

# Análisis de actuaciones en las cuencas Sur del Mar Menor con el objetivo de reducir el aporte de sedimentos y compuestos nitrogenados a la laguna

Puertes, C.<sup>a1</sup>, Bautista, I.<sup>a2</sup>, Lidón, A.<sup>a3</sup> y Francés, F.<sup>a4</sup>

<sup>a</sup>Instituto Universitario de Investigación en Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA), Universitat Politècnica de València:

<sup>a1</sup>[cripueca@cam.upv.es](mailto:cripueca@cam.upv.es), <sup>a2</sup>[ibautista@qim.upv.es](mailto:ibautista@qim.upv.es), <sup>a3</sup>[alidon@qim.upv.es](mailto:alidon@qim.upv.es), <sup>a4</sup>[frances@hma.upv.es](mailto:frances@hma.upv.es).

**Línea temática** | M. Tema monográfico: Entornos fluviales y aguas de transición: impactos de los medios urbanos

---

## RESUMEN

El objetivo del presente trabajo es el análisis de los efectos de las diferentes actuaciones propuestas para reducir el aporte de sedimentos y compuestos nitrogenados a la laguna del Mar Menor. Para ello se ha implementado el modelo hidrológico TETIS y sus sub-modelos de sedimentos y nitrógeno en el estado actual de la cuenca. Posteriormente se han introducido los efectos de las actuaciones propuestas en el modelo y se han realizado las simulaciones oportunas lo que ha permitido evaluar la eficacia de cada una de ellas. A la vista de los resultados, se puede concluir que es posible mejorar el estado ecológico del Mar Menor.

**Palabras clave** | nitrógeno; sedimentos; Mar Menor; TETIS.

---

## INTRODUCCIÓN

Los 135 km<sup>2</sup> del Mar Menor, lo convierten en la mayor laguna costera hipersalina de Europa. Se encuentra separado del Mar Mediterráneo por un cordón arenoso de 22 km de longitud atravesado por golas y canales por los cuales se realiza el intercambio de aguas. Éste se produce a una tasa muy baja, por lo que, sumado a las escasas precipitaciones y la elevada evaporación, la salinidad de la laguna es superior a la del Mar Mediterráneo (Belando et al., 2015). Las características de estas masas de agua someras, las convierten en uno de los ambientes más productivos del planeta desde el punto de vista biológico. El Mar Menor alberga una gran diversidad de ecosistemas, destacando la presencia de praderas de fanerógamas marinas, peces y aves acuáticas de especial interés y altas densidades de nacra (Madrigal, 2017). Además de ser importante desde el punto de vista ambiental, presenta un elevado valor socio-económico debido a las diversas actividades humanas que en él se desarrollan. Sin embargo, estos valores se encuentran hoy en día en riesgo debido a las numerosas presiones humanas (Pérez-Ruzafa et al., 2009).

Resulta evidente que la laguna ha sufrido un proceso de transformación y deterioro en las últimas décadas; de hecho, hoy en día la laguna es menos salina que hace 40 años y desde hace unas décadas es una laguna oligotrófica. Todo ello se ha producido como consecuencia del gran desarrollo urbano y de la intensificación agrícola llevada a cabo en su cuenca vertiente (León y Bellido, 2016).

La contaminación debida a la explotación de su cuenca vertiente se divide principalmente en dos tipos: descargas de estériles mineros, provenientes de la Sierra Minera de la Unión y descarga de compuestos orgánicos e inorgánicos derivados del uso de pesticidas, herbicidas y fertilizantes, con procedencia en el Campo de Cartagena (Martínez, 2007). En este trabajo se ha estudiado la contaminación por compuestos nitrogenados y sedimentos proveniente de las cuencas situadas al Sur de la rambla del Albuñón, debido a que, durante el último periodo de precipitaciones intensas de diciembre de 2016, se observó que el mayor aporte de sedimentos a la laguna se realiza desde esta zona.

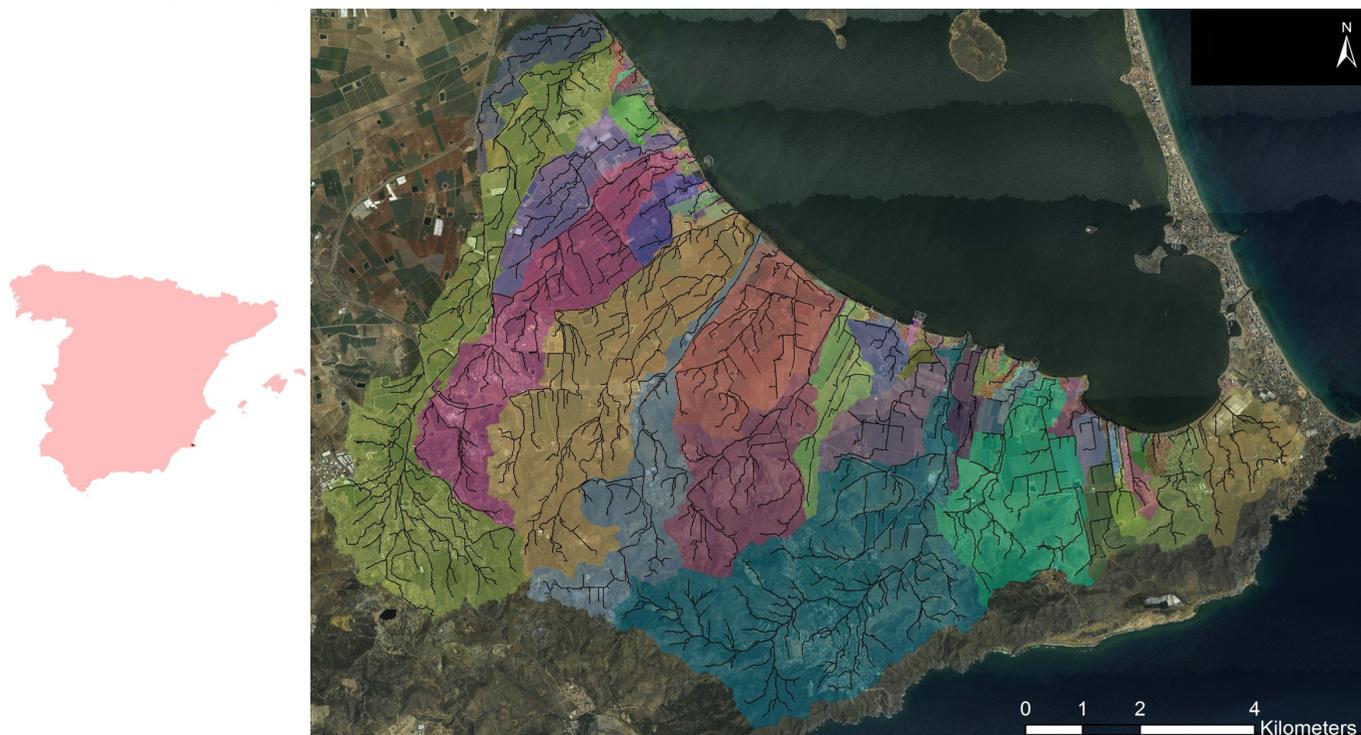
Desde que en 1979 se iniciara el trasvase Tajo-Segura, el Campo de Cartagena ha sufrido una gran transformación. Debido a su mayor rentabilidad, la superficie de cultivos destinada a regadío se ha visto incrementada, predominando principalmente la transformación de secano a regadío y afectando en menor medida a la superficie ocupada por vegetación

natural (Martínez et al., 2013). Los principales efectos de esta agricultura intensiva son: el incremento de los niveles de aguas subterráneas, cuyo claro ejemplo es la rambla del Albujón que junto con los vertidos incontrolados de aguas residuales han llegado a cambiar su régimen a flujo regular (Pérez-Ruzafa y Marcos, 2016); la afección por contaminantes orgánicos e inorgánicos, destacando la contaminación por nitratos (Moreno-González et al., 2013); así como los aportes de sedimentos que se producen debido a regímenes de precipitaciones intensas. La mayor parte de la zona de estudio está cubierta por terrenos agrícolas, los cuales no presentan medidas de protección contra la erosión ni emplean prácticas de conservación de suelo, lo que conlleva que los procesos de transporte y erosión sean muy importantes durante los periodos de precipitaciones. Respecto a la contaminación por nitratos, el mayor aporte se produce como consecuencia de la conexión de las aguas subterráneas y la laguna. El sistema hidrogeológico del Campo de Cartagena es un sistema multicapa constituido por un acuífero libre superficial y tres acuíferos confinados profundos. De estos cuatro acuíferos, el superficial se encuentra escasamente explotado debido a los altos niveles de contaminación procedentes de los retornos de riego. Sin embargo, es el único conectado con la laguna y, por lo tanto, constituye la mayor fuente de contaminación por nitratos (Aragón et al., 2009).

