

## MODELOS DE FLUJO Y TRANSPORTE DE SOLUTOS EN LAS GRAVAS DEL ALUVIAL DEL RÍO GÁLLEGO EN EL ENTORNO DEL VERTEDERO DE SARDAS (SABIÑÁNIGO, HUESCA)

J. Samper<sup>1</sup>, B. Sobral<sup>1</sup>, A. Mon<sup>1</sup>, B. Pisani<sup>1</sup>, L. Montenegro<sup>1</sup>, J. Guadaño<sup>2</sup> y J. Gómez<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigaciones Científicas Avanzadas (CICA), ETS de Ingenieros de Caminos, Universidade da Coruña, España, correo electrónico: j.samper@udc.es; bruno.pisani@udc.es; acacia.naves@udc.es; brais.sobral@udc.es; web: <https://cica.udc.es/es/grupo/gestion-sostenible-de-los-recursos-hidricos-y-del-suelo>

<sup>2</sup>Empresa para la Gestión de Residuos Industriales, S.A., S.M.E., M.P. (EMGRISA). C/ Santiago Rusiñol, 12, 28040 Madrid. e-mail: jguadano@emgrisa.es, jgperez@emgrisa.es, web: <http://www.emgrisa.es>

**RESUMEN.** Se ha elaborado un modelo 2D en planta de flujo subterráneo en el aluvial del río Gállego desde la presa de Sabiñánigo hasta la confluencia con el río Aurín 2 km aguas arriba. El dominio se ha discretizado con una malla 2D de elementos finitos triangulares. Se han calibrado las entradas de agua procedentes de la terraza fluvio-glacial en la margen derecha y los coeficientes de goteo de las descargas al embalse de Sabiñánigo y por debajo de la presa. Los resultados del modelo confirman que el caudal de agua procedente del vertedero fluye por las gravas del aluvial y descarga al embalse a través de los sedimentos de colmatación depositados en el fondo del embalse, especialmente en el antiguo cauce del río Gállego. Por otro lado, se ha realizado un modelo de flujo y transporte del hexaclorociclohexano (HCH) disuelto total. El modelo se basa en la hipótesis de que el producto disuelto está en equilibrio con el presente en la fase densa o sorbido en las fases sólidas del acuífero. La relación de equilibrio entre las concentraciones del HCH disuelto total y el HCH en la fase sólida se ha simulado mediante un coeficiente de distribución,  $K_d$ , constante. Los resultados de la simulación indican que la conductividad hidráulica vertical y el coeficiente de distribución del HCH en los sedimentos de colmatación son los parámetros que más influyen en la descarga de este producto desde el aluvial hacia el embalse a través de los sedimentos y los limos del aluvial.

**ABSTRACT.** We present a 2D groundwater flow model of the Gállego alluvial aquifer, which extends from the Sabiñánigo dam to the mouth of the Aurín river located 2 km upstream. The domain has been discretized with a 2D triangular finite element mesh. The water inflows from the fluvio-glacial terrace on the right bank and the leakage coefficients of the discharges to the Sabiñánigo reservoir and underneath the dam were calibrated. The results of the model confirm that the water coming the Sardas landfill discharges into the reservoir through the silting sediments deposited at its bottom, especially along the bed of the Gállego river prior to the construction of the dam. The solute transport model is based on the hypothesis that total dissolved hexachlorocyclohexane (HCH) is in equilibrium with the HCH in the non-aqueous phase (DNAPL) and the contaminants sorbed in the solid materials of the aquifer. The equilibrium relationship between the concentrations of dissolved and sorbed concentrations has been simulated by using a constant distribution coefficient,  $K_d$ . The

simulation results indicate that the vertical hydraulic conductivity and the distribution coefficient of HCH in the silting sediments are the parameters that most influence the discharge of HCH from the alluvial aquifer towards the reservoir through the silting sediments.

### 1.- Introducción

Los pesticidas organoclorados se utilizaron para el control de plagas en la producción agrícola en las décadas de los 50 y 60 del siglo XX debido a su bajo coste y a su alta efectividad (Grung et al., 2015). Entre ellos, el hexaclorociclohexano (HCH) se utilizó en Europa hasta que se descubrió que su aplicación era perjudicial para los seres humanos (Vijgen et al. 2019). Numerosas empresas comenzaron a trabajar en el aislamiento del isómero  $\gamma$ , conocido como lindano (Vijgen et al., 2019).

El lindano se prohibió en la Unión Europea en 2008 debido a sus propiedades carcinógenas, persistentes, bioacumulativas y de perturbación del sistema endocrino (Schonard, 2016). Su uso está prohibido en la actualidad en al menos 52 países. El lindano ( $\gamma$  - HCH) y otros isómeros de HCH ( $\alpha$  - HCH y  $\beta$  - HCH) se incluyeron en 2009 en la lista de Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP) del Convenio de Estocolmo (Schonard, 2016).

Se estima que pueden existir entre 4.2 y 7.2 millones de toneladas de residuos de HCH/COPs en todo el mundo. Estos residuos contaminan los suelos y las aguas superficiales y subterráneas (Schonard, 2016). Los COPs son muy tóxicos, resistentes a la degradación, bioacumulables y muestran una elevada persistencia tanto en la atmósfera como en el subsuelo (Ma et al., 2003, 2020). En España existen varios emplazamientos afectados por la producción de lindano: en Huesca, la fábrica de INQUINOSA (Fernández et al., 2013), en Pontevedra y en Vizcaya. Recientemente se ha puesto en marcha en Europa el Proyecto Interreg LINDANET para crear una red europea de regiones afectadas por el lindano (<https://www.interregeurope.eu/lindanet/>).

La fábrica de lindano de INQUINOSA en Sabiñánigo (Huesca) funcionó desde 1975 hasta 1992 (Fernández et al., 2013). Los residuos de polvo y líquidos de la producción de lindano se depositaron en el vertedero de Sardas (Fernández et al., 2013). El vertedero de Sardas se encuentra sobre las margas de Larrés sin impermeabilizar (DGA, 1997). Ocupa una superficie de 4 ha y está situado a

menos de 500 m al este del embalse de Sabiñánigo construido para suministrar energía hidroeléctrica a las poblaciones cercanas. El agua del río Gállego abastece a las poblaciones aguas abajo por lo que la presencia de HCH supone un riesgo para la salud humana y los ecosistemas.

El vertedero de Sardas situado en una cárcava existente aguas arriba del aluvial del río Gállego estuvo en funcionamiento desde la década de los 60. En la década de los 80 el vertedero estaba completamente colmatado por más de 400 Dm<sup>3</sup> de residuos sólidos urbanos, de construcción, e industriales, incluyendo los de la producción de lindano en la fábrica de INQUINOSA. Se estima que entre 30 y 80 Gg de los residuos son isómeros de HCH (Fernández et al., 2013).

