) En el punto de muestreo de Térmens se instaló un sensor capacitivo TruTrack WT-HR® que registró el nivel de agua (h) cada 5 minutos. Para obtener la curva de gasto h/Q se transitó el hidrograma de la estación de aforo situada aguas arriba (A096 Balaguer), y mediante cuatro aforos puntuales durante los días de vaciado

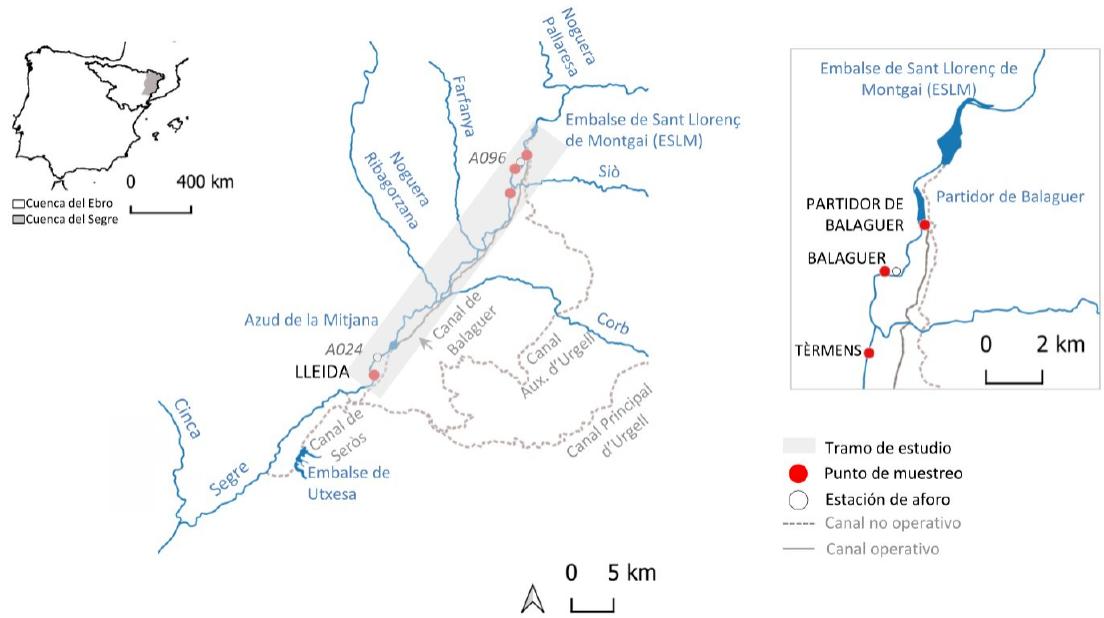


Figura 1. Localización de la cuenca del Ebro y Segre en la Península Ibérica (izquierda), tramo de estudio y localización de los puntos de monitoreo (centro), y detalle de la zona superior del tramo de estudio (derecha).  
 Figure 1. Location of the Ebro and Segre basins in the Iberian Peninsula (left), location of the study reach and monitoring sections (centre), and zoom of the upper part of the study reach (right).

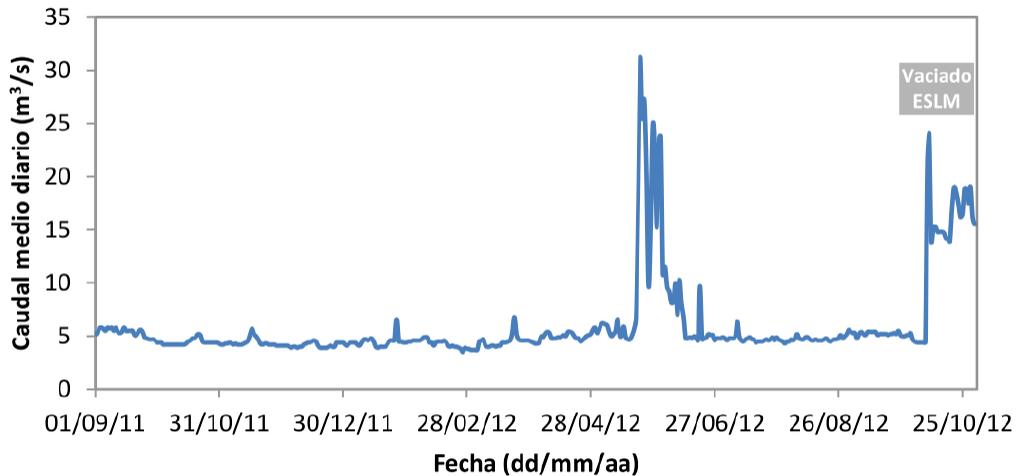


Figura 2. Hidrograma del río Segre en la estación A096 en Balaguer para el año hidrológico 2011-2012. Se observan las dos crecidas más importantes del período (la crecida de mayo corresponde a un evento de precipitación y la de octubre corresponde al vaciado parcial del Embalse de Sant Llorenç de Montgai (ESLM) y se situa ya en el año 2012-2013).  
 Figure 2. Discharge registered at the A096 monitoring section in Balaguer in the Segre River during the hydrological year 2011-2012. The two most important floods are shown (the one in May corresponds to a flood driven by precipitation and the one in October corresponds to the partial drawdown of Sant Llorenç de Montgai reservoir (ESLM) and it already belongs to the hydrological year 2012-2013).

Tabla 1. Instrumentación de los puntos de muestreo para el seguimiento del transporte de agua y sedimentos durante el vaciado del Embalse de Sant Llorenç de Montgai (ESLM) en octubre 2012.

Table 1. Sampling section instrumentation to analyze discharge and suspended sediment transport during the Sant Llorenç de Montgai reservoir partial drawdown on October 2012.

Punto de muestreo	Caudal		Transporte de sedimentos	
	Fuente	Frecuencia de muestreo	Fuente	Frecuencia de muestreo
Partidor de Balaguer	Datos salida embalse (ENDESA)	1 h	Muestras manuales	Puntual
			ISCO® 3700	1 h
Balaguer	Estación de aforo A096 SAIH-CHE	15 min	Muestras manuales	Puntual
			Turbidímetro McVann®	15 min
Térmens	Trutrack WT-HR® Sensor acústico Acoustic Doppler (ADCP; Sontek River Surveyor M9®)	5 min	Muestras manuales	Puntual
		Puntual	SIGMA® 900	45 min
Lleida	Estación de aforo A024 SAIH-CHE	15 min	Muestras manuales	Puntual
			ISCO® 3700	45 min

a distintos niveles de caudal se comprobó la bondad del ajuste de la regresión. Los aforos de caudal se llevaron a cabo con un equipo acústico Doppler (ADCP) Sontek RiverSurveyor M9®

- (iii) En el punto de muestreo del Partidor de Balaguer, se obtuvieron los valores de caudal con frecuencia horaria a partir de la diferencia entre el caudal a la salida del embalse y el caudal de entrada al Canal de Balaguer (datos horarios cedidos por ENDESA).

### 3.2. Transporte de sedimentos en suspensión

La concentración de sedimentos en suspensión (CSS) se obtuvo mediante la toma de muestras de agua manuales, la obtención de muestras automáticas y un sensor de turbidez (Tabla 1). En cada punto de muestreo se tomaron muestras manuales a intervalos de tiempo regulares (30 minutos) durante el día. La obtención de muestras se automatizó durante la noche en intervalos de 30 minutos mediante muestreadores automáticos de agua tipo ISCO® 3700, ISCO® 6712 y SIGMA® 900. En total se obtuvieron 278 muestras (durante los tres días que duró el muestreo).

