

Gestión del recurso Agua ante el desafío del Cambio Climático en Andalucía: una metodología y herramientas para la toma de decisiones en los próximos 30 años (AGUAs21)

Resultado 3

DESARROLLO E IMPLEMENTACIÓN DE UN SISTEMA DE MODELOS NUMÉRICOS, HIDROLÓGICOS, HIDRODINÁMICOS Y CLIMATOLÓGICOS, ENLAZADOS A FIN DE SIMULAR LOS PROCESOS MÁS RELEVANTES EN LA CUENCA HIDROGRÁFICA, EN LAS AGUAS DE TRANSICIÓN Y COSTERAS.



Título completo:

Gestión del recurso Agua ante el desafío del Cambio Climático en Andalucía: una metodología y herramientas para la toma de decisiones en los próximos 30 años (AGUAs21)

Autores:

Oscar Álvarez Esteban
Manuel Arcila Garrido
Cira Buonocore
J. Adolfo Chica Ruiz
Alfredo Fernández Enríquez
Juan Jesús Gomiz Pascual
Carlos J. González Mejías
Alfredo Izquierdo González
Rafael Mañanes Salinas
María Luisa Pérez Cayeiro
Jesús Romero González

Contacto:

isa.perez@uca.es

Web:

<https://aguas21.uca.es/>

Este trabajo ha sido cofinanciado por la Unión Europea en el marco del Programa Operativo FEDER 2014-2020 y por la Consejería de Transformación Económica, Industria, Conocimiento y Universidades de la Junta de Andalucía. Referencia del proyecto: FEDER-UCA18-107890



Índice

1. Introducción	4
1.1. La cuenca del río Guadalete y los recursos	4
1.1.1. Caudal	5
1.1.2. Nitratos	6
1.1.3. Sedimentos en suspensión	6
1.2. Los modelos como herramienta de gestión	7
2. Metodología	8
2.1. El modelo hidrológico: SWAT	8
2.2. El modelo hidrodinámico: UCA2D	9
2.3. El modelo de transporte y difusión	10
3. Resultados	11
3.1. Calibración y validación del modelo SWAT	11
3.2. Caudal	13
3.3. Nitratos	14
3.4. Sedimentos en suspensión	17
4. Referencias bibliográficas	20

1. Introducción

1.1. La cuenca del río Guadalete y los recursos

La importancia de la salud ecológica de un río radica en el hecho de que refleja el estado de la tierra que lo rodea, lo que indica los potenciales impactos de las prácticas de gestión en la cuenca considerada (Grey et al., 2014). Los recursos hídricos están sujetos a múltiples presiones de diferente naturaleza, especialmente en las regiones áridas y semiáridas. Maldonado (2001) considera este importante recurso como un capital natural crítico, es decir, esa entidad o componente natural cuya pérdida comprometerá la supervivencia o el bienestar humano y que no podrá ser reemplazada. Hay que entender por capital los medios que proporcionan nuestro bienestar y los recursos de los que éste depende.

Las diferentes prácticas de gestión que se lleven a cabo, en un momento dado, tendrán su efecto en la conservación de los recursos naturales y en el consecuente impacto sobre la salud y el bienestar humano. Por tanto, se podría traducir en una reducción y/o empeoramiento de los servicios ecosistémicos asociados.

La evaluación ambiental, así como la evaluación social, los instrumentos económicos y los sistemas de información y monitoreo, apoyan todo el proceso hacia una gestión integrada. El estudio de los ecosistemas en una cuenca hidrográfica es el primer paso para comprender cómo el ser humano, de manera directa o indirecta, puede afectar a la estabilidad del ecosistema y cómo puede una alteración de este afecta a su equilibrio y a sus funciones.

Del Guadalete y sus afluentes beben casi medio millón de personas. Además, estos ecosistemas acuáticos satisfacen la creciente demanda hídrica de las actividades agrícolas de regadío que se desarrollan en la zona. En su brazo principal y afluentes, el río está regulado por cinco embalses. Su curso, en la parte alta de la cuenca donde nace el río, se ve afectado principalmente por fenómenos de erosión. Por otro lado, en el curso medio se

Resultado 3

desvanece el poder erosivo debido a la atenuación de la pendiente, las aguas disminuyen su velocidad dejando espacio a procesos de transporte. Finalmente, el río llega a su curso bajo, en donde casi no existe inclinación y las aguas pierden toda la fuerza, dando lugar a procesos de sedimentación más que de transporte.

Para realizar una evaluación del estado de la cuenca del Guadalete, este estudio se centra en el estado de salud de las aguas continentales, de transición y costeras, con referencia a las normativas europeas y la legislación existente a tal efecto en España. Generalmente, la calidad de las aguas se determina principalmente por su estado cuantitativo y químico. A continuación, se describen los parámetros más relevantes que se han considerados para el modelado de la cuenca: caudal, nitratos y sólidos en suspensión.

1.1.1. Caudal

El caudal es el primer parámetro necesario para la calibración de un modelo hidrológico. Se utiliza en la primera, y más importante, etapa para el modelado de la cuenca hidrográfica, ya que permite simular los procesos físicos que ocurren en ella y su alrededor.

