

# Análisis de actuaciones en la zona agrícola de las cuencas Sur del Mar Menor con el objetivo de mejorar el estado ecológico de la laguna

## *Mitigation measures analysis to reduce sediment yield and nitrogen loads to the Mar Menor coastal lagoon (Spain)*

Cristina Puertes <sup>ab\*</sup>, Juan Francisco Sepúlveda <sup>b1</sup>, Antonio Lidón <sup>b2</sup>, Félix Francés <sup>b3</sup>

<sup>a</sup>Técnica y Proyectos S.A. (TYPESA). España.

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

E-mail: <sup>a</sup>cpuertes@typsa.es, <sup>b1</sup>jfsepper@posgrado.upv.es, <sup>b2</sup>alidon@qim.upv.es, <sup>b3</sup>ffrances@hma.upv.es

\*Autor para correspondencia

Recibido: 18/04/2024

Aceptado: 16/06/2024

Publicado: 31/07/2024

**Citar como:** Puertes, C., Sepúlveda, J.F., Lidón, A., Francés, F. 2024. Mitigation measures analysis to reduce sediment yield and nitrogen loads to the Mar Menor coastal lagoon (Spain). *Ingeniería del agua*, 28(3), 153-168. <https://doi.org/10.4995/ia.2024.21575>

## RESUMEN

La agricultura es una de las principales fuentes de contaminación difusa, cuya contaminación por nitrógeno y sedimentos son los principales impactos ambientales. Es por ello, que una adecuada gestión de estas zonas es necesaria. El presente estudio se llevó a cabo en la cuenca más meridional del Mar Menor, laguna que se encuentra amenazada por la exportación difusa de nutrientes y sedimentos, evaluando la efectividad de varias actuaciones basadas en la *Ley 3/2020, de recuperación y protección del Mar Menor para el control de las descargas de nitrógeno y sedimentos a la laguna*. Los resultados mostraron que con el cumplimiento completo de la Ley 3/2020 es posible reducir de forma significativa la producción de sedimentos a la laguna, así como la exportación de nitrógeno en superficie y la lixiviación de nitratos.

**Palabras clave** | Mar Menor; lixiviación de nitratos; exportación de nitrógeno en superficie; producción de sedimentos.

## ABSTRACT

*Agriculture is considered the main source of diffuse pollution, being nitrogen and sediments its main environmental impacts. Therefore, an improvement of the current management practices of these areas is crucial. In that sense, this study is focused on the southernmost catchments of the Mar Menor, an area which is under threat due to diffuse export of nitrogen and sediments. Hence, this study evaluates the effectiveness of several best management practices based on Law 3/2020, de recuperación y protección del Mar Menor para el control de las descargas de nitrógeno y sedimentos a la laguna. Results showed that being totally compliant with Law 3/2020 significantly reduce the production of sediments to the lagoon, as well as the surface nitrogen export and nitrate leaching.*

**Key words** | Mar Menor; nitrate leaching; nitrogen runoff export; sediment yield.

## INTRODUCCIÓN

La contaminación difusa se define como el resultado de las emisiones cuyo origen no puede determinarse, jugando un papel clave en la degradación de los ecosistemas acuáticos (La Nauze y Mezzetti, 2019). La agricultura ha sido reconocida como una fuente importante de contaminación difusa (Liu *et al.*, 2013) cuyos principales impactos ambientales son la contaminación por nitrógeno y sedimentos de las masas de agua (Zhang *et al.*, 2014). A pesar de ello, el uso de dosis elevadas de fertilizantes para incrementar el rendimiento de los cultivos (Pardo *et al.*, 2017) y la no aplicación de prácticas de conservación del suelo (Panagos *et al.*, 2015) siguen siendo prácticas habituales. Éstas producen un impacto directo en la calidad del agua a través del excedente de nitrógeno y la erosión del suelo, la cual produce un impacto indirecto contribuyendo a la degradación del suelo a través de la separación de la capa superior, donde se concentran la materia orgánica y los nutrientes (Merchán *et al.*, 2018), lo que suele conllevar una disminución de la producción de los cultivos (García-Ruiz *et al.*, 2015).

Como resultado, se han desarrollado muchos instrumentos de políticas de agua (Ingram, 2008), incluida la Directiva Marco del Agua en Europa (2000/60/EC), con el objetivo de lograr buenas condiciones ecológicas y químicas en las masas de agua. Sin embargo, la contaminación de las masas de agua sigue siendo un problema en muchas partes del mundo, que se espera que empeore, y una preocupación constante en Europa (Harrison *et al.*, 2019). Por lo tanto, el desarrollo de estrategias para mejorar la sostenibilidad de la producción agrícola intensiva es un gran desafío al que hay que hacer frente (Pradhan *et al.*, 2015).

En ese sentido, la agricultura de precisión y la aplicación de prácticas de conservación del suelo han sido reconocidas como herramientas efectivas para prevenir o minimizar la contaminación de las áreas agrícolas, cuyo objetivo es controlar y reducir las fuentes de sedimentos y nutrientes. Es aquí, donde los modelos de calidad del agua y el análisis de escenarios son herramientas útiles para evaluar su impacto e identificar la estrategia adecuada a escala de cuenca para el desarrollo de planes de gestión de cuenca (Cavero *et al.*, 2012). Es por ello que, en este estudio, la efectividad de la agricultura de precisión y diferentes prácticas de conservación del suelo han sido evaluadas en las cuencas más meridionales del Mar Menor.

El Mar Menor es una de las lagunas costeras saladas más grandes de Europa, lo que ofrece oportunidades estéticas, turísticas, pesqueras y recreativas con un alto valor ambiental. Valor reconocido internacionalmente por estar en la Lista de Humedales de Importancia Internacional (RAMSAR) y en la Lista de Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM). También ha sido declarado Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) y Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA). Y, recientemente, se ha declarado la personalidad jurídica de la laguna y su cuenca, reconociéndole derechos de protección, conservación, mantenimiento y restauración (*Ley 19/2022, para el reconocimiento de personalidad jurídica a la laguna del Mar Menor y su cuenca*). Sin embargo, estas normas de protección no están logrando frenar su deterioro, siendo la contaminación difusa proveniente de las zonas agrícolas su principal impacto ambiental (Perni y Martínez-Paz, 2013).

Como consecuencia, se han realizado varios estudios, pero se ha prestado muy poca atención a la evaluación de las medidas de mitigación (e.g., Perni y Martínez-Paz, 2013; Alcolea *et al.*, 2019). Jiménez-Martínez *et al.* (2016) reconocieron la descarga de aguas subterráneas como la principal fuente de nutrientes y establecieron como medida crítica la implementación de prácticas agrícolas mejoradas para reducir la lixiviación de nitratos. Alcolea *et al.* (2019) evaluaron dos medidas de mitigación para reducir esta descarga, nuevos drenajes para interceptar la descarga de aguas subterráneas y el bombeo distribuido de aguas subterráneas. Desafortunadamente, Alcolea *et al.* (2019) demostraron que ambas medidas pueden reducir la descarga de agua subterránea y, en consecuencia, la descarga de nitrato, pero ninguna de ellas puede mantener la descarga de nitrato por debajo de los niveles tolerables (Directiva sobre nitratos de la Comisión Europea (91/676/EEC)). Por lo tanto, son necesarias medidas adicionales y complementarias, especialmente aquellas que se enfocan en reducir la lixiviación de nitrógeno.

En este contexto, y tal y como se ha introducido, el presente estudio se centra en las cuencas Sur del Mar Menor, donde predomina el uso agrícola de regadío, que representa el 53.3% de la superficie. Las prácticas habituales en esta zona son la aplicación en exceso de fertilizantes mediante fertirrigación por goteo y la no implantación de prácticas de conservación del suelo, lo que ha causado graves problemas de contaminación por nitratos y sedimentos.

En este contexto, el objetivo de este estudio es analizar 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 (*Ley 3/2020, de recuperación y protección del Mar Menor*; CARM, 2020). Entre estas medidas destacan los proyectos de restauración hidrológico-

forestal, la limitación de la actividad agrícola en terrenos próximos al dominio público marítimo-terrestre, la implantación de prácticas de conservación de suelo para prevenir la erosión y retener nutrientes y sedimentos, la limitación de los ciclos de cultivo y la agricultura de precisión, que es aquella que emplea el mínimo de nutrientes y es capaz de sincronizar su disponibilidad con la absorción de nutrientes por parte de los cultivos.