Con todo ello, el objetivo de este trabajo radica en implementar un modelo matemático que nos ayude a entender los flujos de agua, sedimentos y N que desde las cuencas del Sur llegan a la laguna, así como analizar con este modelo la eficiencia de las medidas propuestas por la administración que buscan reducir el aporte tanto de compuestos nitrogenados como de sedimentos a la laguna del Mar Menor.

## ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio es la zona sur del Campo de Cartagena, ubicado en el sureste de la Península Ibérica. Está compuesta por un total de 79 cuencas, de las cuales 53 son pequeñas microcuencas costeras (Figura 1). En total, la zona de estudio presenta una superficie aproximada de 100 km<sup>2</sup> y se alcanza una cota máxima de 395 msnm en la zona montañosa.



**Figura 1** | Situación de las 79 cuencas de estudio

El clima de la zona es semiárido con una precipitación media anual de 310 mm y una evapotranspiración potencial media anual de 1040 mm (Figura 2a), además de presentar una clara estacionalidad (Figura 2b). Edafológicamente, se

caracteriza por presentar suelos con un alto contenido en limos, lo que facilita la erosión. Litológicamente, predominan las rocas detríticas del cuaternario.

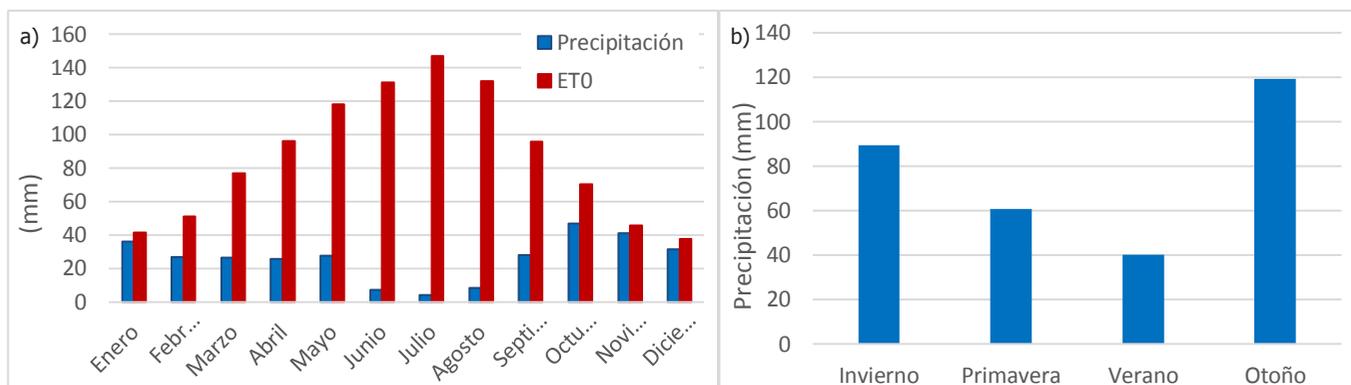


Figura 2| a) Precipitación y evapotranspiración potencial y b) precipitación según la estación del año

Respecto a los usos del suelo (Figura 3), predomina el cultivo de hortalizas de regadío con una extensión de 37 km<sup>2</sup> y el cultivo de árboles frutales, que también son regados, lo que conlleva una superficie de regadío cercana a los 47 km<sup>2</sup>, casi el 50% de la superficie. La mayor parte del riego actual es por goteo.

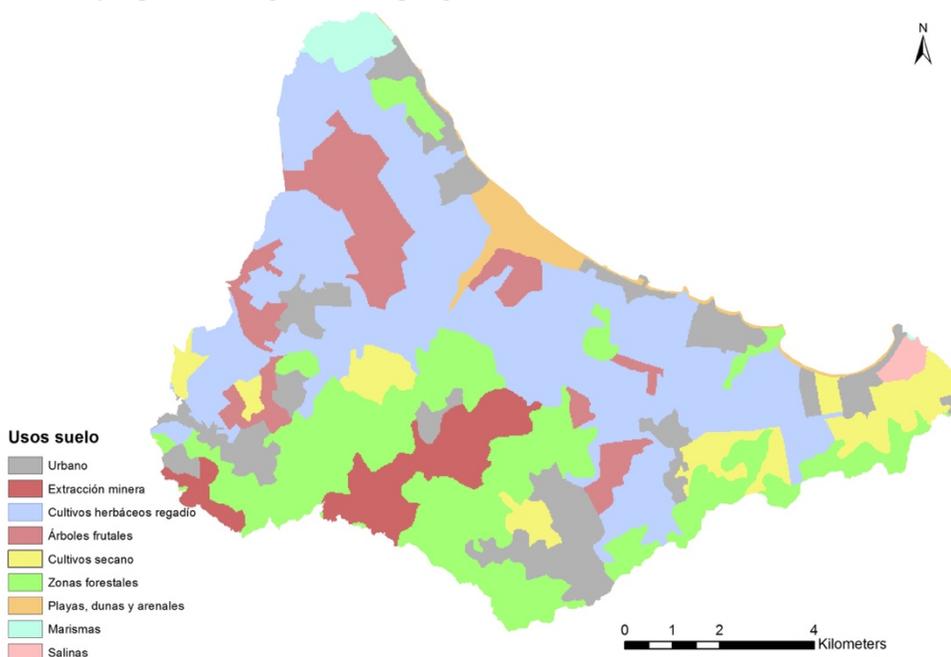


Figura 3| Usos del suelo, simplificados a efectos de esta figura

## DESCRIPCIÓN DEL MODELO TETIS

El modelo empleado para realizar el estudio fue el modelo hidrológico y del ciclo de sedimentos TETIS (GIMHA, 2014) al que se le ha añadido en este trabajo un submodelo del ciclo del N. TETIS es un modelo conceptual, con parámetros de base física y distribuido, lo que permite considerar la heterogeneidad de *inputs*, parámetros y variables de estado.

### Sub-modelo hidrológico

TETIS como modelo hidrológico (Francés et al., 2007) está basado en una estructura de tanques en cada celda, que representan los procesos tanto de ladera como de acuífero, e interconectados vertical y horizontalmente. Mientras que el

acuifero está representado por un único tanque, la ladera está representada por cinco tanques, que son: manto de nieve, interceptación, almacenamiento en superficie, almacenamiento estático y almacenamiento gravitacional. Como resultado, se consigue representar la mayoría de los procesos hidrológicos: almacenamiento estático, evapotranspiración, infiltración, escorrentía directa, percolación, flujo base y flujo subterráneo profundo (Figura 4).