En 1992 se realizó un sellado superficial y lateral del vertedero. En 2009, se detectó un DNAPL en la superficie (Fernández et al., 2013). A partir de entonces, se inició un estudio de medición continua en el vertedero, así como el estudio del comportamiento hidrogeológico del vertedero y el aluvial del río Gállego.

Samper et al. (2019) presentaron unos modelos de flujo subterráneo de agua y solutos en el emplazamiento realizados a lo largo de un perfil vertical en dirección E-W que discurre a lo largo del thalweg de la antigua cárcava.

En este trabajo se presenta el modelo en planta de flujo subterráneo de agua y solutos en las gravas del aluvial del río Gállego desde la desembocadura del río Aurín en el mismo hasta la presa de Sabiñánigo. El modelo se ha realizado con el código CORE<sup>2D</sup> V5 (Samper et al., 2003; 2009; 2011).

El emplazamiento de Sardas incluye el vertedero y la parcela situada al pie del mismo (Fig. 1). Los materiales del vertedero fueron extraídos y esparcidos sobre el aluvial del río Gállego en los años 90 durante la construcción de la carretera N-330. Estos depósitos se encuentran sobre los limos del aluvial (IDOM-EMGRISA, 2011). Los lixiviados procedentes del vertedero fluyen por debajo de la pantalla frontal de bentonita que lo cierra continuando a través del relleno del terraplén de la N-330 hasta las gravas del aluvial. La conexión entre las gravas y el embalse de Sabiñánigo se produce a través de los limos del aluvial y de los sedimentos que colmatan el embalse.

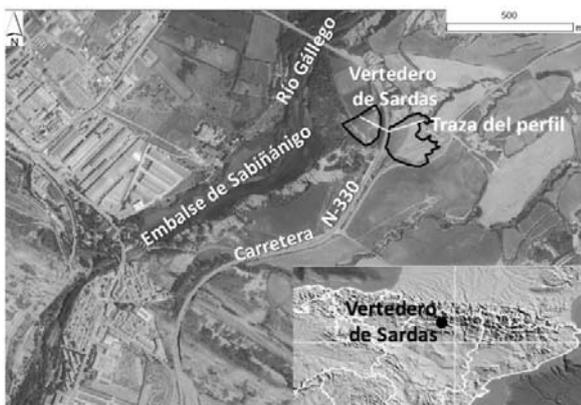


Fig. 1. Situación del vertedero de Sardas (Sabiñánigo) en la cuenca del río Gállego, afluente del río Ebro. Se presenta la traza del modelo en el perfil del vertedero de Sardas (Samper et al., 2019).

## 2.- Materiales y métodos

### 2.1. Modelo conceptual

El aluvial del río Gállego está compuesto por una capa superficial de limos, debajo de la cual sitúan las arenas y las gravas (Fig. 2). El modelo analiza el flujo que tiene lugar a través de las gravas y las arenas ya que su conductividad hidráulica es varios órdenes de magnitud mayor que la del resto de los materiales del aluvial.

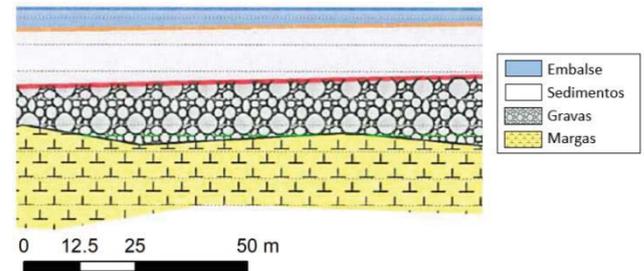


Fig. 2. Corte geológico esquemático del aluvial del río Gállego (CHE, 2010).

El dominio en el que se aplica el modelo limita por el sur con la presa y por el norte con la desembocadura del río Aurín. El contorno del modelo en la margen derecha en la que está situada INQUINOSA, donde la llanura aluvial está en contacto con la terraza fluvio-glaciaria, se ha definido teniendo en cuenta el mapa de sombras calculado a partir del MDT, con los datos de los sondeos situados perforados en el aluvial.

Los principales objetivos del modelo son: 1) Cuantificar el efecto marea que producen las fluctuaciones diarias del nivel del embalse de Sabiñánigo sobre el nivel piezométrico del acuífero; 2) Estimar la conductividad hidráulica de los sedimentos del fondo del embalse; y 3) de las gravas.

El modelo conceptual se basa en las siguientes hipótesis: 1) El flujo se produce a través de las arenas y las gravas; y 2) Existen entradas de agua subterráneas por los contornos procedentes de las terrazas fluvio-glaciarias en la margen derecha y de las margas de Larrés en la margen izquierda.

El espesor del aluvial se ha interpolado a partir de los datos disponibles de depósitos de gravas y arenas medidos en los sondeos perforados en la zona del embalse (CHE, 2010), en las proximidades de la fábrica de INQUINOSA (NOTIO, 2017) y en el emplazamiento de Sardas aguas abajo del vertedero (EMGRISA, 2011; 2013; 2014; 2015; 2016; 2017; 2018). Aguas arriba del puente de la N-330 se ha supuesto un espesor de aluvial constante e igual a 2.5 m.

### 2.2. Modelo bidimensional en planta de flujo en el aluvial del río Gállego

En la Fig. 3 se muestra el dominio del modelo y la extensión del embalse de Sabiñánigo sobre una ortofoto de la zona.

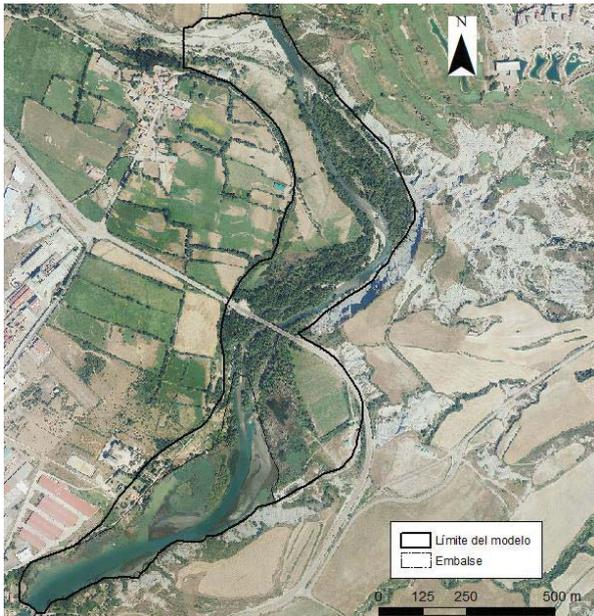


Fig. 3. Localización del límite del dominio del modelo y del embalse de Sabiñánigo sobre una ortofoto de la zona de estudio.