## 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 393 m s.n.m. en la zona montañosa.

El clima de la zona es semiárido con una precipitación media anual de 291 mm, una temperatura anual de 18.7°C y una evapotranspiración potencial media anual de 1061 mm, además de presentar una clara estacionalidad. Se caracteriza por presentar suelos con un alto contenido en limos, lo que facilita la erosión y predominan las rocas detríticas del cuaternario.

Respecto a los usos del suelo (Figura 1), predomina el cultivo de hortalizas de regadío con una extensión de 37 km<sup>2</sup> y el cultivo de cítricos, 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 rotación de cultivos típica de la zona es una rotación anual de brócoli, melón y lechuga. Esta zona se caracteriza por aplicar altas dosis de fertilizantes (problema típico en las zonas de cultivos de regadío en el Mediterráneo (Calatrava *et al.*, 2011; De Paz y Ramos 2002) y realizar una fertirrigación por goteo con frecuencia diaria.

Por lo tanto, para hacer frente a los problemas de la variabilidad espacial de usos del suelo, un modelo distribuido, que divide el área en celdas, reduce las variables ambientales a cada celda, simula la variable de estado en cada celda y obtiene resultados para la cuenca completa, destaca como una herramienta apropiada.

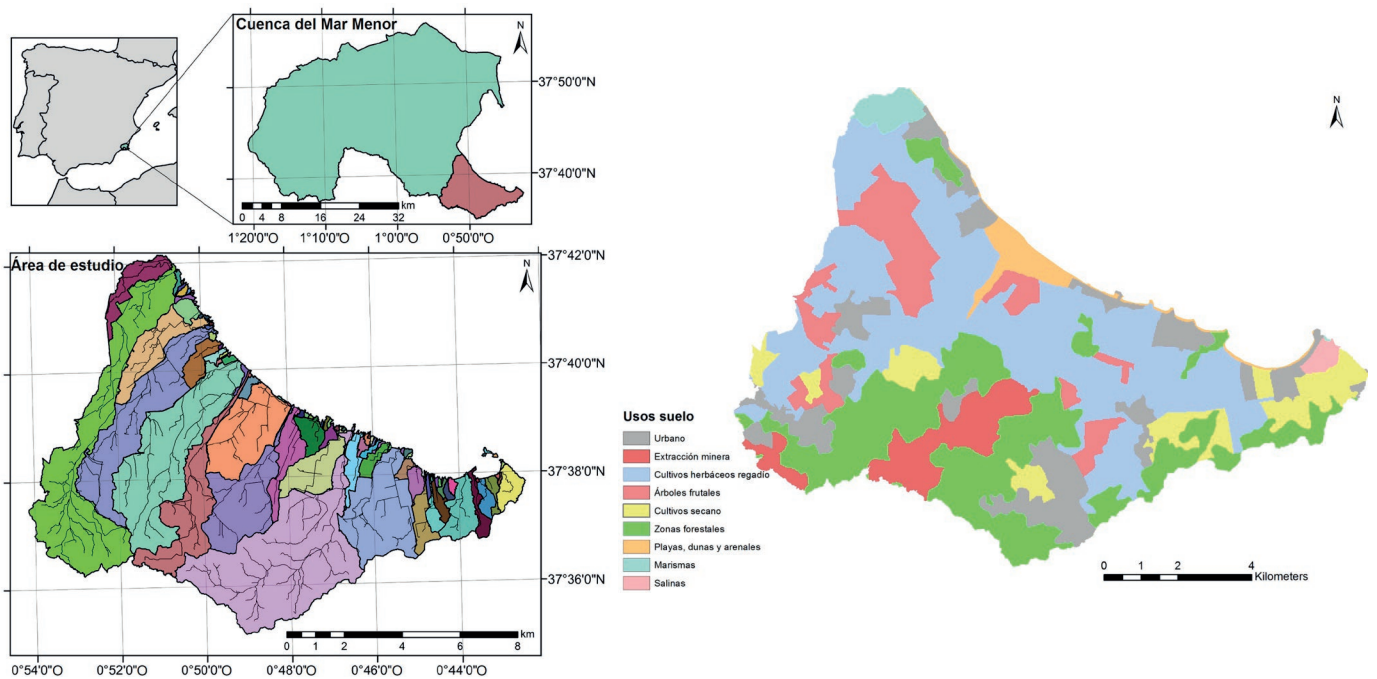


Figura 1 | Localización del área de estudio y división en subcuencas (izquierda) y usos del suelo simplificados en la zona de estudio (derecha).

## Descripción del modelo TETIS

### Submodelo hidrológico

El submodelo hidrológico (Francés *et al.*, 2007) está basado en una estructura de tanques en cada celda interconectados vertical y horizontalmente (Figura 2). T0 representa el proceso de intercepción y T1 representa el almacenamiento estático del suelo (por debajo de la capacidad de campo), donde la evapotranspiración es la única salida de estos tanques. Posteriormente, el agua se mueve hacia abajo siempre que no se exceda la capacidad de salida vertical del tanque. T2 es el almacenamiento de agua superficial y T3 es el almacenamiento gravitacional (por encima de la capacidad de campo). Ambos representan el proceso de escorrentía superficial (escorrentía directa e interflujo, respectivamente). El último tanque, T4, representa el acuífero. Estos tres tanques (T2, T3 y T4) actúan como depósitos lineales simples y sus salidas se derivan al tanque correspondiente de la celda aguas abajo. T5 representa la red de drenaje, es decir, el cauce. El riego por goteo y por inundación se agregan directamente al flujo de lluvia directa o lluvia superficial (Figura 2), mientras que el riego por aspersión se agrega al flujo de precipitación (Figura 2).

La conexión a la red fluvial se realiza mediante la definición de dos áreas umbrales, que dividen las celdas en ladera, cárcavas y cauces (Figura 2). La escorrentía directa y el interflujo se conectan a los tanques T2 y T3 de la celda aguas abajo, a menos que lleguen a una celda de cárcava, en cuyo caso, los flujos se conectan al tanque de cauce, T5. Asimismo, el flujo base se conecta al tanque T4 de la celda aguas abajo, hasta llegar a una celda de cauce, en cuyo caso, se conecta al tanque T5. La propagación del flujo a lo largo de la red fluvial se calcula mediante la metodología de la Onda Cinemática Geomorfológica (Francés *et al.*, 2007).