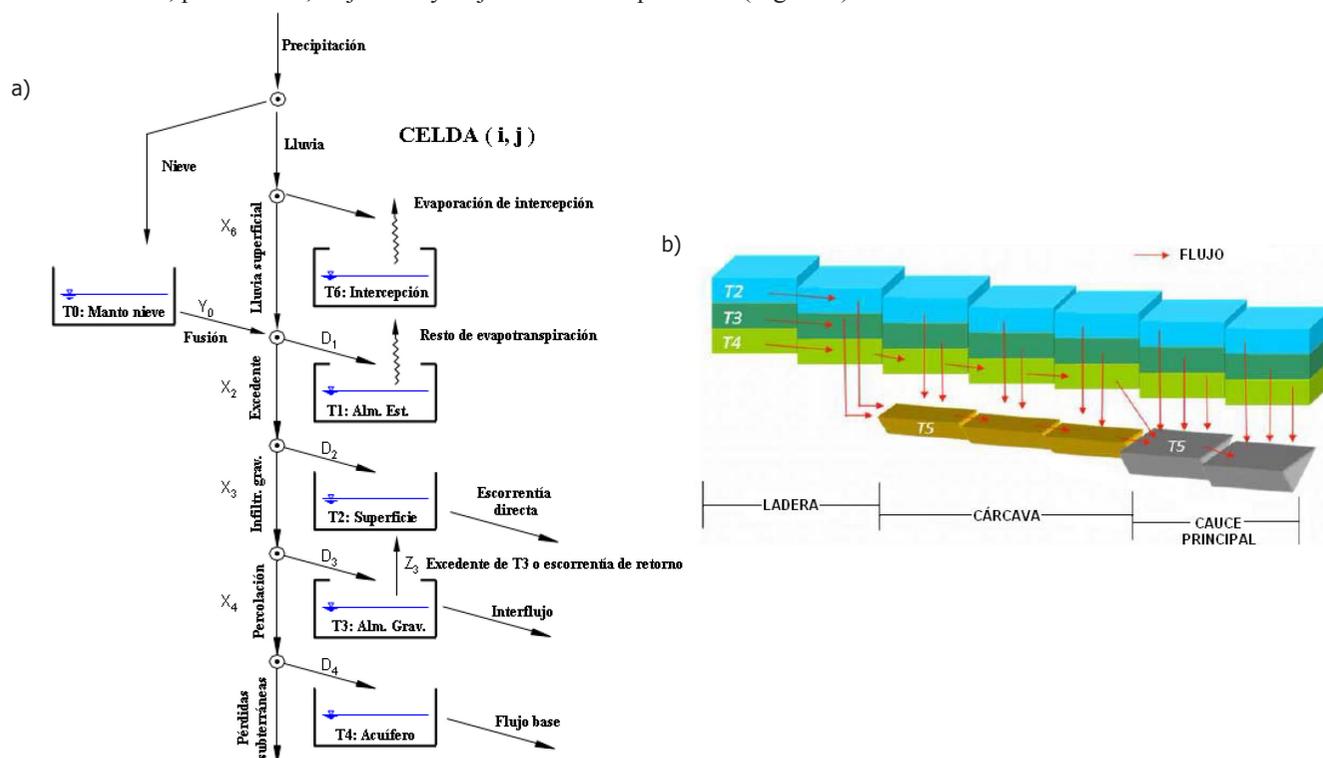


Figura 4| Esquemas vertical (a) y horizontal (b) del modelo TETIS

La conexión a la red fluvial se realiza mediante la definición de dos áreas umbrales. Ésta se divide en cárcavas y cauces. Las laderas (escorrentía directa e interflujo), se conectan a la red de cárcavas, y sólo cuando existe flujo base, el acuífero se conecta a la red de cauces. La propagación en la red fluvial se resuelve mediante la Onda Cinemática Geomorfológica (OCG).

Por último, TETIS presenta una estructura separada de sus parámetros efectivos. De esta forma, el valor efectivo en una celda de un parámetro es el resultado de la multiplicación del valor del mapa correspondiente por un factor corrector, que es común para todas las celdas y diferente para cada parámetro.

### Sub-modelo del ciclo de sedimentos

El sub-modelo del ciclo de sedimentos (Bussi et al., 2014) está basado en la formulación del modelo CASC2D-SED (Rojas, 2002). La principal diferencia entre ambos modelos, es que TETIS considera unidimensionales tanto los procesos de sedimentos en ladera como los procesos en cauces, mientras que el modelo CASC2D-SED considera los procesos en ladera bidimensionales. De esta forma, en los procesos de ladera se emplea la ecuación modificada de Kilinc y Richardson (Kilinc y Richardson, 1973; Julien, 2010a,b) mientras que para el cálculo de los procesos en cárcavas y cauces, se emplea la ecuación de Englund y Hansen (Englund y Hansen, 1967)

La disponibilidad de sedimentos en la cuenca y la capacidad de transporte de la corriente controlan las tasas de producción, transporte y sedimentación. Mientras que el transporte de materiales finos se ve limitado por la disponibilidad de sedimentos, el transporte de materiales gruesos se ve limitado por la capacidad de transporte del flujo. Por ello, el modelo separa las partículas de sedimentos en tres categorías de tamaño; arena limo y arcilla. Cada una de estas partículas presenta unas características físicas diferentes, por lo tanto, la velocidad necesaria para que una partícula se ponga en movimiento depende de su tamaño.

### Sub-modelo del ciclo de nitrógeno

Para la realización de este estudio, fue necesario desarrollar un sub-modelo que incluyese el ciclo del nitrógeno. Este sub-modelo está basado en la formulación de los modelos INCA-N (Wade et al., 2002) y EU-Rotate\_N (Rahn et al., 2010). El modelo INCA-N es un modelo espacialmente semidistribuido que simula los procesos del ciclo del nitrógeno en suelo y cauce a escala de cuenca. En cambio, el modelo EU-Rotate\_N es un modelo desarrollado a escala de parcela que simula el ciclo del nitrógeno únicamente en el suelo, pero que considera la vegetación como una variable de estado. Por lo tanto, es capaz de realizar un cálculo más preciso del nitrógeno extraído del suelo por parte de la vegetación. De esta forma, el ciclo del nitrógeno se modeliza de igual forma que en el modelo INCA-N, con la diferencia de que se ha incorporado el nitrógeno orgánico como forma nitrogenada a evaluar y su acoplamiento al ya existente sub-modelo de sedimentos. Esta última mejora, permite evaluar no sólo el volumen de nitrógeno transportado en disolución, sino también el transportado adsorbido a los sedimentos. Además, dadas las características del área de estudio, para poder modelizar de forma adecuada la asimilación de nitrógeno por parte de la vegetación en las zonas de cultivos no arbóreos, fue necesario incorporar una subrutina de crecimiento de los cultivos basada en el modelo EU-Rotate\_N, que permite calcular la extracción potencial diaria de los mismos.

Siguiendo la estructura clásica del modelo, el sub-modelo de nitrógeno diferencia los procesos según las celdas de ladera, cárcava y cauce. En las zonas de ladera (Figura 5) se modelizan tanto los procesos que se producen en el suelo, como los que se producen en el flujo de escorrentía directa, en cambio, en las zonas de cárcava y cauce (Figura 6) no se modeliza ningún proceso en el suelo.