Adicionalmente se instaló una sonda de turbidez (rango 0-1000 NTU) McVann® Analite NEP9510 conectada a un Data-logger Campbell CR-510® para registrar valores con una frecuencia de quince minutos en el punto de muestreo de Balaguer. El registro de turbidez en unidades nefelométricas de turbidez (NTU) fue transformado a concentración de sólidos en suspensión (CSS; mg/l) mediante una curva de tarado (CSS = 0.98NTU - 18.78;  $r^2 = 0.84$ ) utilizando muestras manuales que abarcan todo el rango de CSS estudiado y obtenidas en el mismo punto de muestreo. Las muestras de agua con baja concentración de sedimentos se filtraron (filtros Filter-Lab®, 1,2 µm tamaño de poro), se secaron y se pesaron en el laboratorio para determinar la concentración de sedimentos en suspensión (CSS en mg/l). Las muestras con concentraciones elevadas se decantaron en platos de tara conocida, se secaron y se pesaron para obtener la CSS. También se determinó, por gravimetría, la cantidad de materia orgánica volátil en una serie de muestras que cubrió el rango completo de caudales durante el vaciado. Siguiendo la metodología aplicada por Tena *et al.* (2011) el filtro se trató a 450° C durante 5 horas en una mufla de laboratorio, posteriormente se volvió a pesar para obtener el porcentaje orgánico de la muestra. En los pe-

riodos en los que no se dispone de valores de CSS en los puntos de muestreo, las series se completaron mediante distintos métodos de relleno (método del promedio, hidráulico, regresión lineal; ver material suplementario). La elección de estos métodos se realizó acorde a las condiciones del punto de muestreo y a la disponibilidad previa de datos, todo ello para reducir la incertidumbre asociada a los métodos de relleno.

### 3.3. Estimación de la carga líquida y sólida

El cálculo de la carga líquida o aportación hídrica (V) para cada punto de muestreo se obtiene multiplicando Q por el intervalo de tiempo  $\Delta t_i$  considerado para cada período de análisis (p. ej. hora, día). La carga sólida total (CST) se calcula multiplicando el Q y la CSS para cada intervalo de tiempo. Se realiza el sumatorio en el tiempo de los valores de CST y V para obtener la carga sólida y líquida (respectivamente) a diferentes escalas temporales, y se usan posteriormente para calcular las curvas de distribución acumulada.

## 4. Resultados y discusión

### 4.1. Descripción del vaciado del embalse

El vaciado parcial de ESLM se llevó a cabo entre el día 8 de octubre de 2012 a las 00:00 y el día 9 de octubre de 2012 a las 13:00. El hidrograma resultante del vaciado se compone de una primera fase con caudales constantes (60 m<sup>3</sup>/s) y una segunda fase compuesta por caudales variables (45-25 m<sup>3</sup>/s). El caudal de salida posterior al vaciado fue igual al caudal de entrada del embalse (12 m<sup>3</sup>/s aprox.) para mantener el embalse a la misma cota (240 m s.n.m.) y poder realizar así las tareas de reparación (Fig. 3). Durante las primeras 13 horas del vaciado, el desembalse se realizó a través de las dos turbinas de la central hidroeléctrica existente a pie de presa. Durante una hora se suministró caudal conjuntamente por las turbinas y las compuertas de fondo. A partir de las 14:00 del día 8 el vaciado se realizó solamente a través de las compuertas de fondo (tipo Stoney; Fig. 4). A la misma hora se cerró el Canal de Balaguer y se abrió la compuerta de fondo del azud del Partidor de Balaguer.

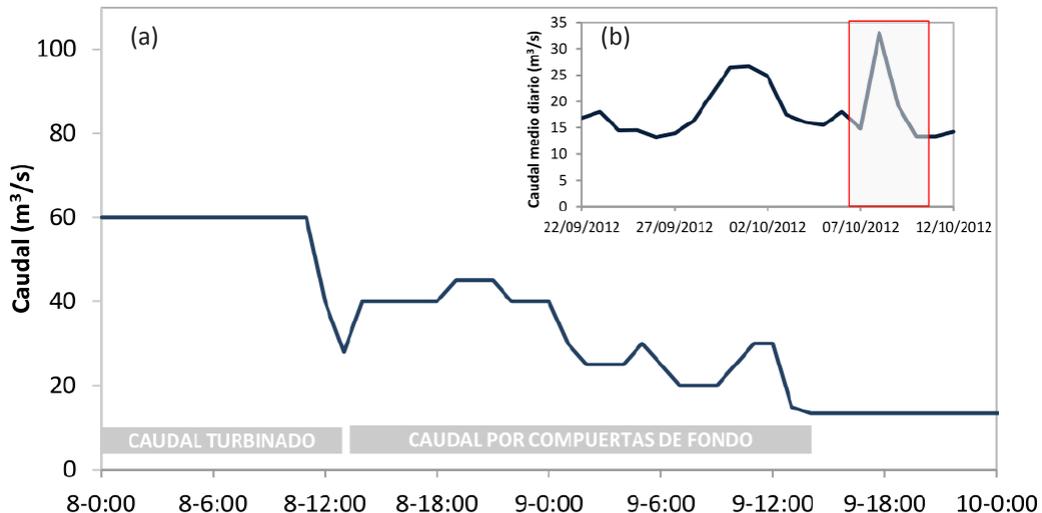


Figura 3. (a) Hidrograma de la suelta desde el embalse de Sant Llorenç de Montgai entre los días 8 y 10 de octubre de 2012 y (b) Hidrograma de los caudales medios diarios de salida del embalse los días previos al vaciado y durante el vaciado (21 de septiembre-12 octubre del 2012).

Figure 3. (a) Discharge registered during the reservoir drawdown (flow released) from 8<sup>th</sup> to 10<sup>th</sup> October 2012 and (b) Mean daily discharge of the days before previous the drawdown of the reservoir and during the reservoir drawdown (21<sup>st</sup> September-12<sup>nd</sup> October 2012).



Figura 4. La presa de Sant Llorenç de Montgai tras el vaciado parcial con un caudal de salida de  $12 \text{ m}^3/\text{s}$  a través de las compuertas de fondo, durante las tareas de reparación.

Figure 4. The Sant Llorenç de Montgai Dam after reservoir partial drawdown with discharge of  $12 \text{ m}^3/\text{s}$  during maintenance works.

Durante las operaciones del vaciado el resto de canales (Canal Auxiliar d'Urgell y Canal de Seròs) se encontraban vacíos y cerrados.

El caudal máximo ( $Q_{\text{max}}$ ) registrado durante la crecida generada por el vaciado parcial del ESLM en la estación de aforo de Balaguer fue de  $41 \text{ m}^3/\text{s}$ . Se trata de un caudal igualado o superado el 7% del tiempo (estimado a partir de la serie de datos diarios 2003-2013). Por otro lado, el caudal medio diario registrado en Balaguer ( $21,5 \text{ m}^3/\text{s}$  el día 8 de octubre y  $24 \text{ m}^3/\text{s}$  el día 9) se iguala o supera el 11 y 10% del tiempo, respectivamente. Durante el año hidrológico 2011-2012 el caudal máximo medio diario registrado en Balaguer fue  $31,1 \text{ m}^3/\text{s}$  en una crecida en mayo (Fig. 2).