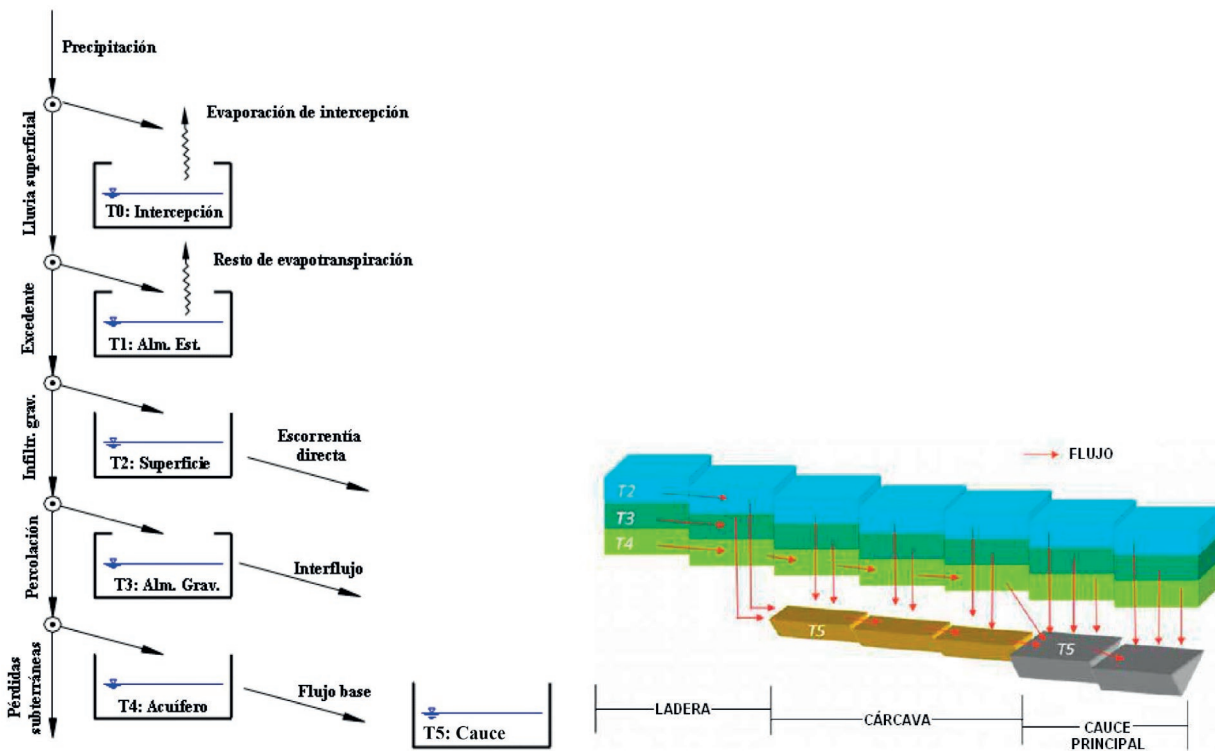


Figura 2 | Conceptualización vertical (izquierda) y horizontal (derecha) del submodelo hidrológico de TETIS.

### Submodelo del ciclo de sedimentos

En el submodelo de sedimentos (Bussi *et al.*, 2014), cada celda está representada por tres tanques. Las partículas de sedimentos se dividen en arena, limo y arcilla, y cada una tiene un diámetro de grano y una velocidad de sedimentación representativas.

La disponibilidad de sedimentos y la capacidad de transporte de la corriente controlan los procesos de producción, transporte y sedimentación.

En las laderas la capacidad de transporte calculada se utiliza primero para transportar sedimentos en suspensión aguas abajo. Luego, la capacidad de transporte residual se emplea para movilizar los sedimentos depositados y finalmente para erosionar el material parental. En el caso de las celdas de cárcava y cauce, la capacidad de transporte calculada se usa primero para transportar los sedimentos en suspensión río abajo, mientras que la capacidad de transporte residual se emplea para movilizar los sedimentos depositados.

### Submodelo del ciclo de nitrógeno

En el submodelo del ciclo de nitrógeno (Puertes *et al.*, 2021), cada celda está representada por diez tanques (Figura 3). Cuatro tanques y siete procesos representan el ciclo del nitrógeno en el suelo. La mineralización, inmovilización, nitrificación y desnitrificación están representadas por cinéticas de primer orden corregidas por temperatura y humedad. Como la volatilización es principalmente un proceso dependiente del pH, por razones de simplicidad, se representa mediante una cinética de primer orden sin corrección de temperatura ni humedad. La adsorción y desorción de  $\text{NH}_4^+$  también se modela de la forma más sencilla, mediante una isoterma de adsorción lineal.

Cuatro tanques y dos procesos (nitrificación y desnitrificación) representan el ciclo del nitrógeno en el cauce. Estos procesos están representados por cinéticas de primer orden y corregidos por temperatura. El ciclo del nitrógeno en el acuífero está representado por dos tanques y no se simula ningún proceso asumiendo que no existe actividad biológica.

La absorción de nitrógeno por la vegetación se divide en dos procesos. La absorción pasiva se calcula como un movimiento advectivo proporcional al flujo de transpiración, que se calcula a través del factor de cobertura vegetal. Si esta extracción no cumple la absorción potencial, se considera un componente difusivo (es decir, una absorción activa). Esta absorción activa es proporcional al contenido de nitrógeno y al coeficiente de difusión. La absorción potencial diaria de nitrógeno se supone constante durante todo el año y se calcula a partir de la demanda anual de nitrógeno. En áreas agrícolas con cultivos no leñosos, el submodelo de crecimiento de cultivo calcula la absorción potencial diaria dependiendo del desarrollo del cultivo.

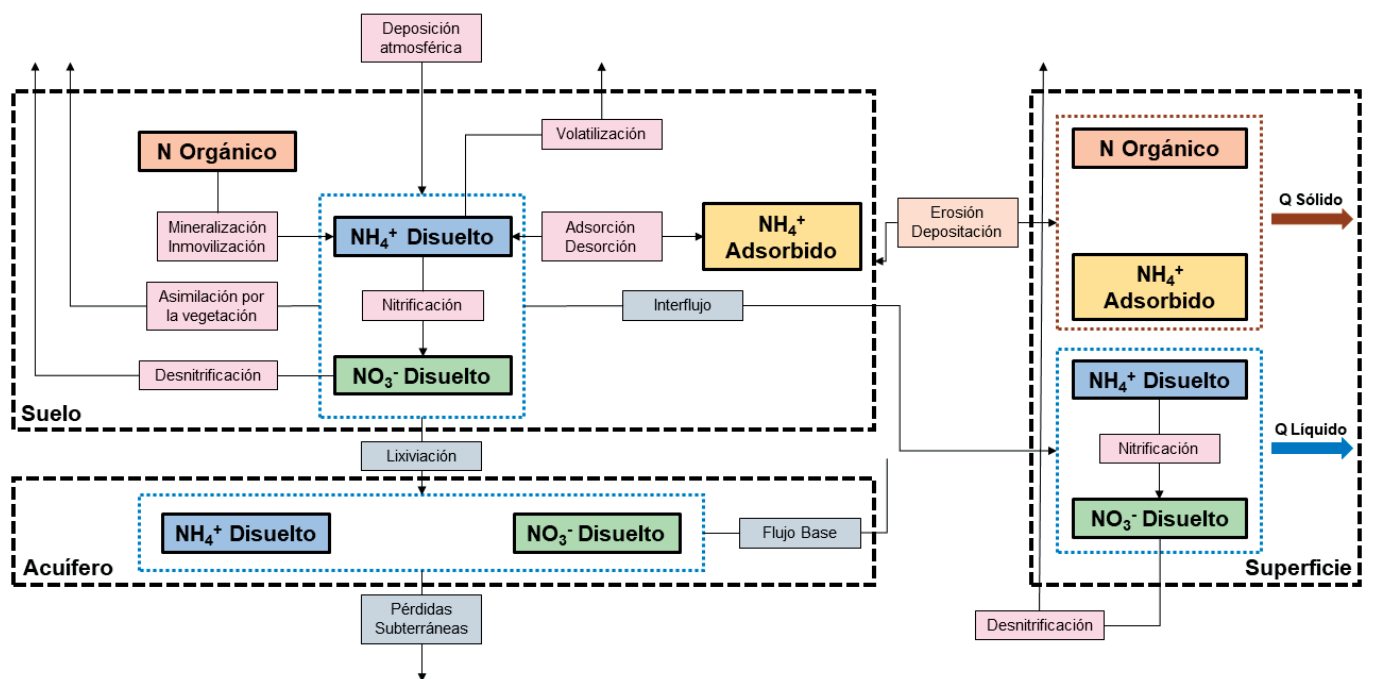


Figura 3 | Conceptualización del submodelo de nitrógeno de TETIS.



Este submodelo de crecimiento de cultivos simula la materia seca. En cada paso de tiempo se corrige el incremento de materia seca para tener en cuenta la influencia de la temperatura del aire y la disponibilidad de agua y nitrógeno. La absorción diaria de nitrógeno por la planta se calcula de acuerdo con el contenido mínimo de nitrógeno en el cultivo para un crecimiento máximo (es decir, el valor crítico de nitrógeno).

El transporte de nitrógeno disuelto a la celda aguas abajo se realiza de acuerdo a la conexión hidrológica horizontal entre tanques y considerando únicamente el movimiento advectivo. El nitrógeno fijado a los sedimentos se considera fijado únicamente a la fracción arcillosa y se moviliza de acuerdo a la fracción de arcilla que se erosiona, deposita o moviliza a la celda aguas abajo.

## IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO

### Estimación inicial de parámetros

La estimación inicial de parámetros de los tres submodelos se realizó como se describe en Puertes *et al.*, 2021. El modelo de elevación digital (DEM) se obtuvo del Centro Nacional de Información Geográfica de España con una malla de 5x5 m para reproducir adecuadamente la red fluvial. Se empleó CORINE Land Cover 2006 como mapa de usos del suelo.