El dominio del modelo se ha discretizado con una malla 2D de elementos finitos triangulares. La malla se compone de 2348 nudos y 4475 elementos. El tamaño de los elementos es mayor en la zona de aguas arriba del vertedero donde afloran las gravas y en las terrazas de cultivo aguas arriba del puente de la N-330. Se ha adoptado un tamaño intermedio en la zona del embalse y en el cauce del río Gállego. La malla se ha refinado especialmente aguas abajo de la pantalla frontal de bentonita en la zona del vertedero de Sardas donde se encuentran la mayor parte de los sondeos de los que se dispone de datos piezométricos.

### 2.2.1. Estructura del modelo

Una zona de material es un conjunto de elementos que comparten las mismas propiedades hidrodinámicas: la conductividad hidráulica en saturación,  $K$  y el coeficiente de almacenamiento específico,  $S_s$ . Se han definido dos zonas de materiales con diferentes conductividades hidráulicas. Se ha partido de los valores de  $K$  estimados en los ensayos de bombeo que se han modificado posteriormente para ajustar los niveles de los sondeos. Se ha definido una zona de material menos permeable en la margen derecha cerca de la fábrica de INQUINOSA ya que en esta zona los niveles piezométricos son algo más elevados que en los sondeos próximos (Fig. 4). Algunos de estos sondeos podrían estar perforados en el coluvial de la terraza fluvio-glaciaria. La conductividad hidráulica de las gravas se ha estimado en 400 m/d, mientras que  $K = 1.7$  m/d en la formación de la margen próxima a INQUINOSA. El coeficiente de almacenamiento específico de las gravas se ha estimado en  $2 \cdot 10^{-4}$  y el de la formación de la margen próxima a INQUINOSA es igual a  $10^{-5}$ .

### 2.2.2. Condiciones de contorno

Se han considerado entradas de agua al modelo procedentes de la recarga por infiltración de la precipitación y a través de los contornos en las dos márgenes del aluvial.

La recarga por infiltración del agua de lluvia en las zonas en las que las gravas están confinadas por los limos es igual a 131 mm/año. La recarga es algo mayor (170 mm/año) en las zonas en las que afloran las gravas. Se ha supuesto que las zonas agrícolas se encuentran sobre los limos del aluvial mientras que las zonas forestales coinciden con las zonas de afloramiento de las gravas. La Fig. 4 muestra las zonas del modelo en las que las gravas están confinadas por los limos del aluvial, las zonas en las que las gravas se encuentran debajo del embalse (confinadas por los sedimentos de colmatación y los limos del aluvial), y las zonas en las que las gravas afloran en superficie. También, se muestra la zona de baja permeabilidad próxima a la fábrica de INQUINOSA.

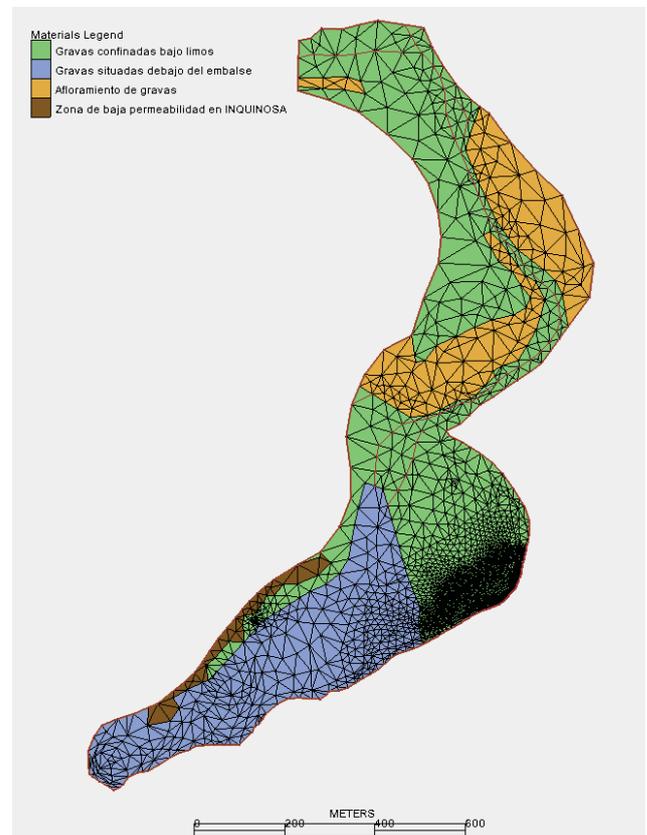


Fig. 4. Zonas de materiales utilizadas en el modelo 2D en planta, que incluyen: las gravas confinadas por los limos del aluvial, las gravas que se encuentran debajo del embalse (confinadas por los sedimentos de colmatación y los limos del aluvial), y las gravas que afloran en superficie. También, se muestra la zona de baja permeabilidad próxima a la fábrica de INQUINOSA.

Los contornos a lo largo de las dos márgenes del aluvial se simulan con una condición de tipo Neuman suponiendo que el caudal es uniforme por tramos. El caudal total del flujo procedente del vertedero de Sardas se ha supuesto

igual a 21,86 m<sup>3</sup>/d, similar al caudal que pasa debajo de la pantalla frontal de bentonita estimado por Samper et al. (2019). El resto de los caudales se han deducido ajustando los niveles piezométricos medidos en los sondeos durante la calibración.

Los cauces de los ríos Gállego y Aurín se han simulado con una condición de tipo mixto (Cauchy), en la que el caudal a través del contorno, Q (m<sup>3</sup>/d), se calcula mediante:  $Q = \alpha (H-h)$ ; donde  $\alpha$  es el coeficiente de goteo (m<sup>2</sup>/d), h es el nivel piezométrico en el contorno y H es el nivel externo. El nivel externo a lo largo de los cauces de los ríos se ha calculado a partir de las pendientes de los ríos. El coeficiente de goteo de los ríos Gállego y Aurín se ha tomado igual a 500 m<sup>2</sup>/d.