La importancia del caudal es evidente, ya que representa el punto de partida para simulaciones y escenarios futuros. No obstante, una buena representación del mismo en un modelo significa una buena representación de los procesos físicos asociados y, por tanto, la obtención de unos resultados más fiables. En la cuenca del Guadalete el cauce del río está regulado por cinco embalses, lo que altera su régimen natural y todo lo que esto conlleva.

En estudios previos (González del Tánago et al., 2010), se ha demostrado que los eventos pasados de inundación, que han ocurrido en la cuenca del Guadalete y que han originado consecuencias importantes en el entorno natural y el bienestar de la sociedad, se deben, especialmente, al fuerte régimen de regulación al que está expuesto el cauce del río Guadalete y su afluente, el río Majaceite.

Resultado 3

1.1.2. Nitratos

Los nutrientes son algunos de los contaminantes que más influyen en el estado de las aguas. Por lo general, se ha observado que los nutrientes dentro de una cuenca aumentan en función de la intensidad del uso de la tierra (Omernik, 1977; Smart et al., 1985) y con la densidad de población (Peierls et al., 1991). El proceso por el cual un cuerpo de agua es enriquecido con nutrientes limitantes para el fitoplancton, principalmente fósforo y nitrógeno, se llama eutrofización. Este proceso promueve el crecimiento excesivo de las algas y su acumulación. El incremento incontrolado de algas causa procesos de descomposición que pueden provocar turbidez en el agua, condiciones anóxicas y, como resultado, la muerte de la flora y fauna acuática (Harper, 1992).

En este caso, para la evaluación del estado químico de las aguas, se toma en consideración la concentración de nitratos. Porque es el elemento predominante en proximidad de una elevada actividad agrícola, pero también es nutriente básico para el crecimiento de un ecosistema marino. Así, en concentraciones muy elevadas puede originar una eutrofización del ambiente, tanto fluvial como marino.

1.1.3. Sedimentos en suspensión

La gestión de los sedimentos en las cuencas es un asunto primordial, que puede dificultar la correlación entre sostenibilidad y política. En determinadas situaciones, se convierte en un reto en la toma de decisiones de gestión, que están encaminadas a garantizar la protección y salvaguarda de los recursos naturales básicos y de los ecosistemas. Muchos ecosistemas se benefician del transporte y depósito de sedimentos, tanto de manera directa como indirectamente. De hecho, el sedimento es importante para el crecimiento de los hábitats acuáticos y el desarrollo de organismos, y también es responsable del transporte de nutrientes al ecosistema costero. Sin embargo, mantener un equilibrio natural es extremadamente difícil, ya que las tasas de deposición, demasiado altas o demasiado bajas, pueden causar daños ambientales y afectar negativamente la calidad del agua.

Resultado 3

El régimen natural de transporte de sedimentos puede verse afectado tanto por componentes climáticos, principalmente viento y lluvia que actúan sobre la erosión del suelo, como por la cobertura del suelo y estructuras hidráulicas presentes en la zona. Para la evaluación del estado de erosión de la cuenca del Guadalete, el parámetro que se toma en consideración es la concentración de sedimentos en suspensión.

1.2. Los modelos como herramienta de gestión

Los modelos de simulación se consideran esenciales para la evaluación del impacto ambiental en muchos sectores. En la actualidad, los modelos representan la herramienta de apoyo más adecuada para una evaluación de los procesos más relevantes en una cuenca hidrográfica, desde las aguas superficiales hasta las aguas de transición y costeras. De esta manera nos proporcionan información sobre el estado actual y los posibles impactos frente a los efectos del cambio global, considerando los diferentes escenarios de cambio climático, dado que codifican el conocimiento existente en los procesos de captación y su respuesta al forzamiento meteorológico (Bronstert, 2004). Los modelos se basan en numerosas aproximaciones que se aplican a la realidad, para tratar de mejorar el conocimiento.

En el momento de tener que planificar o implementar estrategias de gestión, es conveniente considerar que los modelos son capaces de proporcionar la información necesaria para tomar decisiones a largo plazo. Asimismo, la tarea de los gestores va a consistir en tomar las decisiones que consideren más apropiadas y, no hay duda, que para esto se necesita contar con la mayor cantidad de información posible del estado y de los posibles escenarios futuros. En este sentido, los modeladores trabajan para que estas herramientas de información sean lo más precisas posibles.

Los sistemas de redes fluviales y los ecosistemas que los rodean son sistemas mucho más complejos de los que un modelo puede interpretar y resolver. Esto se debe al hecho de que existen múltiples procesos interdependientes que rigen su comportamiento. Estos procesos

Resultado 3

están influenciados por incertidumbres y acciones impredecibles, por lo que se basa en aproximaciones e hipótesis.

Por consiguiente, los resultados permiten identificar áreas vulnerables y áreas potencialmente vulnerables en escenarios de cambio climático y de cambio global. Si bien, la información obtenida podrá ser utilizada para la implementación de estrategias y políticas de gestión destinadas a prevenir consecuencias indeseables, permitiendo definir y evaluar en detalle numerosas alternativas de ejecución.