### Datos de entrada

La precipitación y la temperatura se obtuvieron de la versión v4 de SPAIN02 (Herrera *et al.*, 2016), que proporciona valores diarios de precipitación y temperatura desde 1971 hasta 2008. Esta serie se amplió hasta 2016 con los datos de precipitación y temperatura proporcionados por la Agencia Estatal de Meteorología de la estación meteorológica de Cartagena. La evapotranspiración se calculó a partir de los valores de temperatura según Hargreaves y Samani (1985). Las áreas y las dotaciones de riego se obtuvieron del Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura.

Sólo los campos de golf, los cítricos y los cultivos hortícolas se consideraron fertilizados. Se excluyeron las áreas de cultivo de secano porque al ser una zona semiárida, la siembra depende de la cantidad de precipitación previa y su superficie es baja en comparación con el área de riego (Figura 1). Las dosis de fertilizante para los campos de golf se obtuvieron consultando a expertos (Tabla 1). Las dosis de cítricos se obtuvieron del programa de fertilización mensual del Sistema de Información Agraria de Murcia, que establece la dosis mensual de fertilizante que suele ser respetada por los agricultores. En el caso de los cultivos hortícolas de regadío, las dosis de fertilizante son más variables y los valores deben suministrarse diariamente al modelo. Las cantidades totales de fertilizante se obtuvieron de Ramos y Pomares (2010). Estos valores recomendados no se respetan actualmente y se aumentaron para tener en cuenta el exceso y el contenido de riego de  $\text{NO}_3^-$ . Los valores finales fueron consultados con expertos y las Comunidades de Regantes (Tabla 1). Los valores totales se transformaron en diarios de acuerdo con la curva de crecimiento de cada cultivo. Los valores de deposición atmosférica se obtuvieron de García-Gómez *et al.* (2014).

**Tabla 1** | Dosis de fertilizante anual en situación actual.

Uso del suelo	Fertilización (kgN ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Fecha de plantación	Fecha de cosecha
Campos de golf	226	-	-
Cítricos	250	-	-
Hortícolas			
Brócoli	250	1 Enero	30 Abril
Melón	130	1 Junio	31 Agosto
Lechuga	130	1 Octubre	31 Diciembre

### Calibración y validación

Para el desarrollo de este nuevo estudio se revisó de nueva la información meteorológica e hidrológica disponible. En este sentido, la zona de estudio sigue sin presentar información hidrológica observada y, en el caso de la información meteorológica, la versión v5 de SPAIN02 no extiende el periodo de datos 1971-2016. Por lo tanto, no es posible reducir la incertidumbre asociada a la

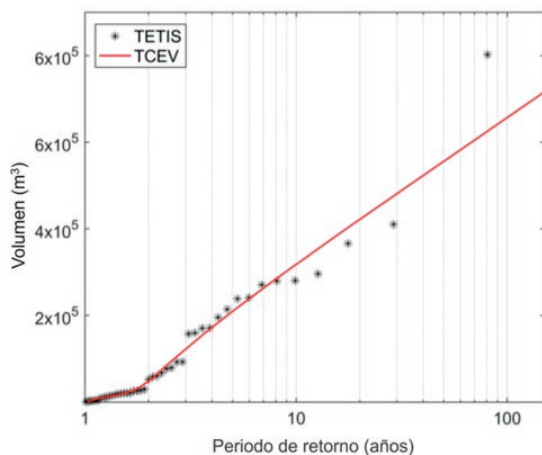
capacidad de predicción del modelo y la implementación previa (Puertes *et al.*, 2021), descrita a continuación, se consideró válida para este nuevo estudio.

El modelo se calibró para representar las características actuales del área de estudio. Se utilizó un paso de tiempo diario y, al no existir datos observados, la calibración se realizó de forma no tradicional. Aunque el poder de predicción del modelo no sea elevado, éste puede usarse para evaluar la efectividad de diferentes actuaciones (Özcan *et al.*, 2017), que es un proceso basado en comparaciones y las simulaciones se usan como proyecciones del comportamiento del ecosistema en lugar de predicciones.

En el submodelo hidrológico, puesto que toda el área de estudio está compuesta por ríos efímeros, el interés principal reside en la escorrentía superficial y los flujos de percolación, que al mismo tiempo son los flujos de interés en este estudio. Por lo tanto, sólo se calibraron los factores de corrección hidrológica que rigen estos procesos. Dada la ausencia de datos observados y las características del presente estudio, esta calibración se basó en estudios de inundaciones anteriores (CAAMA, 2016a, 2016b) realizados por la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente de la Región de Murcia con un alto grado de detalle. En estos estudios los caudales punta para diferentes periodos de retorno se calcularon mediante la implementación del modelo hidrológico HEC-HMS y su comportamiento hidrodinámico se simuló mediante el desarrollo de un modelo hidráulico con el software Iber, analizando la coherencia de los resultados obtenidos mediante la comparación con datos de inundaciones recientes e inundaciones históricas.

Partiendo de estos estudios previos (CAAMA, 2016a, 2016b) fue posible calcular el volumen del hidrograma de período de retorno de 25 años de la cuenca más extensa en común. Se empleó el volumen del hidrograma y no el caudal punta porque el modelo TETIS se implementó a escala diaria y no a escala de evento. Por lo tanto, con TETIS no sería posible simular el caudal punta, pero sí el volumen del hidrograma que genera ese caudal punta. Se seleccionó el periodo de retorno de 25 años considerando la longitud de las series disponibles de datos de precipitación y temperatura observados, ya que, con una serie de 46 años, no se puede garantizar un buen ajuste en el análisis de frecuencias para un periodo de retorno superior.

Partiendo de estos criterios, el modelo se simuló de forma iterativa modificando los factores correctores que rigen los procesos de escorrentía superficial y percolación para el período 1971-2016 (46 años) utilizando el primer año como período de calentamiento. En cada una de las iteraciones se realizó un análisis de frecuencia de crecidas para obtener el volumen del hidrograma de periodo de retorno de 25 años (Figura 4) y se comparó con el calculado (Tabla 2) hasta reducir la diferencia.



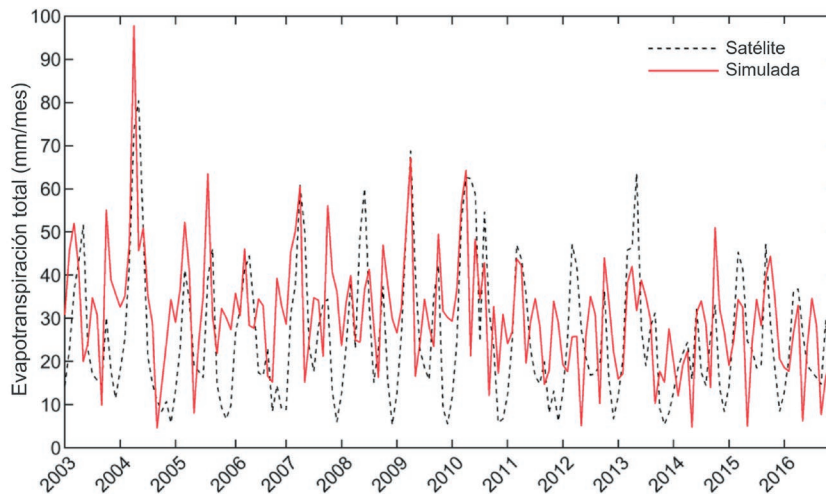
**Figura 4** | Análisis de frecuencias.

**Tabla 2** | Calibración del submodelo hidrológico (volumen del hidrograma del periodo de retorno de 25 años) y del submodelo de sedimentos (tasa de erosión media anual).

<b>Submodelo hidrológico</b>	
Estudios de inundaciones (CAAMA, 2016a, 2016b)	457 000 m <sup>3</sup>
Simulado	455 016 m <sup>3</sup>
Error en volumen	-0.43%
<b>Submodelo de sedimentos</b>	
USLE	9.29 Mg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>
Simulado	9.27 Mg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup>
Error en volumen	-0.22 %

Dado que en zonas agrícolas la evapotranspiración es una variable de estado muy importante, el comportamiento hidrológico general del modelo se validó utilizando los datos de evapotranspiración de satélite v3.3b del Modelo Global Land Evaporation Amsterdam (Martens *et al.*, 2017; Miralles *et al.*, 2011). Los resultados muestran una representación aceptable, con un valor R<sup>2</sup> de 0.51 y una buena concordancia entre la evapotranspiración total simulada y la de satélite (Figura 5).