La condición de contorno o término fuente/sumidero de transferencia de agua desde el acuífero aluvial al embalse de Sabiñánigo se ha simulado con una condición de tipo Cauchy. El nivel externo, H, se ha considerado igual al nivel medido en el embalse por EMGRISA mediante medidas semihorarias. El coeficiente de goteo,  $\alpha$ , calibrado para cada nudo (m<sup>2</sup>/d), se ha calculado mediante:

$$\alpha = \frac{K_l V_n}{e_l b_a} \quad (1)$$

donde:

- $K_l$  es la conductividad hidráulica vertical de los sedimentos existentes entre las gravas y el embalse (m/d) que se ha estimado igual a 0,1 m/d en los limos del aluvial y 0,4 m/d en los sedimentos de colmatación
- $V_n$  es el volumen de acuífero asociado al nudo (m<sup>3</sup>)
- $e_l$  es el espesor medio de los sedimentos que se ha supuesto igual a 2,5 m
- $b_a$  es el espesor del acuífero calculado como el espesor medio de los elementos que rodean al nudo (m)

A partir de la ortofoto histórica del vuelo americano de 1956 se ha situado el cauce del río Gállego en la fecha de la construcción de la presa (Fig. 5). También se han delimitado las zonas agrícolas existentes antes de la construcción de la presa. En estos campos de cultivo se ha supuesto que las gravas estaban confinadas por los limos cuaternarios. CHE (2009) describe el pronunciado proceso de aterramiento que ha sufrido el embalse de Sabiñánigo tras la construcción de la presa. Es de esperar que en el cauce del río se hayan acumulado sedimentos de colmatación que, por su menor grado de compactación, posiblemente son más permeables que los limos del aluvial. No obstante, será necesario corroborar esta hipótesis mediante ensayos de campo.

El flujo por debajo de la presa del embalse de Sabiñánigo tiene lugar a través de las areniscas sobre las que se construyó la presa. El flujo subterráneo por debajo de la presa se ha simulado con una condición de tipo Cauchy.

Se han realizado modelos de flujo en régimen estacionario, transitorio plurianual y transitorio trimestral.

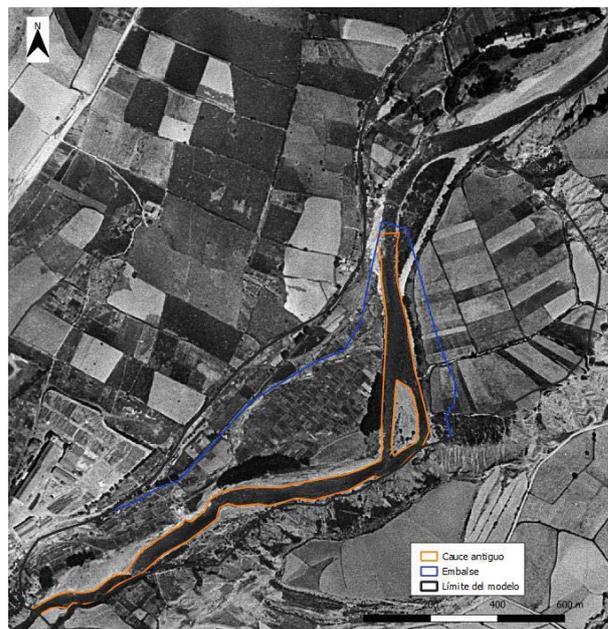


Fig. 5. Cauce del río Gállego antes de la construcción de la presa de Sabiñánigo (cauce antiguo). En el modelo se ha supuesto que el antiguo cauce se ha rellenado con los sedimentos de colmatación.

### 2.3. Modelo bidimensional en planta de transporte de HCH total en el aluvial del río Gállego

Se ha realizado un modelo transitorio de transporte del HCH disuelto total suponiendo flujo estacionario. El modelo se basa en la hipótesis de que el HCH disuelto está en equilibrio con el HCH de la fase densa y el HCH sorbido en las fases sólidas del acuífero. Se considera régimen estacionario de flujo con valores medios del nivel del embalse, de las recargas por infiltración y de los caudales de entrada y salida por los contornos. El tiempo de simulación del modelo de transporte de HCH es igual a 50 años. El incremento de tiempo de cálculo es igual a 3.04 días.

La zona de entrada de HCH disuelto procedente del vertedero se ha determinado a partir de la aureola de la concentración de HCH disuelto total medida en septiembre 2018. La concentración inicial de HCH se ha estimado a partir de los mapas de presencia de fase densa elaborados por EMGRISA. La concentración inicial y la concentración de HCH disuelto total agua procedente del vertedero es igual a 4000 µg/L.

Los parámetros de transporte de las dos zonas de materiales son iguales. La porosidad considerada es igual a 0.135. Las dispersividades longitudinal y transversal son iguales a 1 m. La densidad seca es igual a 2.65 g/L y la densidad aparente es igual a 2.29 g/L. El coeficiente de difusión en agua ( $D_0$ ) es igual a 10<sup>-10</sup> m<sup>2</sup>/s en todo el dominio.

La relación de equilibrio entre las concentraciones de HCH disuelto total y la de HCH en la fase sólida y en la fase densa se ha simulado utilizando un coeficiente de

distribución,  $K_d$ . El coeficiente de distribución del HCH se ha estimado a partir del producto del coeficiente de distribución agua-carbono orgánico,  $K_{oc}$ , y la fracción de carbono orgánico en el suelo,  $f_{oc}$ . Se ha calculado el rango de valores de  $K_d$  a partir de los datos de  $K_{oc}$  de la EPA (1996) y a partir de los valores calculados en función de la relación  $K_{oc}$  y el coeficiente de reparto octanol-agua,  $K_{ow}$  (Suntio *et al.*, 1988; Prager, 1995; EPA, 1996). No se dispone de datos de  $f_{oc}$  en el emplazamiento de Sardas. Por ello, se ha considerado un intervalo de valores de  $f_{oc}$  entre 0.001 y 0.002. Los intervalos de valores de  $K_d$  esperados en función de los estimados de  $K_{oc}$  y del de  $f_{oc}$  se presentan en la Tabla 1.

**Tabla 1.** Intervalos de valores de  $K_d$  del HCH disuelto total estimados en el aluvial de Sardas del coeficiente de distribución agua-carbono orgánico,  $K_{oc}$ , y la fracción de carbono orgánico en el suelo,  $f_{oc}$ .