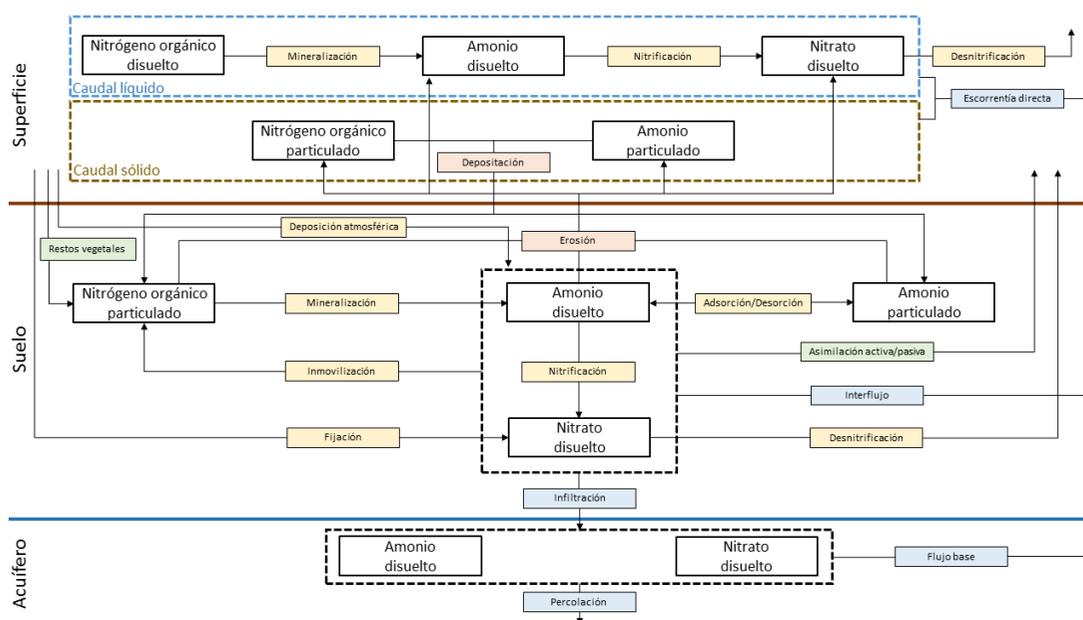


Figura 5| Esquema conceptual del ciclo del nitrógeno para una celda de ladera

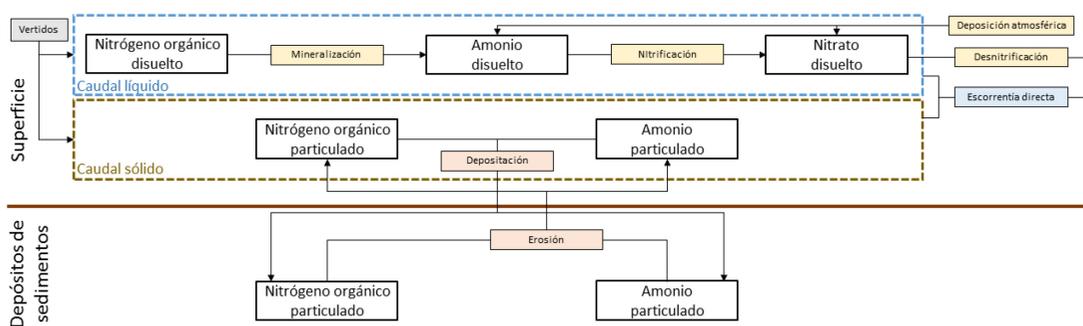


Figura 6| Esquema conceptual del ciclo del nitrógeno para los tanques de cárcava y cauce

Los procesos de transformación del nitrógeno (coloreados en amarillo en la Figura 5 y la Figura 6) están representados mediante cinéticas de primer orden corregidas por temperatura y humedad, a excepción de los procesos de fijación y deposición atmosférica que están representados por cinéticas de orden cero y los procesos de adsorción y desorción de amonio que se modelizan a través del coeficiente de partición que mantiene el equilibrio entre ambas fases. La transmisión vertical y horizontal del nitrógeno disuelto se modeliza mediante transporte advectivo con la masa de agua y siguiendo el esquema de conexiones verticales y horizontales del modelo hidrológico. El transporte de nitrógeno por los procesos de erosión y sedimentación, en caso de estar activo el sub-modelo de sedimentos, se modelizan de forma similar mediante un balance de masas en el volumen de nitrógeno y el volumen de sedimentos. En el caso del acuífero, puesto que se dan condiciones de anoxia, no se modeliza ningún proceso.

La asimilación de nitrógeno por parte de la vegetación se divide en asimilación pasiva, aquella que se produce como consecuencia de la transpiración, y asimilación activa, aquella que realiza la planta mediante un flujo difusivo. La asimilación pasiva se modeliza como un movimiento advectivo con el flujo de transpiración, en cambio, la asimilación activa se modeliza mediante la parametrización de un coeficiente de difusión y una extracción potencial diaria y constante durante todo el año.

En el caso de que se quiera modelizar una zona con cultivos hortícolas de regadío o cultivos herbáceos de secano, la metodología para modelizar la asimilación de nitrógeno descrita anteriormente no puede ser empleada. Al tratarse de cultivos, los requisitos de nitrógeno son muy diferentes según el cultivo y la fase de desarrollo en la que se encuentre. Por ello, se emplea una subrutina que simula el crecimiento de la vegetación y permite considerar una rotación anual de cultivos en la misma celda. De esta forma la extracción potencial diaria es calculada día a día según el estado de la vegetación.

---

## IMPLEMENTACIÓN DEL SUB-MODELO HIDROLÓGICO

### Estimación de parámetros

Para la simulación del modelo TETIS, es necesaria una estimación previa de parámetros. Para ello, el primer paso fue la generación de los mapas derivados del Modelo de Elevación Digital (MED). En este caso se empleó un MED de tamaño de celda de 5x5 m (CNIG, 2016b) que fue corregido a partir de la red de drenaje digitalizada desde el Lidar de 2016 con una densidad de 0.5 puntos/m<sup>2</sup> (CNIG, 2016a). Los mapas generados fueron: direcciones de drenaje, celdas drenantes acumuladas y pendientes. A partir del mapa de pendientes se calculó el mapa de velocidad del flujo superficial en ladera.

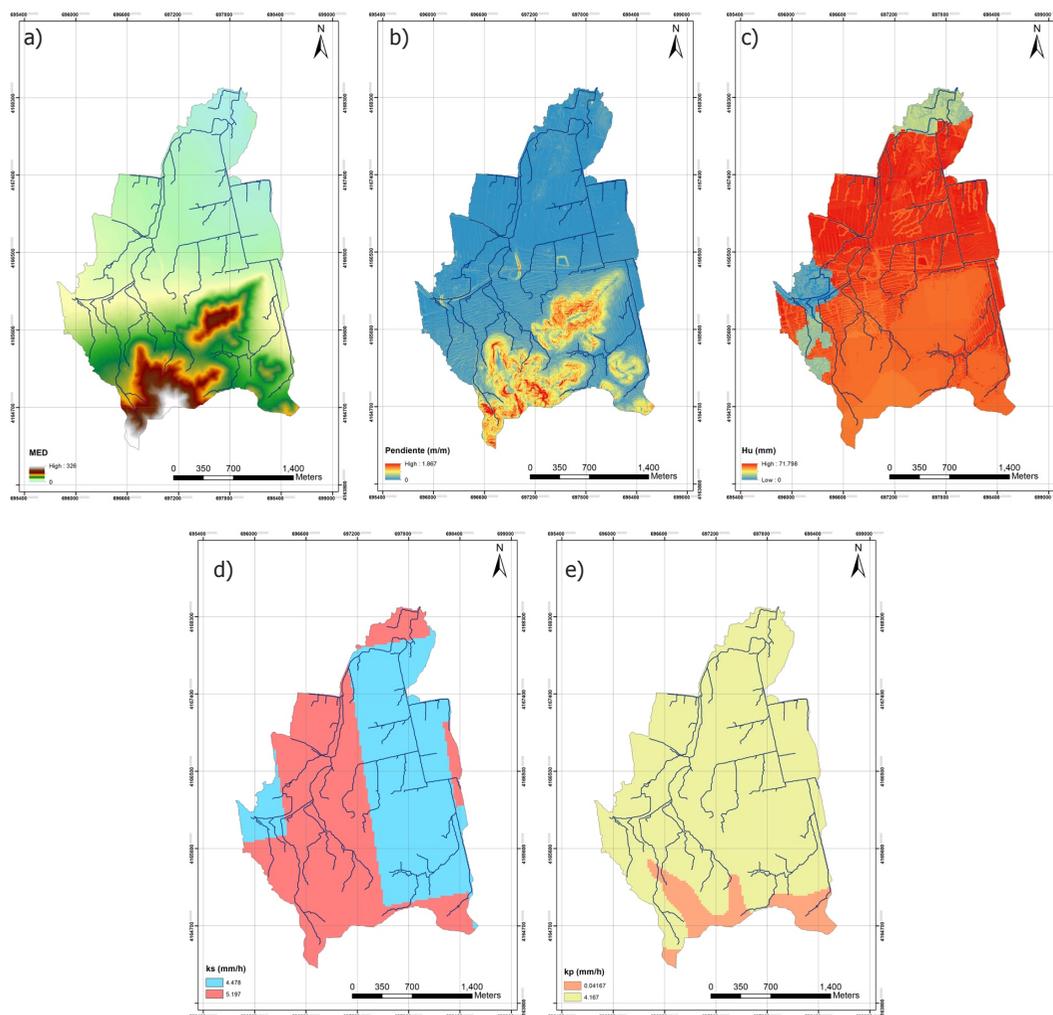
Respecto al mapa de usos del suelo, se empleó el mapa de 2006 de CORINE Land Cover (EEA, 2006). Se decidió emplear el mapa del año 2006 y no uno más reciente debido a que los datos necesarios para realizar la calibración partían de estos usos del suelo ya que no se encontraron cambios significativos en la zona de estudio. Para las posteriores simulaciones, sí se empleó el mapa de usos del suelo más reciente, el del año 2012.