Para el objetivo planteado se desarrolla un sistema enlazado de modelos numéricos que nos proporcione información sobre las aguas continentales, de transición y costeras y el estado de salud de los ecosistemas que forman parte de ellos. La versatilidad de los sistemas acoplados y/o enlazados de modelación los convierte en una valiosa herramienta a la hora de afrontar muy diversos procesos ligados a la gestión y planificación fluvial y costera: hidrología e hidrodinámica, evaluación de riesgos e impactos, contaminación del agua, vertidos, vulnerabilidad de la costa, operaciones de búsqueda y rescate, oceanografía operacional, cambio climático, etc. (Sotillo et al. 2008, Di Maio et al. 2016, Azevedo et al. 2017, Spaulding, 2017).

2. Metodología

2.1. El modelo hidrológico: SWAT

SWAT (Soil and Water Assessment Tool) es un modelo hidrológico escrito en lenguaje Fortran desarrollado entre la Universidad de Texas y el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (EE.UU.) a principios de los 90 (Arnold et al., 1998, Neitsch et al., 2011). Es un modelo a escala de cuenca hidrográfica desarrollado para cuantificar el impacto de las prácticas de gestión de la tierra en cuencas hidrográficas grandes y complejas. Simula la

Resultado 3

calidad y la cantidad de las aguas superficiales y predice el impacto ambiental del uso de la tierra, las prácticas de gestión de la tierra y el cambio climático. Es un modelo de simulación de larga duración; no está diseñado para un evento aislado durante un breve período.

Se trata de un modelo ampliamente utilizado en la toma de decisiones sobre el territorio americano, relacionadas con la planificación hidrológica (Arnold et al., 1998, Neitsch et al., 2011, Arnold et al., 2012, Winchell et al., 2013, Abbaspour, 2015). Su elevada resolución espacial permite que sea implementado tanto a escala continental como de cuenca hidrológica (Arnold et al., 1998 y 2012). No obstante, como cualquier otro modelo, el uso de SWAT a gran escala requiere simplificaciones importantes.

2.2. El modelo hidrodinámico: UCA2D

Los modelos hidrodinámicos se encargan de reproducir la dinámica de los fluidos geofísicos. Para ello se consideran una serie de asunciones o simplificaciones, entre las cuales está que el fluido es incompresible, es decir, que su densidad no varía con el cambio de presión.

El modelo hidrodinámico utilizado es UCA2D (Álvarez et al., 1999), usado para simular escenarios hidro-meteorológicos en la desembocadura del Guadalete y bahía de Cádiz. El modelo requiere datos de entrada de viento y marea, además de utilizar como entrada los valores de salida de caudal proporcionados por el modelo SWAT.

El modelo hidrodinámico UCA2D resuelve las ecuaciones de conservación de la masa y el momento, verticalmente promediadas. Las salidas del modelo en cuanto a las necesidades presentes son la elevación de la superficie del agua respecto al nivel medio del mar local y la velocidad de la corriente (verticalmente promediadas), en cada nodo de la malla utilizada para los instantes de tiempo deseados.

2.3. El modelo de transporte y difusión

Para simular el comportamiento y la evolución de la pluma en la zona costera, desde la desembocadura del río Guadalete hacia la bahía de Cádiz, se utiliza un modelo lagrangiano de transporte y dispersión de partículas. Este modelo nos permite, tras la calibración y validación de los dos modelos numéricos anteriormente descritos, evaluar la evolución de la pluma producida por el caudal del Guadalete.

Para los contornos sólidos (i.e., la línea de costa) se impone una condición de reflexión total, mientras que una condición radiativa es impuesta en las fronteras con mar abierto. El modelo, el último en ser utilizado en el sistema de modelos enlazados empleados, requiere como información de entrada tanto datos proporcionados por el modelo hidrológico como datos proporcionados por el modelo hidrodinámico. De esta manera, se utiliza el caudal de salida, la concentración de sedimentos y la concentración de nitratos suministrados por el modelo SWAT, y los campos de velocidad de corriente superficial con distintas condiciones de viento, suministrados por el modelo UCA2D.

A continuación, se describen los procesos de calibración y validación del modelo hidrológico SWAT y los resultados obtenidos. Por otro lado, cabe destacar que para la zona de estudio considerada, el modelo hidrodinámico y el modelo de transporte y difusión resultan ya ampliamente calibrados y validados, así como reportado en publicaciones previas (Álvarez et al., 1999 y 2003; Kagan et al., 2001, 2003a, 2003b y 2005, González et al., 2018; Gomiz-Pascual et al., 2021).

3. Resultados

3.1. Calibración y validación del modelo SWAT

Conviene recordar que la calibración de un modelo es aquel proceso por el cual se comparan las salidas del mismo con datos observados. Mediante el ajuste de ciertos parámetros, en función de los resultados de esa comparación, se consigue ir optimizando el modelo hasta que obtener una solución lo más parecida posible a la real (observado). Por otro lado, el proceso de validación consiste en comparar los datos observados con las salidas del modelo, en otro periodo de tiempo distinto al usado para la calibración (Gomiz-Pascual, 2017).

El proceso de calibración del modelo SWAT se ha realizado de manera manual, es decir, ejecutando y comparando el modelo con datos observados, y en función de las discrepancias, se han identificado los parámetros que hay que ajustar. En la tabla 1 se definen los parámetros sensibles identificados durante el proceso de calibración del modelo, el valor numérico que por defecto utiliza el modelo y, finalmente, el valor fijado para el estudio realizado.