$f_{oc}$	Intervalo de $K_{oc}$ (L/kg)	Intervalo de $K_d$ (L/kg)
0,001	731 – 3249	0,73 – 974,7
0,002	731 – 3249	1,46 – 97,47

### 3.- Resultados y discusión

#### 3.1. Modelo bidimensional en planta de flujo en el aluvial del río Gállego

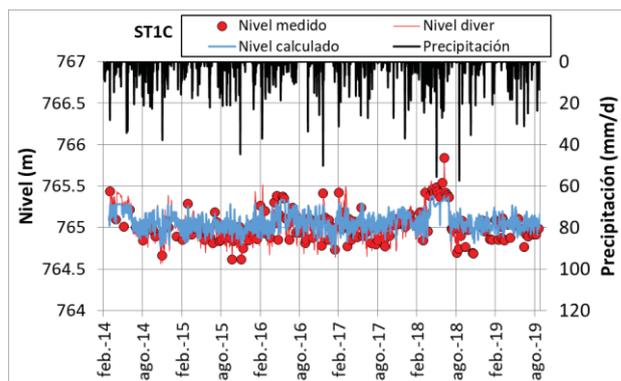
##### 3.1.1. Niveles

El ajuste de los niveles calculados a los medidos en el modelo de flujo en régimen estacionario en planta es bueno. Solo un sondeo tiene un residuo de más de 0.5 m y ningún residuo es mayor de 1 m. Las mayores discrepancias se encuentran en los sondeos en la zona de INQUINOSA debido a que los gradientes de nivel en esa zona son mucho mayores que en el resto del dominio. El índice de Nash-Sutcliffe (Kraus *et al.*, 2005) es igual a 0.71 que se corresponde con un valor aceptable del ajuste.

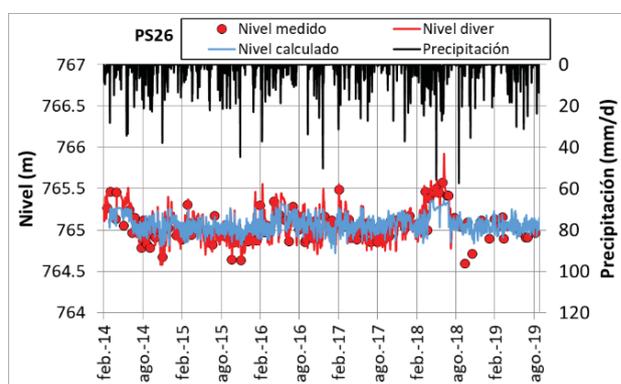
El ajuste de los niveles calculados con el modelo de flujo en régimen transitorio plurianual es muy bueno. Los hidrogramas de los niveles calculados reproducen en general los de los niveles medidos. Las oscilaciones del nivel del embalse provocan oscilaciones periódicas en los niveles de los sondeos y por ello la condición de contorno del embalse juega un papel preponderante en la dinámica el acuífero aluvial del río Gállego.

Las Figuras 6 y 7 presentan los hidrogramas de los sondeos STIC y PS26 en régimen plurianual junto a las precipitaciones diarias medidas en la estación meteorológica del vertedero de Sardas. Por otro lado, las Figuras 8 y 9 muestran los hidrogramas medidos y calculados en los sondeos STIC y PS26 entre entre el 1 de junio y el 30 de septiembre de 2017.

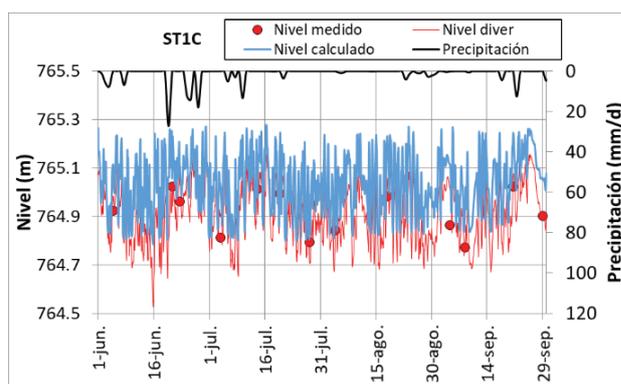
Las oscilaciones piezométricas medidas no guardan relación con las precipitaciones. Los niveles piezométricos calculados en las gravas son muy sensibles a las variaciones del nivel del embalse y del nivel del río Gállego aguas arriba del embalse y al aumento de la conductividad hidráulica vertical de los limos desde 0,04 m/d hasta 0,2 m/d.



**Fig. 6.** Hidrogramas de niveles medidos manualmente (símbolos), niveles medidos con *diver* (línea roja) y niveles calculados (línea azul) para el sondeo STIC en régimen transitorio plurianual. En el eje vertical secundario se presentan las precipitaciones diarias medidas en la estación meteorológica del vertedero de Sardas (línea negra).



**Fig. 7.** Hidrogramas de niveles medidos manualmente (símbolos), niveles medidos con el *diver* (línea roja) y niveles calculados (línea azul) para el sondeo PS26 en régimen transitorio plurianual. En el eje vertical secundario se presentan las precipitaciones diarias medidas en la estación meteorológica del vertedero de Sardas (línea negra).



**Fig. 8.** Hidrogramas de niveles medidos manualmente (símbolos), niveles medidos con el *diver* (línea roja) y niveles calculados (línea azul) para el sondeo STIC en régimen transitorio trimestral. En el eje vertical secundario se presentan las precipitaciones diarias medidas en la estación meteorológica del vertedero de Sardas entre el 1 de junio y el 30 de septiembre de 2017 (línea negra).

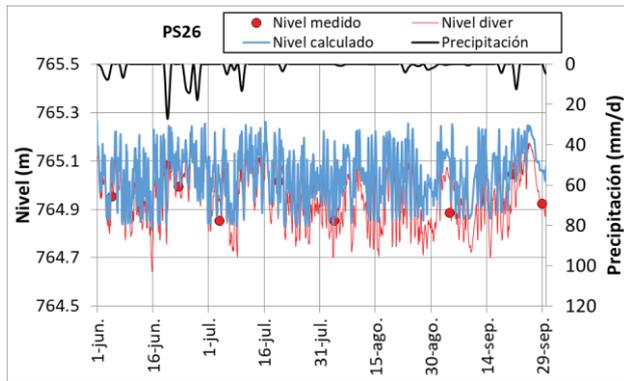


Fig. 9. Hidrogramas de niveles medidos manualmente (símbolos), niveles medidos con el diver (línea roja) y niveles calculados (línea azul) para el sondeo PS26 en régimen transitorio trimestral.

A pesar de las incertidumbres adicionales que conlleva extender el modelo de flujo del aluvial hasta la confluencia con el río Aurín, ya que se carece de datos aguas arriba del puente de la nacional N-330, el resultado ha permitido identificar que las fluctuaciones del nivel del embalse se propagan hasta varios centenares de metros aguas arriba del puente de la N-330.

### 3.1.2. Balance hidrológico en el acuífero

Se ha calculado el balance de agua en el dominio del modelo. Las entradas de agua al modelo se presentan en la Tabla 2. Hay que destacar que la principal entrada se produce desde el aluvial del río Aurín. Le siguen en importancia las entradas por el contorno de la margen derecha. Se han calculado los valores de la desviación típica,  $\sigma$ , de los caudales diarios de entrada durante el periodo de simulación. El valor de  $\sigma$  es nulo en los contornos en los que el caudal es constante. Las entradas desde el río Aurín y las debidas a la recarga muestran valores muy bajos de  $\sigma$ .