Posteriormente, se realizó la estimación de los parámetros restantes y que a continuación se detallan. Los valores mensuales del factor de vegetación para cada uso del suelo, fueron calculados empleando la metodología propuesta por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2006). El parámetro de interceptación máxima para cada uno de los usos del suelo, se obtuvo de estudios previos realizados por el Grupo de Investigación de Modelación Hidrológica y Ambiental (GIMHA) (Ramírez *et al.*, 2012). La capacidad máxima de almacenamiento estático en la capa superior del suelo depende de la forma del terreno y del tipo de suelo. Para su cálculo se emplearon los mapas derivados de la European Soil Data Base (ESDB) (Hiederer, 2013). La capacidad de infiltración del suelo se calculó mediante la aplicación de funciones de pedotransferencia a los mapas derivados de la ESDB. La capacidad de percolación del sustrato, se calculó empleando el mapa de permeabilidad cualitativa del acuífero del Instituto Geológico y Minero de España (IGME, 2013) transformándola en valores numéricos recurriendo a los valores propuestos por Puricelli y Francés (2003). En el caso de la conductividad hidráulica horizontal saturada del suelo, el mapa empleado fue el de la capacidad de infiltración. Al emplear el modelo TETIS una estructura separada de sus factores correctores, a falta de datos de conductividad horizontal, se puede emplear la vertical, ya que presentará la misma distribución espacial. Posteriormente el valor se corrigió en el proceso de

calibración mediante el factor corrector. De igual forma ocurre con la conductividad hidráulica horizontal saturada del sustrato, pero en este caso se empleó el mapa de capacidad de percolación del sustrato.

Por último, la determinación de los parámetros geomorfológicos se divide en la determinación de las áreas umbrales y la determinación de los coeficientes y exponentes empleados en la OCG. Los valores adoptados para las áreas umbrales fueron  $0.0107 \text{ km}^2$  en el caso del interflujo y  $20 \text{ km}^2$  en el caso del flujo base, ya que se pretendía que el flujo base no se conectase en ningún momento a la red de cauces. Para la OCG, se emplearon los valores del estudio de la cuenca del río Tajo, España (DIHMA, 2001).

En la Figura 7 se muestran algunos de los mapas de parámetros necesarios para el funcionamiento del sub-modelo hidrológico para la cuenca que finalmente se empleó durante el proceso de calibración.



**Figura 7** | Mapas de parámetros de la cuenca de calibración: a) modelo de elevación digital (msnm), b) pendiente (m/m), c) almacenamiento estático máximo (mm), d) capacidad de infiltración del suelo (mm/h) y e) capacidad de percolación del sustrato (mm/h)

## Proceso de calibración

El primer paso para poder realizar el proceso de calibración propiamente dicho, fue calcular el input de agua que se produce por riego. Al tratarse de una zona con casi la mitad de su superficie ocupada por cultivos de regadío, era importante incluir este dato en el modelo. Para ello se consultó el Plan Hidrológico del Segura (CHS, 2015). En él, se establecen dos Unidades de Demanda Agraria (UDA) para la zona de estudio. Para cada una de ellas se suministra la dotación mensual y método de riego, que, en este caso, es riego por goteo para ambas UDAs. Con estos datos, fue posible calcular el volumen de agua aplicado diariamente.

Una vez se tuvo todos los datos, se pasó a la calibración. Puesto que en la zona de estudio todos los ríos son efímeros, no existe una serie de datos de caudal con los que realizar una calibración. Por este motivo el proceso de calibración se basó en ajustar el volumen del hidrograma de 25 años de periodo de retorno calculado empleando el modelo HEC-HMS (HEC, 2000) en el estado actual de la cuenca. En una fase inicial, la cuenca seleccionada para realizar la calibración fue la más extensa de los estudios “Proyecto de acciones correctoras frente al riesgo de inundación en el entorno de las urbanizaciones de las Islas Menores y Mar de Cristal. T.M. Cartagena (Murcia)” (López, 2016a) y “Proyecto de acciones correctoras frente al riesgo de inundación en el entorno de la urbanización de los Nietos. T.M. Cartagena (Murcia)” (López, 2016b) de la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la Región de Murcia. Sin embargo, tras digitalizar la red de drenaje actual a partir del Lidar de 2016 con una densidad de 0.5 puntos/m<sup>2</sup> (CNIG, 2016a), la cuenca seleccionada dejó de ser la más extensa. Esto fue debido a que los estudios, a pesar de haber sido realizados en 2016, emplearon el Lidar de 2009 cuya resolución era inferior. Por lo tanto, los parámetros empleados para la simulación en HEC-HMS, fueron recalculados para esta nueva cuenca de calibración obteniendo así el nuevo volumen del hidrograma de 25 años de periodo de retorno, que tomó un valor de 457,000 m<sup>3</sup>.

De esta forma se pudo calibrar el modelo en cuanto a la escorrentía superficial. Para ello, de forma iterativa hasta obtener el volumen calculado mediante HEC-HMS, se simuló toda la base de datos de Spain02 (Herrera et al., 2016), que abarca el periodo temporal 1971-2010, y se realizó un análisis de caudales extremos. En la Figura 8, puede observarse que el volumen simulado obtenido correspondiente a un periodo de retorno de 25 años fue 466,447 m<sup>3</sup>.

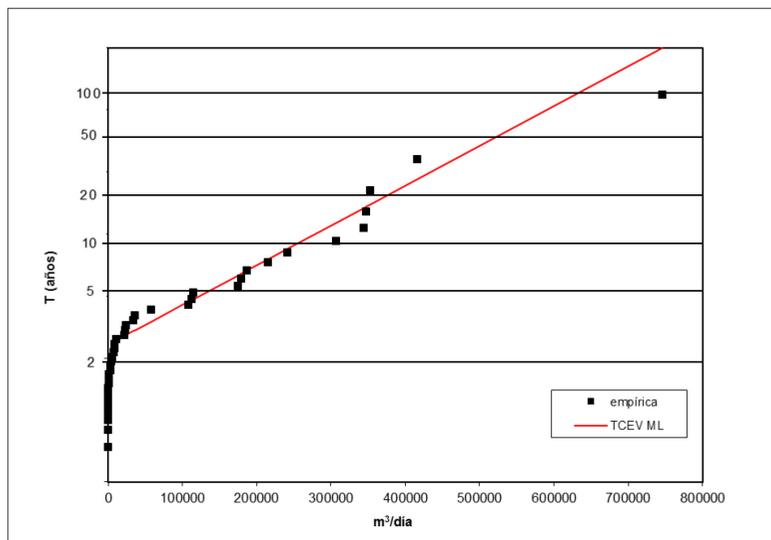


Figura 8| Ajuste de la función de distribución TCEV para el cálculo del volumen de 25 años de periodo de retorno

En el caso de los aportes que realiza el acuífero cuaternario al Mar Menor, el proceso de calibración se basó en el balance hídrico realizado por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) en 1991 sobre el Campo de Cartagena (IGME, 1991). A partir de este estudio fue posible calcular el ratio de recarga del acuífero Cuaternario al acuífero Plioceno, lo que permitió calcular el valor de la capacidad de percolación en la zona profunda del suelo y que se asumió constante para todas las celdas. Una vez calculada la recarga del acuífero Plioceno, los volúmenes de salida en forma de flujo base desde cada una de las celdas de desagüe, constituyeron el aporte del acuífero Cuaternario al Mar Menor.