Como no existen datos observados de sedimentos, la calibración del submodelo de sedimentos se realizó utilizando la misma cuenca y con base en el cálculo de su tasa de erosión media anual según Wischmeier y Smith (1978). Los factores K, C y P se calcularon a partir de los mapas del modelo de entrada. El factor R se obtuvo del mapa de isolíneas R del Instituto Español para la Conservación de la Naturaleza, y el factor LS se obtuvo de Mintegui *et al.* (1993). Los factores de corrección se calibraron para minimizar el error de volumen entre las tasas de erosión anuales medias simuladas y calculadas. El submodelo de sedimentos está muy influenciado por la condición inicial (Bussi *et al.*, 2014) y, en consecuencia, para obtener una condición inicial representativa, el modelo se corrió por primera vez para el período 1971–2016, que fue un período suficientemente largo. La condición final obtenida se utilizó como condición inicial para el período de calibración (1971-2016). A partir de estos resultados se obtuvo la tasa de erosión media anual y como se observa en la Tabla 2, el error en volumen fue bajo.



**Figura 5** | Evapotranspiración mensual total simulada y de satélite.

En el caso del submodelo de nitrógeno, como este presenta parámetros específicos para cada uso de suelo, se utilizó toda el área de estudio durante el proceso de calibración. El proceso de calibración consistió en ajustar estos valores para obtener una absorción media anual para el período 2002-2011 similar a la absorción potencial anual de la planta (Tabla 3). El modelo fue validado durante el período 2012-2016 y, en concreto, los parámetros de los cultivos hortícolas, que representan la superficie más grande e interesante, se validaron comparando la producción potencial (Gallardo *et al.*, 2011; Rincon *et al.*, 1999; Suárez-Rey *et al.*, 2016) y la producción simulada durante el período 2002-2016 (Tabla 4). El período 1971-2001 se utilizó como período de calentamiento para obtener la condición inicial.

**Tabla 3** | Absorciones potenciales y absorciones medias anuales simuladas para los periodos de calibración y validación.

Uso del suelo	Absorción potencial	Absorción media anual (kg N ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	
		Calibración (2002-2011)	Validación (2012-2016)
Urbano (incluye el campo de golf)	47.4	47.2 (-0.3%)	47.7 (+0.5%)
Extracción minera	3.0	4.2 (+40.0%)	4.4 (+46.7%)
Cultivos hortícolas	460.0	455.2 (-1.0%)	462.4 (+0.5%)
Cítricos	250.0	276.5 (+10.6%)	273.4 (+9.4%)
Cultivos de secano	60.8	30.9 (-49.1%)	22.3 (-63.3%)
Zonas forestales	21.4	20.5 (-4.3%)	18.3 (-14.5%)
Playas dunas y arenales	0.0	0.0 (0.0%)	0.0 (0.0%)
Marismas	10.0	11.5 (+15.2%)	11.3 (+13.0%)



**Tabla 4** | Producción potencial y producción media anual simulada en el periodo de validación de los cultivos hortícolas.

Cultivo	Producción potencial (Mg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Validación (2002-2016)	
		Producción media anual (Mg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	
Brócoli	8.70	7.92	(-8.6%)
Melón	1.00	0.98	(-4.9%)
Lechuga	3.30	3.13	(-5.5%)

## BALANCES EN ESTADO ACTUAL

Para obtener un balance anual representativo, se simuló durante un período de tiempo suficientemente largo. Por lo tanto, el modelo calibrado se corrió para el período 2002-2016 y, para extender estos resultados, se asumió la repetición del clima. Por lo tanto, se volvió a simular utilizando las entradas del modelo para el período 1971-2016 asumiendo repetición de clima. Así, finalmente, se simuló durante un total de 61 años con las condiciones actuales, lo que permitió obtener los balances medios anuales que caracterizan el escenario base (Tabla 5).

Casi todas las entradas de agua (precipitación y riego) son evapotranspiradas y el volumen restante se divide en escorrentía superficial y percolación (Tabla 5). La tasa media anual de erosión es bastante elevada (Tabla 5) y, según Albaladejo-Montoro *et al.* (1988) corresponde a una tasa de erosión moderada-alta, pero se encuentra dentro del rango de estudios previos realizados en el sureste de España (Sougnéz *et al.*, 2011). A pesar de la alta erosión, se depositan casi todos los sedimentos erosionados y la producción de sedimentos es mucho menor. El área con mayores tasas de erosión es la zona de extracción minera, que es un área muy degradada con escasa vegetación y suelo desnudo. Sin embargo, el área agrícola aún presenta una tasa de erosión media anual de 2.6 Mg ha<sup>-1</sup>, la cual debería disminuir debido a que los suelos agrícolas presentan altos contenidos de materia orgánica y nutrientes (García-Ruiz *et al.*, 2015; Merchán *et al.*, 2018).

**Tabla 5** | Balances medios anuales en situación actual.

Balance hidrológico (mm)	
Precipitación	280.9
Riego	178.9
Evapotranspiración	392.6
Percolación	34.2
Escorrentía superficial	32.9
Balance de sedimentos (Mg ha <sup>-1</sup> )	
Erosión	37.2
Deposición	30.8
Producción	6.3
Balance de nitrógeno (kg N ha <sup>-1</sup> )	
Fertilizantes	206.8
Deposición atmosférica	9.1
Mineralización neta	17.3
Absorción por parte de la vegetación	220.0
Lixiviación de nitrógeno	11.8
Exportación de nitrógeno en superficie	1.7

La principal entrada de nitrógeno son los fertilizantes y la principal salida la absorción de nitrógeno por parte de la vegetación, que es ligeramente inferior (Tabla 5). El excedente de nitrógeno corresponde al nitrógeno movilizado con la escorrentía superficial y la percolación durante eventos de alta precipitación y, aunque los flujos de escorrentía y percolación de agua superficial obtenidos son similares, la diferencia entre la exportación de nitrógeno superficial y la lixiviación de nitrógeno es elevada (Tabla 5). Esta es

una situación común en la agricultura intensiva (Pärn *et al.*, 2012; Randall y Mulla, 2001) y, en este caso, los valores más altos de lixiviación de nitrógeno se obtuvieron en áreas agrícolas. Cabe destacar que García-Pintado *et al.* (2007) obtuvieron un valor similar para la exportación total de nitrógeno, estimado en 171 MgN año<sup>-1</sup> para toda la cuenca, lo que considerando un área total de 1200 km<sup>2</sup> correspondería a 1.4 kgN ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

## Escenarios futuros

Diferentes escenarios fueron evaluados. Para ello, los cambios en la cantidad de nitrógeno/sedimentos transportados mediante los diferentes flujos fueron comparados con respecto al escenario base. Su efectividad se midió de la siguiente forma:

$$\% \text{ Cambio} = \frac{\text{Escenario} - \text{Base}}{\text{Base}} \times 100 \quad (1)$$

donde % Cambio representa el porcentaje de cambio, Escenario representa la media anual de nitrógeno/sedimentos transportados para cada escenario y Base representa la media anual de nitrógeno/sedimentos transportados en el escenario base.

Cada uno de los escenarios propuestos fueron simulados bajo las mismas condiciones iniciales que en el escenario base y para el mismo período: 2002-2016 y nuevamente 1971-2016 (61 años). Los resultados se evaluaron en términos de exportación de nitrógeno superficial, que corresponde al nitrógeno disuelto y absorbido transportado por la escorrentía superficial al Mar Menor, de lixiviación de nitrógeno al acuífero y de producción de sedimentos al Mar Menor

Los escenarios propuestos están basados en la Ley 3/2020, de recuperación y protección del Mar Menor (CARM, 2020) y tienen el objetivo de reducir la erosión y los aportes de nitrato a las masas de agua superficiales y la lixiviación de nitratos a las aguas subterráneas. En base a ello, los escenarios propuestos son:

- Áreas de renaturalización (ARN): consiste en destinar parte de la superficie agrícola a la plantación en terrazas de vegetación autóctona (vegetación herbácea, matorral y árboles) (Figura 6). Estas zonas no son abonadas ni regadas.