Las salidas calculadas con el modelo de flujo se presentan en la Tabla 3. Hay que destacar el elevado valor de  $\sigma$  en los caudales de salida hacia el embalse debido a las fluctuaciones periódicas del nivel del embalse. Mientras que el caudal medio es igual a 26.8 m<sup>3</sup>/día, su desviación típica es igual a 230.9 m<sup>3</sup>/día. La diferencia entre las entradas y las salidas es igual a 89.80 m<sup>3</sup>/día. El error del cierre de balance es igual a 2.1 %.

Tabla 2. Caudales medios diarios (m<sup>3</sup>/d) de entrada en el modelo en régimen transitorio plurianual.  $\sigma$  es la desviación típica de los caudales diarios de entrada durante el periodo de simulación.  $\sigma = 0$  en los contornos en los que el caudal es constante.

Zona de entrada	Caudal		
	(m <sup>3</sup> /d)	(%)	$\sigma$ (m <sup>3</sup> /d)
Contorno margen izquierda (margas)	278.8	6.6	0
Contorno margen derecha (terrazas)	1229.0	29.3	0
Recarga en los afloramientos de limos	100.8	2.4	0.5
Recarga en los afloramientos de gravas	67.4	1.6	0.5
Entrada desde el río Aurín	2537.8	60.2	0.3
TOTAL	4213.8	100	-

Tabla 3. Caudales medios diarios (m<sup>3</sup>/d) de salida en el modelo en régimen transitorio plurianual.  $\sigma$  es la desviación típica de los caudales diarios de salida durante el periodo de simulación.

Zona de descarga	Caudal		
	(m <sup>3</sup> /d)	(%)	$\sigma$ (m <sup>3</sup> /d)
Embalse de Sabiñánigo	26,8	0,6	230,9
Por debajo de la presa	1008,5	23,4	14,3
Cauce principal del río Gállego	3007,2	69,9	128,5
Brazo noroeste del río Gállego	83,1	1,9	0,1
Brazo sureste del río Gállego	178,1	4,1	99,4
TOTAL	4303,6	100	-

### 3.2. Cálculo de las fracciones de mezcla

Se ha utilizado el método de las fracciones de mezcla para determinar las zonas de descarga del flujo de agua procedente del vertedero de Sardas.

El concepto de fracciones de mezcla se basa en la hipótesis de que una muestra de agua en un determinado punto,  $P_i$ , de un acuífero se puede considerar como la mezcla de  $N$  aguas con fracciones  $f_i(x)$ . Las fracciones de mezcla se pueden calcular con un modelo de flujo de agua de transporte de solutos. Se utilizan varios trazadores conservativos. Cada uno de ellos se corresponde con un tipo de agua. En este modelo se han considerado dos tipos de agua: la que proviene del vertedero de Sardas y el resto. Las entradas procedentes del vertedero de Sardas suponen un 1.35 % del flujo total de entrada al modelo.

La fracción de mezcla,  $f_i$ , es el cociente entre la concentración del trazador calculada en dicho punto y la concentración inicial del trazador (1 mol/L),  $C_{io}$ :

$$f_i = \frac{c_i}{C_{io}} \quad i = A, B \quad (2)$$

donde  $f_i$  y  $c_i$  son las fracciones de mezcla y las concentraciones de los trazadores, respectivamente. La suma de las fracciones de mezcla es igual a 1:

$$1 = f_A + f_B \quad (3)$$

Para el cálculo de las fracciones de mezcla de las aguas se ha utilizado un periodo de simulación de 50 años con condiciones de contorno de flujo y transporte estacionarias.

La Fig. 10 muestra el mapa de los valores nodales de los caudales de descarga al embalse del agua procedente del vertedero de Sardas al cabo de 50 años.

El caudal de agua procedente del vertedero (21.86 m<sup>3</sup>/d) sale al embalse en parte a través de los sedimentos que rellenan el antiguo cauce del río Gállego (13.54 m<sup>3</sup>/d). El resto descarga al embalse a través de los limos del aluvial.

La Fig. 11 muestra la zona en la que el acuífero descarga al embalse (azul) y la zona próxima a la presa en la que existe flujo desde el embalse hacia el acuífero aluvial (verde).



Fig. 10. Caudales nodales de descarga ( $m^3/d$ ) al embalse del agua procedente del vertedero de Sardas al cabo de cincuenta años de simulación.

Los resultados del modelo confirman que las aguas subterráneas de las gravas del aluvial descargan al embalse excepto cerca de la presa donde existe un flujo subterráneo vertical descendente desde el embalse hacia las gravas. Este flujo vertical descendente percola por debajo de la presa a través de las areniscas de la cimentación de la presa.

Los resultados de las pasadas de sensibilidad del modelo indican que el caudal de descarga subterránea desde las gravas hacia el embalse es muy sensible a las variaciones de las conductividades hidráulicas verticales de los limos del aluvial y de los sedimentos de colmatación del vaso del embalse.

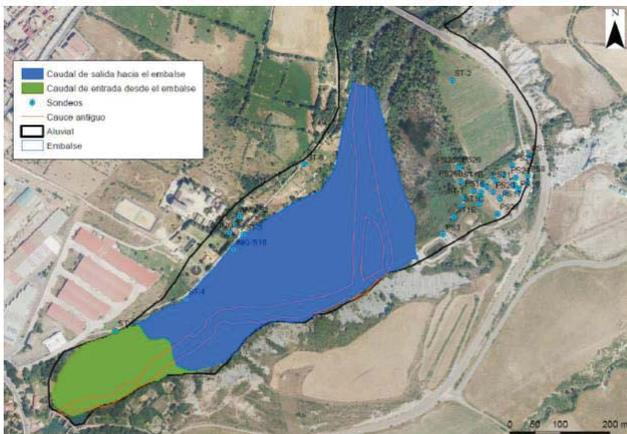


Fig. 11. Mapa de la zona en la que el acuífero descarga al embalse (azul) y la zona próxima a la presa en la que existe flujo desde el embalse hacia el acuífero aluvial (verde).

### 3.3. Modelo bidimensional en planta de transporte de HCH total en el aluvial del río Gállego

El coeficiente de distribución del HCH se ha estimado por tanteos sucesivos dentro del intervalo de valores obtenido a partir de la bibliografía. El mejor ajuste a la aureola medida de HCH total se ha obtenido con un coeficiente de distribución igual a 8.55 L/kg.