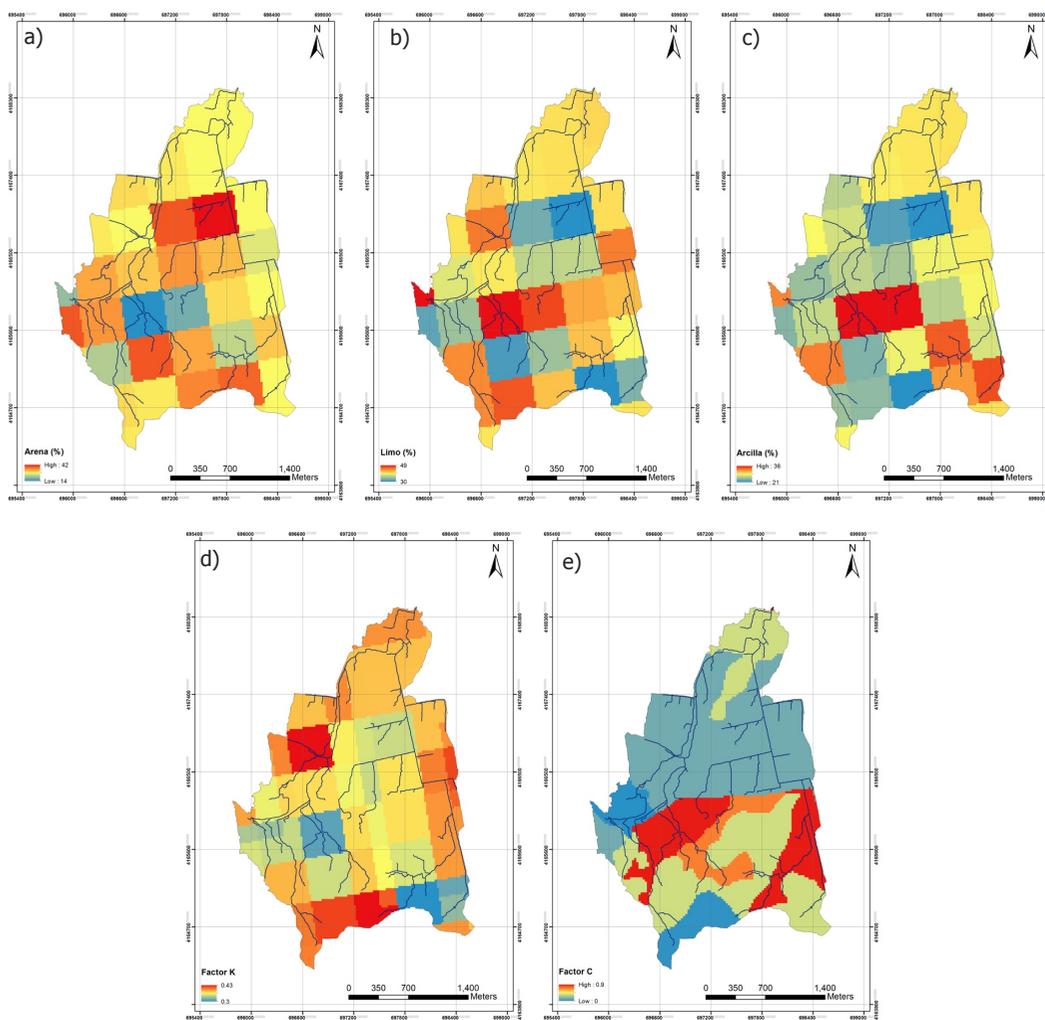
## IMPLEMENTACIÓN DEL SUB-MODELO DEL CICLO DE SEDIMENTOS

### Estimación de parámetros

Para el funcionamiento del sub-modelo de sedimentos, es necesario suministrar al modelo los mapas de contenido en arena, limo y arcilla, obtenidos de la ESDB, así como el factor de erosión del suelo, factor K, que se calculó mediante la

ecuación recomendada por Almorox et al. (1994), el factor de cultivo, factor C, que depende de los usos del suelo y también fue calculado según los valores propuestos en Almorox et al. (1994) y el factor de prácticas de conservación, factor P. Este último parámetro depende de la práctica de conservación que se aborda en cada zona. En este caso, puesto que en la actualidad no se emplean buenas prácticas de conservación de suelo, el valor adoptado fue 1 para toda la zona de estudio.

En la Figura 9 se muestran los mapas de parámetros necesarios para el funcionamiento del sub-modelo de sedimentos de la cuenca empleada para calibración.



**Figura 9** | Mapas de parámetros del sub-modelo de sedimentos para la cuenca de calibración: a) porcentaje de arena (%), b) porcentaje de limo (%), c) porcentaje de arcilla (%), d) factor k ( $t \cdot m^2 \cdot h \cdot ha^{-1} \cdot hJ^{-1} \cdot cm^{-1}$ ) y e) factor C

## Proceso de calibración

Dada la ausencia de mediciones relativas a sedimentos, se empleó la formulación de la USLE “Universal Soil Loss Equation” para la estimación de pérdida de suelo. Mediante la aplicación de esta ecuación se pudo calcular la erosión media anual de la cuenca de calibración, que resultó ser de 9.3 t/ha/año, dato que fue empleado para la calibración del modelo. Para ello, se procedió de igual forma que con el sub-modelo hidrológico, es decir, iterativamente se simuló la base de datos Spain02 hasta obtener el valor de erosión media anual calculado mediante la ecuación USLE.

## IMPLEMENTACIÓN DEL SUB-MODELO DEL CICLO DE NITRÓGENO

### Estimación de parámetros

En el caso del sub-modelo del ciclo de nitrógeno, los parámetros que rigen los procesos dependen más del tipo de vegetación que de las características del suelo, a excepción de los procesos de adsorción/desorción de amonio que dependen principalmente del contenido y tipo de arcilla del suelo. Por este motivo, los parámetros fueron estimados según el uso del suelo. Para cada uno de los usos del suelo se estimó: las constantes de mineralización de nitrógeno orgánico, inmovilización de amonio, nitrificación de amonio, desnitrificación de nitrato, coeficiente de difusión y extracción potencial diaria por parte de la vegetación. Además, tuvo que estimarse el mapa del coeficiente de partición, que es el parámetro que gobierna los procesos de adsorción/desorción de amonio. Para ello, dado que no se tenía información sobre el tipo de arcilla, se asumió que el coeficiente de partición tendría que ser proporcional al contenido de arcilla. En el caso de los procesos en cauces, al tratarse de ramblas, se consideró que, dado el escaso tiempo de permanencia del agua en el cauce, estos procesos podían despreciarse. Por lo tanto, las constantes de mineralización, nitrificación y desnitrificación en cauces fueron fijadas a cero.

Por último, dado que la zona se caracteriza por presentar una gran superficie de cultivos hortícolas de regadío, fue necesario modelizar estas celdas en el modo cultivo de TETIS. De esta forma, el primer paso necesario fue fijar una rotación de cultivos representativa de la zona de estudio. En este caso, se consultó con la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena que proporcionó la distribución que se muestra en la Figura 10. Esta distribución de cultivos, además se corroboró con las comunidades de regantes implicadas. A la vista de los resultados, se decidió establecer la rotación: lechuga, melón y brócoli. A pesar de que la alcachofa también es un cultivo importante, se decidió no incluirla en la rotación por ser un cultivo bianual y por lo tanto resultar muy complicada su adecuada modelización. Para cada uno de los cultivos finalmente elegidos, fue necesario obtener: el día de plantación, el día de cosecha, el peso seco en plantación y su factor de cubierta, el peso seco esperado en cosecha y su factor de cubierta, la temperatura base, y los coeficientes a y b empelados en la ecuación para el cálculo de la extracción potencial diaria. En el caso de los días de plantación y cosecha, así como los factores de cubierta y los pesos secos, la información se obtuvo de la consulta con especialistas del sector. El resto de datos faltantes se obtuvieron de la base de datos que lleva asociada el modelo EU-Rotate\_N, ya que para el desarrollo del modo cultivos de TETIS, se empleó la misma formulación.