#### 4.2. Caracterización hidrológica del vaciado

Durante el vaciado parcial del ESLM se observan dos patrones hidrológicos (Tabla 2, Fig. 5). Los puntos de muestreo del Partidor de Bala-

guer, Balaguer y Tèrmens muestran caudales menores y con menor variabilidad, mientras que en el punto de muestreo de Lleida los caudales fueron mayores y más variables. La diferencia entre los puntos de muestreo se atribuye a la gestión del Canal de Balaguer durante el vaciado (aparte de los aportes naturales citados anteriormente entre los puntos de muestreo). Durante las primeras horas del vaciado (desde las 00:00 hasta las 14:00), el Canal de Balaguer se mantuvo en funcionamiento, provocando un efecto de *bypass* de los caudales que se liberaban desde el ESLM, antes de retornar al Segre aguas arriba de Lleida.

La diferencia entre el tramo de *bypass* y el tramo final también se observa en la distribución temporal de las aportaciones hídricas (Fig. 6). El 25% del volumen de agua se acumula en el 20% del tiempo en los puntos de muestreo del Partidor, Balaguer y Tèrmens. Sin embargo en Lleida se acumula el 40% de la aportación

en el mismo periodo de tiempo. Esta diferencia entre puntos no se observa en la fase final donde, por ejemplo, se acumula entre el 70% y 80% de la aportación hídrica en todos los puntos en el 70% del tiempo.

La influencia del Canal de Balaguer en el caudal del Segre durante el vaciado también se manifiesta en la forma de los hidrogramas obtenidos (Fig. 5a). El primer pulso del hidrograma presenta una forma diferente; la rama ascendente de la primera punta en el tramo de *bypass* presenta una forma similar al hidrograma obtenido en la salida del embalse (pero con caudales menores debido al funcionamiento del Canal de Balaguer). Sin embargo, en Lleida, la rama ascendente presenta distintas rupturas de pendiente, con un caudal punta de 108,7 m<sup>3</sup>/s. Estas rupturas de pendiente se podrían atribuir, por orden cronológico, al retorno del Canal de Balaguer, al caudal que transitó por el propio Segre, y a operaciones en el azud de la Mitjana. Cabe señalar también que el cambio de pendiente en la rama descendente del primer pico es mucho más suave. El segundo pulso presenta una forma similar en todos los puntos de muestreo. Es importante destacar que es durante el segundo pico (con el Canal de Balaguer cerrado) donde se registran los caudales máximos en el río en el tramo de *bypass* (el Partidor, Balaguer y Tèrmens; Tabla 2).

#### 4.3. Transporte de sedimentos durante el vaciado

El transporte de sedimentos durante el vaciado varía en cada punto de muestreo. Las concentraciones de sedimentos en suspensión y la variabilidad de las mismas indican dos comportamientos distintos (Tabla 2 y Fig. 5b). Por un lado, en los puntos del Partidor de Balaguer y de Lleida se observaron valores máximos cercanos a los medios para todo el período, lo que indica un comportamiento estable de la carga de sedimentos y poca variabilidad temporal de la misma. Este fenómeno se puede atribuir a la baja disponibilidad de sedimentos, es decir, ambos puntos se sitúan aguas abajo de azudes que permiten la sedimentación y dificultan el tránsito de la carga sólida aguas abajo. La retención de sedimentos en las infraestructuras de regulación pudo tener si cabe mayor peso en el Partidor de Balaguer, donde además no existe capacidad de recarga de sedimento del cauce debido a la proximidad de este al ESLM. Por otro lado, en Balaguer y Tèrmens los valores máximos de CSS superaron en un orden de magnitud los valores medios, lo que indica una mayor variabilidad en el transporte y disponibilidad de sedimentos. Estas observaciones sugieren que se produjo una recarga de sedimentos durante el tránsito del caudal desde el Partidor hasta las dos estaciones, sin aparente influencia directa del vaciado, siendo, poten-

Tabla 2. Caudal y transporte de sedimento en suspensión registrados en el Segre en los puntos de muestreo del estudio durante el vaciado parcial de Sant Llorenç de Montgai (8/10/12-10/10/12).

Table 2. Discharge and suspended sediment transport at the four sampling sections for the Sant Llorenç de Montgai reservoir partial drawdown (from 8/10/12 to 10/10/12).

Punto de muestreo (distancia a ESLM de cada punto)	Caudal (m <sup>3</sup> /s)			Concentración sedimentos en suspensión (mg/l)		
	Mínimo	Media ( $\sigma$ )	Máximo	Mínimo	Media ( $\sigma$ )	Máximo
ESLM*	13,4	27,4 (18,1)	60,0	-	-	-
Partidor de Balaguer (2,5 km)	5,0	19,3 (10,7)	45,0	1,1	8,5 (5,9)	51,8
Balaguer (5,9 km)	4,2	19,8 (9,6)	41,0	7,7	48,7 (36,1)	204,2
Tèrmens (17 km)	1,0	20,1 (9,5)	38,1	11,4	47,7 (29,2)	155,7
Lleida (35,9 km)	19,2	42,1 (25,1)	108,7	9,7	34,5 (14,4)	78,9