La Fig. 12 muestra la aureola de la concentración de HCH disuelto total calculada al cabo de 50 años. La Fig. 13 muestra la aureola de concentración de HCH disuelto en septiembre de 2018 elaborada por EMGRISA a partir de los valores medidos en los sondeos.

Se puede observar que la aureola calculada de HCH disuelto total al cabo 50 años es similar a la elaborada por EMGRISA. Algunos sondeos presentan concentraciones medidas medias mayores que las calculadas (ST1B, PS21B, PS19, PS19B). La concentración de HCH calculada en las gravas situadas debajo del embalse es menor de  $10 \mu g/L$ . En los sondeos perforados en el embalse (SE-17 y SE-21) se dispone de los datos de la concentración total (en las fases líquida y sólida). Con los valores adoptados del coeficiente de distribución, se estima que la concentración de HCH total en las gravas puede oscilar entre 4 y  $17 \mu g/L$ .

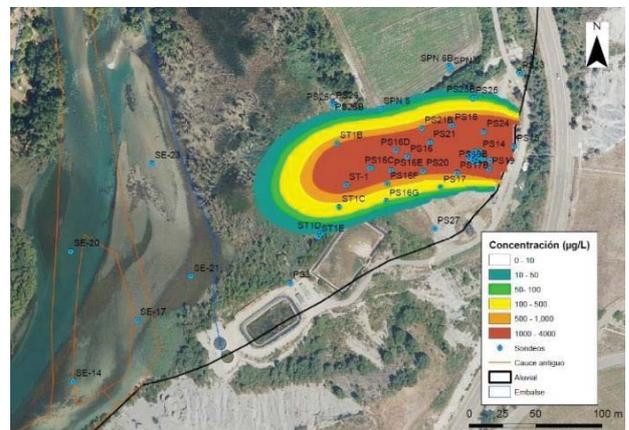


Fig. 12. Aureola de HCH disuelto total calculada en  $t = 50$  años con un coeficiente de distribución igual a 8.55 L/kg.

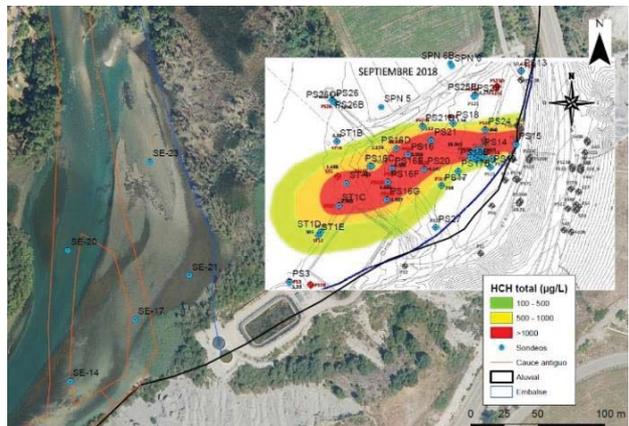


Fig. 13. Aureola de HCH disuelto total aguas abajo del vertedero de Sardas determinada a partir de datos medidos en los sondeos en septiembre de 2018 (EMGRISA, 2018).

Se han realizado varias pasadas de sensibilidad del modelo considerando los siguientes valores del coeficiente de distribución: 1.4, 2.3, 3.89 y 5.83 L/kg. Los resultados del modelo confirman que la aureola de HCH disuelto total es muy sensible a la variación del coeficiente de distribución.

#### 4.- Conclusiones y trabajos futuros

Se han presentado los modelos numéricos de flujo subterráneo y de transporte de HCH disuelto total en planta del aluvial del río Gállego aguas abajo del vertedero de Sardas. El modelo de flujo confirma que el acuífero descarga al embalse excepto cerca de la presa donde existe un flujo subterráneo vertical descendente desde el embalse hacia las gravas. Este flujo vertical descendente percola por debajo de la presa a través de las areniscas de la cimentación de la presa. El caudal procedente del vertedero de Sardas descarga al embalse a través de los sedimentos de colmatación y de los limos del aluvial.

Las oscilaciones del nivel del embalse provocan oscilaciones periódicas en los niveles de los sondeos. El modelo de flujo en régimen estacionario confirma que la condición de contorno del embalse juega un papel preponderante en la dinámica del acuífero aluvial del río Gállego.

Las aureolas de HCH total calculadas son muy parecidas a las aureolas de HCH total estimadas a partir de las medidas realizadas en los sondeos en septiembre de 2018. La extensión superficial de las aureolas calculadas es muy sensible al coeficiente de distribución.

Se están realizando las siguientes mejoras en los modelos de flujo y transporte de masa: 1) Actualizar las condiciones de contorno del modelo en la margen derecha del río Gállego; 2) Considerar en el modelo la variación temporal de la extensión superficial de la zona inundada por el embalse; 3) Realizar una calibración detallada del modelo calculando los índices de Nash-Sutcliffe; 4) Considerar la totalidad de los COC disueltos; y 4) Actualizar los valores del coeficiente de distribución,  $K_d$ , incorporando las medidas de  $K_d$  realizadas recientemente por Lorenzo et al. (2020) a partir de ensayos de solubilidad en muestras de dos tamaños de grano diferentes cuyos valores de  $K_d$  varían entre 72.0 L/kg para el tamaño grueso y 239.2 L/kg para el tamaño más fino.

Hay que señalar que se hace un seguimiento diario de la calidad química del agua del río Gállego. Gracias a las intensas labores de contención realizadas por el Gobierno de Aragón, las analíticas de las aguas del río Gállego se encuentran dentro de los límites de potabilidad. Los datos están disponibles en [www.stopindano.es](http://www.stopindano.es).

*Agradecimientos.* El trabajo de la UDC presentado en esta contribución se ha realizado en el marco de contratos de investigación suscritos entre EMGRISA y la Fundación de la Universidad de A Coruña. Los trabajos de EMGRISA han sido financiados por el Gobierno de Aragón. También se ha contado con el apoyo del proyecto PID2019-109544RB-I00 del Programa Estatal de Generación del Conocimiento y Fortalecimiento Científico y Tecnológico del Sistema de I+D+i y de I+D+i Orientada a los Retos de la Sociedad y del Proyecto de la Xunta de Galicia del Programa de “Consolidación y Estructuración de Unidades de Investigación Competitivas (Ref. ED431C2021/54). Se agradece especialmente el apoyo recibido por los técnicos de EMGRISA y del Gobierno de Aragón. Se agradece también la documentación e información facilitada por la Confederación Hidrográfica del Ebro a través de Javier San Román y Felipe Delgado. Por último, expresamos nuestro agradecimiento a los revisores del trabajo por sus comentarios y sugerencias que han contribuido a mejorar la versión final del trabajo.