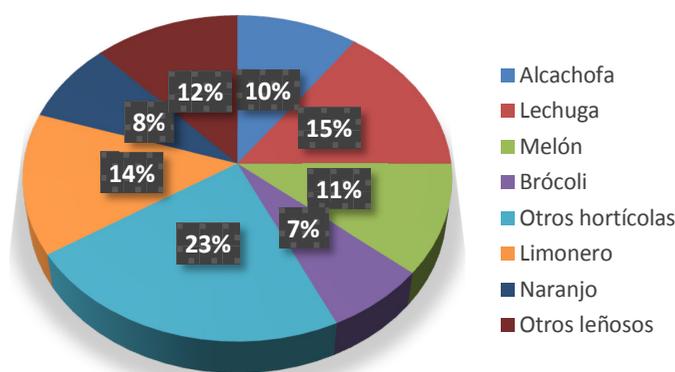


Figura 10| Distribución de cultivos según la superficie ocupada del Campo de Cartagena

### Proceso de calibración

En el caso del sub-modelo de nitrógeno, de igual forma que en la calibración hidrológica, el paso previo fue el cálculo del *input* de nitrógeno que se produce durante el proceso de abonado. Dada la falta de información, se consideró unas cargas de abono estándar para cada uno de los cultivos. Asimismo, se consultó con las comunidades de regantes cuál era el método de

V Jornadas de Ingeniería del Agua. 24-26 de Octubre. A Coruña

fertilización que emplean, resultando ser fertirrigación. Por lo tanto, se consultó la procedencia de las aguas de riego. En la zona de estudio, tal y como ya se ha comentado, hay dos UDAs, cuya composición es: aguas subterráneas, aguas procedentes de plantas de depuración, de desaladoras, de desalobradoras y del trasvase Tajo-Segura, en el caso de una de las UDAs. El proceso que emplean para la distribución de las aguas de riego, es el almacenaje en balsas, por lo tanto, se produce una mezcla de las aguas. De esta forma, se consideró que la distribución de la procedencia de las aguas de riego se mantendría en las balsas en la misma proporción, lo que, sumado a los análisis de aguas solicitados para cada una de las procedencias, hizo posible el cálculo de una concentración media de amonio y nitrato de las aguas de riego. En el caso de que esta concentración no alcanzase el mínimo que se había fijado como carga de abono, ésta fue aumentada hasta la carga de abono estimada.

Los datos disponibles para la calibración eran escasos y únicamente se disponía de algunos datos de concentración de amonio y nitrato en cuatro puntos del acuífero Cuaternario para el periodo temporal 2002-2016. Por lo tanto, para la calibración se emplearon estos datos. El primer dato se tomó como condición inicial para toda la masa de agua del acuífero Cuaternario y se realizaron simulaciones de forma iterativa para el periodo temporal 2002 a 2010 (periodo en común con la base de datos Spain02) hasta ajustar de forma aceptable las concentraciones observadas.

---

## ACTUACIONES PROPUESTAS Y RESULTADOS

En este caso el objetivo perseguido era doble, por un lado, se buscaba la reducción del aporte de sedimentos a la laguna, y por otro, la de compuestos nitrogenados. Para ello, se propuso una serie de medidas que posteriormente fueron incluidas como escenarios en el modelo para poder evaluar la eficiencia de cada una de ellas.

En primer lugar, para la reducción de la erosión que se produce en torno a las zonas de extracción minera, se propuso la reforestación de sus inmediaciones, que, según los resultados, eran las zonas con mayor tasa de erosión. De esta forma, a pesar de que se trata de una zona con un contenido de nitrógeno en el suelo reducido y por lo tanto no tendría afección alguna en su reducción, se consiguió reducir la erosión de la zona en torno a un 60%. Reduciendo, por tanto, el aporte de sedimentos que se produce al Mar Menor. En segundo lugar, se propuso la implantación de estructuras vegetales de conservación lineales en las franjas de terreno no cultivado entre campos de labor y en los bordes de los caminos agrícolas (Rey et al., 2017). El objetivo de esta propuesta era la reducción de escorrentía que, al mismo tiempo, conseguía una reducción del aporte de sedimentos y compuestos nitrogenados. De esta forma, la regulación de la escorrentía en cultivos arbóreos se realizó mediante la revegetación con especies de porte árbol, arbusto y mata. En cambio, en el caso de los cultivos herbáceos, para evitar la competencia por la luz, se emplearon especies de porte arbusto, mata y hierba. Los resultados del modelo mostraron que los elementos de vegetación lineales implantados conseguían una reducción significativa del aporte de sedimentos y compuestos nitrogenados desde las zonas de cultivo. En los campos de cultivo, además, se propuso el empleo de buenas prácticas de conservación del suelo; principalmente, se propuso el cultivo en la dirección contraria a la máxima pendiente. Esta medida, consiguió reducciones de hasta un 50% en las zonas de cultivo, así como una reducción del aporte de compuestos nitrogenados, ya que, al tratarse de suelos con un alto contenido en nitrógeno, una reducción de la erosión lleva asociada una reducción de los aportes de nitrógeno que se producen adsorbidos a los sedimentos.

Por otra parte, se analizó el efecto de medidas de actuación directa sobre el aporte de compuestos nitrogenados a la laguna. En primer lugar, se propuso reducir la carga de abono empleada, que como cabía esperar, redujo significativamente el aporte de nitrato al acuífero Cuaternario y por lo tanto al Mar Menor. Por último, se propuso la creación de humedales artificiales. Éstos serían alimentados con aguas subterráneas y en los periodos de lluvias con aguas de escorrentía de forma que su funcionamiento sería continuo. Dadas las características de las aguas, se consideró que la alternativa más eficaz en este caso sería tratar las aguas mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal, cuyo proceso principal es la desnitrificación biológica mediante macrófitas. Por lo tanto, esta medida fue introducida en el modelo y como era de esperar se consiguió una reducción importante del contenido en nitrógeno en el volumen de agua tratado, aunque dadas las limitaciones de espacio donde poder implantar humedales artificiales, de forma global el efecto no resultó significativo.

---

## CONCLUSIONES

La primera conclusión es que ha sido posible implementar un modelo de los ciclos de agua, sedimentos y N con paso de tiempo diario y tamaño de celda de 5 m compatible con los estudios previos. Los resultados obtenidos con el modelo mostraron que se puede conseguir una reducción significativa de los aportes tanto de sedimentos como de compuestos nitrogenados. En el caso de los primeros, los resultados muestran reducciones muy importantes. La reforestación en las zonas de extracción minera ayudaría a controlar la mayor fuente de aporte de sedimentos a la laguna, y, por otro lado, la implantación de estructuras vegetales de conservación lineales, así como, el empleo de buenas prácticas de conservación, reduciría significativamente el aporte desde los campos de cultivo. Esta última medida a pesar de no ser tan importante desde el punto de vista del volumen de sedimentos que finalmente es depositado en la laguna, lo es desde el punto de vista del nitrógeno. Al tratarse de suelos con altos contenidos en compuestos nitrogenados, si se reduce su erosión, o se interceptan los sedimentos antes de alcanzar el Mar Menor, se reduce el aporte de compuestos nitrogenados a la laguna. En cuanto a la reducción de la carga de abonado, tal y como era de esperar, a largo plazo tiene un efecto significativo en el acuífero Cuaternario y, por lo tanto, en la laguna, ya que se reduciría la entrada de nitratos desde el mismo. Por último, los humedales artificiales también presentan un efecto positivo en la reducción de nitrógeno, y aunque no tan importante como el resto de medidas, ya que su efecto está limitado por la superficie que puede ser ocupada con los mismos, sí podría ser interesante su aplicación si fuera necesaria una mayor reducción de los aportes de N a la laguna.