Tabla 1. Parámetros sensibles identificados durante el proceso de calibración y validación del modelo

PARÁMETRO	VALOR INICIAL	VALOR FINAL
SPCON.bsn	0,0001	0,0007
ADJ_PKR.bsn	1	0,5
SPEXP.bsn	1	1,3
NUPDIS.sbn	20	10
NPERCO.bsn	0,20	0,85
CMN.bsn	0,0003	0,003
CDN.bsn	1,4	0,5
RSDCO.bsn	0,05	0,1

Resultado 3

PARÁMETRO	VALOR INICIAL	VALOR FINAL
ESCO.hru	0,95	0,01
EPCO.hru	1	0,3
SURLAG.hru	4	0,05

Una vez definidos los periodos de calibración y validación y los parámetros sensibles, hay que definir las condiciones estadísticas que se pretende imponer a los resultados. En este estudio se han usado los siguientes estadísticos de evaluación, siguiendo lo recomendado por Moriasi et al. (2007) para la cuantificación de la precisión del modelo hidrológico en cuencas hidrográficas: Eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE), Porcentaje de Sesgo (PBIAS) y la relación entre Media Cuadrática y Desviación Estándar de los valores observados (RSR):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_{obs}^i - y_{sim}^i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_{obs}^i - \overline{y_{obs}})^2}$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (y_{obs}^i - y_{sim}^i) * (100)}{\sum_{i=1}^n (y_{obs}^i)}$$

$$RSR = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (y_{obs}^i - y_{sim}^i)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (y_{obs}^i - \overline{y_{obs}})^2}}$$

donde y_{obs}^i es el valor i ésimo observado, y_{sim}^i es el valor i ésimo simulado, $\overline{y_{obs}}$ es la media de los datos observados y n es el número total de observaciones.

*Resultado 3***3.2. Caudal**

En la figura 1 se ilustran los mejores resultados de simulación del caudal del río Guadalete. Así, se representa gráficamente una subcuenca situada en el tramo alto del Guadalete. Se corresponde con la zona donde el efecto de los sistemas de regulación es mínimo, o nulo. Se ha elegido como periodo de calibración, teniendo en cuenta los años de datos observados a disposición de los modeladores, desde octubre 1981 hasta Julio 1990. Aunque, resulta imprescindible destacar que hay una falta de datos importante entre el año 1985 y el año 1987 y desde el 1991 hasta el 2000. Por otro lado, el periodo de validación presenta un registro de datos más completo, desde octubre 2000 hasta abril 2007.

Los datos estadísticos, que se resumen en la tabla 2, demuestran el excelente funcionamiento del modelo para simular el caudal del río, mejorando el rendimiento durante el periodo de validación.

Según los valores estadísticos propuesto por Moriasi et al. (2007) para la simulación del caudal en una cuenca hidrográfica, los resultados obtenidos cumplen con la mejor de las hipótesis, pudiendo atribuir un valor cualitativo de “muy bueno” ($0,75 < NSE \leq 1$, $0 \leq RSR \leq 0,5$ y $PBIAS < \pm 10$) para cada uno de los tres modelos estadísticos de evaluación considerado.

De esta manera, considerando los resultados alcanzados, es posible concluir que en línea general los procesos hidrológicos en la cuenca considerada funcionan de manera más que satisfactoria, con una sobrestima de los picos de caudal durante el periodo de calibración y una ligera subestima durante la validación especialmente en el periodo final de estudio.