En este caso, se ha destinado un 24% de la superficie analizada a áreas de renaturalización. Para modelizar su efecto fue necesario actualizar los mapas de parámetros. Se actualizó el mapa de Hu, debido a la mayor capacidad de almacenamiento en el suelo que presentan estas zonas por la mayor profundidad de raíces, y el factor de vegetación. Las terrazas se representaron mediante los mapas de pendientes y velocidad en ladera, que se actualizaron a 0.0002 m/m y 0.02 m/s, respectivamente en estas zonas. El Factor C del submodelo de sedimentos se actualizó para reflejar el cambio de cobertura según Alatorre *et al.* (2010) y el Factor P se calculó según Panagos *et al.* (2015) para contemplar el cultivo en contornos:

$$P = P_c P_{sw} P_{vm} \quad (2)$$

donde P es el Factor P de la USLE, P<sub>c</sub> es el subfactor de cultivo en contornos, P<sub>sw</sub> es el subfactor de terrazas o muros de piedra y P<sub>vm</sub> es el subfactor de bordes vegetales. Estos valores se muestran en la Tabla 6. En cuanto a los parámetros del submodelo de nitrógeno, a este nuevo uso del suelo se le asignaron los mismos parámetros que a las zonas forestales y se eliminó todo tipo de aporte fertilizante.

**Tabla 6** | Valores del Factor P y sus subfactores para cada uno de los escenarios propuestos.

Escenario	P <sub>c</sub>	P <sub>sw</sub>	P <sub>vm</sub>	P
Base	1	1	1	1
ARN	1	0.35	0.30	0.105
BC1500 y AP	Zonas ARN	1	0.3	0.3
	Cítricos y hortícolas	0.5	1	0.09

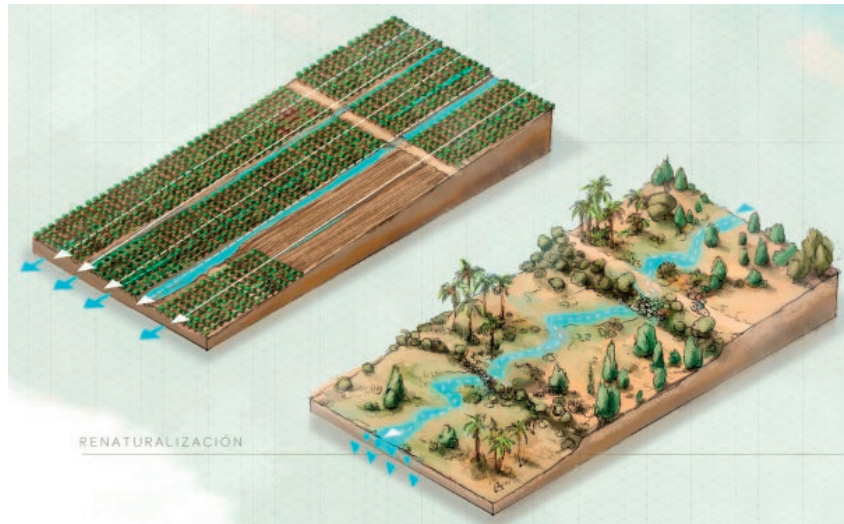


Figura 6 | Esquema conceptual de las áreas de renaturalización.

- Buffer de 1500 m (BC1500): consiste en la prohibición de cualquier cultivo a menos de 500 m de la línea de costa. Entre los 500 y 1500 m se permite la agricultura con la instalación de barreras vegetales (20% de la superficie), la realización de las operaciones de cultivo siguiendo las líneas de nivel, un máximo de 2 ciclos de cultivos y una fertilización máxima de  $170 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ .

En este caso, las zonas de cultivos a menos de 500 m de la línea de costa se cambiaron de uso del suelo, considerando que estas zonas a largo plazo se convertirán en zonas de vegetación escasa (herbácea y matorral bajo). Entre los 500 y 1500 m, el Factor P se actualizó tanto para los cítricos como para los cultivos hortícolas según Panagos *et al.* (2015) (Tabla 6). Para representar el 20% de la superficie destinada a barreras vegetales, el 20% de las celdas de cítricos y hortícolas se cambiaron a un nuevo uso del suelo, cuyas características son las descritas en el escenario ARN, salvo por las modificaciones en el mapa de pendientes y en el de velocidad del flujo en ladera, ya que, en este caso, estas zonas no se encuentran aterrazadas. El Factor P de estas celdas también se actualizó (Tabla 6). La fertilización en el caso de los cítricos se redujo a  $170 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Tabla 7). En el caso de los hortícolas, se eliminó el cultivo del brócoli de la rotación por ser el que más fertilizante necesita para su desarrollo y se ajustó el máximo anual para la combinación de lechuga y melón a  $170 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Tabla 7).

Tabla 7 | Fertilización anual para cada cultivo y escenario.

Usos del suelo		Fertilización ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ )		
		Base	BC1500	AP
Cítricos		250	170	238
Hortícolas	Brócoli	250	-	190
	Melón	130	85	98
	Lechuga	130	85	105

- Agricultura de precisión y prácticas de conservación del suelo (AP): consiste en permitir la agricultura de precisión con la instalación de barreras vegetales (5% de la superficie), la realización de las operaciones de cultivo siguiendo las líneas de nivel, y un máximo de 2 ciclos de cultivos.

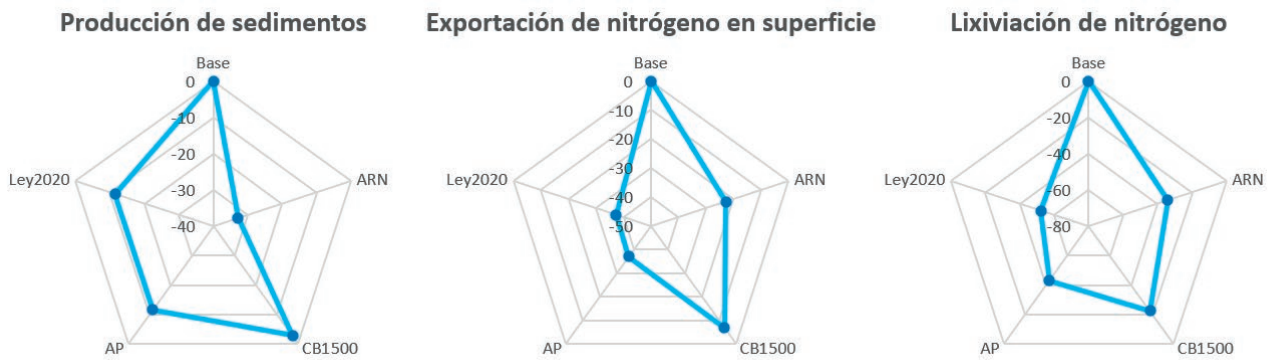
Para modelizar este escenario, el Factor P se actualizó tanto para los cítricos como para los cultivos hortícolas según Panagos *et al.* (2015) (Tabla 6). De igual forma que para el escenario BC1500, el 5% de las celdas de cítricos y hortícolas se cambiaron a un nuevo uso del suelo, cuyas características son las descritas en el escenario ARN, salvo por las modificaciones en el mapa de pendientes, en el mapa de velocidad del flujo en ladera y en el Factor P (Tabla 6). La

agricultura de precisión se representó mediante el ajuste de las dosis de fertilizantes correspondientes a los cítricos y los cultivos hortícolas en función a un simple balance de masas suelo/planta, tal y como se describe en CARM (2017). Puesto que sólo se permiten 2 ciclos de cultivo en el caso de cultivos hortícolas, la mitad de las celdas se consideraron con una rotación brócoli-melón y la otra mitad con melón-lechuga. Las dosis de fertilizantes finales se muestran en la Tabla 7.

- Ley 3 de 2020 (Ley2020): consiste en la combinación de los 2 anteriores y, por lo tanto, en la completa aplicación de la Ley 3/2020, de recuperación y protección del Mar Menor (CARM, 2020).