#### 5.- Bibliografía

- CHE, Confederación Hidrográfica del Ebro (2009). Estudio batimétrico y de caracterización de sedimentos del embalse de Sabiñánigo. Informe técnico de la Confederación Hidrográfica del Ebro (Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino).
- CHE, Confederación Hidrográfica del Ebro (2010). Análisis ambiental de los sedimentos y del entorno del embalse de Sabiñánigo (Huesca) y evaluación de riesgos. Informe técnico de la Confederación Hidrográfica del Ebro (Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino).
- DGA (Diputación General de Aragón) (1997). Proyecto de Impermeabilización del vertedero de Sardas. Sabiñánigo (Huesca). Liquidación Provisional.
- EMGRISA (2011). Ejecución de sondeos para el control de la extensión de la pluma de HCH en el pie del vertedero de Sardas (Sabiñánigo, Huesca). Informe de trabajos realizados. Mayo de 2011.
- EMGRISA (2013). Servicio de seguimiento hidrogeológico de Sardas, Sabiñánigo (HUESCA) 2012-2013. Informe final de ejecución de sondeos y trabajos complementarios.
- EMGRISA (2014). Servicio de seguimiento hidrogeológico de Sardas, Sabiñánigo (HUESCA) 2013-2014. Informe de elaboración de modelo de simulación de flujo de la parcela al pie de vertedero y zonas aledañas. PD 513004-134.
- EMGRISA (2015). Servicio de seguimiento hidrogeológico de Sardas, Sabiñánigo (Huesca). Memoria anual 2015. PD 513007-222.
- EMGRISA (2016). Servicio de seguimiento hidrogeológico de Sardas, Sabiñánigo (Huesca) -2015 exp.: 1407-4422-2015/01. Memoria anual 2015.
- EMGRISA (2017). Servicio de seguimiento hidrogeológico de Sardas, Sabiñánigo (Huesca) -2015, prórroga 2016 y emergencia oct-dic 2016. Expedientes 1407-4422-2015/01 y 1404-4422-2016/12. Memoria anual 2016.
- EMGRISA 2018. Servicio de seguimiento Hidrogeológico de Sardas, Sabiñánigo (Huesca) 2017-2018. Expediente: 1470-4422-2016/02. Memoria anual 2018. Febrero de 2019
- EPA (1996). Soil Screening Guidance: User's Guide. EPA/540/R-96/018, April 1996.
- Fernández J., Arjol M.A. y Cacho C. (2013) POP-contaminated sites from HCH production in Sabiñánigo, Spain. *Environ Sci Pollut Res* (2013) 20:1937–1950. DOI 10.1007/s11356-012-1433-8.
- Grung, M., Lin, Y., Zhang, H., Steen, A.O., Huang, J., Zhang, G. and Larssen, T. (2015). Pesticide levels and environmental risk in aquatic environments in China--A review. *Environ. Int.*, 81, 87-97.
- IDOM-EMGRISA (2011). Diagnóstico ambiental. Campaña de investigación y estudio hidrogeológico y geotécnico de detalle para la mitigación de la contaminación en el área afectada del vertedero de Sardas, Sabiñánigo (Huesca) en el año 2009. Planteamiento de alternativas y trabajos complementarios para una solución definitiva. Julio de 2011.
- Krause, P., Boyle, D.P., Base, F. (2005). Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Adv. Geosci.*, 5, 89-97.
- Lorenzo, D., R. García-Cervilla, A. Romero, A. Santos (2020). Partitioning of chlorinated organic compounds from dense nonaqueous phase liquids and contaminated soils from lindane production wastes to the aqueous phase. *Chemosphere* 239, 124798
- Ma, J.M., Daggupati, S., Harner, T. and Li, Y.F. (2003). Impacts of lindane usage in the Canadian prairies on the Great Lakes ecosystem. 1. Coupled atmospheric transport model and modeled concentrations in air and soil. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 3774-3781.
- Ma, Y., Yun, X., Ruan, Z., Lu, C., Shi, Y., Qin, Q., Men, Z., Zou, D., Du, X., Xing, B. and Xie, Y. (2020). Review of hexachlorocyclohexane (HCH) and dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) contamination in Chinese soils. *Sci. Total., Environ.*, 749, 141212.
- NOTIO (2017). Ensayos de bombeo dentro de las labores de investigación complementaria del emplazamiento de la antigua fábrica de Inquinosa afectada por contaminación de HCH. CD: SARGA-NOTIO-17-NT-01.
- Prager J. C. (1995). Environmental Contaminant Reference Databook. Volume 1. Van Nostrand Reinhold. New York
- Samper J, Yang C, Montenegro L (2003). CORE<sup>2D</sup> Version 4: A code for non-isothermal water flow and reactive solute transport. User's Manual. Universidade de A Coruña.

- Samper J, Pisani B, Lu C, Bonilla M, Galíndez JM (2009). Evaluación del impacto de las obras del Eje Atlántico de Alta Velocidad en el tramo Meirama-Bregua sobre las captaciones de agua y propuestas de alternativas. Informe final del proyecto. Universidade da Coruña, A Coruña. 137 pp.
- Samper J, Yang C, Zheng L, Montenegro L, Xu T, Dai Z, Zhang G, Lu C y Moreira S (2011). CORE<sup>2D</sup> V4: A code for water flow, heat and solute transport, geochemical reactions, and microbial processes, Chapter 7 of the Electronic book Groundwater Reactive Transport Models, F Zhang, G-T Yeh, C Parker & X Shi (Ed), Bentham Science Publishers, pp 161-186, ISBN 978-1-60805-029-1.
- Samper J., Sobral B., Mon A., Pisani B., Naves A., Guadaño J., Motenegro L., y Fernández J. (2019). Modelo de flujo y transporte de solutos del emplazamiento de sardas en Sabiñánigo (Huesca). En: Estudios de la Zona no Saturada Vol XIV, Madrid, 28-30 octubre. 978-84-948550-8-5.
- Schonard (2016). Directorate General for Internal Policies Policy Department C: Citizens' Rights and Constitutional Affairs. Lindane (persistent organic pollutant) in the EU.
- Suntio L.R., Shiu W.Y., Mackay D., Seiber J.N. and Glotfelty D. (1988) Critical review of Henry's law constants for pesticides. *Rev Environ Contam Toxicol* 103: 1-59.
- Vijgen, J., de Borst, B., Weber, R., Stobiecki, T. and Forter, M. (2019). HCH and lindane contaminated sites: European and global need for a permanent solution for a long-time neglected issue. *Environ. Pollut.*, 248, 696-705.