Resultado 3

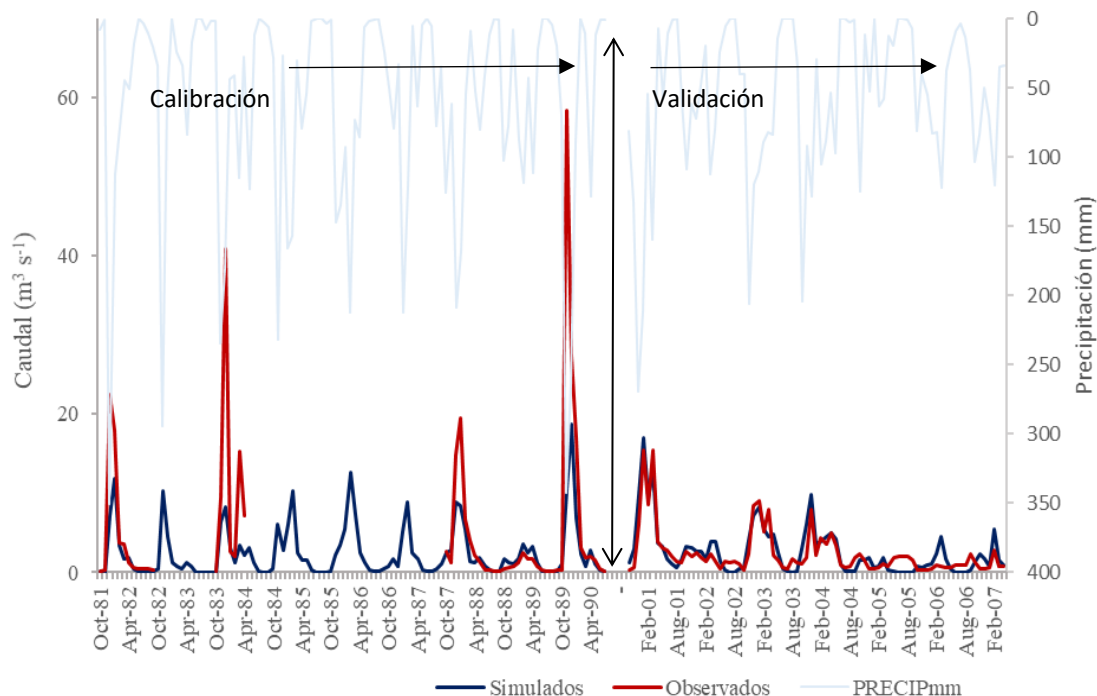


Figura 1. Resultados de calibración y validación del caudal. La grafica se refiere a la subcuenca que nos proporciona la mejor performance del modelo, considerando los datos observados disponibles. En rojo se indican los valores de caudal observados y en azul oscuro los observados. En el eje secundario se representa la precipitación ocurrida durante el periodo de estudio.

Tabla 2. Resultados estadísticos de la calibración y validación del modelo hidrológico SWAT para el caudal en la cuenca hidrográfica del Guadalete

	PERIODO COMPLETO	CALIBRACIÓN	VALIDACIÓN
NSE	0,99	0,98	0,99
RSR	0,07	0,14	0,03
PBIAS	7,5%	14%	-3%

3.3. Nitratos

El elevado coste y la complejidad logística que los procesos de muestreo de nitratos implican hace que la medición de la concentración de estos elementos en aguas superficiales sea difícil de llevar a cabo, con una frecuencia que sea lo bastante elevada para

Resultado 3

los modeladores. Por lo tanto, hay que considerar la escasez de datos observados a la hora de evaluar el funcionamiento del modelo durante la simulación de este elemento.

A diferencia del caudal, los datos observados de nitratos, y nutrientes en línea general, son medidas puntuales tomadas de manera aleatoria en puntos específicos de muestreo. Esto significa que una medida representa el comportamiento del elemento considerado en este preciso instante de tiempo en que se toma la muestra. Mientras, hay que considerar que el modelo refleja la media mensual de lo que sería el comportamiento de la concentración de dicho elemento.

Para la calibración y validación de los nitratos se han tenido en cuenta 4 estaciones, una en el tramo alto, dos en el tramo medio/alto y la última en el tramo bajo del cauce del río Guadalete (Fig. 2).

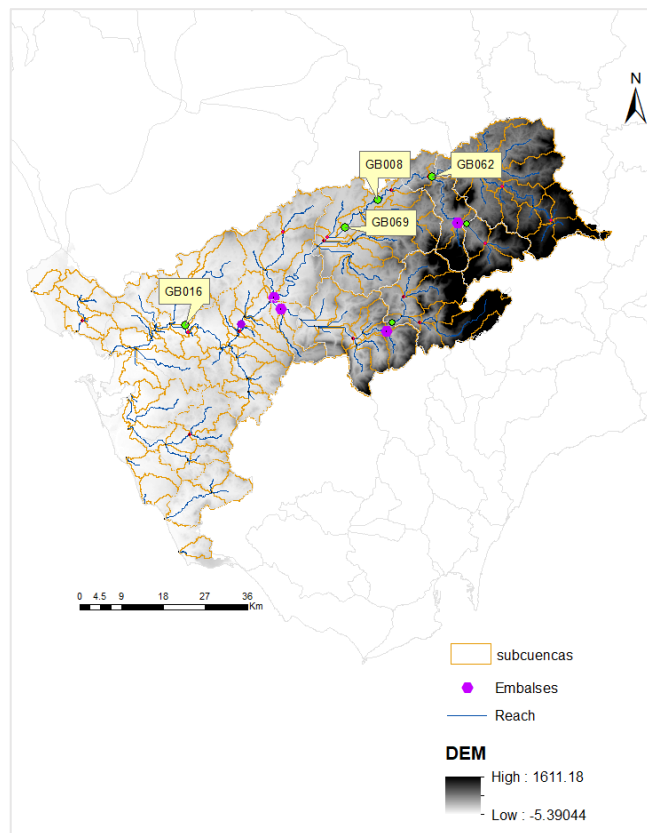


Figura 2. Cuenca hidrográfica del Guadalete y estaciones de muestreo consideradas para la calibración y validación del modelo. En amarillo se representa la división en subcuencas propuesta con el modelo SWAT y los puntos rosas representan los embalses de la cuenca.

Resultado 3

Según la clasificación propuesta por Moriasi et al. (2007), para los nutrientes se consideran “muy buenos” valores de PBIAS $\leq \pm 25$, “buenos” entre ± 25 y ± 40 , “satisfactorios” entre ± 40 y ± 70 y, por último, resultados con PBIAS $\geq \pm 70$ vienen considerados “non satisfactorios”.