## RESULTADOS

Una visión general de la efectividad para reducir la exportación de nitrógeno superficial al Mar Menor, la lixiviación de nitrógeno al acuífero y la producción de sedimentos al Mar Menor para cada uno de los escenarios se muestra en la Figura 7.



**Figura 7** | Efectividad de los escenarios propuestos para reducir la exportación de nitrógeno superficial al Mar Menor, la lixiviación de nitrógeno al acuífero y la producción de sedimentos al Mar Menor

Como puede observarse, en el caso de la producción de sedimentos el escenario que contempla la creación de zonas de renaturalización (ARN), áreas muy efectivas en frenar la velocidad del flujo, presenta efectividades muy altas en la reducción de la producción de sedimentos (33%). Sin embargo, el escenario que contempla actuar sólo en un buffer costero de 1500 m (CB1500) presenta una reducción despreciable (3%). En el caso de actuar sobre toda la superficie agrícola (escenario AP), puede observarse que el cultivo en contornos combinado con destinar el 5% de la superficie a barreras vegetales obtiene reducciones significativas, en torno al 12%, valor en el rango obtenido en estudios previos (Puertes *et al.*, 2021), y cabe destacar, que dedicando una superficie relativamente pequeña (5% de la superficie de hortícolas y cítricos) se obtienen reducciones significativas en comparación con el escenario que contempla la creación de áreas de renaturalización.

En cuanto a los resultados de exportación de nitrógeno en superficie, puede observarse que el escenario que mayores reducciones presenta es el de agricultura de precisión (AP), que obtiene reducciones en torno al 37%. Al aportar una cantidad de fertilizante adaptada a la etapa de crecimiento de la planta, el excedente se reduce y, por lo tanto, hay menos nitrógeno en el suelo para ser transportado por la escorrentía superficial en los periodos de precipitaciones intensas ( $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$  disueltos). Además, al reducir la erosión y, por lo tanto, la producción de sedimentos, también se reduce la fracción de nitrógeno asociada a los sedimentos, es decir, el nitrógeno orgánico y el  $\text{NH}_4^+$  adsorbido, aunque en menor medida. Por otro lado, el escenario que contempla la creación de zonas de renaturalización (ARN), también presenta efectividades significativas (23%), sin embargo, en este caso la reducción está principalmente asociada a la fuerte reducción de la superficie abonada y a una reducción de la fracción de nitrógeno asociada a los sedimentos, es decir, el nitrógeno orgánico y el  $\text{NH}_4^+$  adsorbido. El escenario del buffer costero presenta una reducción del 7%, que, comparado con los anteriores, resulta despreciable.

Comparando los resultados de lixiviación de nitrógeno, se observan resultados similares. De nuevo el escenario que mayor reducción (43%) presenta es el de agricultura de precisión (AP), que principalmente limita el excedente de nitrógeno disuelto, fracción

de nitrógeno que es susceptible de ser percolada al acuífero. El escenario que contempla la creación de zonas de renaturalización (ARN) también es efectivo (34%), ya que al reducir de forma significativa la superficie abonada, también se limita la cantidad de nitrógeno disuelto disponible para ser percolada al acuífero en los periodos de precipitaciones intensas. Y, por último, también presenta reducciones significativas el escenario del buffer costero (BC1500), en este caso por la reducción de la superficie abonada y la limitación hasta los 1500 m de la cantidad de fertilizante a  $170 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , llegando a reducciones del 22%.

En el caso del escenario de la Ley 3 de 2020, se obtienen efectividades muy similares al escenario que contempla una agricultura de precisión en toda la cuenca (AP) en la reducción de la producción de sedimentos y la exportación de nitrógeno en superficie, sin embargo, dada la fuerte disminución de la superficie agrícola en la zona del buffer costero, la combinación de ambos escenarios muestra reducciones aún mayores en el caso de la lixiviación de nitrógeno, alcanzando un valor del 52%.

---

## CONCLUSIONES

En este estudio, se ha evaluado la efectividad de diferentes prácticas de gestión agrícola en términos de producción de sedimentos, exportación de nitrógeno en superficie y lixiviación de nitrógeno en la cuenca costera semiárida del Mar Menor.

Los resultados obtenidos muestran que la implantación de áreas de renaturalización y la agricultura en contornos, combinada con la implantación de barreras vegetales, es crucial para controlar la producción de sedimentos. Sin embargo, de estos resultados hay que destacar que la implantación de barreras vegetales presenta una efectividad por unidad de área mayor. Según los resultados obtenidos, dedicando un 5% de la superficie agrícola a la implantación de barreras vegetales es posible conseguir una reducción en la producción de sedimentos del 10%, mientras que si se dedica un 25% de la superficie a la implantación de áreas de renaturalización, la reducción en la producción de sedimentos es del 30%, lo que resulta en una efectividad muy inferior.

Con respecto a la exportación de nitrógeno en superficie, las áreas de renaturalización y la combinación de cultivos en contorno con barreras vegetales son eficaces para reducir la exportación de nitrógeno orgánico y  $\text{NH}_4^+$  adsorbido, que son formas de nitrógeno altamente relacionadas con la erosión del suelo y la producción de sedimentos, mientras que los escenarios que reducen o controlan la cantidad de fertilizante aplicado son los más efectivos en reducir la exportación superficial de  $\text{NO}_3^-$ . No obstante, hay que destacar de nuevo que la implantación de barreras vegetales presenta una mayor efectividad por unidad de área en el caso de reducir la exportación de nitrógeno orgánico y  $\text{NH}_4^+$  adsorbido, así como que la implantación de una agricultura de precisión en toda la cuenca vertiente presenta también una mayor efectividad que un buffer costero cuando se compara a escala de cuenca.

En cuanto a la lixiviación de nitrógeno, todos los escenarios presentan reducciones significativas, destacando en este caso la efectividad del buffer costero que, a pesar de estar aplicado en una superficie inferior a la del resto de escenarios, obtiene grandes efectividades en la reducción de la lixiviación por la completa eliminación de la aplicación de fertilizantes nitrogenados.

Teniendo en cuenta todos los resultados obtenidos se puede concluir de forma general que cada una de las prácticas de gestión propuesta es especialmente efectiva en el control de una determinada fuente de contaminación difusa y que la combinación de las mismas resulta crucial para la mejora de los ecosistemas en zonas de agricultura intensiva. Por lo tanto, mediante la completa aplicación de la actual Ley 3/2020, de recuperación y protección del Mar Menor, que consiste en la combinación de todos los escenarios propuestos, es posible conseguir una reducción significativa de los aportes tanto de sedimentos como de compuestos nitrogenados a la laguna del Mar Menor, lo que ayudará a mejorar el estado ecológico de la misma.

---

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha estado financiada por el Observatorio del Mar Menor.