$\sigma$  = desviación estándar \*ESLM: Embalse de Sant Llorenç de Montgai

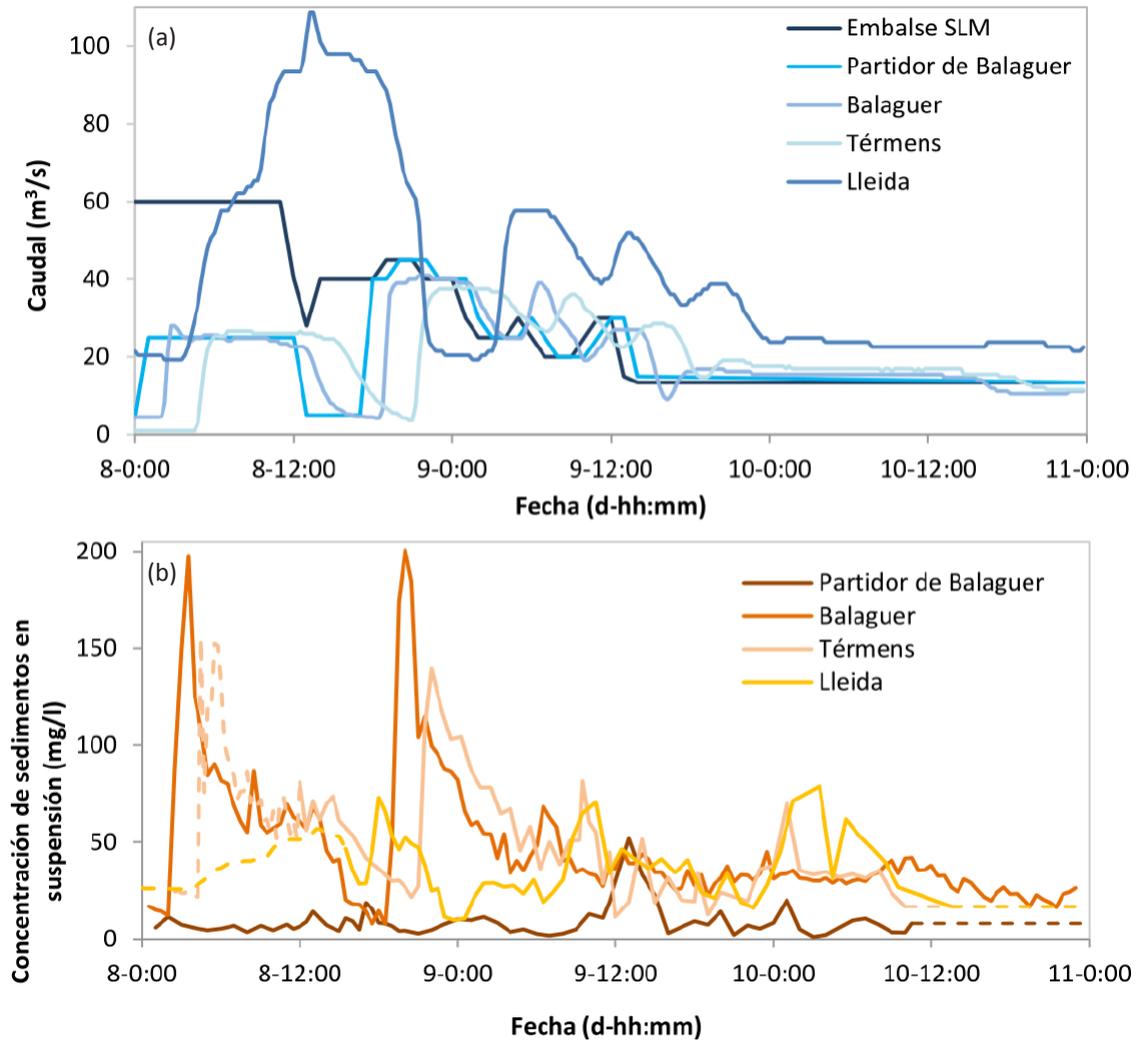


Figura 5. (a) Hidrograma y (b) sedimentograma del vaciado parcial del Embalse de Sant Llorenç de Montgai (8/10/12 a 10/10/12) en los puntos de muestreo. Se muestran las CSS estimadas en líneas de puntos.

Figure 5. (a) Discharge and (b) suspended sediment concentration registered at each of the monitoring sections in the River Segre during the Sant Llorenç de Montgai reservoir partial drawdown (8/10/12 to 10/10/12). Estimated SSC are shown in dashed lines.

cialmente, el cauce, la principal fuente de sedimentos.

En cuanto a la distribución temporal de las CSS durante el vaciado (Fig. 5b), los valores registrados durante el primer y el segundo pulso (es decir, descarga por turbinas y compuertas de fondo respectivamente) son similares. Tanto en Lleida como en el Partidor de Balaguer se observan incrementos puntuales de sedimento en la última fase de la crecida.

Este aumento del transporte de sedimentos al final del vaciado se ha observado también en experiencias anteriores (p. ej. Avendaño y Cobo, 1998) una posible causa es el lavado y recarga de sedimentos del caudal circulante por el embalse quedando disponibles para su transporte. La distribución temporal de las tasas de transporte de sedimentos muestra cómo en aquellos puntos de muestreo en los que la variabilidad de las CSS es más elevada, se transporta la mayoría de la carga durante

menos tiempo (Fig. 6b). Así en el Partidor de Balaguer la carga de sedimentos en suspensión muestra una progresión cuasi-constante, con el 50% de la carga transportada durante el 50% del tiempo. Sin embargo, en Balaguer, Tèrmens y Lleida, entre el 70 y el 80% de la carga se transportó durante el 50% del tiempo. Cabe destacar que en Lleida el 50% de la

carga fue transportada un 30% del tiempo, debido probablemente al *input* inicial de sedimento que se aprecia en la Fig. 5b y cuyo origen no se pudo determinar.

El contenido de materia orgánica en las muestras de CSS se determinó en función de rangos de caudal en todos los puntos de muestreo.

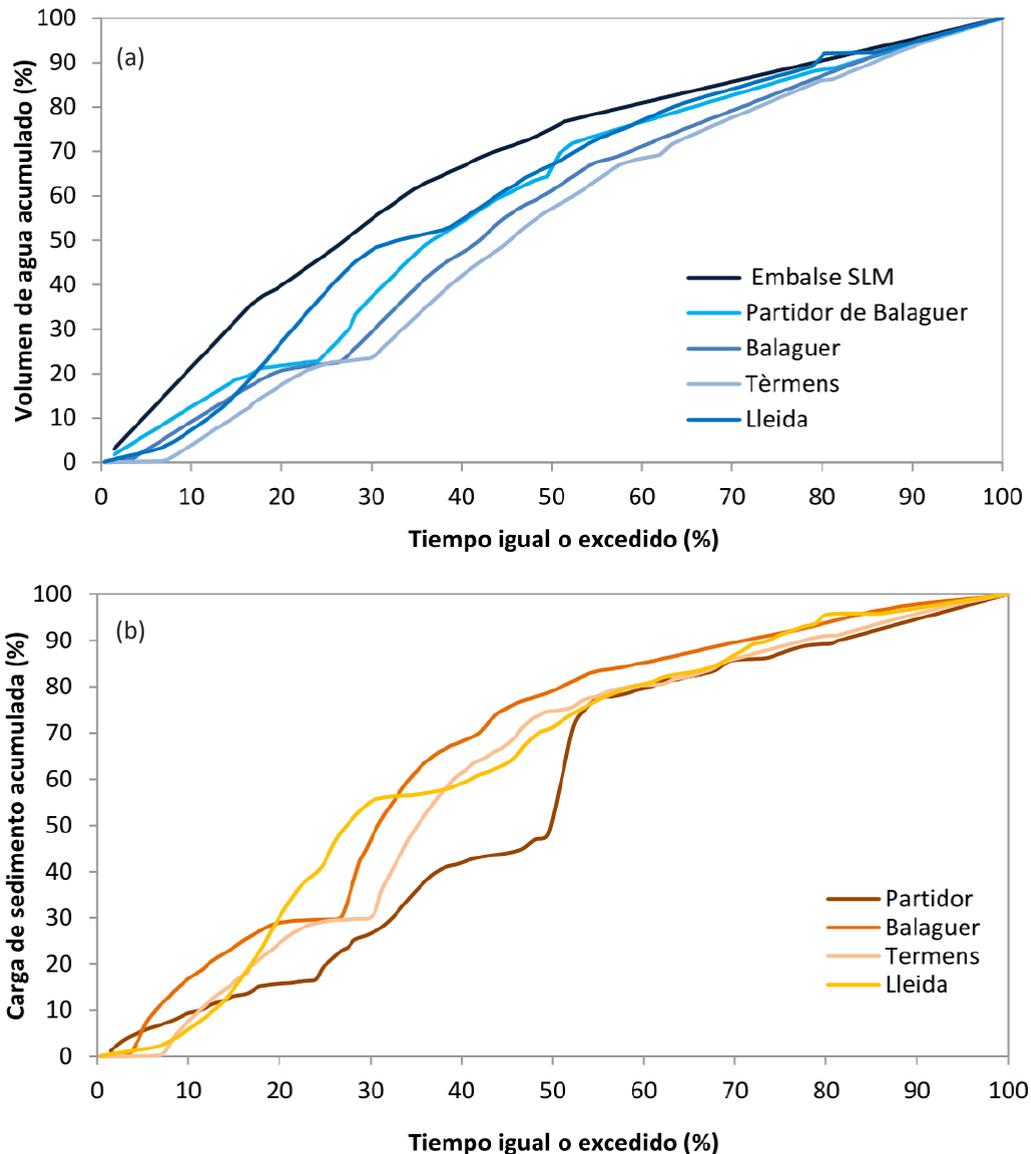


Figura 6. Distribución temporal acumulada de caudal (a) y carga de sedimentos (b) en el río Segre en los puntos de muestreo durante el periodo 8/10/12 a 10/10/12.