En la figura 3 se representa la gráfica de la estación elegida como representativa, cuyos resultados han dado valores estadísticos reconocidos como “buenos”. En la tabla 3 se resumen los resultados estadísticos obtenidos, tanto para el periodo completo de estudio como para el periodo de calibración y validación, para las otras estaciones consideradas. En general, los resultados obtenidos van desde “muy bueno” a “satisfactorio”, y en ningún caso estamos en situación de datos “non satisfactorio”

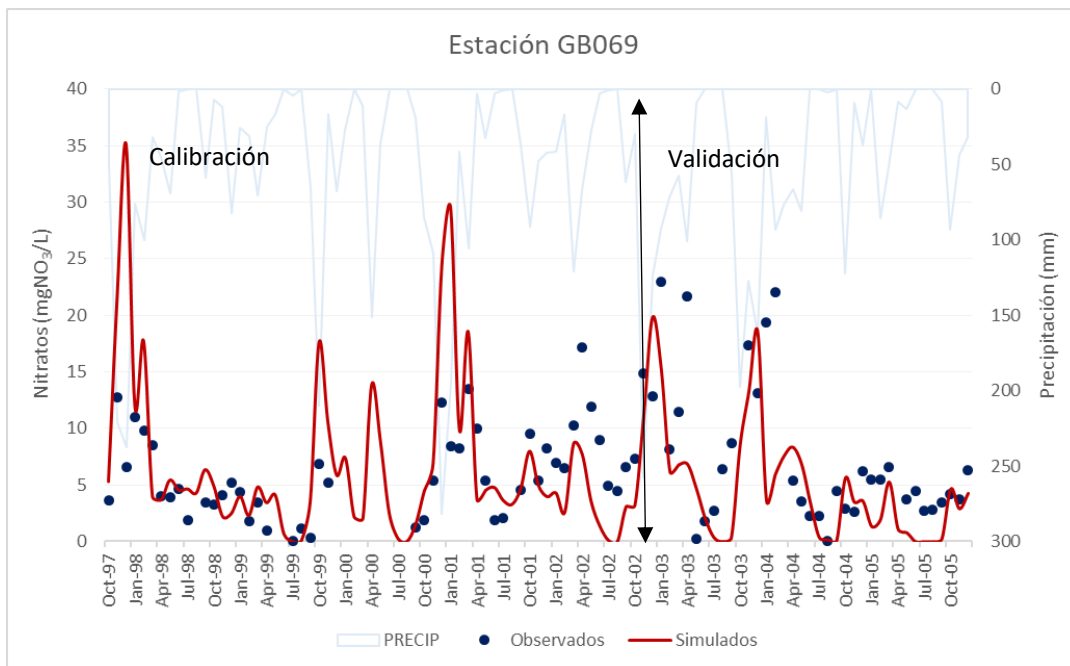


Figura 3. Gráfica de los datos observados y simulados de nitratos en una de las subcuencas considerada para la calibración del modelo. Los puntos azules oscuro se refieren a los datos observados, en rojo los datos simulados. En el eje secundario se representan los datos de precipitación para el periodo de estudio considerado. La flecha negra indica la división entre el periodo de calibración y el periodo de validación.

Resultado 3

Tabla 3. Resultados estadísticos obtenidos para los nitratos, tanto para el periodo completo de estudio como para el periodo de calibración y validación, para las cuatro diferentes estaciones consideradas

	PERIODO COMPLETO			CALIBRACIÓN			VALIDACIÓN		
	NSE	RSR	PBIAS	NSE	RSR	PBIAS	NSE	RSR	PBIAS
GB-069	0,99	0,06	-6%	0,86	0,36	-36%	0,88	0,34	33%
GB-062	0,85	0,38	37%	0,98	0,13	13%	0,63	0,60	58%
GB-016	0,99	0,03	-2%	0,95	0,21	19%	0,67	0,57	52%
GB-008	0,98	0,14	13%	0,95	0,2	19%	0,99	0,04	4%

3.4. Sedimento en Suspensión

Los sedimentos en suspensión, tal y como los nutrientes, representan un punto crítico a la hora de calibrar un modelo hidrológico. La complejidad en su modelización se debe, principalmente, a la frecuencia y escasez de datos observados. Además, el régimen natural de transporte de sedimentos desde aguas arriba hasta la desembocadura del río, puede estar influido tanto por las condiciones climáticas, sobre todo viento y lluvia que alteran la erosión de la superficie, como por el uso y cobertura del suelo y las presas y embalses de la zona.

Según lo dicho anteriormente, se observa una discrepancia entre datos observados y medidos debido a muestreos realizados tras situaciones de fuertes lluvias o viento y situaciones de sequía, que se traduce gráficamente en una subestima, o sobreestima, de los picos de concentración, imposible de ajustar mediante parámetros sensibles. Si a esto se le añade que los muestreos no siguen un patrón, si no que se toman muestras sin tener en cuenta las condiciones climáticas, el trabajo de los modeladores resulta aún más complicado.

Resultado 3

A pesar de las complicaciones encontradas, los resultados en la tabla 4 demuestran que, para la mayoría de las subcuencas utilizadas para la calibración y validación (Fig.2), se obtienen resultados “satisfactorios”, según la clasificación propuesta por Moriasi et al. (2007). Es decir, los valores se encuentran entre $\pm 30 \leq \text{PBIAS} < \pm 55$ para el modelado de los sedimentos. De tal manera, se clasifican “muy buenos” de $\text{PBIAS} < \pm 15$, “buenos” para $\pm 15 \leq \text{PBIAS} < 30$ y “non satisfactorios” valores de $\text{PBIAS} \geq \pm 55$.