## REFERENCIAS

- Alatorre, L.C., Beguería, S., García-Ruiz, J.M. 2010. Regional scale modeling of hillslope sediment delivery: A case study in the Barasona Reservoir watershed (Spain) using WATEM/SEDEM. *Journal of Hydrology*, 391, 109–123. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.010>
- Albaladejo-Montoro, J., Ortiz-Silla, R., Martínez-Mena Garcia, M. 1988. Evaluation and mapping of erosion risks: An example from S.E. Spain. *Soil Technol.*, 1, 77–87. [https://doi.org/10.1016/S0933-3630\(88\)80007-2](https://doi.org/10.1016/S0933-3630(88)80007-2)
- Alcolea, A., Contreras, S., Hunink, J.E., García-Aróstegui, J.L., Jiménez-Martínez, J. 2019. Hydrogeological modelling for the watershed management of the Mar Menor coastal lagoon (Spain). *Science of the Total Environment*, 663, 901–914. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.375>
- Bussi, G., Francés, F., Montoya, J.J., Julien, P.Y. 2014. Distributed sediment yield modelling: importance of initial sediment conditions. *Environmental Modelling & Software*, 58, 58–70. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.04.010>
- CAAMA. 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.
- CAAMA. 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.
- Calatrava, J., Barberá, G.G., Castillo, V.M. 2011. Farming practices and policy measures for agricultural soil conservation in semi-arid Mediterranean areas: The case of the Guadalentín basin in southeast Spain. *Land Degradation and Development*, 22, 58–69. <https://doi.org/10.1002/ldr.1013>
- CARM. 2017. Decreto-Ley 1/2017, de 4 de abril, de medidas urgentes para garantizar la sostenibilidad ambiental en el entorno del Mar Menor. Murcia, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- CARM. 2020. Ley 3/2020, de 27 de julio, de recuperación y protección del Mar Menor. Murcia, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Cavero, J., Barros, R., Sellam, F., Topcu, S., Isidoro, D., Hartani, T., Lounis, A., Ibrikci, H., Cetin, M., Williams, J.R., Aragüés, R. 2012. APEX simulation of best irrigation and N management strategies for off-site N pollution control in three Mediterranean irrigated watersheds. *Agricultural Water Management*, 103, 88–99. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.10.021>
- De Paz, J.M., Ramos, C. 2002. Linkage of a geographical information system with the gleams model to assess nitrate leaching in agricultural areas. *Environmental Pollution*. Elsevier, pp. 249–258. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00317-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00317-7)
- Francés, F., Vélez, J.I., Vélez, J.J. 2007. Split-parameter structure for the automatic calibration of distributed hydrological models. *Journal of Hydrology*, 332, 226–240. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2006.06.032>
- Gallardo, M., Giménez, C., Martínez-Gaitán, C., Stöckle, C.O., Thompson, R.B., Granados, M.R. 2011. Evaluation of the VegSyst model with muskmelon to simulate crop growth, nitrogen uptake and evapotranspiration. *Agricultural Water Management*, 101, 107–117. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.09.008>
- García-Gómez, H., Garrido, J.L., Vivanco, M.G., Lassaletta, L., Rábago, I., Ávila, A., Tsyro, S., Sánchez, G., González Ortiz, A., González-Fernández, I., Alonso, R. 2014. Nitrogen deposition in Spain: Modeled patterns and threatened habitats within the Natura 2000 network. *Science of the Total Environment*, 485–486, 450–460. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2014.03.112>
- García-Pintado, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G.G., Albaladejo, J., Castillo, V.M. 2007. Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Science of the Total Environment*, 373, 220–239. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.10.046>
- García-Ruiz, J.M., Beguería, S., Nadal-Romero, E., González-Hidalgo, J.C., Lana-Renault, N., Sanjuán, Y. 2015. A meta-analysis of soil erosion rates across the world. *Geomorphology*, 239, 160–173. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.03.008>

- Hargreaves, G.H., Samani, Z.A. 1985. Reference Crop Evapotranspiration from Temperature. *Applied Engineering in Agriculture* 1, 96–99. <https://doi.org/10.13031/2013.26773>
- Harrison, S., McAree, C., Mulville, W., Sullivan, T. 2019. The problem of agricultural ‘diffuse’ pollution: getting to the point. *Science of the Total Environment*, 677, 700–717. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.04.169>
- 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. <https://doi.org/10.1002/joc.4391>
- Ingram, J. 2008. Agronomist-farmer knowledge encounters: an analysis of knowledge exchange in the context of best management practices in England. *Agricultural Human Values*, 25, 405–418. <https://doi.org/10.1007/s10460-008-9134-0>
- Jiménez-Martínez, J., García-Aróstegui, J.L., Hunink, J.E., Contreras, S., Baudron, P., Candela, L. 2016. The role of groundwater in highly human-modified hydrosystems: a review of impacts and mitigation options in the Campo de Cartagena-Mar Menor coastal plain (SE Spain). *Environmental Reviews*, 24, 377–392. <https://doi.org/10.1139/er-2015-0089>
- La Nauze, A., Mezzetti, C. 2019. Dynamic incentive regulation of diffuse pollution. *Journal of Environmental Economics and Management*, 93, 101–124. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2018.11.009>
- Liu, R., Zhang, P., Wang, X., Chen, Y., Shen, Z. 2013. Assessment of effects of best management practices on agricultural non-point source pollution in Xiangxi River watershed. *Agricultural Water Management*, 117, 9–18. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.10.018>
- Martens, B., Miralles, D.G., Lievens, H., Van Der Schalie, R., De Jeu, R.A.M., Fernández-Prieto, D., Beck, H.E., Dorigo, W.A., Verhoest, N.E.C. 2017. GLEAM v3: Satellite-based land evaporation and root-zone soil moisture. *Geoscientific Model Development*, 10, 1903–1925. <https://doi.org/10.5194/gmd-10-1903-2017>
- Merchán, D., Casali, J., Del Valle de Lersundi, J., Campo-Bescós, M.A., Giménez, R., Preciado, B., Lafarga, A. 2018. Runoff, nutrients, sediment and salt yields in an irrigated watershed in southern Navarre (Spain). *Agricultural Water Management*, 195, 120–132. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.10.004>
- Mintegui, J.Á., de Simón, E., García-Rodríguez, J.L., Robredo, J.C. 1993. La restauración hidrológico-forestal en las cuencas hidrográficas de la vertiente mediterránea. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca.
- Miralles, D.G., Holmes, T.R.H., De Jeu, R.A.M., Gash, J.H., Meesters, A.G.C.A., Dolman, A.J. 2011. Global land-surface evaporation estimated from satellite-based observations. *Hydrological Earth System Sciences*, 15, 453–469. <https://doi.org/10.5194/hess-15-453-2011>
- Özcan, Z., Baskan, O., Düzgün, H.S., Kentel, E., Alp, E. 2017. A pollution fate and transport model application in a semi-arid region: is some number better than no number? *Science of the Total Environment*, 595, 425–440 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.240>
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., van der Zanden, E.H., Poesen, J., Alewell, C. 2015. Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. *Environmental Science & Policy*, 51, 23–34. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.03.012>
- Pardo, G., del Prado, A., Martínez-Mena, M., Bustamante, M.A., Martín, J.A.A.R., Álvaro-Fuentes, J., Moral, R., 2017. Orchard and horticulture systems in Spanish Mediterranean coastal areas: is there a real possibility to contribute to C sequestration? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 238, 153–167. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.034>
- Pärn, J., Pinay, G., Mander, Ü. 2012. Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. *Ecological Indicators*, 22, 4–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.002>
- Perni, A., Martínez-Paz, J.M., 2013. A participatory approach for selecting cost-effective measures in the WFD context: The Mar Menor (SE Spain). *Science of the Total Environment*, 458–460, 303–311. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.029>

- Pradhan, P., Fischer, G., Van Velthuizen, H., Reusser, D.E., Kropp, J.P. 2015. Closing yield gaps: how sustainable can we be? *PLoS One*, 10, 18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129487>
- Puertes, C., Bautista, I., Lidón, A., Francés, F. 2021. Best management practices scenario analysis to reduce agricultural nitrogen loads and sediment yield to the semiarid Mar Menor coastal lagoon (Spain). *Agricultural Systems*, 188. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.103029>
- Ramos, C., Pomares, F. 2010. *Abonado de los cultivos hortícolas*, in: *Guía Práctica de La Fertilización Racional de Los Cultivos En España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, p. 260.
- Randall, G.W., Mulla, D.J. 2001. Nitrate Nitrogen in Surface Waters as Influenced by Climatic Conditions and Agricultural Practices. *Journal of Environmental Quality*, 30, 337–344. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.302337x>
- Rincón, L., Sáez, J., Pérez, J., Pellicer, C., Gómez, M. 1999. Crecimiento y Absorción de Nutrientes del Brócoli. Investigación agraria. *Producción y protección vegetales*, 14, 225–236.
- Suárez-Rey, E.M., Romero-Gámez, M., Giménez, C., Thompson, R.B., Gallardo, M. 2016. Use of EU-Rotate\_N and CropSyst models to predict yield, growth and water and N dynamics of fertigated leafy vegetables in a Mediterranean climate and to determine N fertilizer requirements. *Agricultural Systems*, 149, 150–164. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.09.007>
- Sougnez, N., van Wesemael, B., Vanacker, V. 2011. Low erosion rates measured for steep, sparsely vegetated catchments in southeast Spain. *Catena*. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.08.010>
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1978. *Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning*. United States Department of Agriculture (USDA). Washington, DC, USA.
- Zhang, Y., Collins, A.L., Murdoch, N., Lee, D., Naden, P.S. 2014. Cross sector contributions to river pollution in England and Wales: updating waterbody scale information to support policy delivery for the Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy*, 42, 16–32. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.04.010>