Figure 6. Cumulative (a) water yield and (b) sediment load curves at the monitoring sections in the Segre River during the sampling period (from 8/10/12 to 10/10/12).

De manera general, el porcentaje de materia orgánica volátil es similar en todos los puntos (mínimo 7% y máximo 31%). En cuanto a la variabilidad temporal, de los resultados obtenidos cabe destacar que en todos los puntos el porcentaje más elevado de materia orgánica se dio al final del vaciado. Este fenómeno ya ha sido observado en anteriores vaciados de embalses (p. ej. Corral, 2010) y cabe asociarlo al efecto de reconcentración de la CSS que se observa hacia el final de los vaciados de embalses, como consecuencia del lavado y recarga de sedimentos del caudal circulante por zonas someras o emergidas del vaso de embalse. Estos sedimentos movilizados, procedentes del fondo del embalse, pueden tener contenidos de materia orgánica importantes en función del estado trófico del embalse. En este sentido, cabe indicar que el ESLM es un embalse mesotrófico, con una muy alta densidad de helófitos (*Typho-Schoenoplectetum glauci*) y macrófitos (*Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus*) ocupando buena parte de su lámina de agua más somera (GESNA, 2008).

#### 4.4. Dinámica del transporte de sedimentos

La dinámica sedimentaria se estudia a partir de la única serie de datos completa y continua de Q y CSS (Balaguer, Fig. 7). Para ello se

analizó la histéresis (relaciones Q-CSS) de los dos pulsos del hidrograma (vaciado por turbinas y vaciado por compuertas de fondo) ya que se pueden considerar como dos eventos independientes (Fig. 5a).

El primer pulso presenta un patrón horario general con un lazo antihorario durante los caudales altos (Fig. 7a). Este hecho indica una relativa alta disponibilidad inicial de sedimentos en el cauce que se traduce en un incremento importante de CSS al inicio de la descarga. Después de este aumento inicial se produce una disminución de la concentración seguida por un nuevo aumento durante caudales relativamente constantes (lazo antihorario) que se puede atribuir a una fuente de sedimentos remota o relativamente alejada (es decir, transporte desde aguas arriba por lavado progresivo del cauce o incluso por sedimentos provenientes del embalse). Finalmente se observa una clara reducción en el transporte de sedimentos, que se puede atribuir tanto a la disminución de energía en el sistema (es decir, menor capacidad de transporte asociada a la descarga) como, sobre todo, al agotamiento de materiales finos disponibles en el cauce. En el segundo pulso (Fig. 7b) la relación temporal entre caudal y sedimentos es horaria, con un comportamiento casi-lineal (es decir incremento o disminución de CSS

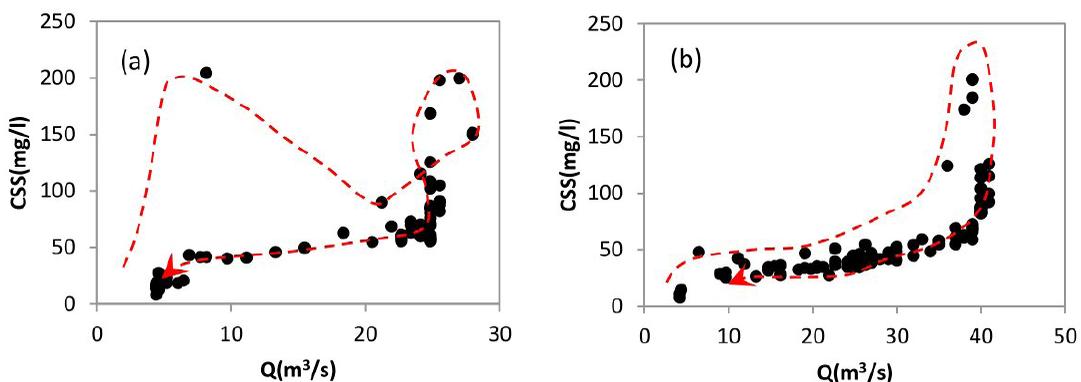


Figura 7. Relación temporal entre caudal (Q) y concentración de sedimento en suspensión (CSS) en el primer pulso (a) y el segundo pulso (b) del vaciado parcial del Embalse de Sant Llorenç de Montgai en el punto de muestreo de Balaguer (ver Figura 1). Nótese que la escala del eje de abscisas es diferente en los dos gráficos.

Figure 7. Discharge (Q) and Suspended Sediment Concentration (CSS) relationship during the first (a) and the second (b) pulse of the Sant Llorenç de Montgai reservoir partial drawdown at the Balaguer monitoring section (see Figure 1). Note Y axis is different in the two graphs.

proporcional a Q). Una vez alcanzada la máxima CSS se produce una reducción progresiva de las concentraciones hasta alcanzar un valor constante por debajo de los 50 mg/l para la mayoría del rango de caudales de la rama descendente del pulso; es decir, agotamiento de sedimentos. Este segundo pulso de sedimentos corresponde a un mayor caudal en el punto de Balaguer, hecho que pudo causar un lavado de zonas del cauce que no habían sido inundadas durante el primer pulso.

#### 4.5. Balance hidrológico y sedimentario

Durante las 36 horas del vaciado, desde ESLM se liberaron  $7,3 \text{ hm}^3$  de agua (Fig. 8). Del volumen total desalojado transcurrieron por el Partidor de Balaguer  $5,1 \text{ hm}^3$ . La diferencia

circuló por el Canal de Balaguer. Desde el Partidor de Balaguer hasta Tèrmens tienen lugar dos pequeñas entradas de agua (ca.  $0,1 \text{ hm}^3$  cada una) procedentes de los ríos Sió y Farfanya. Entre los puntos de muestreo de Tèrmens y Lleida, se produce la pequeña aportación del río Corb, la del Canal de Balaguer que retornó los  $2,2 \text{ hm}^3$  al Segre (Fig. 8) y la de algunas acequias importantes como la de Fontanet, así como drenajes de varios sistemas de riego. Aguas abajo, en el punto de Lleida, se registraron  $10,8 \text{ hm}^3$ . La diferencia entre el volumen liberado en ESLM y el observado en Lleida ( $3,5 \text{ hm}^3$ ) se atribuye a las aportaciones intermedias indicadas y especialmente al aporte de la Noguera Ribagorzana ( $1,85 \text{ hm}^3$ , dato calculado a partir de caudales medios diarios para las fechas del vaciado en la estación A097-SAIH-CHE).