En la figura 4 se representa gráficamente la estación elegida como representativa para ilustrar los resultados de calibración y validación de los sedimentos en suspensión. Esta coincide con la utilizada para la calibración y validación de los nitratos. En la gráfica es posible comprobar que, en línea general, la simulación se ajusta a los valores observados, a excepción de unos pocos datos que se destacan de manera muy evidente.

Si bien, se encuentran situaciones satisfactorias en la gran parte de las simulaciones, seguramente, es posible obtener resultados mejores de simulación perfeccionando la calidad de los datos observados, en el futuro. Por ejemplo, se podrá relacionar si datos anómalos muy altos, son debidos a factores climáticos u otros factores externos.

Resultado 3

Tabla 4. Resultados estadísticos obtenidos para los sedimentos en suspensión, tanto para el periodo completo de estudio como para el periodo de calibración y validación, para las cuatro diferentes estaciones consideradas. En rojo se evidencian los valores estadísticos considerados no satisfactorios

	PERIODO COMPLETO			CALIBRACIÓN			VALIDACIÓN		
	NSE	RSR	PBIAS	NSE	RSR	PBIAS	NSE	RSR	PBIAS
GB-069	0,80	0,44	43%	0,78	0,46	45%	0,82	0,42	41%
GB-062	0,58	0,65	64%	0,34	0,80	79%	0,95	0,23	-22%
GB-016	0,99	0,02	-2%	0,96	0,20	18%	0,60	0,63	56%
GB-008	0,94	0,24	-23%	0,99	0,09	-8%	0,21	0,88	-80%

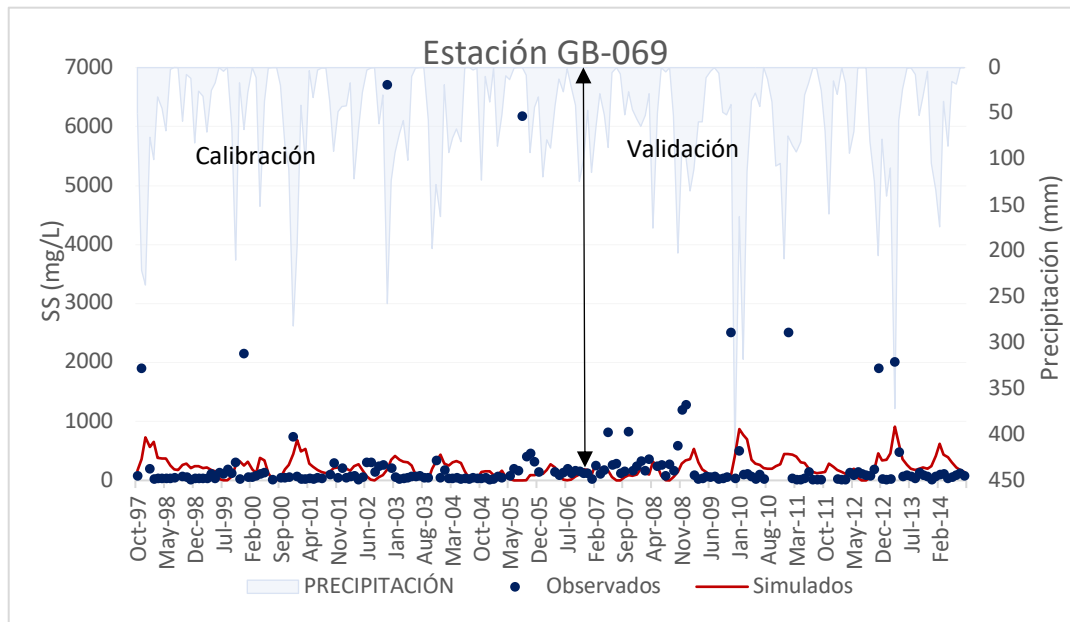


Figura 4. Gráfica de los datos observados y simulados de sedimentos en suspensión (SS) en una de las subcuencas considerada para la calibración del modelo. Los puntos azules oscuro se refieren a los datos observados, en rojo los datos simulados. En el eje secundario se representan los datos de precipitación para el periodo de estudio considerado. La flecha negra indica la división entre el periodo de calibración y el periodo de validación.