---

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha estado financiada por los proyectos coordinados de Plan Nacional TETISMED (CGL2014-58127-C3-3-R) y SILWAMED (CGL2014-58127-C3-2-R) y el Gobierno Regional de Murcia.

---

## REFERENCIAS

- Almorox, J., De Antonio, R., Saa, A., Díaz, M. C., Gascó, J. M. 1994. *Métodos de estimación de la erosión hídrica*. Editorial Agrícola Española S.A.
- Aragón, R., Jiménez-Martínez, J., García-Aróstegui, J.L., Hornero, J. 2009. Hidrogeología y recursos hídricos subterráneos en el área Campo de Cartagena. *En: El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Instituto Euromediterráneo del Agua, España, 85-108.
- Belando, M.D., García-Muñoz, R., Ramos-Segura, A., Franco-Navarro, I.J, García-Moreno, P., Ruiz, J.M. 2014. *Distribución y abundancia de las praderas de macrófitos bentónicos y las poblaciones de Nacra (Pinna nobilis) en el Mar Menor*. Informe del Instituto Español de Oceanografía y la Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia. 60 pp.
- Bussi, G., Francés, F., Montoya, J.J., Julien, P. 2014. Distributed sediment yield modelling at Goodwin Creek: importance of initial sediment conditions. *Environmental Modelling & Software*, 58 (2014): 58-70, doi:10.1016/j.envsoft.2014.04.010
- CHS, 2015. Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura 2015/21. Confederación Hidrográfica del Segura.
- CNIG. 2016a. Lidar con densidad de 0.5 puntos/m<sup>2</sup>. Centro Nacional de Información Geográfica.
- CNIG. 2016b. Modelo digital del terreno con paso de malla de 5m. Centro Nacional de Información Geográfica.
- DIHMA. 2001. *Un modelo de predicción de crecidas para el SAIH de la Confederación Hidrográfica del Tajo*. Universitat Politècnica de València, Spain.
- EEA. 2006. Corine Land Cover, 2006. European Environment Agency.

- Engelund, F., Hansen, E. 1967. *A monograph on sediment transport in alluvial streams*. Monograph, Denmark Technical University, Hydraulics Laboratory, 62 p.
- FAO. 2006. *Estudio FAO riego y drenaje, 56. Evapotranspiración del cultivo*. ISBN 92-5-304219-2
- Francés, F., Vélez, J.I., Vélez, J.J. 2007. Split-parameter structure for the automatic calibration of distributed hydrological models. *Journal of Hydrology*, 332(1-2), 226–240.
- GIMHA. 2014. *Descripción del modelo conceptual distribuido de simulación hidrológica TETIS*. Universitat Politècnica de València, Spain.
- HEC. 2000. *Hydrologic modelling system: technical reference manual*. US Army Corps of engineers, Hydrologic Engineer Center, Davis, CA.
- Herrera, S., Fernández, J., Gutiérrez, J.M. 2016 Update of the Spain02 gridded observational dataset for Euro-CORDEX evaluation: Assessing the Effect of the Interpolation Methodology. *International Journal of Climatology*, 36:900–908. DOI: 10.1002/joc.4391.
- Hiederer, R. 2013. Mapping Soil Properties for Europe – Spatial Representation of Soil Database Attributes. *Publications Office of the European Union, EUR26082EN Scientific and Technical Research series*. Luxembourg: 2013, 47pp. doi:10.2788/94128.
- IGME. 1991. *Estudio hidrogeológico del Campo de Cartagena*. Instituto Geológico y Minero de España.
- IGME. 2013. Mapa de permeabilidad cualitativa del acuífero. Escala 1:200,000. Instituto Geológico y Minero de España.
- Julien, P. 2010a. *Erosion and sedimentation, second edition*. Cambridge University Press. 280 pp.
- Julien, P. 2010b. *Erosion and sedimentation, second edition*. Cambridge University Press. 371 p.
- Kilinc, M., Richardson, E.V. 1973. Mechanics of soil erosion from overland flow generated by simulated rainfall. *Colorado State University. Hydrology Papers*.
- León, V.M., Bellido, J.M. 2016. El Mar Menor: un espacio de interés socioeconómico y ambiental. *En: El Mar Menor. Una laguna singular y sensible*. Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad, España, 17-27.
- López, F.J. 2016a. *Proyecto de acciones correctoras frente al riesgo de inundación en el entorno de las urbanizaciones de Islas Menores y Mar de Cristal. T.M. Cartagena (Murcia)*. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente. Región de Murcia.
- López, F.J. 2016b. *Proyecto de acciones correctoras frente al riesgo de inundación en el entorno de la urbanización de los Nietos. T.M. Cartagena (Murcia)*. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente. Región de Murcia.
- Madrigal, J. 2017. Introducción. *En: Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*. Comité de asesoramiento científico del Mar Menor.
- Martínez, M. 2007. Las ramblas del Campo de Cartagena. Problemática ambiental de la laguna del Mar Menor. *Revista Murciana de Antropología* 14, 63–76.
- Martínez, J., Fitz, C., Esteve, M.A., Guaita, N., Martínez-López, J. 2013. Modelización del efecto de los cambios de uso del suelo sobre los flujos de nutrientes en cuencas agrícolas costeras: el caso del Mar Menor (Sudeste de España). *Ecosistemas* 22(3):84-94. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-3.12.
- Moreno-González, R., Campillo, J.A., León, V.M. 2013. Influence of an intensive agricultural drainage basin on the seasonal distribution of organic pollutants in seawater from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Marine Pollution Bulletin* 77, 400–411.

- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I.M. 2009. 30 años de estudios en la laguna costera del Mar Menor: de la descripción del ecosistema a la comprensión de los procesos y la solución de los problemas ambientales. *En: El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Instituto Euromediterráneo del Agua, España, 17-46.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. 2016. *Efectos de la rambla del Albuñón sobre el ecosistema lagunar del Mar Menor*. Departamento de Ecología e Hidrología, Facultad de Biología, Universidad de Murcia, España.
- Puricelli, M., Francés, F. 2003. *Estimación y distribución de parámetros del suelo para la modelación hidrológica*. Universitat Politècnica de València.
- Ramírez, L.M., Francés, F., Bussi, G. 2012. *Análisis de la implementación de un modelo hidrológico distribuido con información estándar en España*. Universitat Politècnica de València, Spain.
- Rahn C. R., Zhang K., Lillywhite R., Ramos C., Doltra J., de Paz J.M., Riley H., Fink M., Nendel C., Thorup-Kristensen K., Pedersen A., Piro F., Venezia A., Firth C., Schmutz U., Rayns F., Strohmeyer K., 2010. EU-Rotate\_N – a Decision Support System – to Predict Environmental and Economic Consequences of the Management of Nitrogen Fertiliser in Crop Rotations. *European Journal of Horticultural Science* 75(1), 20-32.
- Rey, J.M., Viñegla, F., Mesa, A. 2017. *Diseño de una red de setos e islotes forestales para la restauración agroecológica de la Cuenca Sur del Mar Menor (Murcia)*. Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente. Región de Murcia.
- Rojas, R. 2002. GIS-based upland erosion modeling, geovisualization and grid size effects on erosion simulations with CASC2D-SED. Department of Civil Engineering, Colorado State University, Fort Collins, Colorado.
- Wade, A.J., Durand, P., Beaujouan, V., Wessel, W.W., Raat, K.J., Whitehead, P.G., Butterfield, D., Rankinen, K., Lepisto, A. 2002. A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations. *Hidrology and Earth System Sciences* 6(3), 559-582.