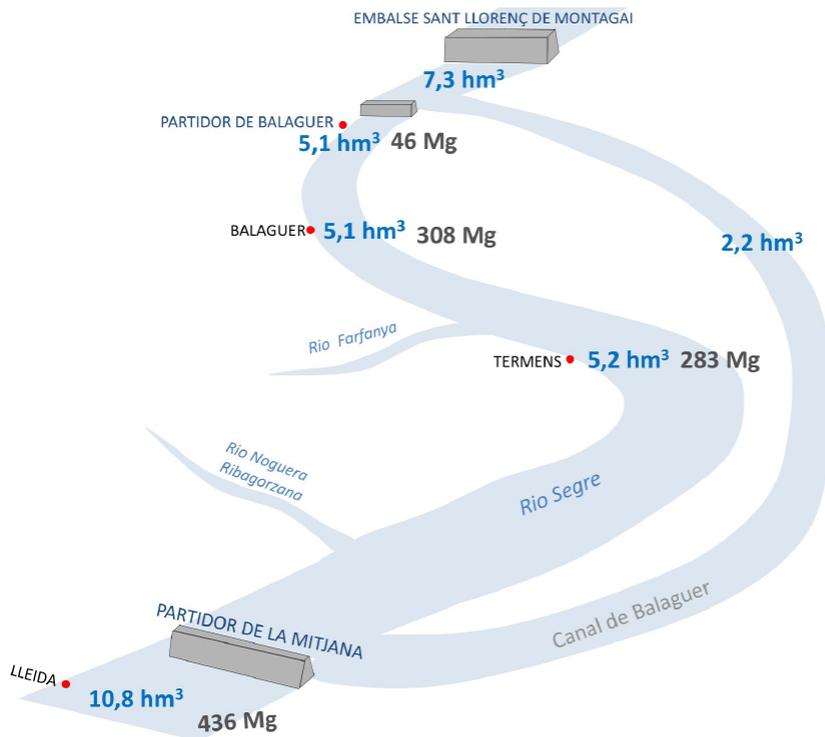


Figura 8. Diagrama del balance de agua y sedimentos durante el vaciado parcial del Embalse de Sant Llorenç de Montgai (8/10/12 a 10/10/12) en los cuatro puntos de muestreo del estudio (en rojo). Se muestran también las infraestructuras que estaban operativas en los días del vaciado.

Figure 8. Conceptual scheme of the water yield and the suspended sediment load during the Sant Llorenç de Montgai reservoir partial drawdown (from 8/10/12 to 10/10/12) in the Segre River at the four monitoring sections (in red). Infrastructures in operation during those days are shown.

Aunque no se registraron datos en el pie de la presa, a partir de datos batimétricos del embalse obtenidos en 2012 y 2013 (datos de ENDESA no publicados) se estimó que desde el ESLM se liberaron aproximadamente 7000 Mg de sedimentos, mientras que la carga observada aguas abajo del Partidor de Balaguer fue de 45,6 Mg, es decir, dos órdenes de magnitud inferior a la masa de sedimentos liberada. Aunque la estimación con datos batimétricos para periodos de tiempo cortos puede estar sujeta a ciertas incertidumbres relacionadas con la densidad de observaciones y la magnitud de los cambios observados entre periodos, en el caso de este estudio, los cambios en el vaso del embalse en la zona próxima fueron evidentes y las batimetrías se realizaron siguiendo la misma metodología. Aun así, el dato obtenido es claramente muy superior a la carga calculada en el Partidor; así, aunque estuviese sujeto a dicha incertidumbre (error), la diferencia entre ambos puntos seguiría siendo negativa (es decir, mucho más sedimento movilizado que el cuantificado en el Partidor de Balaguer). De ello se deduce que casi la totalidad de la carga expulsada durante el vaciado quedó retenida aguas arriba del azud del Partidor y/o fue parcialmente derivada por el Canal de Balaguer. En Lleida, casi 40 km aguas abajo, aunque el transporte de sedimentos fue un orden de magnitud superior al observado en el Partidor de Balaguer, la carga registrada fue todavía más de quince veces inferior a la liberada desde el ESLM. A parte de los sedimentos retenido en el Partidor, una parte de la carga que transportó el Canal de Balaguer fue retenida por el azud de la Mitjana y ello redundó en los bajos valores de transporte observados en Lleida, aguas abajo de la Mitjana. A falta de sedimentos provenientes de aguas arriba, el aumento de la carga entre el Partidor y los puntos de Balaguer y Térmens se debió exclusivamente al efecto hidráulico de la suelta de agua que movilizó sedimentos acumulados en el cauce y sus márgenes y que habían podido quedar acumulados durante crecidas anteriores. Cabe destacar también el efecto de trampa de sedimento que los macrófitos (plantas acuáticas que cubren el lecho del río)

ejercen sobre el tránsito de sedimentos finos. Estos macrófitos acumulan sedimentos en su estructura durante épocas de caudales bajos y favorecen la sedimentación en el cauce por el impacto hidráulico que genera su estructura en el flujo. Cuando el caudal aumenta, las plantas se mueven soltando los sedimentos acumulados durante periodos previos. El efecto de estas plantas acuáticas sobre el transporte sedimentos ha sido descrito anteriormente (p. ej. Jones *et al.*, 2012).

## 5. Consideraciones finales

Los caudales registrados durante el vaciado parcial del ESLM no superaron los valores de las crecidas ordinarias en el Segre. Del volumen desembalsado (7,3 hm<sup>3</sup>), una fracción importante (aproximadamente el 30%) se derivó por el canal de Balaguer y retornó posteriormente al cauce del Segre en la Mitjana de Lleida. Como se ha indicado y a partir de datos no publicados se estima que se desalojaron unos 7000 Mg de sedimentos. En el primer punto de muestreo se registró el paso de menos del 1% de dicha cantidad, lo que indica que casi la totalidad de los sedimentos quedaron atrapados en el primer azud o fueron derivados por el Canal de Balaguer, mientras que en los puntos aguas abajo la carga aumentó debido al aumento de la capacidad erosiva del agua y con ello la recarga de sedimentos finos que el caudal experimentó. En general la reducción de la carga sedimentaria aguas abajo durante vaciados de embalses se atribuye a la distribución de los sedimentos en el embalse, a la menor pendiente del canal aguas abajo de la presa, a la posición del embalse dentro de la cuenca y la morfología del valle (p. ej. Doyle *et al.*, 2003, Cheng y Granata, 2007). En el caso del Segre, la mayor influencia sobre el transporte de sedimentos se atribuye a las infraestructuras presentes aguas abajo y que en este caso se distribuyeron a lo largo de los 40 km del tramo de estudio (canal de Balaguer y azudes del Partidor de Balaguer y la Mitjana).

El Canal de Balaguer, activo durante parte del vaciado, actuó creando un *bypass* en el Segre,

lo que generó en este tramo de río caudales de menor capacidad para el transporte de sedimentos en suspensión. Por otro lado, los azudes modificaron la continuidad del transporte de sedimentos aguas abajo, actuando como barreras o trampas de sedimentos. Estos sedimentos quedaron disponibles para crecidas posteriores, por lo que los efectos del vaciado se propagan en el tiempo más allá de la actuación concreta que duró unos pocos días. Este hecho subraya la importancia de realizar estudios no solo durante las operaciones de vaciado sino a largo plazo para poder registrar la evolución del transporte de sedimentos y su progresiva distribución en el sistema fluvial con el fin de entender mejor la conectividad longitudinal de la transferencia de sedimentos.