4. Referencias bibliográficas

- Abbaspour, K.C., Rouholahnejad, E., Vaghefi, et al. (2015). A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *J. Hydrol*, 524, 733–752.
- Álvarez O, Izquierdo A, Tejedor B, et al. 1999. The influence of sediment load on tidal dynamics, a case study: Cadiz Bay. *Estuar. Coast. Shelf Sci*, v 48, 439–450.
- Álvarez O, Tejedor B, Tejedor L. et al. 2003. A note on seabreeze-induced seasonal variability in the K1 tidal constants in Cadiz Bay, Spain. *Estuar. Coast. Shelf Sci*, v 58: 805–812.
- Arnold, J. G., Moriasi, D.N., Gassman, P.W., Abbaspour, K.C., White, M.J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R.D., van Griensven, A., van Liew, M.W., et al. (2012). SWAT: Model use, calibration, and validation. *Trans. ASABE* 55(4), 1345-1352. doi.org/10.13031/2013.42256
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., Williams, J.R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: model development. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 34 (1), 73–89.
- Azevedo A., Fortunato A.B., Epifânio B., Den Boer S., Oliveira E.R., Alves F.L., De Jesus G., Gomes J.L., Oliveira A. (2017). An oil risk management system based on high-resolution hazard and vulnerability calculations. *Ocean and Coastal Management*, 136, 1-18.
- Bronstert A. (2004). Rainfall-runoff modelling for assessing impacts of climate and land-use change. *Hydrol. Process.* 18, 567–570. DOI: 10.1002/hyp.5500.
- Di Maio, A., Martin, M.V., Sorgente, R. (2016). Evaluation of the search and rescue LEEWAY model in the Tyrrhenian Sea: a new point of view. *Natural Hazards in the Earth System Science*, 16, 1979-1997.
- Gomiz-Pascual, J.J., Bolado-Penagos, M., Gonzalez, et al. (2021). The fate of Guadalquivir River discharges in the coastal strip of the Gulf of Cádiz. A study based on the linking of watershed catchment and hydrodynamic models. *Sci. Total Environ*, v 795, 148740.
- Gomiz-Pascual J.J. (2017). Conexión de procesos hidrológicos e hidrodinámicos entre el golfo de Cádiz y el mar de Alborán. Tesis Doctoral Universidad de Cádiz.
- González C.J., Bolado-Penagos M., Gomiz-Pascual J.J. (2018). SciLLa: a scientific/learning Lagrangian model for teaching transport-dispersion processes in Marine Sciences, Oceanography, and Coastal Management degrees at the University of Cadiz (Spain). *Proceedings of INTED2018 Conference*, 8377-8383. ISBN: 978-84-697-9480-7
- González del Tánago, M., Román, M., García de Jalón, D., Mayoral, C. (2010). Evolución del territorio fluvial del río Guadalete y propuestas para la mejora de su funcionamiento hidro-morfológico. Fundación conde del valle de Salazar, E.T.S. ingenieros de montes, universidad politécnica de Madrid.
- Grey, O.P., Webber, D.F.G., Setegn, S.G., Melesse, A.M. (2014). Application of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT Model) on a small tropical island (Great River Watershed, Jamaica) as a tool in Integrated

Resultado 3

Watershed and Coastal Zone Management. Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) Vol. 62 (Suppl. 3): 293-305.

- Harper, D. (1992). Eutrophication of Freshwaters. Netherlands, Springer.
- Kagan B.A., Álvarez O., Izquierdo A. (2005). Weak wind-wave/tide interaction over fixed and moveable bottoms: a formulation and some preliminary results. Cont. Shelf Res, v 25 (7-8), 753-773.
- Kagan B.A., Álvarez O., Izquierdo A., (2003a). Weak wave/tide interaction in suspended sediment-stratified flow: a case study. Est., Coast. & Shelf Sci, v 56(5-6), 989-1000.
- Kagan B. A., Álvarez O., Izquierdo A., et al. (2003b). Weak wind-wave/tide interaction over a moveable bottom: results of numerical experiments in Cádiz Bay. Cont. Shelf Res, v 23(5), 435-456.
- Kagan B.A., Tejedor L., Álvarez O. et al. 2001. Weak wave-tide interaction formulation and its application to Cádiz Bay. Cont. Shelf Res, v 21(6-7), 697-725.
- Maldonado A. (2001). Naturaleza, sociedad, democracia. Una crítica reconstructiva del ecologismo político. Tesis doctoral, Universidad de Málaga.
- Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D., Veith, T.L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE). Vol 59(3): 885-900.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., Grassland, S. (2011). Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation, Version 2009. Springer, Berlin.
- Omernik, J.M. (1977). Nonpoint source-stream nutrient level relationships: a nationwide study. Special Studies. Branch Corvallis Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/3-77-105.
- Peierls, B.L., Caraco, N.F., Pace, M.L., Cole, J.J. (1991). Human influence on river nitrogen. Nature 350, 386-387.
- Smart, M.M., Jones, J.R., Sebaugh, J.S. (1985). Stream-watershed relations in the Missouri Ozark plateau province. *J. Environ. Qual.* 14, 77-82.
- Sotillo M.G., Álvarez Fanjul E., Castanedo S., Abascal A.J., Menendez J., Emelianov M., Olivella R., García-Ladona E., Ruiz-Villarreal M., Conde J., Gómez M., Conde P., Gutierrez A.D., Medina R. (2008). Towards an operational system for oil-spill forecast over Spanish waters: Initial developments and implementation test. Marine Pollution Bulletin, 56, 686-703.
- Spaulding M.L. (2017). State of the art review and future directions in oil spill modeling. Marine Pollution Bulletin, 115, 7-19.
- Winchell, M.F., Srinivasan, R., Di Luzio, M., Arnold, J. (2013). ArSWAT interface for SWAT 2012 user's guide. Temple (TX): Blackland Research and Extension Center AgriLife Resources. 464 p.