Las infraestructuras hidráulicas pueden gestionarse para optimizar el transporte de sedimentos tanto durante avenidas naturales como en los vaciados totales o parciales de embalses. En el alto Rhône (Suiza-Francia) por ejemplo, donde se realiza periódicamente el vaciado de presas, se gestionan las diferentes infraestructuras de la cuenca con el objetivo de transferir la carga de sedimentos de la manera más efectiva aguas abajo (Fruchard y Camenen, 2012; Peteil *et al.*, 2013). Aun así, los incrementos puntuales de CSS pueden afectar a los organismos acuáticos y a su hábitat (p. ej. Wood y Armitage, 1997; Palau, 1998b; Buendía *et al.*, 2011), por ejemplo colmatando los lechos de gravas en las zonas de freza de los peces (Kondolf, 2000) y alterando mecanismos de las comunidades bentónicas como la deriva de macroinvertebrados (Béjar *et al.*, 2017). En algunos casos hasta se han registrado aumentos puntuales de mortalidad de peces y macroinvertebrados (Espa *et al.*, 2016). Por tanto es recomendable realizar estas operaciones maximizando la circulación de agua y el transporte de sedimentos, garantizando la conectividad longitudinal, pero teniendo en cuenta los efectos que este tipo de actuaciones tienen sobre las comunidades naturales (p.ej. Morillo y García de Jalón, 1998; Rosell *et al.*, 1998).

Según estimaciones de ICOLD (2009) la tasa de colmatación de los embalses europeos se incrementará un 90% hasta 2050. Por tanto, las operaciones de gestión de sedimento en los embalses serán más necesarias y, consecuentemente, frecuentes. Este tipo de estudios subrayan, además la importancia de los canales y azudes situados aguas abajo en este tipo de operaciones. Una gestión más coordinada de estas infraestructuras podría facilitar el transporte de sedimentos aguas abajo optimizando el tránsito de la carga de materiales por el cauce y su conectividad desde el punto de vista sedimentario.

### Información Suplementaria

#### *Relleno de sedimentogramas*

Las series de Concentración de Sedimentos en Suspensión (CSS) en las que no se dispone de todos los valores se completaron mediante distintos métodos de relleno en función de las condiciones del punto de muestreo y de la disponibilidad de datos: (a) La serie de datos de Tèrmens se relacionó con el transporte de sedimentos de Balaguer debido a su cercanía mediante un método hidráulico. (b) En Lleida no se dispone de datos de CSS durante la suelta en ningún punto cercano. De este modo se asumió que la cantidad de sedimento en suspensión transportado estaba relacionada con el caudal mediante un modelo de regresión lineal entre las dos variables. (c) Para la fase final del hidrograma, con condiciones de transporte estables, las series se completaron mediante datos promedio.

(a) Se aplicó un método de relleno estadístico para las primeras 12 horas de la serie de datos de CSS del Segre en Tèrmens. El método de relleno consiste en relacionar mediante una regresión estadística la serie de CSS de Tèrmens ( $CSS_T$ ; datos puntuales e incompletos) a la de serie de CSS de Balaguer ( $CSS_B$ ; registro continuo). A partir de los datos transitados (tiempo de tránsito calculado de 135 minutos) se estableció la relación entre la CSS de ambos

tramos ( $CSS_T = 0.70CSS_B + 13.18$ ,  $r^2 = 0.76$ ) y se aplicó para el período de tiempo sin datos en el sedimentograma de Tèrmens. Para poder rellenar la serie mediante este método se asume que en el tramo del Segre entre Balaguer y Tèrmens la dinámica sedimentaria es similar ya que hay poca distancia entre los puntos (11 km) y los aportes al río son prácticamente nulos (río Farfanya, acequias particulares). Además se asume que la diferencia de magnitud en el segundo pico del sedimentograma entre Balaguer y Tèrmens, se mantiene en el primer pico.

- (b) Se aplicó un método de relleno estadístico para las primeras 15.5 horas de la serie de datos de CSS del Segre en Lleida. Se analizó la relación entre Q (medido en continuo) y CSS muestreada. Debido a la alta variabilidad de CSS, las series de datos (Q y CSS) se agruparon por intervalos de caudal ( $10 \text{ m}^3/\text{s}$ ) obteniéndose las medias de Q y CSS para cada intervalo. Se obtiene una regresión lineal por pares de valores medios (Q y CSS) para cada intervalo de  $10 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $CSS = 0.53Q + 14.53$   $r^2 = 0.61$ ). Al aplicar este método se asume que el transporte de sedimentos en Lleida depende del caudal.
- (c) La curva de agotamiento de un hidrograma se caracteriza por estar formada por caudales prácticamente estables. En este método se asume que la CSS en la curva de agotamiento también es constante (situación probable en un sistema deficitario como el Segre). Sobre esta premisa se aplicó una media de las CSS muestreadas en la curva de agotamiento al resto del período de estudio en el que faltan datos. Al aplicar este método se asume que el transporte de sedimentos sigue una dinámica similar al caudal.

### Agradecimientos

Este trabajo se ha desarrollado en el marco del estudio encargado por ENDESA para la

monitorización de la crecida en el río Segre debida al vaciado parcial del embalse de Sant Llorenç de Montgai. El segundo autor está contratado mediante el programa Serra Húnter de la Generalitat de Catalunya. El Grupo de Investigación de Dinámica Fluvial-RIUS agradece el apoyo de la Generalitat de Catalunya mediante la consolidación del grupo de investigación (2017 SGR 0459) y el programa CERCA. Los datos hidrológicos han sido suministrados por la Confederación Hidrográfica del Ebro, mientras que los datos de caudal del embalse y el canal de Balaguer han sido facilitados por ENDESA. Los autores agradecen la participación de distintos miembros de RIUS en el trabajo de campo, así como a los técnicos de Endesa que han colaborado en el estudio.

### Bibliografía

- Avendaño, C., Cobo, R. (1998). Seguimiento de los sólidos en suspensión durante el vaciado del embalse de Joaquín Costa. *Limnética*, 14, 113-120.
- Batalla, R.J., Vericat, D. (2011). An appraisal of the contemporary sediment yield in the Ebro Basin. *J Soil Sediment* 11 (6), 1070–1081. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0378-8>
- Béjar, M., Gibbins, C.N., Vericat, D., Batalla, R.J. (2017). Effects of suspended sediment transport on invertebrate drift. *River Res App*, 33(10), 1655-1666. <https://doi.org/10.1002/rra.3146>
- Buendía, C., Gibbins, C.N., Vericat, D., López-Tarazón, J.A., Batalla, R.J. (2011). Influence of naturally high fine sediment loads on aquatic insect larvae in a montane river. *Scot Geogr J*, 127 (4), 315–334. <https://doi.org/10.1080/14702541.2012.670006>
- Cajot, S., Schleiss, A., Sumi, T., Kantoush, S. (2012). Reservoir sediment management using replenishment: a numerical study of Nunome Dam. En: *Procs. Int. Symp. On Dams for Changing World*, Kyoto.
- Cheng, F., Granata T. (2007). Sediment transport and channel adjustments associated with dam removal: Field observations. *Water Resour Res*, 43 (3), W03444, <https://doi.org/10.1029/2005WR004271>
- Commission on Dams, W. (2001). Dams and development: A new framework for decision ma-

- king. *Environmental Management and Health*, 12 (4), 444-445. <https://doi.org/10.1108/emh.2001.12.4.444.2>
- Corral, K. (2010). *Avaluació d'efectes ambientals del buidat de l'embassament de Tavascan*. Trabajo Fin de Máster. Universitat de Lleida.
- Ding, L., Chen, L., Ding, C., Tao, J. (2019). Global trends in dam removal and related research: a systematic review based on associated datasets and bibliometric analysis. *Chin. Geogra. Sci.*, 29 (1) 1-12. <https://doi.org/10.1007/s11769-018-1009-8>
- Doyle, M.W., Stanley, E.H., Harbor, J.M. (2003). Channel adjustments following two dam removals in Wisconsin. *Erosion, Sedimentation and Geomorphology*, 39(1) <https://doi.org/10.1029/2002WR001714>
- East, A.E., Pess, G.R., Bountry, J.A., Magirl, C.S., Ritchie, A.C., Logan, J.B., Randle, T.J., Mastin, M.C., Minear, J.T., Duda, J.J., Liermann, M.C., McHenry, M.L., Beechie, T.J., Shafroth, P.B. (2015). Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: river channel and floodplain geomorphic change. *Geomorphology*, 228, 765–786. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.08.028>
- Espa, P., Batalla, R.J., Brignoli, M.L., Crosa, G., Gentili, G., Quadroni, S. (2019) Tackling reservoir siltation by controlled sediment flushing: Impact on downstream fauna and related management issues. *PLoS ONE*, 14(6), e0218822. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0218822>
- Espa, P., Brignoli, M.L., Crosa, G., Gentili, G., Quadroni S. (2016). Controlled sediment flushing at the Cancano Reservoir (Italian Alps): Management of the operation and downstream environmental impact. *J Environ Manage*, 182, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.021>
- Fruchard, F., Camenen, B. (2012). Reservoir sedimentation: different type of flushing - Friendly Flushing Example of Genissiat Dam Flushing. ICOLD International Symposium on Dams for a changing world, Jun 2012, Kyoto, Japan. 6 p.
- GESNA (2008). Estudio de impacto ambiental del Proyecto de vaciado parcial del embalse de Sant Llorenç de Montgai. GESNA y ENDESA (Dirección de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible). Documento inédito. Lleida. 141 pp.
- Ibiate, A., Ollero, A., Ballarín, D., Horacio, J., Mora, D., Mesanza, A., Ferrer-Boix, C., Acín, V., Granado, D., Martín-Vide, J.P. (2016). Geomorphic monitoring and response to two dam removals: rivers Urumea and Leizaran (Basque Country, Spain). *Earth Surf Processes*, 41(15), 2239-2255. <https://doi.org/10.1002/esp.4023>
- ICOLD, International Commission on Large Dams (2009). *Sedimentation and Sustainable Use of Reservoir and River Systems*, 187 pp.
- Itsukushima, R., Ohtsuki, K., Sato, T., Kano, Y., Takata, H., Yoshikawa, H. (2019). Effects of Sediment Released from a Check Dam on Sediment Deposits and Fish and Macroinvertebrate Communities in a Small Stream. *Water*, 11 (4), 716. <https://doi.org/10.3390/w11040716>
- Jones, J.I., Collins, A.L., Naden, P.S., Sear, D.A. (2012). The relationship between fine sediment and macrophytes in rivers. *Riv. Res. App.*, 28 (7), 1006-1018. <https://doi.org/10.1002/rra.1486>
- Juracek, K.E. (2015). The aging of America's reservoirs: in-reservoir and downstream physical changes and habitat implications. *Journal of the American Water Resources Association*, 51 (1), 168-184. <https://doi.org/10.1111/jawr.12238>
- Kondolf, G.M. (1997). Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. *Environ Manage* 21(4), 533–551. <https://doi.org/10.1007/s002679900048>
- Kondolf, G.M. (2000). Assessing Salmonid Spawning Gravel Quality. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129(1), 262-281. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(2000\)129<0262:ASSGQ>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2000)129<0262:ASSGQ>2.0.CO;2)
- Major, J.J., East, A.E., O'Connor, J.E., Grant, G.E., Wilcox, A.C., Magirl, C.S., Collins, M.J., Tullios, D.D. (2017). Geomorphic Responses to Dam Removal in the United States—a Two-Decade Perspective. In: D. Tsutsumi, J.B. Laronne, (Eds.), *Gravel-Bed Rivers: Processes and Disasters*. John Wiley and Sons, Hoboken, NJ, USA, 355–383. <https://doi.org/10.1002/9781118971437.ch13>
- Morillo, M., García de Jalón, D. (1998). Efectos del vaciado del embalse de Barasona en las comunidades de peces fluviales. *Limnética* 14 (1), 47-58
- Ollero, A., Ibiolate, A., Acín, V., Ballarín, D., Besné, P., Díaz, E., Ferrer-Boix, C., Granado, D., Herro, X., Horacio, J., Martín-Vide, J.P., Mesanza, A., Mora, D., Sánchez, I. (2014). Geomorphology and river restoration monitoring the demolition of dams in Gipuzkoa. *Geographical Research Letters*, 40 (1), 67-88. <https://doi.org/10.18172/cig.2520>

- Palau, A. (1998a). Estudio limnológico del ecosistema fluvial afectado por los vaciados del embalse de Barasona. *Limnética* 14(1), 1-15.
- Palau, A. (1998b). El vaciado de embalses: Consideraciones ecológicas y gestión medioambiental. *Ecología*, 12, 79-92.
- Palau, A. (2002a). La sedimentación en embalses. Medidas preventivas y correctoras. Actas del I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente, Colegio De Ingenieros De Caminos, Canales y Puertos, Madrid 847-856.
- Palau, A. (2002b). Aspectos medioambientales de la sedimentación en embalses. Actas de la Jornada Técnica de la Sociedad Española de Presas y Embalses (SEPREM), Madrid, 104-117.
- Peteil, C., Fruchart, F., Abadie, F., Reynaud, S., Camenen, B., Guertault, L. (2013). Sustainable management of sediment fluxes in reservoir by eco-friendly flushing: the case study of the Genissiat dam on the upper Rhone River (France). In: S. Fukuoka, H. Nakagawa, T. Sumi, H. Zhang, (Eds.), *Advances in River Sediment Research*. London, CRC Press, 118.
- Primo, C.M, González, G. (2015). Acciones de mejora de la conectividad fluvial en la cuenca alta del Tormes. Actas II Congreso Ibérico de Restauración Fluvial, Centro Ibérico de Restauración Fluvial, Pamplona, 697-702.
- Rosell, C., Nadal, J., Canill, S., Campeny, R., Parpal, J., Pedrocchi, V., Ruíz-Olmo, J. (1998). Efectos del vaciado del embalse de Joaquín Costa sobre anfibios, aves y mamíferos vinculados al ambiente de ribera. *Limnética* 14 (1), 59-71.
- Tena, A., Batalla, R.J., Vericat, D., López-Tarazón, J.A. (2011). Suspended sediment dynamics in a large regulated river over 10-year period (the lower Ebro, NE Iberian Peninsula). *Geomorphology*, 125 (1), 73-84. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.07.029>
- The H. John Heinz III Center (2002). Dam removal. *Science and Decision Making*. The H. John Heinz III Center, Washington, 235 pp.
- White, R. (2001). *Evacuation of sediments from reservoirs*. Thomas Telford Publishing, London, 260 pp. <https://doi.org/10.1680/eosfr.29538>
- Wohl, E.E., Cenderelli, D.A. (2000). Sediment deposition and transport patterns following a reservoir sediment release. *Water Resour Res*, 36(1), 319-333. <https://doi.org/10.1029/1999WR900272>
- Wood, P.J., Armitage, P.D. (1997). Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. *Environ Manag* 21 (2), 203-217. <https://doi.org/10.1007/s002679900019>.

*Recibido el 7 de abril de 2020*

*Aceptado el 17 de junio de 2020*